



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL**

**INFLUENCIA DEL TIPO DE INÓCULO Y DE LA ADICIÓN DE
RESIDUOS CÁRNICOS Y LÁCTEOS EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN
ANAEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS
URBANOS**

Tesis

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN INGENIERÍA

Presenta

M. en I. Mariela Yuvinka Peña Vargas

Tutor Principal

Dr. Alfonso Durán Moreno

Facultad de Química

Comité tutor

Dr. Germán Buitrón Méndez

Instituto de Ingeniería

Dr. Jorge Gómez Hernández[†]

Universidad Autónoma Metropolitana

Ciudad Universitaria, Cd. Mx. mayo de 2019



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: Dr. Elías Martínez Hernández

Secretaria: Dra. Gabriela Moeller Chávez

Vocal 1: Dr. Germán Buitrón Méndez

Vocal 2: Dr. Óscar González Barceló

Vocal 3: Dr. Alfonso Durán Moreno

Lugar donde se realizó el trabajo de tesis

Laboratorios 301 a 303, Conjunto E. Unidad de Proyectos y de Investigación en Ingeniería Ambiental (UPIIA), Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Química, UNAM.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Alfonso Durán Moreno

FIRMA

Agradecimientos

Durante este doctorado he vivido diferentes experiencias, y con ellas me han acompañado muchas personas. Algunas pasaron y otras se quedaron, pero todas me enseñaron algo, mi gratitud queda con ustedes.

A continuación, nombro y agradezco a los que han estado conmigo en solo esta etapa de tesis.

Al Dr. Alfonso Durán Moreno por haberme aceptado en su grupo de investigación, por las pláticas, consejos y la autonomía con la que me dejó trabajar todo este tiempo.

Al Dr. Jorge Gómez Hernández por sus comentarios certeros, y la guía con su experiencia, demostrando que se puede ser grande en conocimientos, pero también en corazón.

Al Dr. Germán Buitrón por todo su tiempo y comentarios a lo largo de esta tesis.

Al Dr. Óscar González por aceptar ser parte de esta última etapa, sin embargo, me aconsejó desde el inicio, atento al trabajo y dando ideas para mejorarlo.

A la Dra. Gabriela Moeller por sus enseñanzas en clase, sus comentarios en el examen de candidatura, y ser parte de todo este proceso.

Al Dr. Elías Martínez por el interés hacia mi trabajo, los buenos consejos y sobre todo por haber facilitado una estancia de investigación con su equipo en la University of Bath.

A la Mtra. Nora Salinas Castillo por ser amiga, escuchar, comprender, aconsejar, por todo tu tiempo, por preocuparte tanto y ayudar en momentos claves para mí. Te quiero mi Nori.

A la Dra. Marisela Bernal por su apoyo calibrando el cromatógrafo y explicación paciente en la técnica de análisis elemental.

A la Ing. Cristina Aráoz e Ing. José Manuel Ortíz, por toda la ayuda y guía brindada, a lo largo de estos 4 años, resolviendo con eficacia los tramites que se presentaron.

A todos mis compañeros de laboratorio; a los que fueron compañeros siendo estudiantes, gracias por su interés, apoyo y ganas de aprender.

Al personal administrativo, técnico, vigilancia, limpieza, y mantenimiento del conjunto E de la Facultad de Química, por su arduo trabajo, cordialidad y continuo apoyo logístico.

A **México** lindo y querido, a su gente que me brindo sonrisas, cariño, y ayuda; que con solo dos palabras “*échale ganas*” encendían en mi la ilusión de seguir adelante y hacían que no me sintiera ajena en este país definiendo que la felicidad es mi color de identidad. Aprovecho cada instante de mi vida por eso conecto inevitablemente con las personas que realmente importan porque nada sucede por casualidad.

A mis 5 fantásticos: **Kiki, Papi, Meme, Gabita y Carlos Miguel**, por ser parte de mi vida extraordinaria, haciéndome sentir increíblemente bien cuando estoy rodeada de ustedes, sobre todo por confiar que esto sería posible, por inspirarme, darme su luz, apoyo, valor, consejos y alegría ante la adversidad. Son lo más importante que tengo y ser parte de esta familia me llena de orgullo.

A mi **Madre** por ser un ejemplo de lucha, perseverancia y temple. Te amo Mamá.

Agradecimientos especiales

A la Universidad Nacional Autónoma de México por convertirse en mi primer hogar en México. Por haberme brindado una buena formación académica. Por la música, el arte, la ciencia, la cultura, el deporte, el humanismo, sus instalaciones y otros muchos dones que nos regala día a día.

A la Facultad de Química, especialmente disfruté de las playas del conjunto E; una profunda respiración siempre es mejor desde la lomita verde.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de doctorado otorgada.

Al Fondo de Sustentabilidad Energética SENER-CONACYT, Clúster Biocombustibles Gaseosos (proyecto 247006).

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Hipótesis	6
1.2 Objetivo General.....	6
1.3 Objetivos Específicos	6
1.4 Alcances.....	7
2. GENERACIÓN DE RESIDUOS	8
2.1 Residuos sólidos urbanos.....	8
2.1.1 Carbohidratos	9
2.1.2 Proteínas	9
2.1.3 Lípidos	10
2.2 Residuos agroindustriales.....	10
2.2.1 Residuos de la industria de lácteos	11
2.2.2 Residuos de la industria ganadera	13
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA	15
3.1 Bioquímica de la digestión anaerobia.....	15
3.2 Inóculo	16
3.3 Potencial de sustratos para digestión anaerobia	17
3.3.1 Clasificación y composición de la FORSU	18
3.3.2 Sustancias recalcitrantes	19
3.3.3 Biodegradabilidad.....	20
3.3.4 Relación C:N	21
3.4 Codigestión anaerobia	21
3.4.1 Cosustratos	21
3.4.2 Producción de biogás.....	23
4. METODOLOGÍA.....	25
4.1 Obtención y caracterización de los sustratos y de los inóculos.....	25
4.1.1 Sustratos	25
4.1.2 Inóculo.....	28
4.2 Diseño de experimentos	29
4.3 Configuración de reactores	31
4.3.1 Condiciones operacionales	31
4.3.2 Actividad inicial del inóculo	32

4.3.3 Monodigestión.....	32
4.3.4 Codigestión.....	33
4.3.5 Métodos analíticos de seguimiento.....	33
4.3.6 Análisis de varianza.....	34
4.4 Equilibrio químico en el proceso de digestión anaerobia.....	35
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	38
5.1 Obtención de muestras.....	38
5.1.1 Sustratos.....	38
5.1.2 Inóculo.....	39
5.2 Caracterización de las muestras.....	40
5.2.1 Sustratos.....	40
5.2.2 Inóculo.....	43
5.3 Actividad inicial del inóculo.....	43
5.3.1 Morfología del lodo.....	43
5.3.2 Potencial de degradación.....	44
5.4 Monodigestión.....	45
5.4.1 Capacidad amortiguadora.....	46
5.4.2 Parámetros de degradación.....	48
5.4.3 Producción de biogás.....	49
5.5 Codigestión.....	51
5.5.1 Estabilidad del proceso.....	51
5.5.2 Dinámica de los parámetros fisicoquímicos.....	52
5.5.3 Generación de biogás.....	54
5.5.4 Lodo granular vs. lodo suspendido.....	55
5.5.5 Análisis de relaciones de mezclas de codigestión.....	57
5.6 Equilibrio químico y digestión anaerobia.....	60
5.6.1 Análisis elemental y fórmulas empíricas aproximadas.....	60
5.6.2 Energías de formación.....	61
6. CONCLUSIONES.....	66
7. REFERENCIAS.....	68
ANEXOS.....	75

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Niveles de desperdicio de alimentos en México por tipo de alimento.	8
Tabla 2 Características operacionales de sistemas en codigestión	12
Tabla 3 Codigestión anaerobia de residuos cárnicos.	14
Tabla 4 Aplicación de inóculo en digestión anaerobia.	17
Tabla 5 Contenido de lignina y fracción biodegradable de residuos sólidos	19
Tabla 6 Biodegradabilidad de compuestos en la FORSU	20
Tabla 7 Cosustratos en la digestión anaerobia.	22
Tabla 8 Características de los sustratos de codigestión.	23
Tabla 9 Métodos para la caracterización de los sustratos.	27
Tabla 10 Términos de diseño experimental.	30
Tabla 11 Plan esquemático de experimentos para la monodigestión y codigestión.	31
Tabla 12 Variables de respuesta	34
Tabla 13 Características de los sustratos de digestión con respecto a kg de FORSU.	42
Tabla 14 Características del inóculo.	43
Tabla 15 Correlaciones sobre la producción de biogás.	50
Tabla 16 Porcentaje de remoción y pH	52
Tabla 17 Ecuación estequiométrica de monodigestión anaerobia.	60
Tabla 18 Constantes del polinomio del Cp/R para los sustratos empleados.	61
Tabla 19 Entalpías de combustión a 25°C.	61
Tabla 20 Entalpías de monodigestión anaerobia.	62
Tabla 21 Composición de biogás y energías de Gibbs de formación a 25 °C.	63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Generación, valoración y tratamiento del lactosuero (Elaboración propia).....	11
Figura 2 Consumo nacional de carne.	13
Figura 3 Rutas metabólicas de la digestión anaerobia.....	15
Figura 4 Obtención y tratamiento mecánico de FORSU y RCB.....	27
Figura 5 Proceso de lavado de para lodos.	29
Figura 6 Sistema automático de la prueba de potencial de metano.....	32
Figura 7 Características físicas de sustratos	38
Figura 8 Producción de metano por tamaño de partícula del sustrato.....	39
Figura 9 Características físicas de inóculos	40
Figura 10 Estructura microscópica de los lodos.....	44
Figura 11 Comparación de la producción de biogás	45
Figura 12 Capacidad amortiguadora	47
Figura 13 Porcentajes de remoción en sistemas de monodigestión	49
Figura 14 Producción acumulada de biogás en monodigestión.	50
Figura 15 Estabilidad del proceso.	52
Figura 16 Producción de biogás y su composición de CH ₄ en codigestión.	55
Figura 17 Red de reacción propuesta para la codigestión.	57
Figura 18 Relaciones de mezclas de codigestión	59
Figura 19 Comportamiento del logaritmo natural de la constante de equilibrio.	65

RESUMEN

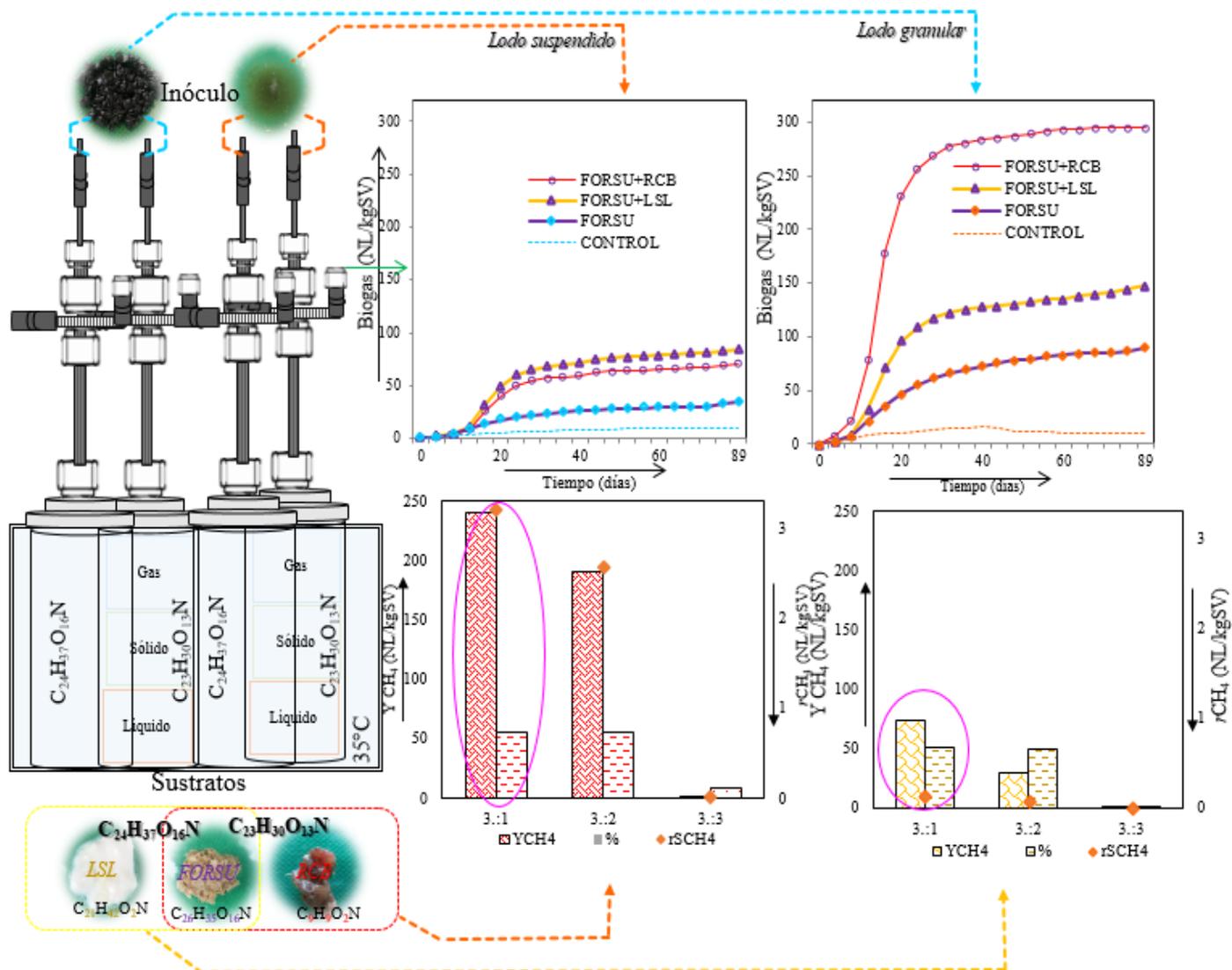
En este estudio, se investigó las interacciones sinérgicas e implicaciones de incrementar la producción de biogás de un sistema que trata la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), evaluando por separado, dos tipos de inóculo (lodo granular, y lodo suspendido) y la adición de dos tipos de residuos agroindustriales, residuos cárnicos de bovino (RCB) y lactosuero líquido (LSL).

La metodología se llevó a cabo en tres etapas; en la primera se realizaron monodigestiones de cada sustrato (FORSU, RCB y LSL) así como la actividad inicial de los inóculos donde se observó que la producción de biogás en los ensayos con FORSU fue 32% mayor cuando se utilizó el inóculo granular y con RCB con una producción de biogás 18% mayor usando el mismo inóculo, contrario al ensayo con LSL donde la producción de biogás fue 17 % mayor utilizando suspendido.

En la segunda etapa se analizó la codigestión, donde independientemente del sustrato, las diferencias de producción de biogás fueron considerablemente mayores, más del doble, con el inóculo granular con respecto al inóculo suspendido. Se aplicó un diseño de mezcla de dos factores con el objetivo de evaluar el impacto de la cantidad e interacciones de la mezcla donde se observó que tener la proporción de 1:1 de sustrato y cosustrato, el sistema se inhibe se observó la caída total de la producción de metano.

Finalmente, se evaluó el análisis del equilibrio químico para el proceso de digestión anaerobia de FORSU, LSL, y RCB con un enfoque estequiométrico. A partir de la ecuación de Buswel y haciendo uso de ella, el análisis termogravimétrico y la calorimetría de barrido diferencial (DSC), se obtuvieron las ecuaciones aproximadas de cada sustrato, sus entalpías de formación y su capacidad calorífica.

RESUMEN GRÁFICO



Palabras clave: Digestión anaerobia, codigestión, FORSU, residuos agroindustriales, manejo de residuos, biocombustibles.

1. INTRODUCCIÓN

En el inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México (Ayala et al., 2016) las estadísticas muestran que diariamente se generan en promedio 12,664 toneladas de residuos sólidos, producidos por más de 8 millones de habitantes, más la población flotante que ingresa diariamente proveniente de los municipios de la zona metropolitana.

Un porcentaje significativo mayor al 50% de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) corresponde a la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) lo que representa una importante fuente para la elaboración de composta, generación de biogás y de mejoradores de suelo requeridos en las áreas verdes (Cordero, 2013). Por otro lado, la Aguilar (2015), reporta que en México se desperdician más de 10 mil toneladas de alimentos por año, lo cual representa hasta el 37% de la producción agrícola del país. Los sectores cárnicos y de la industria lechera representan respectivamente el 35% y el 37% del desperdicio nacional (Pérez, 2014).

En el sector cárnico mexicano, Gamboa (2017) menciona que los ganaderos tienen entre un 20 a 35% de residuo cárnico de bovino (RCB); al problema de la cantidad producida, también se añaden otros del almacenamiento adecuado y suficiente, sistemas de transporte y dispersión sobre los campos, lo que suele provocar una contaminación de las aguas; por un uso agrícola excesivo o inadecuado que da lugar a una contaminación difusa a través del agua de lluvia o por vertido incontrolado directo; ambos casos afecta a las aguas superficiales como a las subterráneas (Luste et al., 2010; FAO, 2015).

En México, el lactosuero es un residuo con grandes potencialidades de aprovechamiento en el proceso de codigestión anaerobia, ya que se llegan a producir hasta 9 kg de lactosuero líquido (LSL) por cada kilogramo de queso producido. Para el tratamiento de suero lácteo, preferentemente se aplican tratamientos biológicos antes de que sea vertido a los suelos y ríos, es por ello que se plantean procesos convencionales y no convencionales. Los procesos convencionales depuran las aguas residuales y no el suero en sí (Kargi y Uzunşar, 2012).

El lactosuero tiene una alta demanda química de oxígeno ($DQO = 50-60 \text{ g L}^{-1}$), y así, Kargi y Uzunşar, (2012) lo consideran un nutriente rico para la generación de biocombustibles (etanol y metano) y químicos (ácidos orgánicos) mediante la fermentación por su alto

contenido de carbohidratos (5–6 % w v⁻¹ lactosa), proteínas (0.8–1 %), lípidos (0.06 %), riboflavina (0.0017%) cuya simbiosis puede resultar en interacciones sinérgicas entre sus poblaciones microbianas.

El incremento en el consumo, de todo tipo de materias por parte de la sociedad, ha generado un notable incremento de la producción y complejidad de los residuos (Teixeira et al., 2014), convirtiéndose en una problemática ambiental; que se puede transformar en un bienestar social vinculado con la capacidad del medio de absorber los impactos producidos (Moestedt et al., 2016). La valorización energética es una forma de gestión de residuos, con la cual se aprovecha el potencial energético de los mismos, y que permite reducir la cantidad de materia que se envía a disposición final (Beevi et al., 2015). Una vía de tratamiento, que suma esfuerzos para una gestión energética y de residuos, es la digestión anaerobia aplicada a residuos orgánicos para generar biogás (Cuetos et al., 2008; Schievano et al., 2010; Esposito et al., 2012; Galbe et al., 2012).

El aislamiento de las corrientes indeseables es la primera etapa de los procesos no convencionales, lo cual busca utilizar el residuo industrial para obtener diversos productos de fermentación. En la última década se han evaluado y propuesto varias configuraciones de reactores para la mejora del biogás a partir de residuos orgánicos (Nasir et al., 2012; Nizami y Murphy, 2010). Bertin et al. (2013) y Nasir et al. (2012) afirman que la codigestión aumenta la eficacia del tratamiento y la estabilidad del proceso en relación con la digestión de un único sustrato.

La digestión anaerobia no está muy extendida en la industria láctea, debido a que es un sector muy fragmentado, con grandes y menores productores. En el caso de la industria ganadera, se da una gestión al estiércol como fertilizante en pequeñas y medianas explotaciones y en algunos casos en digestión anaerobia, Sin embargo, los RCB Se encuentran con dificultades a la hora de utilizar como abono directo, encontrándose con un excedente de residuo que si puede gestionarse adecuadamente por medio de la digestión anaerobia.

Contrariamente al LSL, los residuos de carne de bovino (RCB) se caracterizan por su baja relación C/N (Esposito et al., 2012). Debido al alto contenido de nitrógeno de los RCB (0.008-0.01%), el amonio libre tiende a acumularse en los digestores, lo que resulta en la

inhibición de los procesos microbianos de digestión anaerobia provocando una interacción amensalista en las poblaciones microbianas (Cui et al., 2011).

Los RCB se caracterizan por un alto contenido orgánico, compuesto principalmente de proteínas, grasas y vitaminas en comparación con residuos del ganado porcino y avícola (Erdman et al., 2012). Okoro et al. (2017), destacan el potencial de estos residuos para la generación de biocombustibles, la composición de las vitaminas B2 (riboflavina) interviene en reacciones relacionadas con el transporte de hidrógeno, metabolismo de lípidos, ácidos nucleicos y proteínas.

La riboflavina es una de las vitaminas B, hidrosoluble sin capacidad de ser almacenada. Esta vitamina es un componente esencial de dos coenzimas principales, el mononucleótido de flavina (FMN; también conocido como riboflavina-5'-fosfato) y el dinucleótido de adenina de flavina (FAD). Estas coenzimas juegan un papel importante en la producción de energía; metabolismo de las grasas y función celular (Dainty et al., 2007; Erdman et al., 2012; Gregory, 2012).

Después del brote de EEB (encefalopatía espongiiforme bovina) en el ganado vacuno, el tratamiento de los residuos cárnicos de bovino se hacía por técnicas limitadas dependiendo de cada país; dependiendo de la categoría de subproducto (de acuerdo con el riesgo sanitario), el tratamiento de estos residuos a través de la digestión anaerobia permitió altos rendimientos esperados de metano (Pagés-Díaz et al., 2015, Palatsi et al., 2011).

Aunque la codigestión ha sido exitosa a través del uso de lodos de aguas residuales y de varios desechos orgánicos, como los desechos de alimentos (Koch et al., 2015) o el glicerol en bruto (Silvestre et al., 2015) entre otros que han sido reportados en muchos estudios recientes, varios aspectos clave del proceso de codigestión anaerobia permanecen poco comprendidos. En particular, se sabe poco sobre el efecto sinérgico de la codigestión sobre el comportamiento anaerobio y los mecanismos asociados responsables de dicho efecto.

El proceso de digestión anaeróbica se ha utilizado para el tratamiento de la FORSU; sin embargo, aún existe una falta de comprensión y capacidad para utilizar las tecnologías apropiadas para otros residuos agroindustriales que actualmente están subutilizados (por

ejemplo, RCB, y LSL). Que debido a su composición química tienen el potencial de ser un recurso valioso en un sistema integrado de tratamiento y gestión de residuos sólidos.

La FORSU contiene una cantidad suficiente de microorganismos autóctonos y, por lo tanto, raramente se inocula el proceso de digestión anaerobia; no obstante, en ocasiones puede necesitar un lodo o inóculo con un consorcio microbiano ya establecido.

Aunque se sabe que el tipo de inóculo es uno de los factores más importantes que influye en la digestión anaerobia (De Gioannis et al., 2013), la información sobre sus efectos es aún escasa. Con los antecedentes mencionados, se evaluó cómo influye un lodo de alta y baja generación de sustancias de polímeros extracelulares (SPE) en la formación de consorcios microbianos especializados que al ser utilizarse como inóculo en un proceso de digestión anaerobia de FORSU. En que se hicieron dos arreglos metabólicos de adición de RCB y por otro lado de LSL para proporcionar interacciones sinérgicas que incrementen la producción de biogás.

El arreglo metabólico con estos cosustratos fue considerado por dos razones; primero, son los de mayor generación en desperdicio agroindustrial a nivel nacional; y segundo, por su composición de nitrógeno orgánico, nutrientes minerales, y vitamina B2 que tiene un efecto de interacción comensalista y sinérgica no obligatorio entre las poblaciones microbianas interviniendo en las reacciones metabólicas de las proteínas, lípidos, y carbohidratos (Atlas, R.M. y Bartha, 2002).

Las estrategias respecto a la digestión anaerobia para procesos intermediarios han sido muy dispares; los principales aspectos que se han estudiado se relacionan con las condiciones de temperatura, la aplicación de pretratamientos y el empleo de diferentes configuraciones del proceso. Por ello esta tesis propone como una opción para la gestión y tratamiento de residuos orgánicos como la FORSU y residuos agroindustriales como; el residuo cárnico de bovino (RCB) y el lactosuero líquido (LSL). El hecho de que las industrias lácteas estén ubicadas próximas a las explotaciones de ganado vacuno permite que se pueda proponer la codigestión del LSL y RCB con la FORSU, originándose de esta forma un proceso de digestión más estable, una mayor producción de biogás y la valorización de los residuos orgánicos evitando la contaminación.

Con el propósito de incrementar el abastecimiento mediante energías alternativas y minimizar los impactos sobre el medio ambiente, en la Ley para el Aprovechamiento de las Energías Renovables y el Financiamiento de la Transición Energética (LAERFTE, 2008) se establece que, para el año 2024 en México, la participación de las fuentes no fósiles en la generación de electricidad será del 35%.

Un factor para comprometer la seguridad energética y la sustentabilidad ambiental es la participación de tecnologías renovables, esto implica la diversificación de fuentes de energía, la reducción de consumo de combustibles fósiles, y emisiones de gases de efecto invernadero

La Estrategia Nacional de Energía 2013-2027 resalta que se deberá trabajar en desarrollar proyectos que generen valor agregado para la industria energética mexicana, fortaleciendo a los institutos de investigación y de educación del sector energético

Así también la Secretaría de Energía (SENER) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) anunciaron una inversión, a través del Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Sustentabilidad Energética, de más de 70 millones de dólares para la creación del Centro de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio) el cual funcionaría por cuatro años para cumplir con los objetivos 2020 para biocombustibles y biomasa en México. El CEMIE-Bio empezó sus actividades a partir de 2016 involucrando instituciones de educación superior, centros de investigación, entre otros. Como parte de este centro, el clúster de biocombustibles gaseosos (CBG) reúne los esfuerzos nacionales para desarrollar tecnologías para lograr que en 2027 el 5% de la energía eléctrica generada a partir de metano e hidrógeno provenga de residuos orgánicos (Arellano et al., 2018).

La misión del CBG hace hincapié en la investigación aplicada, desarrollo tecnológico e innovación en el aprovechamiento de residuos orgánicos para la producción descentralizada de bioenergía, que impulsen el desarrollo económico e inclusión rural, reduciendo la dependencia en combustibles fósiles, disminuyendo la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y formando los recursos humanos necesarios para llevar a cabo el desarrollo nacional sustentable y contribuyendo a la seguridad energética (Arellano et al., 2018).

Dentro de este contexto en esta tesis se realizó un diagnóstico de la situación con respecto a la generación de residuos sólidos de la capital mexicana (Ciudad de México) para la producción de una fuente de energía renovable. El conocimiento de los sustratos, la abundancia de las poblaciones microbiológicas como el entendimiento de los procesos bioquímicos asociados a la biodegradación anaerobia, ayudan a predecir y vislumbrar las acciones a tomar durante la operación de reactores a escala real, con la finalidad de tratar y valorizar residuos orgánicos y agroindustriales para producir energía.

1.1 Hipótesis

El tipo de inóculo en un proceso de digestión anaerobia de la FORSU determina la tasa de biodegradabilidad en el sistema y al adicionar sustratos que aporten nitrógeno orgánico, como los residuos cárnicos, carbohidratos y nutrientes minerales, del lactosuero, permite tener un sustrato balanceado para un proceso de codigestión incrementando la producción de biogás.

1.2 Objetivo General

Evaluar la influencia del tipo de inóculo y del cosustrato de un proceso de digestión anaerobia a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) adicionando residuos cárnicos de bovino (RCB), y lactosuero líquido (LSL) para incrementar la producción de biogás.

1.3 Objetivos Específicos

- Determinar por monodigestión, el potencial de producción de metano de los sustratos FORSU, RCB, y LSL utilizando inóculo granular, e inóculo suspendido por separado.
- Evaluar la influencia por separado del tipo de inóculo y la combinación (RCB, o LSL) que se agrega a los procesos de digestión anaerobia a partir de FORSU.
- Determinar la proporción de cosustrato (RCB, o LSL) para una sinergia óptima de un proceso de digestión anaerobia a partir de FORSU.
- Realizar un análisis de equilibrio químico de cada sustrato y mezcla para la aproximación de su fórmula estequiométrica de cada uno.

1.4 Alcances

- La monodigestión (Grupo I) se evaluó en un diseño experimental de bloques anidados, a 35°C y con un tiempo de residencia de 21 días.
- La codigestión (Grupo II) se analizó con cuatro factores de tratamiento (RCB, LSL, LG, LS) sobre la producción de metano a partir de FORSU a una temperatura mesofílica y tiempo medido hasta producción final de metano $\leq 1\%$.
- Estrategias de alimentación para la operación de reactores (Grupo III, IV, y V), con un tiempo másico de residencia de 21 días, la producción de biogás se determinó con un sistema automático de prueba para Potencial de Metano.
- Pruebas termogravimétricas y calorimetría diferencial de barrido (DSC) de sustratos para un análisis de equilibrio químico, y poder calorífico del sistema.

2. GENERACIÓN DE RESIDUOS

Una adecuada gestión y valorización de los residuos urbanos y agroindustriales, principalmente residuos orgánicos, a través de la digestión anaerobia representa una oportunidad significativa para combinar el tratamiento de residuos y la producción de energía renovable (Esposito et al., 2012).

2.1 Residuos sólidos urbanos

La fracción orgánica representa más de la mitad de la generación de los residuos sólidos urbanos (RSU) que incrementa a medida que la población crece, y se prevé que para 2050 esta cantidad aumente 70% (FAO, 2015). La Tabla 1 muestra los porcentajes de los alimentos más desperdiciados en México, se puede observar que el mayor porcentaje es de los productos a base de trigo, con un 9 % los desperdicios de tortilla ocupan el último lugar. A 2% por debajo del promedio a nivel nacional de los desperdicios de alimentos y de leche de vaca se encuentran los residuos de carne de bovino (Aguilar, 2015).

Tabla 1 Niveles de desperdicio de alimentos en México por tipo de alimento.

Alimento	Desperdicio (%)	Alimento	Desperdicio (%)
Pan (productos de trigo)	45.31	Frijol	24.96
Carne de Puerco	40.91	Atún	23.43
Carne de Pollo	39.36	Naranja	23.22
Huevo blanco y rojo	37.66	Papaya	22.80
Leche de vaca	37.14	Ajo	21.35
Promedio nacional	37.02	Sandía	19.44
Carne de Res	34.87	Zanahoria	19.01
Limón	33.38	Tomate verde	17.78
Cebolla	32.08	Calabacita y calabaza	14.65
Jitomate	28.86	Tortilla	9.39

Fuente: Elaboración propia con datos de Pérez, 2014.

Se tiene previsto que para el 2020 en la ciudad de México, se tendrá una generación de la fracción orgánica de los residuos de 128000 T/día, lo cual representa más del 50 % en volumen total de residuos generado (Pérez, 2014).

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) es un sustrato bastante heterogéneo su composición química es bien conocida: grasas, hidratos de carbono, proteínas y lignocelulosa. Cuya producción de biogás, es dependiente tanto de configuración del proceso como también de las características de los residuos. Durante la última década, algunas investigaciones señalan que el rendimiento de ácidos grasos volátiles, limitado por la insuficiencia de carbohidratos (Zhuo et al., 2012) y el contenido de lignocelulosa, es el encargado de determinar el potencial de biogás.

La fracción biodegradable de la FORSU se compone de carbohidratos, proteínas y lípidos; sin embargo, la baja velocidad de transformación de la FORSU a estructuras fácilmente digeribles es atribuida fundamentalmente a la lignina debido a que es inerte a la biodegradación por vías anaerobias (Pellera et al., 2016).

2.1.1 Carbohidratos

Los principales carbohidratos presentes en la FORSU son las fibras crudas solubles e insolubles (celulosas, hemicelulosa y pectinas) y los almidones (Yang et al., 2015). Un componente que se encuentra en las fibras crudas, y no es un carbohidrato, es la lignina (polímero de varias moléculas de fenol), la cual está íntimamente ligada a los polisacáridos de la fibra cruda en los alimentos y aumenta la resistencia a la digestión al formar complejos lignocelulósicos con las celulosas y hemicelulosa (AACC, 2001).

En cuanto a la degradación de los carbohidratos, se sabe que la celulosa es más difícil de degradar que los monosacáridos. El contenido de fibra en los residuos es un indicador aproximado de la dificultad de degradación de los residuos sólidos y se considera al contenido de lignina como un factor negativo en la degradación (Buffiere et al., 2006). Una fracción considerable de la celulosa en la FORSU se encuentra incorporada en un complejo lignocelulósico con lignina (Pellera et al., 2016).

2.1.2 Proteínas

Al ser las únicas macromoléculas que integran la biomasa con contenido de nitrógeno y azufre, las proteínas son consideradas fácilmente degradables. La producción de ácido sulfhídrico durante la digestión anaerobia está a cargo del azufre, aumentando su composición en el biogás, lo cual no es deseable. Las proteínas azufradas son parte de algunos de los alimentos que llegan a formar parte de la FORSU como son los residuos de carne,

pescado y huevo (Giri et al., 2016). Por otra parte, la degradación rápida de las proteínas incrementa la concentración de amoníaco libre, el cual es tóxico para las bacterias metanogénicas, provocando inhibición en su actividad, inhibiendo la producción de biogás (Yang et al., 2015).

2.1.3 Lípidos

Comparando los carbohidratos y proteínas frente a los lípidos, se identifica que se degradan rápidamente (Giri et al., 2016) y son sustratos atractivos para la digestión anaerobia y codigestión, por su potencial para la producción de metano. Durante el proceso de digestión anaerobia los lípidos son fácilmente hidrolizados a Ácidos Grasos de Cadena Larga (AGCL) y posteriormente son oxidados a acetato e hidrógeno (Silva et al., 2014; Rasit et al., 2015). Dentro de los aspectos técnicos y operativos en los digestores anaerobios se debe mencionar las posibles oclusiones, ocasionando problemas de transferencia de masa para los sustratos solubles, que son adsorbidos a la superficie de los microorganismos. Debido a que la ruta bioquímica que siguen los lípidos conlleva a la producción de AGV, su fácil degradabilidad puede causar inhibición en el proceso de digestión anaerobia si el sustrato contiene altas cantidades de grasas (Silva et al., 2014). El tipo de ácidos grasos presentes en los lípidos también tiene una influencia sobre el proceso de degradación pudiendo ser un factor limitante (Yang et al., 2015).

2.2 Residuos agroindustriales

La agroindustria contribuye al desarrollo de las sociedades; sin embargo, al ser una actividad productiva puede entrañar efectos colaterales de impacto ambiental como son el incremento en generación de volúmenes de residuos, derrames a medios hídricos, emisiones que comprometen la calidad del aire, entre otros (Bertín et al., 2013).

2.2.1 Residuos de la industria de lácteos

El lactosuero se define como la sustancia líquida obtenida por separación del coágulo de leche en la elaboración del queso. Aproximadamente 9 kg de lactosuero resultan por cada kg de queso producido (COFOCALEC, 2009). Es un líquido translúcido, de color amarillento, obtenido de la leche después de la precipitación de la caseína. Se denomina lactosuero dulce, cuando la coagulación de la caseína se realiza por vía enzimática, y lactosuero ácido, cuando la caseína precipita debido a la acidificación de la leche. La variabilidad en su composición depende de varios parámetros, tales como composición y calidad de la leche, técnicas utilizadas en la elaboración del queso, la cantidad de microorganismos o ácidos usados en la coagulación, el tiempo de coagulación y la temperatura. En la Figura 1 se muestra las distintas

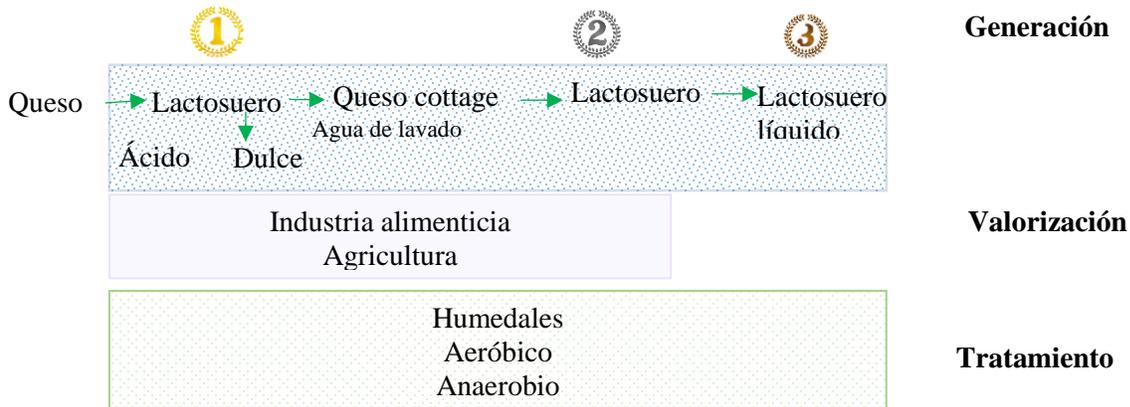


Figura 1 Generación, valoración y tratamiento del lactosuero (Elaboración propia).

fuentes de lactosuero durante la producción de queso, el cual se puede clasificar en tres generaciones, su valorización y tratamiento, el lactosuero de primera generación viene directamente de la elaboración del queso, posteriormente con el mismo se elabora el llamado queso cottage generando el lactosuero de segunda generación, del agua de lavado de estas dos generaciones se obtiene el llamado lactosuero de tercera generación el cual no tiene ningún tipo de valor para la industria alimenticia ya que no puede ser utilizado es el residuo del proceso, comúnmente este residuo se dirige directamente a los desagües. El LSL conserva un 55% de los nutrientes de la leche, siendo la más abundante lactosa y lactoproteínas.

Aproximadamente el 47% del lactosuero producido a nivel mundial cada año, es vertido al medio ambiente. Esto supone una importante pérdida de recursos, además de ser causa de problemas de contaminación debido a su alta demanda química de oxígeno (60-100 g/L).

Cuando la comercialización como producto de cierto valor añadido, no resulta factible (falta de tecnología, exceso de volumen de producción, ausencia de demanda, etc.), la digestión anaerobia puede ser una alternativa interesante, ya que constituye un potencial aprovechamiento del lactosuero como fuente de energía, al mismo tiempo que evita su vertido y los consiguientes problemas de contaminación (Kavacik y Topaloglu, 2010).

Desde el punto de vista técnico, en relación a este tratamiento pueden surgir ciertas dificultades relacionadas principalmente con su baja alcalinidad (2.5 g CaCO₃/L) y tendencia a acidificar muy rápidamente (Kavacik y Topaloglu, 2010). Además, los altos niveles de carbohidratos promueven el crecimiento de bacterias acidificantes, que al mismo tiempo ejercen un efecto negativo sobre las bacterias metanogénicas y que constituyen otra dificultad más en el tratamiento del sustrato (Rico et al., 2015).

La comparación con trabajos anteriores que tratan de la digestión anaerobia de lactosuero líquido (LSL), y su codigestión anaerobia se muestran en la Tabla 2, detallando la relación másica de sustrato con LSL, el tratamiento realizado, el tiempo de retención hidráulica (TRH) y el porcentaje de composición de metano en el biogás. El LSL carece de capacidad amortiguadora, su alta biodegradabilidad permite que, con el tratamiento por digestión anaerobia, se reduzca su elevada carga orgánica, se genere la producción de energía renovable, en forma de biogás, evitando la contaminación por su vertido a cuerpos de agua. De acuerdo a la bibliografía consultada este es el primer estudio de lactosuero codigerido con la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU).

Tabla 2 Características operacionales de sistemas en codigestión anaerobia para lactosuero temperaturas mesofílicas.

Sustratos	Relación S: LSL	Adición Química	TRH (días)	CH ₄ (%)	Referencia
Estiércol + LSL	50:50	Medio basal	5	60	(Kavacik y Topaloglu, 2010)
Estiércol + LSL	50:50	No	42	55	(Comino et al., 2012)
Estiércol + LSL	50:50	No	25	60	(Bertín et al., 2013)
LSL	0:100	Elementos traza	0.49	58	(Diamantis et al., 2014)
Estiércol + LSL	25:75	No	2.2	53	Muñoz, 2015
FORSU + LSL	75:25	No	89	55	Este estudio

Fuente: Elaboración propia a partir de las referencias mostradas.

2.2.2 Residuos de la industria ganadera

La gestión de los subproductos animales desde el momento en que se generan hasta su uso final, su valorización o su destrucción, está regulada para garantizar que durante la misma no se generan riesgos para la salud humana, la sanidad animal o el medio ambiente y especialmente para garantizar la seguridad de la cadena alimentaria humana y animal (Cavaleiro et al., 2013; Gamboa, 2017).

La Figura 2 muestra el consumo de carne en México, siendo el de mayor consumo el ganado bovino. El incremento del número de cabezas de ganado manteniendo la misma superficie agraria genera contaminación apreciable de los recursos hídricos, sumando el uso de fertilizantes con nitrógeno y fósforo que ocasionan la eutrofización de las aguas.

En México se desperdician 403,257 toneladas de carne de bovino, un 34.8 % de desperdicio de alimentos a nivel nacional (SEGARPA, 2013).

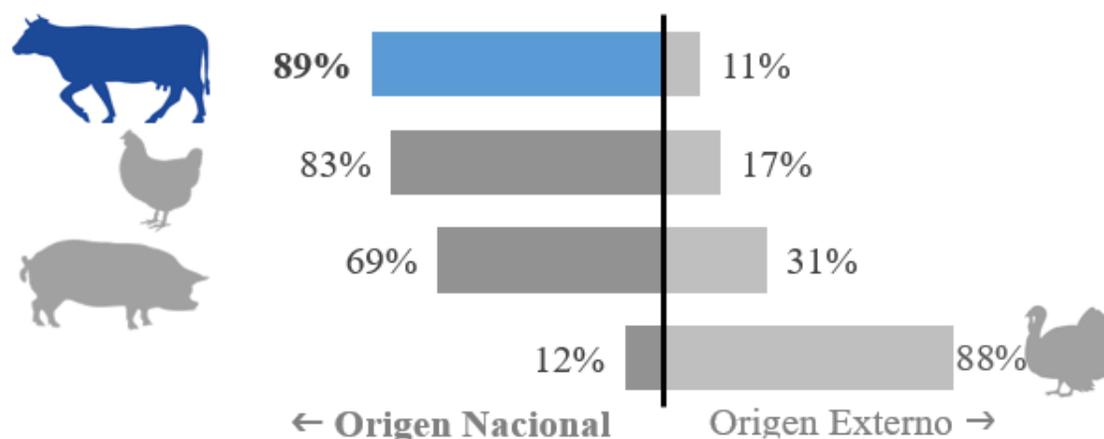


Figura 2 Consumo nacional de carne.

Este estudio consideró como residuos ganaderos aquellos restos orgánicos procedentes de las explotaciones ganaderas intensivas y que podrían ser susceptibles de valorización energética, como es el caso de los residuos cárnicos.

En la Tabla 3 se muestran los resultados que se obtuvieron utilizando residuos cárnicos; sin embargo, la literatura reporta pocos estudios de la digestión anaerobia con los residuos cárnicos de ganado bovino, la mayoría de los estudios que utilizan residuos cárnicos de porcino (Bayr et al., 2012; Luste, y Luostarinen., 2010) y de aves (Cuetos et al., 2008). Todos los procesos varían la relación que se utiliza en la mezcla y en el tiempo de retención hidráulica con una temperatura mesofílica constante.

Los residuos ganaderos, respecto a los de la industria lechera, tienen una baja proporción de materia orgánica biodegradable, baja relación C:N, y cuentan con una concentración alta de micro y macronutrientes que son básicos para el crecimiento de microorganismos anaerobios, capacidad amortiguadora (alcalinidad) que son fundamentales para evitar procesos de acidificación (Gamboa, 2017; SEGARPA, 2013). Por el contrario, los residuos alimentarios ricos en carbohidratos, proteínas y grasas suelen tener una alta proporción de materia orgánica biodegradable y una alta relación C:N, pero su digestión anaerobia se ve afectada negativamente por la ausencia de micronutrientes (Cavaleiro et al., 2013; Harris et al., 2015).

Tabla 3 Codigestión anaerobia de residuos cárnicos.

Sustratos	Relación S:RC	TRH días	CH₄ (mL gSV⁻¹)	Referencia
Residuos líquidos de matadero de aves de corral + FORSU	17:83	50	400	(Cuetos et al., 2008)
Residuos de matadero + residuos de mercados.	70:30	20	191	(Bouallagui et al., 2009)
Residuos cárnicos de porcinos + residuos de frutas y vegetales	50:50	30	40	(Alvarez, y Liden, 2010)
Residuos cárnicos de bovino / porcino + lodos de depuradora	1:7	50	430	(Luste, y Luostarinen., 2010)
Residuos de plantas + residuos cárnicos	2:1	50	489	Bayr et al., 2012
FORSU + RCB	75:25	89	71000	Este estudio

Fuente: Elaboración propia a partir de las referencias mostradas para residuos cárnicos.

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

3.1 Bioquímica de la digestión anaerobia

Lo primero para diseñar sistemas de digestión anaerobia económicamente viables para el tratamiento de la FORSU es necesario entender la bioquímica del proceso de digestión anaerobia; (Atlas y Bartha., 2002; Mottet et al., 2010; Peña-Vargas y Durán-Moreno, 2018, se divide en tres etapas: hidrólisis, acidogénesis/acetogénesis y metanogénesis. En la Figura 3 se observa que, en la hidrólisis, las bacterias hidrolíticas convierten la materia orgánica como proteínas, grasas e hidratos de carbono presentes en el material de alimentación de residuos en ácidos grasos solubles y aminoácidos (Karagiannidis et al., 2009).

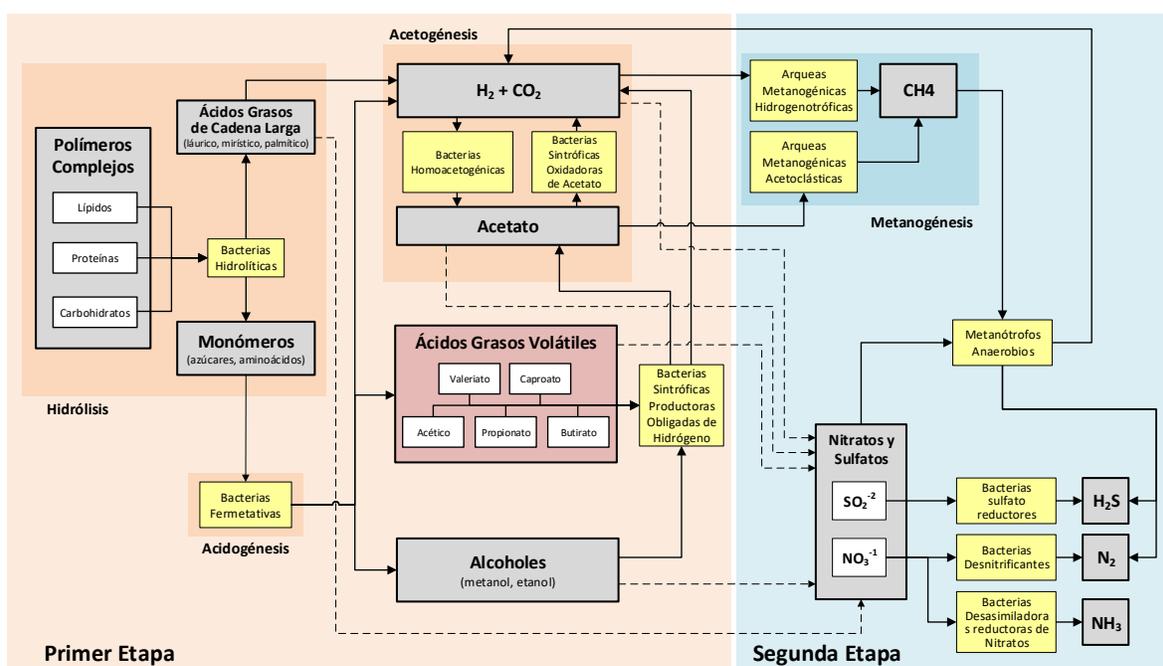


Figura 3 Rutas metabólicas de la digestión anaerobia (Peña-Vargas y Durán-Moreno, 2018).

La hidrólisis es la solubilización de compuestos orgánicos particulados en compuestos solubles simples que pueden ser absorbidos por las células bacterianas. Una vez absorbidos, estos últimos compuestos sufren un proceso de degradación bacteriana que resulta en la producción de ácidos volátiles, etanol (CH_3CH_2OH) y propionato (CH_3CH_2COOH). En la acidogénesis los ácidos volátiles, con tres carbonos o más, se convierten en acetato y gas hidrógeno (Karagiannidis et al., 2009). En la etapa ácida (acidogénesis) el pH de la mezcla

tiende a bajar, debido a la producción de ácido acético y otros ácidos grasos volátiles (AGV), de cadena larga (AGCL) y alcoholes (Bertín et al., 2012). En la acetogenesis los AGCL son convertidos a ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono que son sustratos para las arqueas metanogénicas (Mottet et al., 2010). Finalmente, como muestra en la Figura 1, la fuente de carbono de las arqueas metanogénicas puede ser orgánica u inorgánica. Las metanogénicas que consumen carbono orgánico son las acetoclasticas cuya fuente de carbono es el acetato producto de la acidogénesis y acetogénesis. Las metanogénicas que consumen carbono inorgánico se denominan hidrogenotróficas y el carbono que consumen proviene del dióxido de carbono producido en las etapas anteriores y del metabolismo de las metanogénicas (Peña-Vargas y Durán-Moreno, 2018).

3.2 Inóculo

En digestión anaerobia el inóculo es un factor que no puede ser estandarizado aun cuando el resto de las condiciones experimentales se homogenicen (Mu, et al., 2007). Mohan, et al., (2008) mencionan que las características de los microorganismos en el inóculo pueden variar dependiendo de la planta considerando la ubicación geográfica, tiempo de retención hidráulica, carga orgánica, la propia estación del año, las actividades económicas de la región donde se genera, etc. Las diferentes fuentes pueden llevar a diferencias en los resultados de la biodegradación por las diferentes poblaciones microbianas presentes. No se consideran resultados reproducibles si se cambia la fuente del inóculo a lo largo de la investigación (Dong, et al., 2010; Atlas y Bartha., 2002).

En la Tabla 4 se muestran referencias con los resultados de aplicar inóculos en procesos de digestión anaerobia. En general, estos estudios muestran algunos efectos positivos en la digestión anaerobia cuando se utiliza un inóculo especializado.

Mohan, et al., (2008) y Dong, et al., (2010) al utilizar un lodo que proviene de reactores de manto de lodo con flujo ascendente (UASB), resaltan la variedad y combinación de microorganismos que coexisten en el lodo de estos reactores anaerobios para una eficiente transformación de la materia orgánica a biogás, Para tener una buena composición de metano como producto los procesos metanogénicos sólo pueden ser realizados por grupos funcionales especializados de microorganismos.

Silvestre et al. (2015) realizaron una evaluación únicamente con glicerina y lodo, concluyendo que el tipo de inocula presenta diferencias significativas y dependerá del sustrato alimentado, mientras que anteriormente Raposo et al. (2011) resultado de un análisis de 19 tipos de lodo concluyen que el inóculo no tiene diferencias. Este último estudio al tener un mayor número de análisis da una fuente de datos más extensa.

Tabla 4 Aplicación de inóculo en digestión anaerobia.

Fuente del inóculo	Pretratamientos	Resultado	Referencia
Lodos anaerobios digeridos de una planta de aceite de palma	Ácido, básico, calor, carga-descarga, control	Metanógenos fueron completamente reprimidos.	Sompong, et al., 2009;
Lodos termofílicos acidogénicos de residuos de papa y restos de comida	Calor	Inhibición de bacterias metanogénicas en consorcios mixtos.	Mu, et al., 2007
Microflora anaerobia mixta de un tratamiento de aguas residuales UASB	Ácido, básico, calor, carga-descarga, control	La integración de un pretratamiento químico se considera que es ideal para la producción eficaz de H ₂ debido a la inhibición de la actividad metanogénica.	Mohan, et al., 2008
Lodos de un sedimentador secundario de una planta de tratamiento de aguas residuales	Ácido, básico, calor	Los métodos de pretratamiento mostraron influencia positiva, en general, para inhibir las bacterias metanogénicas.	Dong, et al., 2010
Microflora anaerobia mixta de un UASB del tratamiento de aguas residuales del procesamiento de soja			
Lodo digerido de un digestor primario			

Fuente: Elaboración propia a partir de las referencias mostradas.

3.3 Potencial de sustratos para digestión anaerobia

La producción de biogás depende de las características del sustrato que se va a tratar, tales como su biodegradabilidad, el contenido de carbohidratos, proteínas y lípidos, así como las fracciones de celulosa, hemicelulosa y lignina en su composición (Buffiere et al., 2006).

Cuando determinados sustratos que necesita ser degradados presentan una deficiencia, se pueden añadir suplementos nutritivos para mejorar el proceso de digestión, o si en el sistema existe un exceso de algún tipo de nutriente, se procedería a mezclarlo con otro sustrato capaz de equilibrar el contenido de nutrientes en el segundo caso. Esta última técnica es lo que se denomina codigestión anaerobia, y permite aprovechar las sinergias existentes entre diferentes sustratos mediante el balance de nutrientes, alcalinidad, pH, etc., incrementando la biodegradabilidad de ambos sustratos y con esto, la producción de biogás.

3.3.1 Clasificación y composición de la FORSU

La información en la literatura sobre la composición de los FORSU no exhibe la composición física porcentual de forma continua año por año, esto puede atribuirse a que los estudios que se han realizado son de diferentes épocas del año o por cambios en los hábitos de consumo a través de los años, debido a su heterogeneidad; aproximadamente la composición de materia orgánica es mayor (49.50 %) con respecto a las otras fracciones de RSU (Aguilar, 2015).

La gaceta oficial del Distrito Federal (2013) menciona que la FORSU ha sido estudiada para analizar su posible aprovechamiento mediante el proceso de digestión anaerobia; está compuesta principalmente por reciclables, 20.3%; materia orgánica, 55.58%; y otros, 24.12%;

La materia orgánica conocida como la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) tiene una composición variada, haciendo que el proceso de digestión anaerobia sea más complejo, biológicamente se puede clasificar como, constituyentes solubles en agua, hemicelulosa, celulosa, lignina, lignocelulosa, ácidos grasos de cadena larga y proteínas, que están compuestas de cadenas de aminoácidos (Metcalf y Eddy, 2003).

Aproximadamente todos los componentes orgánicos se pueden convertir biológicamente en gases y sólidos relativamente inertes, orgánicos e inorgánicos por la acción de agentes biológicos como microorganismos.

Metcalf y Eddy (2003) señalan la importancia del contenido de lignina, el cual determina la fracción biodegradable de los residuos. La Tabla 5 refleja el contenido de lignina y la fracción biodegradable de algunos residuos.

Los residuos con alto contenido de lignina como el papel periódico tienen una baja degradabilidad en comparación con los residuos de alimentos que tienen un bajo contenido de lignina (Metcalf y Eddy, 2003).

Tabla 5 Contenido de lignina y fracción biodegradable de residuos sólidos en porcentaje (p/p)

Componente	Contenido de Lignina	Fracción Biodegradable
Residuos de alimentos	0.4	82
Papel periódico	21.9	22
Papel blanco	0.4	82
Cartón	12.9	47
Residuos de jardín	4.1	72

3.3.2 Sustancias recalcitrantes

López Torrez et al. (2008) explican que la reducción del tamaño de las partículas y la ampliación resultante de la superficie específica disponible puede favorecer el proceso biológico de dos maneras, la producción de biogás y la reducción de tiempo de digestión; reducción que permite armonizar el tiempo de digestión en el caso de una entrada heterogénea y para reducir el volumen requerido por el digestor. Del mismo modo es importante tener en cuenta la composición de la materia prima debido a las fluctuaciones estacionales.

Ahora bien, sí se aplican pretratamientos para FORSU se considera la modificación del tamaño de la estructura de ciertos compuestos, así como su composición química. Se menciona que la FORSU tiene una baja degradabilidad debido a su alto contenido de lignina.

Cuervo et al. (2009) mencionan que la biomasa lignocelulósica de diferentes fuentes puede tener composiciones y características muy variables. La distribución de los principales componentes de la biomasa juega un papel importante en las propiedades físicas y químicas. La degradación anaerobia de la lignocelulosa y celulosa para la formación de metano puede llevarse a cabo mediante los diferentes procesos de tratamiento. Así la estructura de los materiales complejos, lignocelulósicos, disminuirá su grado de polimerización por medio de

la ruptura de los enlaces a componentes solubles; de esta forma se incrementa el área superficial de las partículas que constituyen al residuo (Fdez-Güelfo et al., 2011).

La hidrólisis es la etapa que limita el proceso de digestión anaerobia, para equilibrar esta limitante y obtener sustratos más solubles, se han evaluado diversos pretratamientos para incrementar la hidrólisis de sustratos complejos con altos contenidos en proteínas, hidratos de carbono y/o lípidos con baja biodegradabilidad. Con esto se ha logrado identificar los efectos de variables de procesos como TRH y TRC sobre velocidad de reacción y producción de biogás.

Por lo tanto, el objetivo principal de los pretratamientos es el proceso de mejora de la digestión de los residuos de alto rendimiento de biogás (Cuervo et al., 2009)

3.3.3 Biodegradabilidad

Galbe et al. (2012) examinaron la influencia de las fracciones fibrosas de la biomasa, determinando con el potencial bioquímico de metano (BMP, por sus siglas en inglés) que la fracción biodegradable está directamente relacionada con el contenido de lignina como se expresa en la Tabla 6.

Tabla 6 Biodegradabilidad de compuestos en la FORSU **A.** Lignocelulosas **B.** Almidones **C.** Proteínas y **D.** Lípidos.

	Componentes	Fuentes	Biodegradabilidad	Bacterias degradadoras
A	Celulosa	Papel, cartón, residuos de jardín y alimentos.	Buena	Hidrolíticas: <i>Ruminococcus</i> , <i>Eubacterium</i> , <i>Streptococcus</i>
	Hemicelulosa		Muy Buena	
	Lignina			
B	Amilasa	Papa y maíz	Muy Buena	Sandaracinus amylolyticus
	Amilopectina			
C	Holoproteidos	Animales, productos de animales	Muy Buena	Proteolíticas: <i>Clostridium</i> , <i>Pectococcus</i> , <i>Bacilus</i>
	Heteroproteidos			
D	Ácidos Grasos	Animales, productos de animales	Muy Buena	Lipolíticas: <i>Micrococcus</i> , <i>Staphylococcus</i> , <i>Alcaligenes</i>

La biodegradabilidad del sustrato y por lo tanto el potencial de biogás, depende del contenido de hidratos de carbono, lípidos y proteínas, así como la composición de celulosa, hemicelulosa y lignina. El diferente porcentaje de estas fracciones recogidas en FORSU, residuos de alimentos, residuos de jardinería, papel, hace que la biodegradabilidad difiera significativamente.

3.3.4 Relación C:N

Para hacer una caracterización de FORSU se toma en cuenta la relación carbono: nitrógeno debido a que es un parámetro importante en la estimación de la deficiencia de nutrientes y la inhibición de amoníaco (Angelonidi et al., 2013).

La relación C:N de los residuos sólidos se determina por su composición. Si la relación en la FORSU es demasiado alta, los residuos usados como único sustrato serán deficientes en nitrógeno, el cual es necesario para la acumulación de masa bacteriana. Annachhatre (2012) señala que si la relación C:N es demasiado baja, la degradación del sustrato conduce a aumentos en la formación de amoníaco y esto es tóxico para las bacterias.

Para los residuos de jardinería y alimentos, basada en el carbono orgánico biodegradable, esta relación aumenta 5 veces más para el papel mixto (Galbe et al., 2012). Para la producción de metano en digestores anaerobios, la degradación de FORSU con alto contenido de sólidos, se reporta en una relación óptima C:N en un intervalo de 25 a 30, basado en carbono biodegradable (Chandra et al., 2012).

Debido a que las diferentes fracciones de residuos se caracterizan por diferentes relaciones C: N, Fdez-Güelfo (2011) establece que al hablar de FORSU, el nivel de selección y el origen es trascendental para el establecimiento de este valor. Así menciona que la relación puede ser 39.4 o 40,7 para FORSU domiciliario separado en origen y separado mecánicamente un valor de 37.5. La relación deseable C: N se logra mediante el ajuste de la relación de las diferentes fracciones (Galbe et al., 2012).

3.4 Codigestión anaerobia

3.4.1 Cosustratos

La codigestión es la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferentes orígenes con la finalidad del aprovechar la sinergia de sus mezclas más allá de los

rendimientos de cada sustrato por separado. La codigestión no es un concepto nuevo, ya que, desde finales de los años 70, se pueden encontrar referencias bibliográficas acerca de la codigestión de varios sustratos, como los lodos de depuradoras y de residuos sólidos urbanos. En Dinamarca, este concepto se convirtió en un éxito y la codigestión de estiércol y residuos orgánicos fue implantada en todas las plantas danesas (IEA, 2013). Desde finales de los años ochenta, se pueden encontrar numerosas referencias acerca de las ventajas de la codigestión y los diferentes sustratos que son susceptibles de someterse a ella. En la Tabla 7 se pueden observar los diferentes trabajos que se han realizado en los últimos años, indicando los diferentes niveles de producción de metano en procesos de codigestión.

Tabla 7 Cosustratos en la digestión anaerobia.

Sustrato	Cosustrato	TRH (días)	Temperatura (°C)	Relación C:N	CH ₄ (LkgSV ₁)	Referencia
Algas (<i>Spirulina maxima</i>)	Colágeno hidrolizado 49.4%	20	35	6	0.36	Sialve et al., 2009
Residuos de cafetería	Glicerol	15	40	9	0.303	Ehimen et al., 2011
Alga azul Taihu	Paja de maíz	30	35	20	0.325	Zhong et al., 2012
Soya	Heno	40	35	11	258	Zhu et al., 2014
Alimentos de perro caducados	Tallos de maíz	28	37	16	304.5	Xu y Li, 2012

Fuente: Elaboración propia a partir de las referencias mostradas.

En la Tabla 8 se observan algunos sustratos que se pueden utilizar como cosustratos, es decir como parte del tratamiento de digestión de dos o más residuos crudos juntos en un proceso, que puede mejorar la velocidad de éste, la biodegradación, la estabilización de los residuos, digestato y la producción de metano en bruto, los cuales dependerán de su composición físicoquímica. La codigestión también puede mejorar los diferentes factores que influyen el proceso de digestión tal como diluir .la relación tóxico residuos / inhibidores y lograr un mejor contenido de solidos totales (ST), balance de nutrientes, relación C/N y la alcalinidad

Tabla 8 Características de los sustratos de codigestión.

Parámetro	Unidad	Lactosuero ¹	Carne ¹	Melaza ²	FORSU ¹	Mango ³	Residuos de Matadero ⁴
pH		3.67	7.15	4.15	5.05	3.4	7.15
Humedad	%	94	50	60	86	89	81
DQO	gO ₂ /kg	72	73	26	50	-	189
ST	g/kg	64	531	448	130	106	124
SV	g/kg	54	522	701	125	984	117
NH ₄ -N	g/kg	0.3	0.5	-	0.2	-	0.74
NTK	g/g	2	9	19	2	-	-
COT	g/g	36	68	22	44	7.95	-
Carbohidratos	g/kg	18	4.1	34	118	474	0.41
Grasas	g/g	1.6	72	1.51	39	-	7.15
Proteínas	g/kg	11	155	1.2	34	280	15.5
Glucosa		-	-	18.44	-	2.93	-
Conductividad	mS/cm	-	-	8.3	-	-	7.78

Fuente: Elaboración propia a partir de las referencias (1. Este trabajo 2. 3. Gunaseelan, 2007 4. Moestedt et al., 2016)

3.4.2 Producción de biogás

La prueba de potencial bioquímico de metano (PBM) es un procedimiento para determinar la degradabilidad anaerobia y la tasa de producción de metano de un determinado sustrato bajo diferentes condiciones operacionales, así como la cinética del proceso (Raposo et al., 2011; Esposito et al., 2012). El principio general de la técnica es la incubación de microorganismos anaerobios con un sustrato como fuente de carbono en un medio adecuado (agua y minerales) a pH neutro y a un rango específico de temperatura (Raposo et al., 2011). Una herramienta para analizar los factores que afectan la prueba de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) es la comparación de la producción experimental de metano con el cálculo de la producción teórica. Para este fin hay diversas ecuaciones que permiten estimar la

cantidad de metano que se puede producir a partir de un sustrato en específico, conociendo sus propiedades químicas como composición elemental o bromatológica.

El rendimiento teórico de producción de metano se puede evaluar mediante una aproximación basada en la fórmula de Buswell (Sialve et al, 2009; Vivekanand et al., 2018), considerando los índices estequiométricos promediados de las biomoléculas y supone la degradación total de los componentes orgánicos fermentables ($C_aH_bO_cN_dS_e$).

La producción máxima de metano que un determinado sustrato orgánico puede rendir mediante la digestión anaerobia se puede determinar experimentalmente. Para evaluar la recuperación de sus nutrientes como nitrógeno, fósforo y carbono es importante conocer la composición elemental de los residuos a estudiar, así se puede estimar los valores teóricos de producción de biogás conociendo las rutas metabólicas del proceso (Hosseini et al., 2016; Hagos et al., 2017; Okoro et al., 2017).

Si bien, la composición del sustrato es determinante para la extensión de la producción de biogás, también existen numerosos reportes bibliográficos en los que se obtienen resultados muy diferentes de producción de biogás al utilizar diferentes tipos de inóculos (Ponsá et al., 2011; Elbeshbishy et al., 2012; Koch et al., 2015; Fitamo et al., 2016; Rodriguez - Chiang et al., 2016; Xie et al., 2017); mostrando que estandarizar de la técnica de potencial bioquímico de metano es un reto, especialmente a que en ningún caso se podrá tener un inóculo con las mismas características. Un inconveniente que buscó estudiar este trabajo es el tipo de inóculo que puede ser seleccionado y la influencia sobre la producción de biogas. En este contexto se evaluó dos tipos de inóculo (lodo), por un lado se evaluó el lodo granular y por otro el lodo suspendido, determinando cual degrada de forma eficiente el sustrato (FORSU) de interés para su conversión a biogás..

4. METODOLOGÍA

El presente trabajo se dividió en tres etapas experimentales, en la primera etapa se colectaron y caracterizaron los sustratos y los inóculos utilizados para las pruebas de potencial bioquímico de producción de biogás. En la segunda etapa experimental se realizaron pruebas de producción de biogás con cada uno de los tres sustratos seleccionados y con dos tipos de inóculo. En la tercera etapa experimental se realizaron pruebas de codigestión utilizando las mejores condiciones experimentales determinadas en la etapa anterior. Con estas pruebas se seleccionaron las mejores condiciones para la producción de biogás en un proceso de codigestión de fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) con residuos cárnicos de bovino (RCB) y lactosuero líquido (LSL), por separado. Con dos tipos de inóculo, uno granular y uno en suspensión.

4.1 Obtención y caracterización de los sustratos y de los inóculos

La producción de biogás a partir de sustratos orgánicos en reactores anaerobios depende de forma muy importante de la composición de los sustratos empleados, por esta razón resulta relevante precisar el origen y naturaleza de los sustratos empleados en el presente estudio, así como de los inóculos utilizados.

4.1.1 Sustratos

La muestra de FORSU se obtuvo de la central de abasto del municipio de Tlaxiaco, Estado de México (Edo. Mex.). El muestreo se realizó mediante el método de cuarteo, en conformidad con la norma técnica mexicana NMX-AA-015-1985. Las principales actividades realizadas durante el muestreo fueron colectar una muestra de aproximadamente 260 kg, posteriormente se realizó el cuarteo, el cual consiste en dividir en cuatro partes la muestra total, descartar dos partes opuestas y volver a mezclar las dos partes restantes. Una muestra representativa de 65 kg se homogenizó, dividió y almacenó en bolsas herméticas.

El LSL debido a su estado físico (líquido), fue recolectado en botellas con sello hermético de una granja al sureste de la ciudad de Oaxaca (Peña-Vargas y Durán-Moreno, 2018), que de igual manera que el de primera generación es un efluente altamente contaminante con un impacto negativo en los cuerpos de agua, debido a que el 60% del contenido de materia proviene del CW (Prazares et al., 2012; Carvalho et al., 2013). La reducción de tamaño de

partícula no fue necesaria para el LSL, debido a su estado, sólo se recolectó la muestra fresca y se almacenó en el congelador -20°C como se menciona en el apartado de metodología, de acuerdo a lo reportado por Dareioti, et al. (2015), y Rico et al. (2015).

Se tomaron muestras del RCB de un mercado local de la alcaldía de Coyoacán, en la Ciudad de México (CDMX) y fueron almacenadas en bolsas herméticas. Las muestras fueron extruidas directamente debido a que contienen pedazos de huesos y grasas y no pueden ser tratadas fácilmente por trituración. A pesar de que existen estudios recientes sobre el tratamiento de los residuos cárnicos y de matadero (Bustillo-Lecompte y Mehrvar, 2015; Okoro et al., 2017; Chavarría-Hernández et al., 2017), estos no detallan su forma de obtención y/o manipulación. Resulta interesante tener en cuenta que en los huesos de bovinos puede haber adsorción de metales pesados (Arvanitoyannis y Ladas, 2006).

Los tres sustratos utilizados en este estudio una vez colectados fueron transportados al laboratorio 301 del conjunto “E” de la Facultad de Química, para su posterior conservación a una temperatura de -20°C (Peña-Vargas y Durán-Moreno, 2018). En la Figura 4, se muestra la metodología usada para la FORSU y del RCB, en la izquierda se destaca la obtención y en la izquierda se aprecia la manipulación que se realizó.

En el laboratorio, las muestras antes de ser utilizadas fueron descongeladas a temperatura ambiente. Debido a las características heterogéneas de la FORSU y RCB, se procedió a homogenizarla, por separado buscando obtener un mismo tamaño de partícula, entre 0.5 mm y 10 mm. Se utilizó una licuadora y un triturador para alcanzar el tamaño de partícula requerido, y finalmente se realizó su homogenización. Todas las muestras que se tomaron fueron caracterizadas conforme a las determinaciones analíticas listadas en la Tabla 9 usando métodos estándar (por sus siglas en inglés APHA-AWWA-WPCF). Todos los reactivos para análisis químicos fueron de grado analítico.

Para determinar la producción de ácidos grasos volátiles totales (AGV), en las muestras que fueron digeridas, se realizó la determinación por titulación. Este método permite determinar el bicarbonato y los ácidos grasos volátiles en soluciones acuosas (DiLallo y Albertson, 1961). Los protocolos detallados para la determinación de VFA por valoración se siguieron con referencia a Pavi et al. (2017). La alcalinidad ácida se basó en la premisa de que el 80 por ciento de la titulación de ácidos orgánicos está entre pH 4 y pH 7 (Lahav et al., 2004,

Lützhøft et al., 2014, Vannecke et al., 2015). Los ácidos volátiles se estiman a partir de la alcalinidad de los ácidos volátiles (Lützhøft et al., 2014, Vannecke et al., 2015).

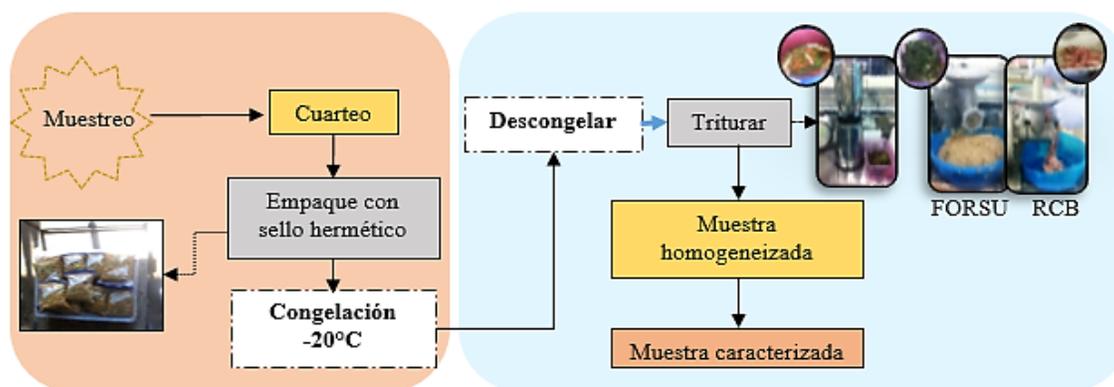


Figura 4 Obtención y tratamiento mecánico de FORSU y RCB

Tabla 9 Métodos para la caracterización de los sustratos.

Determinación	Base de determinación	Método APHA-AWWA- WPCF
pH	Potenciométrico	4500B
Humedad	Gravimétrica, por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados.	2540B
Sólidos totales (ST)	Gravimétrica, sólidos previamente secados a temperatura de 103 a 105°C	2540B
Sólidos volátiles (SV)	Gravimétrica, sólidos previamente secados e incinerados a 550°C	2540E
Nitrógeno total	Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm	Titulación Wieninger
Fósforo total	Reactivos Merck Spectroquant de 0.5 a 30 mg/L	4500-P-C
Alcalinidad	Volumétrica	2320-B

Fuente: Elaboración propia a partir de las referencias mostradas.

Para la determinación de riboflavina se pesaron con precisión 10,5 g de LSL, en un tubo de centrífuga de 50 mL. Luego, se agregó 1 g de ácido tricloroacético (TCA) sólido, se agitó con una barra de magnética. La mezcla se agitó completamente durante 10 minutos sobre una placa de agitación magnética y se centrifugó para separar las dos fases. Después, se añadieron 3 ml de TCA al 4% al residuo sólido obtenido, se homogenizaron durante 10 minutos y se centrifugaron. La fase sólida se descartó. Los dos extractos de ácido se combinaron en un matraz volumétrico de 10 ml y el volumen se llenó con 4% de TCA. Las muestras deben protegerse siempre de la luz cubriendo tubos y matraces con papel de aluminio y trabajando bajo condiciones de luz tenue. Para los sustratos sólidos (FORSU y RCB) se pesaron con precisión 8,0 g, y se agregaron 10 ml de agua doble destilada. Luego, la preparación de la muestra fue como se describe para el LSL. Los extractos ácidos se filtraron a través de un filtro de 0,45 μm antes del análisis por HPLC.

4.1.2 Inóculo

El lodo granular fue recolectado de un reactor UASB en una fábrica de cerveza en la Ciudad de México. El lodo suspendido se obtuvo de un reactor anaerobio de digestión húmeda que trata residuos orgánicos en una planta piloto de producción de biogás de la Facultad de Química, instalada en un terreno propiedad de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala (FESI) en el municipio de Cuautitlán Izcalli, en el Estado de México.

El inóculo de lodo granular se obtuvo en el mes de julio (2015), de un reactor UASB operado a 35 °C para el tratamiento de agua residual de la cervecera del Grupo Modelo en México. Para el lodo granular, se procedió licuar los gránulos en un mezclador industrial.

El lodo suspendido fue recolectado de una planta piloto que tiene una capacidad de diseño de 600 kg de residuos sólidos orgánicos municipales por día, y que al momento de realizar el muestreo del inóculo era alimentada con residuos sólidos orgánicos colectados en la central de Abasto de Tultitlán, Estado de México.

Para eliminar el contenido de materia orgánica presentes en el medio y evitar interferencias en la producción de biogás, se realizó un tratamiento físico los inóculos. Como lo muestra la Figura 5 ambos lodos, por separado, se centrifugaron a una velocidad de rotación de 4000

rpm durante 30 minutos para separar las fases (C600 Sol Bat SER 7599).

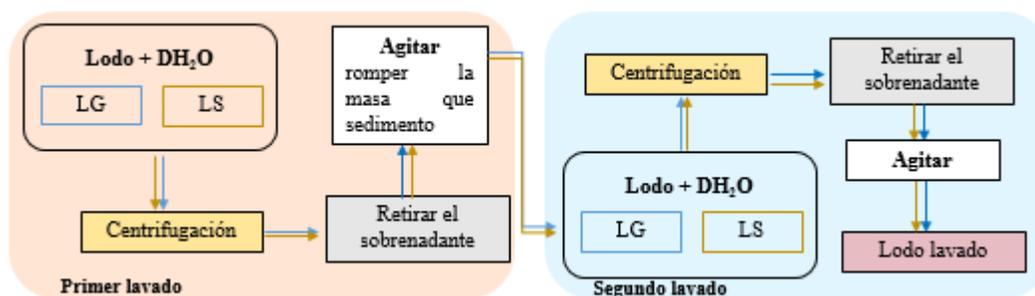


Figura 5 Proceso de lavado de para lodo granular (LG) y lodo suspendido (LS).

La fase líquida fue separada mediante decantación. Se agito con una varilla para romper la masa que sedimento después de la centrifugación y se les adicionó nuevamente 100 ml de agua destilada y se repitió el proceso, denominándolo como lavado del lodo (Gu et al., 2014; Kawai et al., 2014; Peña-Vargas y Durán-Moreno, 2018). Posteriormente se procedió a caracterizar ambos lodos verificando la buena calidad de los lodos y si los parámetros de operación inicial sean como los mencionan Holliger *et al.*, 2016. pH (> 7.0 y < 8.5) AGV

(< 1.0 g $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$), NH_4^+ (< 2.5 g $\text{N-NH}_4\text{L}^{-1}$) y alcalinidad (> 3 g $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$).

Es importante mencionar que para verificar que no hubiese el riesgo de perder factores de crecimiento y sustancias de polímeros extracelulares (SPE) presentes en el lodo granular, se realizó un análisis de la distribución de los gránulos.

Para la medición del tamaño de partícula, se analizaron por triplicado las muestras de los inóculos, es decir, lodo granular y lodo suspendido. Se utilizó la técnica de difracción láser con un analizador Mastersizer 3000 que proporcione distribuciones de tamaño de partículas en dispersiones húmedas que interactúa con un haz láser. El sistema óptico integrado funciona a un rango de tamaño de partícula de 0.1 a 1000 μm . Luego se procedió a tomar una imagen con ayuda del microscopio digital Zeiss Primo Star.

4.2 Diseño de experimentos

En este trabajo se utilizó un diseño experimental por bloques. En la Tabla 10 se enlista la terminología utilizada, haciendo referencia a que se estudió la influencia de un factor-tratamiento (inóculo, FORSU, RCB, y LSL) sobre la producción de metano que fue la variable de interés.

De esta forma controlar estadísticamente la influencia de un factor que puede influir en la variable respuesta. Por este motivo se utiliza el concepto de bloque, que se basa en seleccionar niveles de esta variable y aplicar en cada uno de ellos todos los niveles del factor principal, con esto se forma disminuye la variabilidad residual o no explicada.

Tabla 10 Términos de diseño experimental

Término	Descripción
Unidad experimental	Sustratos: FORSU, lactosuero líquido (LSL), y residuos cárnicos de bovino (RCB). Inóculo: Lodo Granular (LG), lodo suspendido (LS). Tiempo: Hasta producción de final de metano menor a 1%.
Variable de respuesta	Producción de metano, fue la variable que se estudió y controló su variabilidad.
Factor tratamiento	LSL, RCB, LG, y LS fueron los factores de interés para conocer su influencia en la respuesta.
Factor bloque	El nitrógeno total (NTK), y el fósforo total (PT) son factores que no se buscó conocer su influencia en la respuesta, pero si afectan al proceso y se controló para disminuir la variabilidad residual.
Niveles	Dos de cada uno de los resultados de un factor.
Tratamiento	Cinco combinaciones específicas de los niveles de los factores de este estudio.
Observación experimental	Cada cuarto día se hizo la medición de la variable respuesta.
Tamaño del Experimento	El número total de observaciones recogidas en el diseño se mantuvo hasta la producción final de CH ₄ .

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 11 se muestran los factores - bloques diseñados, considerando que un factor-bloque es un factor cuyo control puede reducir significativamente la variabilidad no explicada y que no interacciona con los factores principales.

Tabla 11 Plan esquemático de experimentos para la monodigestión y codigestión.

Proceso	Grupo	Mezcla	Símbolo
MONODIGESTIÓN	I	LSL _(LG)	A
		RCB _(LG)	B
		FORSU _(LG)	C
		LSL _(LS)	D
		RCB _(LS)	E
		FORSU _(LS)	F
CODIGESTIÓN	II	FORSU + RCB _(LG)	G
		FORSU + LCL _(LG)	H
		FORSU + RCB _(LS)	I
		FORSU + LCL _(LS)	J
	III	FORSU + RCB _(3:1)	K
		FORSU + LCL _(3:1)	L
	IV	FORSU + RCB _(3:2)	M
		FORSU + LCL _(3:2)	N
	V	FORSU + RCB _(3:3)	O
		FORSU + LCL _(3:3)	P

Fuente: Elaboración propia

4.3 Configuración de reactores

4.3.1 Condiciones operacionales

En la Figura 6 se presenta el sistema automático de la prueba de potencial de metano, donde se llevaron a cabo digestiones por duplicado en reactores de vidrio de 0.5 L (0.4 L de volumen de trabajo) los cuales contaban con puertos para la toma de muestras de gas durante el experimento. Todos los reactores se mantuvieron en un baño de agua a 35 °C (± 0.5 °C) permitiendo una distribución homogénea de la temperatura sin recalentamientos locales, se mezclaron continuamente para minimizar las limitaciones de transferencia de masa. El pH no fue ajustado. El oxígeno del medio fue desplazado con nitrógeno. Durante los primeros diez días, se tomaron muestras del biogás generado para conocer su composición. Se utilizó

el sistema de la marca Bioprocess System para cuantificar el volumen de gas que se obtuvo diariamente. La producción de biogás reportada se basó en los niveles de detalle del procedimiento de normalización del propio equipo.

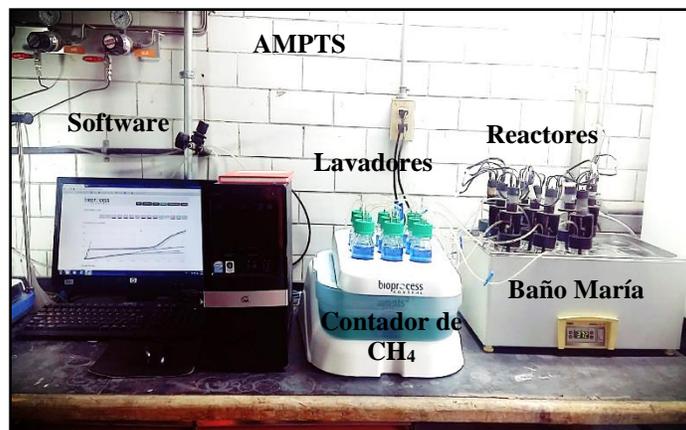


Figura 6 Sistema automático de la prueba de potencial de metano (Automatic Methane Potential Test System-AMPTS)

4.3.2 Actividad inicial del inóculo

Para conocer su actividad inicial y consumir el carbón orgánico remanente, ambos tipos de inóculo se incubaron a una temperatura de 35°C, durante 10 días así asegurar que la producción de metano sea menor al 20%. Se operaron reactores por duplicado para cada lodo, por separado.

La primera configuración fue un blanco, es decir solo lodo y medio basal necesario para adicionar nutrientes. La segunda configuración fue un control positivo, con lodo, medio basal y glucosa.

4.3.3 Monodigestión

Considerando el diseño de experimentos, los cuatro factores de tratamiento sobre la FORSU fueron analizados. En el grupo I, se buscó evaluar la influencia del tipo de inóculo que se agrega a los procesos de digestión de los tres sustratos de estudio (FORSU, LSL, y RCB) por separado. En este trabajo, se usaron dos tipos de lodo como inóculo. Antes del experimento, ambos lodos se almacenaron a temperatura ambiente durante una semana para reducir su contenido orgánico. Los contenidos orgánicos de los sustratos también se midieron para determinar la proporción adecuada de inóculo a sustrato (I / S) sobre una base de sólidos

volátiles (SV). Para los tres sustratos, se requirieron $\geq 2.5 \text{ g SV kg}^{-1}$ y, como informa Labatut et al. 2011, se requirió una relación I / S mínima de 0.5 para garantizar el inicio del proceso.

4.3.4 Codigestión

En el grupo II, se prepararon un total de cuatro tratamientos de la FORSU con base en dos condiciones: el inóculo (lodo granular o en suspensión) y el respectivo sustrato (RCB, y LSL).

Se utilizó el diseño de bloques anidados, buscando hacer las observaciones de cada nivel particular de los factores-bloque y que este ocurra en un único nivel del otro factor-bloque, sin cruzar mezclas, tal como lo muestra la Tabla 11, donde se observa la diferencia entre los grupos propuestos.

Con los resultados de las pruebas del grupo II, se procedió a establecer los parámetros operacionales para los grupos III, IV, y V, se ajustó a dos factores de tratamiento, primero el tipo de inóculo, segundo la cantidad de cosustratos (RCB, y LSL por separado), como variables de respuesta fueron la producción y el rendimiento de metano.

4.3.5 Métodos analíticos de seguimiento

Al inicio (día 0) y al final de los experimentos, se tomaron muestras de cada reactor para analizar el pH, la alcalinidad, el factor alfa (α), índice amortiguador (IA), alcalinidad intermedia sobre alcalinidad parcial (AI/AP), ácidos grasos volátiles (AGV), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), fósforo total (PT) y nitrógeno total Kjeldahl (NTK), N-NH_4 .

En la Tabla 12 se detallan las ecuaciones utilizadas para calcular la eficiencia de remoción de DQO y NTK, así como las ecuaciones de productividad y rendimiento de metano.

La cuantificación de la composición del biogás generado se realizó mediante inyección en cromatografía y se realizó un análisis de varianza usando el diseño completamente al azar. Los promedios se separaron por la prueba de diferencia mínima significativa de Student.

Tabla 12 Variables de respuesta

Variable de respuesta	Unidades	Fórmula
Eficiencia de remoción de DQO	% DQO _{cons}	$E_{DQO} = \frac{g_{DQOalim} - g_{DQOcons}}{g_{DQOalim}} \times 100$
Eficiencia de remoción de NTK	% NTK _{cons}	$E_{NTK} = \frac{g_{NTKalim} - g_{NTKcons}}{g_{NTKalim}} \times 100$
Eficiencia de remoción de SV	% SV _{rem}	$\eta_{SV} = \frac{g_{SValim} - g_{SVsal}}{SV_{alim}} \times 100$
Productividad de CH ₄	NL kg ⁻¹	$ICH_4 = \frac{QCH_4}{Mr}$

Donde:

$g_{DQOalim}$	gramos de DQO alimentada
$g_{DQOcons}$	gramos de DQO consumida
SV _{rem}	remoción de sólidos volátiles
$g_{NTKalim}$	gramos de NTK alimentada
$g_{NTKcons}$	gramos de NTK consumida
SV _{rem}	remoción de sólidos volátiles,
η_{SV}	eficiencia de remoción de SV
g_{SValim}	gramos de SV alimentada
g_{SVcons}	gramos de SV consumida
I CH ₄	productividad de metano
QCH ₄	producción de metano
Mr	masa en el reactor,
YCH ₄	rendimiento de metano.

Fuente: Raposo et al., 2011.

4.3.6 Análisis de varianza

El análisis estadístico para todos los grupos propuestos se realizó con el software Design-Real Statistics Resource Pack (Real Statistics: © 2013-2018, Charles Zaiontz). Se llevó a cabo un análisis de la varianza de un factor (ANOVA por sus siglas en inglés), para comparar los grupos en su variable cuantitativa (producción de metano). Esta prueba es una generalización del contraste de igualdad de medias para dos muestras independientes con distribución normal, y homocedasticidad. En la Tabla de diseño de experimentos se plantean cinco grupos, se hizo comparaciones múltiples post-hoc o a posterior para saber cuál media difirió de cuál otra. Esas comparaciones permitieron controlar la tasa de error utilizando las mismas medias. Se utilizó la prueba de Levene, Shapiro-Wilk, Grubbs' Test, y Tukey.

4.4 Equilibrio químico en el proceso de digestión anaerobia

Se planteó el análisis del equilibrio químico para el proceso de digestión anaerobia de FORSU, lactosuero líquido (LSL), residuo cárnico de bovino (RCB). El objetivo fue calcular el equilibrio químico del proceso de digestión anaerobia con un enfoque estequiométrico, haciendo uso de la ecuación de Buswell, para el cálculo teórico de metano dentro de un sistema de digestión anaerobia, se basa en la composición elemental $C_aH_bO_cN_dS_e$.

$$B_{o-ThAIC} = \frac{[(a/2) + (b/8) - (c/4)] * 22400}{12a + b + 16c} \quad \text{Ecuación 1}$$

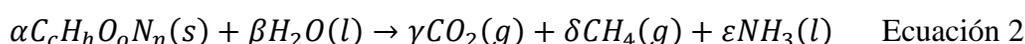
En la Unidad de Servicio de Apoyo a la Investigación y a la Industria (USAII), se realizaron tres técnicas por triplicado.

La primera técnica fue para el análisis elemental se utilizó un analizador elemental CNHS-O marca Carlo Erba modelo EA-1108, a 1000 °C en oxígeno puro, el software de trabajo EAGER 200 (Anexo 3).

El segundo análisis de calorimetría de barrido diferencial (en inglés, Differential Scanning Calorimetry o DSC) se analizó el calor de los tres sustratos. La capacidad calorífica se rastrea como cambios en el flujo de calor. Esto permite la detección de transiciones como las de fusión, se utilizó DSC 6000 con auto muestreo (Anexo 4).

El tercer análisis fue termogravimetría para cada uno de los sustratos se utilizó una termobalanza TGA Q-500 acoplada a un horno estándar y con flujo de nitrógeno de 50 mL min⁻¹. Por medio de un software se registraron las pérdidas de pesos de cada una de las muestras por separado. La temperatura se obtuvo los termogramas (Anexo 5) en intervalos de cuatro segundos.

Con estos análisis se procedió a dar por válida que la ecuación de Buswell es suficiente para analizar el equilibrio químico (no son necesarias ecuaciones estequiométricas adicionales). La ecuación de Buswell es la siguiente:



En esta ecuación se indican las fases en las que se encuentran las especies químicas. El primer término hace referencia a la fórmula condensada del sustrato empleado en la digestión, los

subíndices de esta fórmula condensada se obtienen del análisis elemental de dicho sustrato (Smith et al., 1997).

Se empleó la condición de equilibrio químico en el enfoque estequiométrico:

$$K = \frac{a_{CO_2}^{\gamma} a_{CH_4}^{\delta} a_{NH_3}^{\epsilon}}{a_{C_c H_h O_o N_n}^{\alpha} a_{H_2O}^{\beta}} \quad \text{Ecuación 3}$$

K es la constante de equilibrio químico y sólo depende de la temperatura y de las energías de formación de las especies que participan en el equilibrio. El lado derecho de la ecuación anterior es un cociente del producto de actividades de las especies involucradas.

Para el cálculo de estas actividades se emplea como primera aproximación que la fase líquida es solución ideal, la fase vapor se comporta como gas ideal y que el sustrato es un sólido puro; bajo estas restricciones las actividades se calculan de la siguiente manera.

$$a_{CO_2} = \frac{Y_{CO_2} p}{1 \text{ bar}} \quad \text{Ecuación 4}$$

$$a_{CH_4} = \frac{Y_{CH_4} p}{1 \text{ bar}} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$a_{NH_3} = \frac{X_{NH_3} H_{NH_3-H_2O}}{1 \text{ bar}} \quad \text{Ecuación 6}$$

$$a_{H_2O} = \frac{X_{H_2O} p_{H_2O}^s}{1 \text{ bar}} \quad \text{Ecuación 7}$$

$$a_{C_c H_h O_o N_n S_s} = 1 \quad \text{Ecuación 8}$$

Las cantidades Y_{CO_2} y Y_{CH_4} , son las fracciones mol del dióxido de carbono y del metano en la fase vapor, X_{H_2O} y X_{NH_3} son las fracciones mol del agua y amoníaco en la fase líquida, p es la presión del sistema (Poling et al., 2001).

La constante de equilibrio K se calcula con la siguiente expresión:

$$\ln K = \ln K(T_0) - \frac{\Delta h^0(T_0)}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_0} \right) - \frac{1}{T} \int_{T_0}^T \frac{\Delta c_p^0}{R} dT + \int_{T_0}^T \frac{\Delta c_p^0}{RT} dT \quad \text{Ecuación 9}$$

T_0 es una temperatura de referencia, generalmente $T_0 = 25 \text{ }^\circ\text{C}$; $K(T_0)$ es la constante de equilibrio a la temperatura de referencia.

$\Delta h^0(T_0)$ es la entalpía de reacción a la temperatura de referencia, y se calcula a partir de las entalpías de formación de las especies que participan en la ecuación estequiométrica de Buswell:

$$\Delta h^0(T_0) = \gamma \Delta h_{fCO_2}^\# + \delta \Delta h_{fCH_4}^\# + \varepsilon \Delta h_{fNH_3}^\# - \alpha \Delta h_{fC_6H_8O_6N_n}^S - \beta \Delta h_{fH_2O}^L \quad \text{Ecuación 10}$$

La cantidad $\Delta h_{f_i}^\#$ es la entalpía de formación de la especie i como gas ideal, esta cantidad aplica para el CO_2 , CH_4 y NH_3 ; $\Delta h_{fC_6H_8O_6N_n}^S$ es la entalpía de formación del sustrato suponiendo que es un sólido puro (o un líquido en el caso del lactosuero); $\Delta h_{fH_2O}^L$ es la entalpía de formación del agua líquida.

Δc_p^0 es la suma ponderada de las capacidades caloríficas de las especies que participan en la ecuación estequiométrica de Buswell con sus respectivos coeficientes estequiométricos:

$$\Delta c_p^0 = \gamma c_{pCO_2}^\# + \delta c_{pCH_4}^\# + \varepsilon c_{pNH_3}^\# - \alpha c_{pC_6H_8O_6N_n}^S - \beta c_{pH_2O}^L \quad \text{Ecuación 11}$$

La cantidad $c_{p_i}^\#$ es la capacidad calorífica de la especie i como gas ideal, esta cantidad es válida para el CO_2 , CH_4 y NH_3 ; $c_{pC_6H_8O_6N_n}^S$ es la capacidad calorífica del sustrato suponiendo que es un sólido puro (o un líquido en el caso del lactosuero); $c_{pH_2O}^L$ es la capacidad calorífica del agua líquida (Smith et al., 1997).

Δc_p^0 da la dependencia con la temperatura a la entalpía de reacción.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan y discuten los resultados obtenidos en todas las etapas experimentales planteadas para este trabajo.

5.1 Obtención de muestras

5.1.1 Sustratos

El LSL por su estado líquido, no fue tratado mecánicamente, en la Figura 7a se observa que contiene pocos sólidos en suspensión y una materia orgánica soluble casi en su totalidad justificando una biodegradabilidad anaerobia del 100% como también lo muestran Dareioti et al. (2015) al codigerir lactosuero con otros dos sustratos. Debido a las características heterogéneas lignocelulósicas de la FORSU, se procedió a homogenizarla, el mismo procedimiento se realizó con los RCB buscando una reducción del tamaño de partícula y preparándola para su degradación enzimática. El rango fue de 0.5–15 mm, se utilizaron distintos equipos de trituración, es decir fue, cortada (~15 mm), molida ($7 \geq 9$ mm), para finalmente, como se muestra en la Figura 7b y 7c, ser extruida (≥ 0.5 mm).

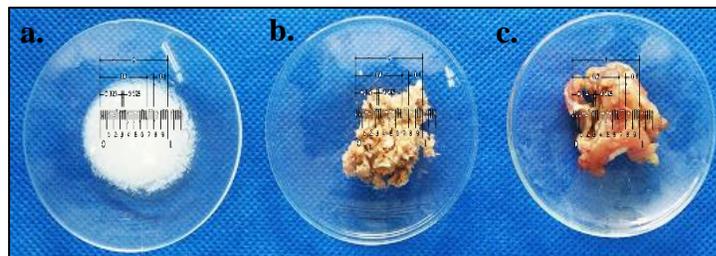


Figura 7 Características físicas de sustratos: izq. **a.** LSL, centro **b.** FORSU y der. **c.** RCB

La Figura 7 muestra el tamaño de partícula de la FORSU y RCB con respecto a su producción de biogás experimentada durante 10 días. Los tres tamaños de partícula permitieron incrementar el área de superficie que conlleva a incrementar la hidrólisis y producción de biogás, especialmente cuando se trata de sustratos donde la etapa limitante es la hidrólisis (residuos lignocelulósicos). La reducción del tamaño de partícula es un pretratamiento mecánico obligatorio para sustratos tales como la FORSU, debido a la necesidad del contacto entre los microorganismos y el material lignocelulósico para permitir una efectiva hidrólisis enzimática (Karimi y Taherzadeh, 2016), misma que puede incrementar la producción de biogás hasta en un 107% como concluyen Teghammar et al. (2010). En este estudio, como

se muestra en la Figura 8a, se tuvo un incremento del 21% para un tamaño de 0.5 mm respecto a $7 \geq 9$ mm, y esta reducción fue superior en un 16% respecto a un tamaño de partícula de 15 mm de FORSU. Se observa en la Figura 8b, cuando se maneja los mismos tamaños de partícula para un sustrato de RCB, los porcentajes de incremento de producción de biogás son los mismos pero el volumen es el que varía en un 30 % entre la FORSU y el RCB.

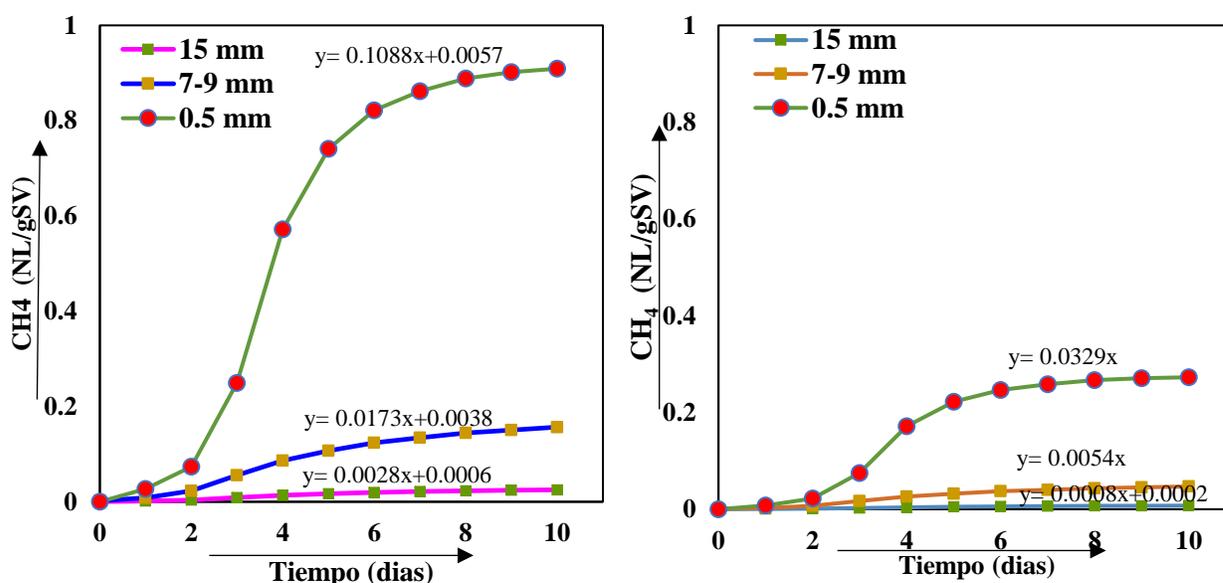


Figura 8 Producción de metano por tamaño de partícula del sustrato

La reducción del tamaño de partícula para los sustratos sólidos de este estudio, la FORSU, y los RCB de ≥ 15 mm a ≥ 0.5 mm, permite una efectiva hidrólisis enzimática incrementando la producción de biogás para todos los experimentos, en un intervalo de 77-83%.

El Anexo 1 detalla el análisis estadístico para cada sustrato, con estos resultados se identificó el tamaño de partícula de 0.5 mm, que se usó durante todo el estudio, mismo que fue en FORSU y RCB por su eficiencia en la producción de biogás.

5.1.2 Inóculo

Las condiciones iniciales y a morfología de las muestras de inóculo se las presenta en la Figura 9. El lodo proveniente de la Planta cervecera fue granular la Figura 9a muestra su forma esférica, exterior lisa pequeña compacto, con alta capacidad de sedimentación de gránulos. En general, la formación de éstos es un proceso gradual desde los lodos iniciales de semilla, a gránulos maduros y estables. La Figura 9b muestra el lodo suspendido de Planta piloto de tratamiento de residuos orgánicos, el material se encuentra en suspensión

observándose algunas partículas disueltas conformadas por materia orgánica y consorcios microbianos.

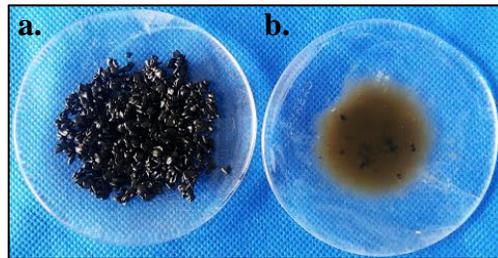


Figura 9 Características físicas de inóculos: izq. **a.** lodo granular y der. **b.** lodo suspendido.

5.2 Caracterización de las muestras

5.2.1 Sustratos

En esta etapa se determinó la composición de cada una de las muestras de residuos orgánicos utilizados en este estudio, con base en su contenido de los componentes que influyen en los procesos anaerobios, tales como el porcentaje de macronutrientes, de proteínas, carbohidratos, lípidos, el porcentaje de humedad, DQO, sólidos, entre otros que se detallan en la Tabla 13.

La caracterización de los sustratos utilizados en este estudio se realizó en base húmeda, así se conoce el índice de estabilidad del sustrato y la proporción en que se encontró los nutrientes (Labatut et al., 2011; Borrowski et al., 2015), y el análisis elemental se reporta en base seca. En este estudio se obtuvo un contenido de carbón para la FORSU de 0.44, estas cifras concuerdan con los datos encontrados por Komilis (2012) que concluye que el contenido de carbón de 26 muestras de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) y de 18 residuos orgánicos puede variar entre 0.40 y 0.99. En la Tabla 13, se presenta también un resumen de las características fisicoquímicas de los tres sustratos utilizados en este estudio, indicando que el contenido de sólidos totales (ST) para la FORSU fue de 130 g kg^{-1} y los sólidos volátiles (SV) de 125 g kg^{-1} . Estos datos son comparables con los datos presentados en otros estudios (Ponsá et al., 2011, Elbeshbishy, et al., 2012, Cabbai et al., 2013, Beevi et al., 2015). La relación SV/ST del lactosuero líquido (LSL) fue de 0.84 lo cual es congruente con lo reportado por Prazares et al. (2012) (0.80), Carvalho et al. (2013) (0.70). Woon y Othman (2011) reportan un contenido de ST para un sustrato cárnico de 500

g kg^{-1} similar a lo encontrado en este estudio para el residuo cárnico de bovino (RCB), para el que se obtuvo un valor de 531 g kg^{-1} .

Para un correcto desarrollo de la digestión anaerobia vía húmeda, se necesita una humedad superior al 75%, ya que las reacciones metabólicas se desarrollan en medio líquido. En este estudio, todos los sustratos evaluados tienen un porcentaje de humedad superior al 75% lo cual permitió un medio líquido adecuado para que se dieran las reacciones metabólicas en la digestión anaerobia logrando una difusión del sustrato, en su estudio de Yang et al., (2015) es considerado por uno de los retos y estrategias en digestión anaerobia, este trabajo asegura que el contenido de humedad que aportaba cada sustrato tenga contacto entre los microorganismos ya que si la cantidad de humedad en el medio es baja se requerirá una mayor cantidad de inóculo. Como lo mencionan en su estudio Liotta et al. (2013) el grado de humedad permite también una distribución homogénea y disolución en la fase acuosa de los nutrientes como de microorganismos, lo cual es esencial en la formación de biogás, debido a que influye directamente en la cinética del proceso.

El pH que se obtuvo de cada uno de los sustratos estudiados, fueron con tendencia ácida, esto se relaciona con el alto contenido de ácidos grasos volátiles (AGV), considerando que cada uno de los grupos de microorganismos que toman parte en el proceso anaerobio tiene un intervalo propio de pH óptimo, el proceso en general se desarrolla correctamente si el pH está próximo a la neutralidad (Wang et al., 2014). Sin embargo, el índice amortiguador (IA) de las muestras se encontró dentro del intervalo óptimo (0.20-0.35) permitiendo que la capacidad del sistema amortiguara las variaciones de pH.

Se considera que es suficiente una alcalinidad superior a $1.5 \text{ g L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ (Wang et al., y Gu et al., 2014). Al mismo tiempo, para este estudio el contenido de AGV no supera al nivel reportado por Kryvoruchko et al., (2009), que citan como nivel de inhibición 3 g L^{-1} o concentraciones de ácido propiónico superiores a 0.3 g L^{-1} .

Se observa que las concentraciones de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) para la FORSU y el LSL fueron menores en un 60% con respecto al RCB, este parámetro es uno de los macronutrientes esenciales para la activación del metabolismo de las arqueas metanogénicas (Kawai et al., 2014). Al mismo tiempo y como Woon et al. (2012) explican, la degradación de proteínas libera amonio incrementando el pH e inhibiendo del proceso anaerobio

sólidos totales y volátiles. Con la caracterización fisicoquímica de estos sustratos se establecieron las condiciones de operación para los digestores anaerobios en el tratamiento de dichas muestras.

5.2.2 Inóculo

En la Tabla 14 se presenta un resumen de los datos analizados para ambos lodos utilizados como inóculo dentro de este estudio. El pH de ambos se encuentra dentro del criterio aceptado y mencionado en la revisión realizada por Chandra et al. (2012) y Holliger *et al.*, (2016), manteniéndose en un rango de 6.0-8.5 sin mostrar un posible efecto tóxico para la población de arqueas metanogénicas. El pH del sistema depende de la velocidad a la que se forman los intermediarios durante la fermentación (Kawai et al., 2014). En este estudio porción de DQO/SV fue de 0.7 para lodo granular y 0.8 para el lodo suspendido en línea con lo reportado en el 2017, por Xie et al. donde muestran una porción DQO/SV de 0.8, para su lodo utilizado en la codigestión de dos sustratos orgánicos.

Tabla 14 Características del inóculo

Tipo	Procedencia	pH	Humedad %	DQO gO ₂ kg ⁻¹	ST gkg ⁻¹	SV gkg ⁻¹	DQO/SV	Tamaño (µm)
Granular	Planta cervecera	6.7	92	47	61	61	0.7	832
Suspendido	Planta piloto de tratamiento de residuos orgánicos	6.5	90	72	96	96	0.8	26

5.3 Actividad inicial del inóculo

5.3.1 Morfología del lodo

Examinación microscópica mostró que la morfología de los lodos era completamente diferente. La composición orgánica de los lodos depende de los microorganismos involucrados y su capacidad de generar polímeros extracelulares. Del análisis microscópico, en la Figura 10 se identifican las sustancias de polímeros extracelulares (SPE) del lodo granular (Figura 10 a) y su capacidad de formar conglomerados de microorganismos, al contrario del lodo suspendido donde los polímeros extracelulares se encuentran disgregados. La mayoría de las bacterias, especialmente cuando envejecen, tienen una capa de sustancias polímeros extracelulares (SPE) en la superficie celular, como las proteínas, los polisacáridos,

que son protegidos por grupos funcionales menos cargados es decir y como lo mencionan Elbeshbishy et al. (2012) tiene una estabilización estérica y, lo que es más importante, desestabilización estérica. La Figura 10 a muestra los gránulos de forma esférica, lisa, densa, donde se identifica alrededor de los granulas de una forma más clara la capa de SPE que ayuda a superar las fuerzas de repulsión electrostática entre las células microbianas y, por lo tanto, vincularlas entre sí. Giri et al. (2016) al comparar las propiedades de degradación de carbohidratos y proteínas durante la digestión anaeróbica de lodos activados, señalan que los enlaces de un lodo granular son débiles y se rompen fácilmente, lo que resultaría en una mayor erosión celular en un ambiente turbulento

Se puede observar en la Figura 10b que no existe un contacto entre las células impidiendo una formación de una colonia definida, esto no es algo extraño en la naturaleza de este lodo ya que como lo indican Atlas et al. (2002) las células bacterianas normalmente se cargan negativamente en la superficie y Chouari et al. (2005) se cargan a una fuerza repulsiva entre las células vecinas que evita su contacto cercano y da como resultado la estabilización celular en una suspensión. Se debe resalta que los materiales de SPE no se distribuyan uniformemente entre las células individuales, y es probable que solo una fracción de las células contenga una cantidad considerable de estas sustancias poliméricas.

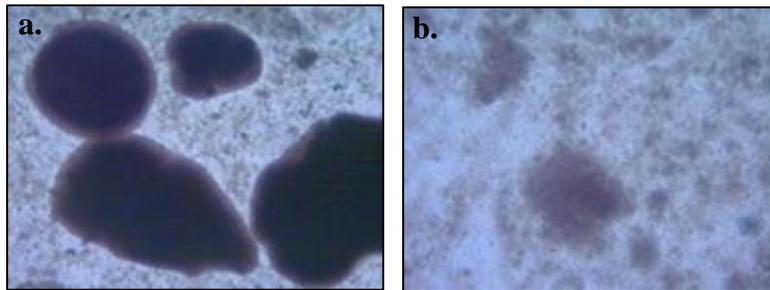


Figura 10 Estructura microscópica de los lodos; **a.** lodo granular y **b.** lodo suspendido.

5.3.2 Potencial de degradación

El análisis de los lodos utilizados como inóculo en este estudio fue evaluado con un control positivo de glucosa resultando diferente para cada lodo. En la Figura 11a es observa un comportamiento típico de hidrólisis de glucosa, se caracterizó por una rápida degradación de esta fuente de carbono que incrementó de producción de biogás para este blanco positivo (lodo granular+glucosa).

Esta acelerada hidrólisis también se observa cuando la glucosa se mezcla con el lodo suspendido (Figura 11b) sin embargo, la meseta de su más alta producción de biogás está por debajo del 50% comparado con la del lodo granular.

Los reactores denominados blancos, fueron alimentados únicamente con lodo sin ninguna otra fuente de carbono. Se muestra en la Figura 11a muestra una degradación lenta pero constante del lodo granular, seguida de un incremento marcado de biogás debido a la degradación de los compuestos intermedios acumulados, este comportamiento se repite al observar el blanco de lodo suspendido.

Estos resultados muestran evidencias que, en comparación de los blancos con los controles positivos, el metabolismo de la glucosa es complejo porque involucra más enzimas que incluyen las enzimas extracelulares que como se mencionaba en el apartado de morfología de los lodos, el lodo granular posee una mayor cantidad de estas sustancias. Debido a esta cantidad de estos polímeros extracelulares los reactores positivos produjeron mayor volumen de biogás.

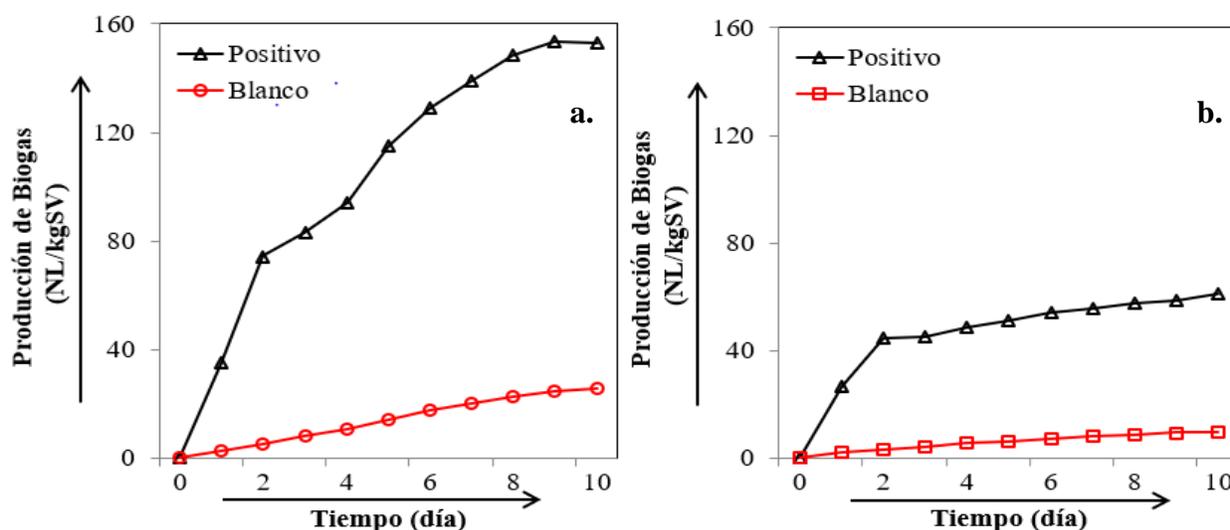


Figura 11 Comparación de la producción de biogás de un blanco con a. lodo granular y b. lodo suspendido.

5.4 Monodigestión

En este apartado se presentan los resultados obtenidos con los experimentos del Grupo I, mencionado en la metodología, que tuvo como objetivo identificar la influencia del inóculo en cada uno de los sustratos utilizados en este estudio. Durante 21 días se mantuvieron en

operación los reactores anaerobios, en condiciones similares, conteniendo como monosustratos el LSL, RCB, y FORSU; los experimentos se realizaron por triplicado. Los reactores inoculados con lodo granular (LG) se identificaron como A, B, y C, y los reactores inoculados con lodo en suspensión se identificaron como D, E, y F.

5.4.1 Capacidad amortiguadora

La capacidad amortiguadora de los seis reactores alimentados para el Grupo I con diferentes inóculos se evaluó en términos de la alcalinidad. Los reactores A, B, y C fueron alimentados con lodo granular y los reactores D, E, y F con lodo suspendido.

En este estudio, como se muestra en la Figura 10a, se observó la disminución de la alcalinidad en el tiempo, y un incremento de la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) independientemente del inóculo alimentado. Con el LSL se obtuvieron 0.8 y 0.5 g de $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$ respectivamente, estando fuera del criterio de otros autores (Speece, 2008; Amani et al., 2010).

No se agregó ninguna fuente de alcalinidad adicional en este estudio. La alcalinidad proporcionada por los lodos fue suficiente para evitar que los reactores se acidificaran, y no se necesitaron bases adicionales o sales de carbonato en el proceso de digestión.

En las Figuras 12a y 12b se presentan los valores de la alcalinidad parcial (AP), la cual se asocia a la presencia de bicarbonatos, y de la alcalinidad intermedia (AI) asociada a la presencia de los AGV. Por otra parte, la alcalinidad inicial de los reactores D, E, y F fue menor que la de otros reactores alimentados con lodo granular, siendo por debajo de los 2.5 g $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$, cuya alcalinidad final disminuyó en un promedio de 0.5 g de $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$. La baja producción de biogás en reactores inoculados con lodo suspendido puede estar relacionada con su baja alcalinidad inicial y final, tal como reportan Gu et al. (2014) al utilizar como sustrato de evaluación la paja de arroz, no se agregó alcalinidad adicional para los experimentos y la única fuente de alcalinidad fue el inóculo.

El proceso de digestión anaerobia en un reactor puede presentar fallas por la acumulación de AGV, la Figura 12. muestra las concentraciones AGV, alcalinidad e índice amortiguador. En condiciones normales difieren por un factor con el punto de probable falla, recordando de Dennehy et al. (2016), que la digestión anaerobia falla por debajo de $\text{pH} \leq 6$ y por arriba del $\text{pH} \leq 8$.

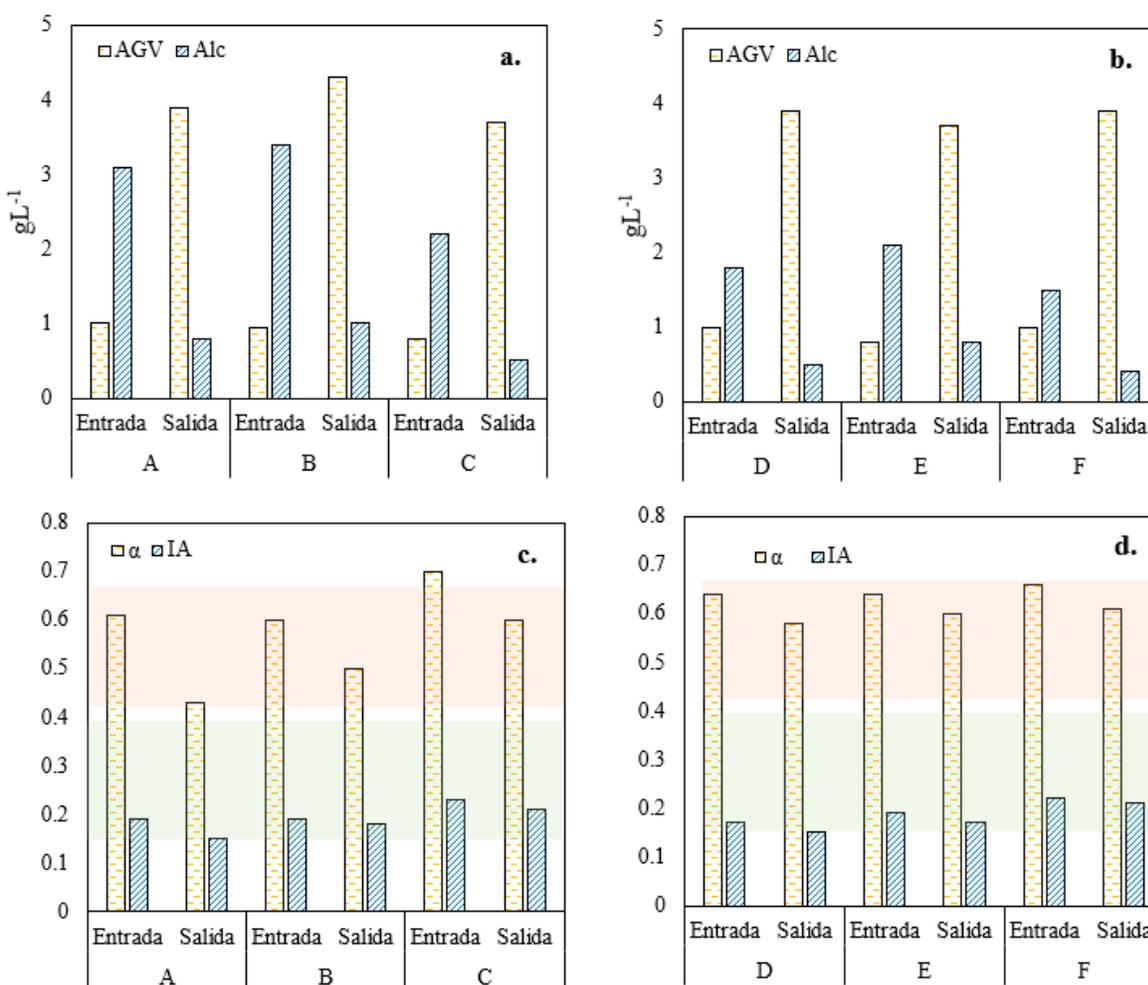


Figura 12 Capacidad amortiguadora del Grupo I, en la parte superior producción de AGV y alcalinidad, y en la parte inferior el índice amortiguador. A la izquierda **a. –c.** Reactores con lodo granular y a la derecha **b.-d.** Reactores con lodo suspendido.

Speece (2008) reporta que el pH 7, valor al cual bicarbonato es la especie dominante, es el óptimo para la operación de reactores anaerobios. Así también lo reportan Gu et al. (2014) quienes trataron distintos de arroz con seis diferentes tipos de inóculo (purgas de lodos activados fábrica de papel, estiércol de cerdo, estiércol de pollo, estiércol de bovino y lodo granular de una cervecía).

En la Figura 12 c y d, se muestran los valores del índice amortiguador (IA). Se observa que, en todos los reactores, el IA se encuentran por debajo del criterio recomendado de 0.20 a 0.35 (Eduok et al., 2018; Pérez y Torres, 2008). El índice α , que todos los reactores iniciaron su proceso de digestión anaerobia con el rango óptimo ≥ 60 , al final de su proceso los reactores C, y F que contenían en ambos FORSU superaron ese criterio.

5.4.2 Parámetros de degradación

Utilizando las ecuaciones descritas en el apartado de metodología, se realizaron los cálculos para determinar los porcentajes de remoción, tanto para sólidos, como para DQO, SV y NTK. En la Figura 13, se muestra una remoción significativa ($p \leq 0.05$) de sólidos y DQO de los reactores con lodo granular.

La diferente naturaleza y degradabilidad de los sustratos orgánicos utilizados en este estudio explican la diversidad de los resultados. La Figura 13 muestra la variación de DQO en los reactores con lodo granular (A, y B) que mostraron la mayor solubilización.

Se obtuvieron porcentajes mayores al 50% de remoción de DQO con el LSL, y los RCB. La mayor tasa de biodegradabilidad se obtuvo al utilizar un lodo granular como inóculo ($R^2 \leq 0.96$ $p \leq 0.05$).

En el caso de la FORSU, la porción de la materia orgánica volátil es mayor a 60%. A condiciones mesofílicas (35°C), sin un ajuste de pH, no se detectó inhibición para la producción de biogás con alguno de los dos tipos de inóculo utilizados.

Los porcentajes de remoción también pueden explicar variabilidad en los rendimientos potenciales de biogás, a partir de residuos orgánicos reportados en la literatura (De Gioannis et al., 2013).

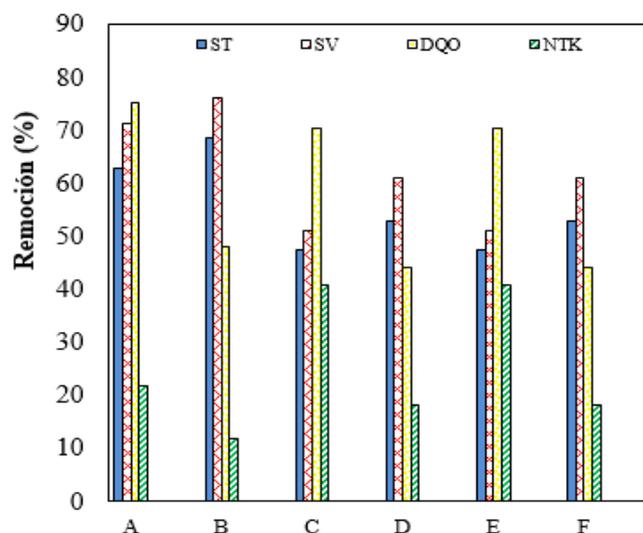


Figura 13 Porcentajes de remoción en sistemas de monodigestión

5.4.3 Producción de biogás.

Para determinar la influencia del inóculo sobre los sustratos, se realizó una correlación tomando como variable de respuesta a la producción de biogás que se obtuvo al final de la prueba (21 días), a una temperatura de 35 °C.

La Figura 14a muestra las producciones de los reactores inoculados con lodo granular, donde se observa una diferencia del 27% de producción acumulada de biogás en favor del reactor A con LSL ($R^2 \leq 0.96$, lo que nos indica una alta correlación de las variables) sobre el reactor B con RCB, esto debido a su contenido de grasa de la muestra y su solubilidad relativa y bajo peso específico.

En el reactor E, que contenía RCB y lodo suspendido, la producción de biogás fue 20% mayor ($R^2 \leq 0.96$ estadísticamente significativo) que con el experimento del reactor D, LSL (Figura 10b.) Asimismo, debido al material orgánico soluble resultante de la hidrólisis se convierte principalmente en acetato, ácidos grasos de cadena corta, alcoholes de hidrógeno y dióxido de carbono.

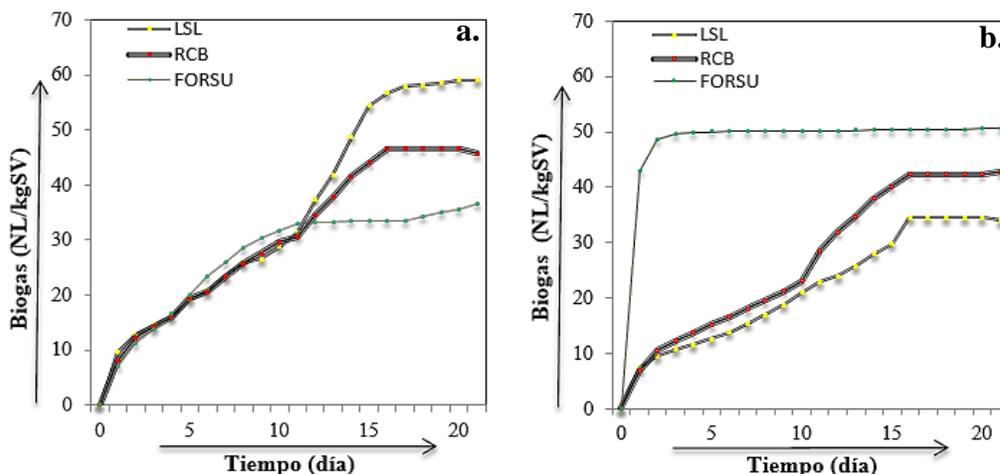


Figura 14 Producción acumulada de biogás en monodigestión, izquierda **a.** lodo granular, derecha **b.** lodo suspendido.

Se calculó el coeficiente de determinación (Tabla 15), la prueba de Shapiro-Wilk; mostró que para los reactores con el lodo granular, sólo aquellos operados con el RCB tienen un $p \leq 0.05$, el umbral tradicional significa que hay un 5% de posibilidades de que se hayan obtenido estos resultados sin que exista un efecto real. Verificando que los datos se puedan aproximar razonablemente mediante una distribución y basándose en los supuestos de normalidad, se realizó la prueba de Grubbs, donde no se detectaron valores atípicos.

Tabla 15 Correlaciones sobre la producción de biogás.

Reactor	y	R ²	Shapiro-Wilk	Pearson
A	$2.9163593x + 3.9498194$	0.966	0.049	0.983
B	$2.1928607x + 7.1849911$	0.955	0.058	0.977
C	$1.4508794x + 11.2521300$	0.805	0.001	0.897
D	$1.6058778x + 4.7110644$	0.966	0.087	0.983
E	$2.0922174x + 4.6197453$	0.958	0.047	0.979
F	$0.7153899x + 40.0324715$	0.187	0.000	0.433

El ajuste cinético realizado, empleando el modelo de crecimiento de Gompertz modificado, permitió establecer el periodo de adaptación de cada reactor, con un nivel alto de confiabilidad, de acuerdo a los coeficientes de correlación obtenidos para lodo granular; A

($R^2 \leq 0.95$), B ($R^2 \leq 0.96$), y C ($R^2 \leq 0.88$), como para el lodo suspendido, D ($R^2 \leq 0.95$), E ($R^2 \leq 0.95$), y F ($R^2 \leq 0.88$).

5.5 Codigestión

En el apartado anterior (5.4), se observó cómo cada uno de los sustratos utilizados en este estudio se degradó por separado.

El objetivo de esta etapa fue aprovechar la complementariedad de las composiciones de los sustratos para permitir perfiles de proceso y sinergia más eficaces, del mismo modo se buscó amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.

Conservando la variable de fuente de sustrato se trabajó con cuatro ensayos; reactores G, y H con lodo granular y reactores I, y J con lodo suspendido.

5.5.1 Estabilidad del proceso

El contenido de materia orgánica que poseen los sustratos de LSL, y RCB para la codigestión con FORSU, presentan un mayor potencial de producción de biogás, tal es el caso que los residuos ganaderos, como indica Okoro et al. (2017) pueden ser una buena base para la codigestión llegando a 1000 m³ de biogás por tonelada de residuo.

Por otro lado, estos residuos pueden presentar problemas en el proceso y sistema, como por ejemplo; deficiencia de nutrientes necesarios para el desarrollo de microorganismos anaerobios, baja alcalinidad o como se muestra en la Figura 11, un incremento en el contenido de AGV que provocan posibles desequilibrios en el sistema.

Specee (2008) menciona que los AGV que incrementen consumirán la alcalinidad de medio antes de que exista una caída notable del pH, convirtiéndose para este estudio en una alternativa de medición de la capacidad amortiguadora del sistema.

El índice amortiguador observado (Figura 15b.), fue la capacidad de los sistemas de resistir los cambios de pH en la adición de ácido fuerte que se puede expresar numéricamente como el número de moles de este.

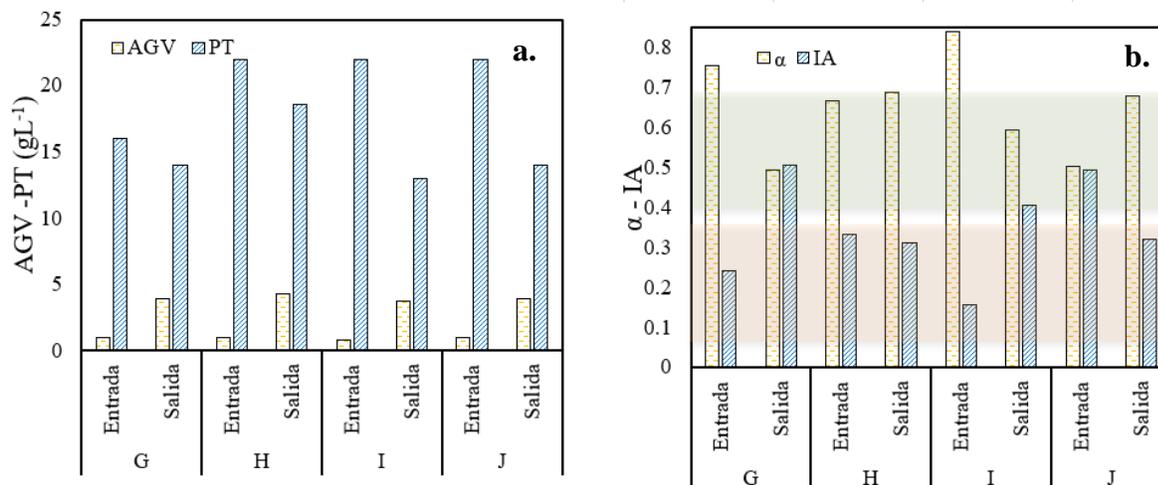


Figura 15 Estabilidad del proceso Grupo II, en la izquierda **a.** la producción de AGV con el fósforo total y a la derecha **b.** su índice alfa y el índice amortiguador.

5.5.2 Dinámica de los parámetros fisicoquímicos

Las eficiencias de eliminación durante la codigestión anaerobia para los diferentes tratamientos se presentan en la Tabla 16. La remoción de la concentración de sólidos para los grupos alimentados con lodo granular fueron superiores al 60%.

Tabla 16 Porcentaje de remoción y pH

Lodo	Reactor	Mezcla	pH	ST	SV	DQO	NTK
Granular	G	FORSU + RCB	8.2 6	68.6	76.2	48.2	12
	H	FORSU + LCL	8.3 5.8	63	71.4	75.3	22
Suspendido	I	FORSU + RCB	8.3 6.7	47.5	61.2	44.2	18
	J	FORSU + LCL	8.3 6.8	52.8	51.1	70.4	40

Las tasas más altas de eliminación de DQO se observaron para la mezcla G, al 75.3% con lodo granular y para los reactores I se registró una remoción de 70.4% con lodo suspendido, lo que puede atribuirse a los efectos sinérgicos de esta mezcla (Shen et al., 2013).

Se observó una remoción de DQO de 48.2% con lodo granular en los reactores H. Los reactores J con lodo suspendido obtuvieron una remoción de 44.2%.

La Tabla 16 indica que los reactores alimentados con lodo granular (G, e I) tienen una degradación significativa ($p \leq 0.05$); la mayor degradación de SV fue del 68.6% con la mezcla de FORSU + RCB.

Los RCB tienen un contenido de proteína de 155 g kg^{-1} considerándose el óptimo para estimular la actividad de las bacterias proteolíticas y las bacterias reductoras de sulfato (BRS) durante la digestión anaeróbica (Chouari et al., 2009; Ziganshin et al., 2011).

Las actividades de las BRS disminuyen la eficiencia del proceso de digestión debido a la liberación de NH_3 (Riviere et al., 2009; Supaphol et al., 2011; Ziganshin et al., 2011).

En la Figura 13, se observan datos de remoción del nitrógeno que es conocido como un inhibidor de la actividad metanogénica, estos son $< 40\%$. Sin embargo, como menciona Speece (2008) los sistemas granulares, adaptados o granulares de alta carga pueden tolerar concentraciones más altas de NH_3 y NH_4^+ , por lo tanto, están controlados por el pH y la temperatura.

La remoción de NTK, fue baja, la concentración en los reactores que fueron alimentados con lodo granular (G, y H) disminuyó solo 2.3 g L^{-1} , mientras que en la de los reactores de lodo en suspensión aumentó fue más de 5 g L^{-1} , siendo congruente con la producción de biogás para cada condición.

La condición de alimentación que se tuvo en este estudio no inhibió el proceso de este sistema (Beevi et al., 2015). Al final del experimento (día 89), los reactores alimentados con lodo granular tenían un $\text{pH} \leq 6$. La caída de pH fue paulatina en los reactores con lodo en suspensión ($p < 0.05$).

A partir de los resultados de este trabajo, se obtiene que, independientemente del sustrato evaluado, el tipo de inóculo influye en la eliminación de DQO.

La inoculación con lodo suspendido contradice los resultados reportados por Pereira et al. (2002) que obtuvieron una remoción del 83.4% de DQO en un lapso de tiempo de 70 a 119 días de experimentación.

5.5.3 Generación de biogás

La Figura 16a., presenta la producción de biogás normalizada (0°C y 1 atm) durante los ochenta y nueve días que se evaluó a este grupo. La rapidez de generación del biogás varió notablemente para cada mezcla.

La prueba de Tukey (Anexo 2) mostró una similitud entre los reactores G y H debido a que se operaron bajo condiciones idénticas las únicas variables entre ambas fue el tipo de cosustrato.

Al inocular un sistema de digestión anaerobia con lodo granular y FORSU a una temperatura constante, debido a su sinergia tendrá efecto positivo sobre el rendimiento de biogás, se confirmó esta hipótesis realizando un análisis de regresión lineal.

Por el contrario, se mostró una débil correlación linear ($R^2 \leq 0.68$) y altos valores de p el análisis estadístico indica que los coeficientes de regresión lineal múltiple no son estadísticamente diferentes de cero.

La mayor producción de biogás se obtuvo con los reactores G, lodo granular con FORSU + RCB con una producción final de $304 \text{ NLkgSV}^{-1}_{\text{alim}}$, ($R^2 \leq 0.72$, $p < 0.01$), del mismo bloque con lodo granular, los reactores H (FORSU+LSL) tuvieron una comparable producción de biogás con una pendiente del 22.6 que al día 42 se empieza a notar una meseta por la disminución de producción del 7%.

El biogás tiene un menor poder calorífico que el gas natural (Guerrero-Lemus et al., 2012; Tabatabaei, et al., 2018). En la Figura 16b, se muestra la composición de biogás, para los reactores G, H, e I se obtuvo $\text{CH}_4 \geq 55\%$ el cual de acuerdo a lo reportado por Tabatabaei, et al. (2018) tiene el valor calorífico superior de 6 KWh/m^3 a temperatura y presión estándar (STP, por sus siglas en inglés) en comparación con el gas natural.

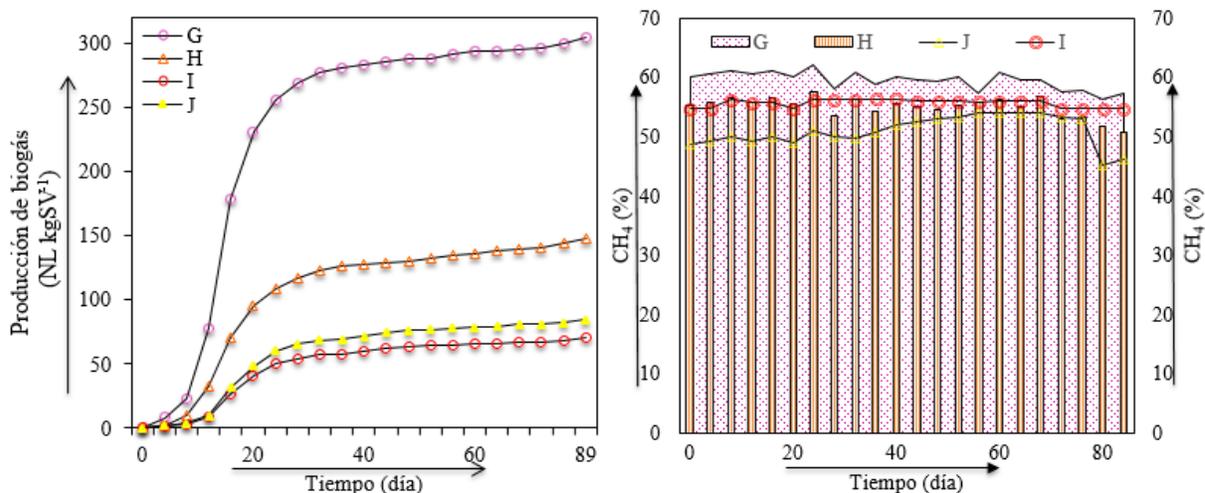


Figura 16 a. Producción de biogás y **b.** su composición de CH₄ en codigestión.

5.5.4 Lodo granular vs. lodo suspendido

La Figura 17 explica y mapea las típicas descarboxilaciones, desaminaciones, reacciones de hidrólisis que ocurren durante el proceso de digestión anaerobia con datos de este estudio.

Se muestra la influencia del inóculo y el tipo de cosustrato que se agrega a la FORSU para obtener un sustrato de alimentación balanceado. Intentar comprender el rango de reacciones que ocurren durante el proceso de digestión anaerobia es complejo, debido a las composiciones variables de las materias primas y las reacciones simultáneas que ocurren (Ehimen et al., 2011; Zhu et al., 2014).

Con base en los resultados obtenidos en la caracterización, se destaca que para la FORSU se obtuvo un contenido $\geq 200 \mu\text{g/g BS}$ de vitamina B2, en los RCB se tuvo una concentración de $120 \mu\text{g/g BS}$ y el LSL se observó valores $\geq 15 \mu\text{g/g BS}$ de vitamina B2 o también conocida como riboflavina cuyas coenzimas juegan un papel importante en la producción de energía; metabolismo de grasas y en la función celular (Erdman et al., 2012; Gregory, 2012) (Anexo 6). El RCB, y el LSL, a diferencia de otros sustratos orgánicos, aportan riboflavina ($C_{17}H_{20}N_4O_{16}$), vitamina importante en reacciones relacionadas con el transporte de hidrógeno, metabolismo de lípidos y de proteínas, contribuyendo a un incremento en la tasa de biodegradabilidad de un proceso convencional de FORSU.

El contenido de la vitamina B2 fue fundamental en la decisión del tipo cosustrato a ser utilizado en este estudio, en la Figura 17 se observa la importancia de la riboflavina en los organismos anaerobios, siendo la precursora de coenzimas dentro de la cadena transportadora de electrones. También genera flavinas ligadas a enzimas que actúan en la catálisis de diferentes reacciones como en el caso de la hidrólisis en digestión anaerobia. El metabolismo de los lípidos necesita de derivados de riboflavina, así como la degradación de compuestos exógenos (xenobióticos) en los procesos metabólicos.

Al analizar el comportamiento de las rutas metabólicas por tipo de inóculo, granular y suspendido, se obtuvieron diferencias mínimas, en todos los experimentos analizados se observaron entalpías de combustión y de reacción exotérmicas.

La capacidad calorífica es exactamente la misma. Para las mezclas de FORSU + LSL se obtuvo un Cp/R de 11; en las mezclas FORSU +RCB el Cp/R fue de 12, estas son cantidades de calor que debieran ser suministradas al sistema termodinámico para elevar su temperatura en una unidad e incrementar la cantidad de productos (CH₄). Las diferencias de producción de biogás con respecto a la composición de sustratos y naturaleza de inóculo es la que varía, para los experimentos de FORSU +RCB con lodo granular se obtuvieron porcentajes de metano de 60%. Con esta composición de la misma mezcla, pero con un lodo suspendido disminuye un 4%. La codigestión de FORSU + LSL con un lodo granular obtuvo un 56% en su composición de metano y 51% utilizando lodo suspendido.

En esta red de reacciones, se generan productos del metabolismo con alto poder energético como los ácidos orgánicos, alcoholes, y metano, estos productos sirven como nutrientes de otros organismos (alcoholes, ácidos orgánicos), o bien pueden ser utilizados con fines energéticos (biogás), esta propuesta es la general para un proceso de digestión anaerobia donde más del 90 % de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10 % de la energía en el crecimiento bacteriano. El aporte de este estudio se centra en el tipo sustrato (RCB y LSL) que permitió incrementar, mediante la codigestión, la composición de mezcla gaseosa (CH₄) en un proceso de digestión anaerobia de FORSU.

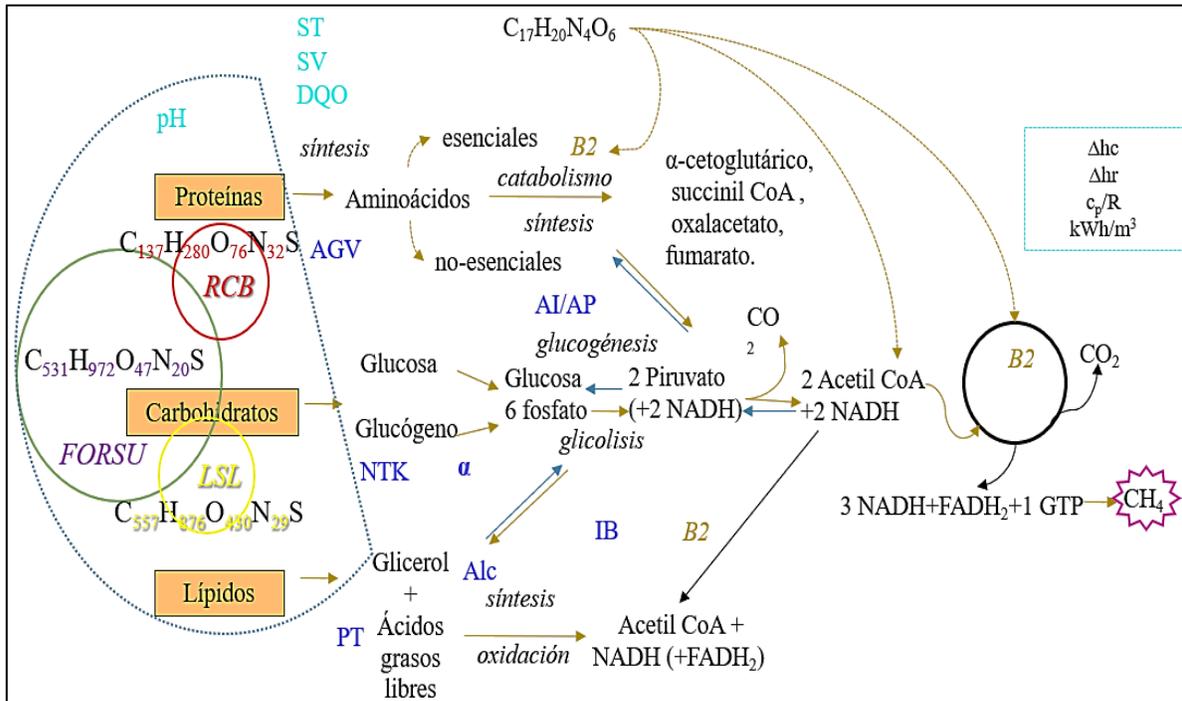


Figura 17 Red de reacción propuesta para la codigestión de FORSU adicionando RCB y LSL con **a.** lodo granular y **b.** lodo suspendido (Elaboración propia).

5.5.5 Análisis de relaciones de mezclas de codigestión

Se analizó la cantidad de cosustrato (RCB, y LSL) modificando en 3, 2, y 1 g SV a una porción de 3 gSV de FORSU. Las funciones de las proporciones relativas o las variables de respuesta fueron la producción (Y_{CH_4}) y el rendimiento (r_{CH_4}) de gas metano.

La Figura 18a. muestra como la hidrólisis y la fermentación de los rectores K, y L fue rápida, como lo mencionan Bohutskyi et al. (2015), este comportamiento se debe a la robustez heterótrofa típica de los organismos responsables de la hidrólisis. Durante la operación estable del proceso los intermediarios, como son los AGV, tuvieron concentraciones bajas, de $3 \text{ g CH}_3\text{COOH L}^{-1}$. Sin embargo, aunque estas concentraciones aumentaron al final de las pruebas caen dentro del criterio de evaluación ($5 \text{ g CH}_3\text{COOH L}^{-1}$).

Al analizar la producción de metano de estos reactores, se observa que para los reactores alimentados con FORSU+RCB tuvieron una distribución significativa, sin valores atípicos ($R^2 \leq 0.89$; $p \leq 0.05$) con una producción de metano del 69% sobre los reactores con FORSU+LSL ($R^2 \leq 0.56$; $p \leq 0.05$).

Cuando se incrementó 2gSVde RCB a un sistema de digestión anaerobia de FORSU (Figura 18b.), la producción de metano alcanzó a los 21 días una producción de 189 NL CH₄ kgSV⁻¹ con una correlación con su incremento producción, y de AGV. Pagés-Díaz et al., 2015 reportan que cuando incrementaron de 2 g SV se presenta un aumento de 4 g CH₃COOH L⁻¹ y una baja producción de metano.

El efecto inhibitor de NH₃ / NH₄⁺ puede conducir a la inestabilidad y la generación de compuestos intermedios, como los AGV, acumulados en el sistema (Kleerebezem et al., 2015; Dennehy et al., 2016).

Los AGV son los principales compuestos intermedios producidos durante la degradación de los sustratos; por lo tanto, el control de la concentración de AGV es un parámetro de control importante que busca detectar un desequilibrio entre los productores de ácido y los consumidores de ácido (Pagés-Díaz et al., a.2014, y b.2015; Speece, 2008).

Los AGV en su forma no disociada pueden entrar fácilmente en la célula y afectar sus funciones energéticas Dentro de los reactores anaerobios de este estudio una parte significativa de los AGV estuvieron en su forma molecular (no disociada) debido a que los pH en todos los experimentos fueron bajos, y no fue motivo de inhibición para los sistemas de este estudio.

La velocidad de producción de AGV, propiamente el acetato, excedió su velocidad de utilización para la metanogénesis en un intervalo de tiempo significativa (15 g Hac L⁻¹ y < 0.1% CH₄). Al segundo día se observa una caída total de la acumulación de metano (R²≤,0.003; p≤0) su acumulación provocó al decaimiento del pH a 4.7 teniendo como

resultado un efecto inhibitorio sobre el sistema entero de los reactores P (FORSU+RCB), como se muestra en la Figura 18c.

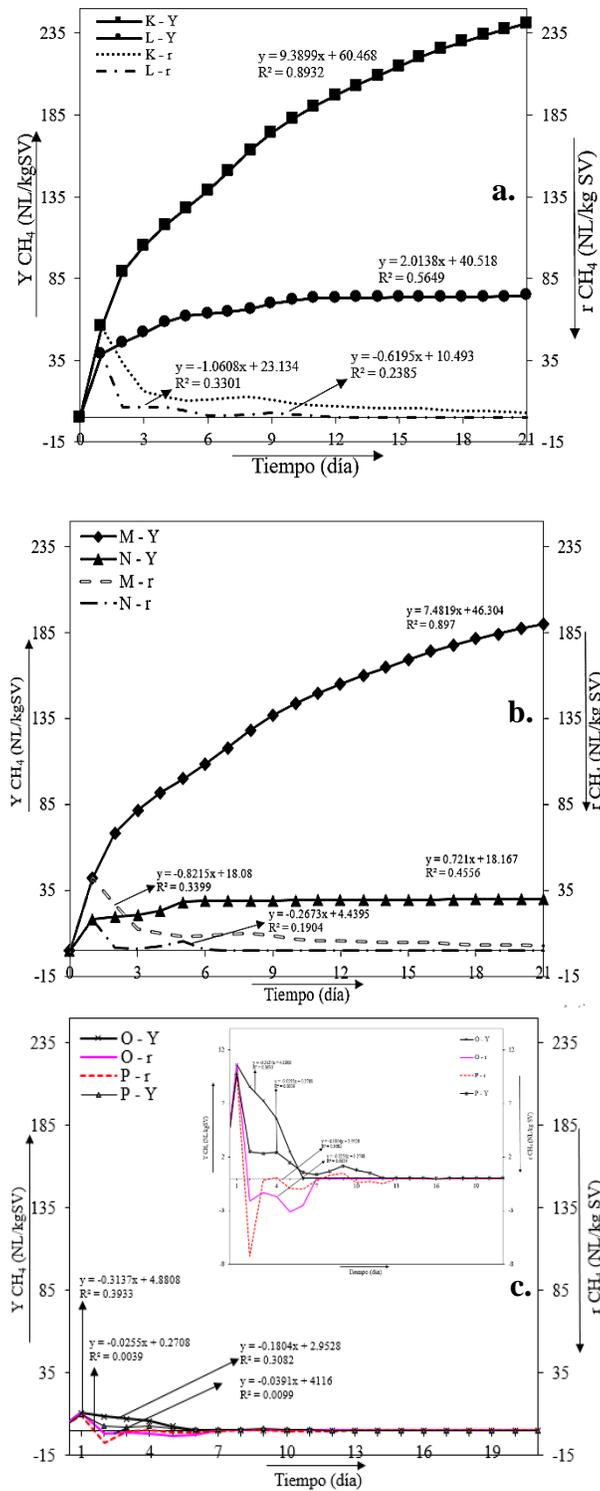


Figura 18 Relaciones de mezclas de codigestión a. 3:1 b. 3:2 c. 3:3.

5.6 Equilibrio químico y digestión anaerobia

Este trabajo incluyó un análisis cualitativo del equilibrio químico de la digestión y codigestión anaerobia de tres sustratos diferentes: FORSU, RCB y LSL. Se evaluó el equilibrio químico con el enfoque estequiométrico y se emplea la ecuación propuesta por Buswell y Müller.

Los cálculos de equilibrio se realizaron suponiendo que la fase vapor es gas ideal, la fase líquida es una solución ideal y que los sustratos se pueden tratar como sólidos puros con una fórmula condensada definida.

5.6.1 Análisis elemental y fórmulas empíricas aproximadas

Se realizó el análisis elemental (contenido de C, N, H, S, O) de la FORSU, RCB y LSL. Esta determinación es importante para la evaluación de los subíndices de la ecuación de Buswell y Müller (Anexo 3).

En la Tabla 13, del apartado de obtención de muestras, se muestran los datos del análisis elemental realizado a cada uno de los sustratos. De acuerdo con la composición química, las fórmulas empíricas aproximadas de los sustratos se muestran en la Tabla 17.

La fórmula química empírica calculada para la FORSU ($C_{531}H_{972}O_{474}N_{20}S$) difiere a la calculada por Liwarska-Bizukojc y Ledakowicz (2003) que reportan una fórmula empírica aproximada de $C_{25}H_{43}O_{20}N$, esto debido a que en su estudio los autores consideran la fórmula modificada de Dulong, misma que no considera el contenido de azufre dentro de su fórmula. En los tres sustratos analizados, se detectó un contenido de S (0.05% base seca).

Tabla 17 Ecuación estequiométrica de monodigestión anaerobia.

Reacción	Ecuación de Buswell y Müller
FORSU	$C_{531}H_{972}O_{474}N_{20}S + 66.5 H_2O \rightarrow 270.25 CO_2 + 260.75 CH_4 + 20 NH_3 + H_2S$
RCB	$C_{137}H_{280}O_{76}N_{32}S + 53.5 H_2O \rightarrow 64.75 CO_2 + 72.25 CH_4 + 32 NH_3 + H_2S$
LSL	$C_{557}H_{876}O_{430}N_{29}S + 145.28 H_2O \rightarrow 287.625 CO_2 + 306.875 CH_4 + 29 NH_3 + H_2S$

5.6.2 Energías de formación

La ecuación de Buswell y Müller es una ecuación estequiométrica que se emplea habitualmente para estimar la composición del biogás que se genera en la digestión anaerobia de sustratos orgánicos; es una ecuación que, de manera simplificada, relaciona las especies más representativas en la digestión anaerobia.

Para poder emplear la ecuación de Buswell y Müller en cálculos de equilibrio químico fue necesario conocer las energías de formación de todas las especies en esta expresión; es evidente que los sustratos a digerir (FORSU, RCB, y LSL) no tienen energías de formación definidas, por lo que en este trabajo se realizaron estimaciones para dichas cantidades.

Para la determinación de las energías de formación de los sustratos empleados (FORSU, RCB, LSL), se realizaron pruebas termogravimétricas y de calorimetría de barrido diferencial (DSC) (Anexos 4 y 5); los resultados de estas pruebas son los calores de combustión y las capacidades caloríficas (C_p) de los tres sustratos empleados.

Se ajustaron los datos experimentales del C_p de los sustratos para obtener polinomios en función de la temperatura y realizar cálculos de equilibrio químico. Los resultados de la regresión de los datos se muestran en la Tabla 18.

Tabla 18 Constantes del polinomio del C_p/R para los sustratos empleados.

$$\frac{c_p}{R} = a_0T + a_1T^2 + a_2T^3 + a_3T^4 + a_4T^5 + a_5T^6 + a_6T^7$$

Fórmula	a0	a1	a2	a3	a4	a5	a6
FORSU	16315.8829	-159.4640	0.5184	-0.0006	0	-	-
LSL	-191.9118	-6.921	0.0244	-0.00002	0	-	-
RCB	22603.9583	-3.854	-2.9573	-0.0231	0.00007	0	0

Los calores de reacción (entalpías de combustión) de los diferentes sustratos se muestran en la Tabla 19.

Las entalpías de combustión de los sustratos obtenidas experimentalmente se emplean para calcular las entalpías de formación de estos. Partiendo de la definición de entalpía de reacción de combustión se despeja la entalpía de formación del sustrato en cuestión. Los resultados

son: $\Delta h_{f_FORSU}^0 = -323 \text{ MJ/mol}$, $\Delta h_{f_RCB}^0 = -86.2 \text{ MJ/mol}$, y $\Delta h_{f_LSL}^0 = -324.3 \text{ MJ/mol}$

Tabla 19 Entalpías de combustión a 25°C.

Sustrato	Reacción de combustión	Δh_c (J/mol)
FORSU	$2 \text{ C}_{531}\text{H}_{972}\text{O}_{474}\text{N}_{20}\text{S} + 1113 \text{ O}_2 \rightarrow 1062 \text{ CO}_2 + 970 \text{ H}_2\text{O} + 40 \text{ NO}_2 + 2 \text{ H}_2\text{S}$	-2541715.00
RCB	$2 \text{ C}_{137}\text{H}_{280}\text{O}_{76}\text{N}_{32}\text{S} + 401 \text{ O}_2 \rightarrow 274 \text{ CO}_2 + 278 \text{ H}_2\text{O} + 64 \text{ NO}_2 + 2 \text{ H}_2\text{S}$	-124811.41
LSL	$2 \text{ C}_{557}\text{H}_{876}\text{O}_{430}\text{N}_{29}\text{S} + 1179 \text{ O}_2 \rightarrow 1114 \text{ CO}_2 + 874 \text{ H}_2\text{O} + 58 \text{ NO}_2 + 2 \text{ H}_2\text{S}$	-796220.65

Con las entalpías de formación de los sustratos se evaluó las entalpías de reacción de las tres monodigestiones, estas cantidades se las muestra en la Tabla 20.

Tabla 20 Entalpías de monodigestión anaerobia.

Sustrato	Fórmula	Δh^0 (MJ/mol)
LSL	$\text{C}_{557}\text{H}_{876}\text{O}_{430}\text{N}_{29}\text{S}$	227.18
RCB	$\text{C}_{137}\text{H}_{280}\text{O}_{76}\text{N}_{32}\text{S}$	67.84
FORSU	$\text{C}_{531}\text{H}_{972}\text{O}_{474}\text{N}_{20}\text{S}$	214.55

La monodigestión que presenta cada sustrato es endotérmica; termodinámicamente, la reacción de digestión anaerobia requiere de energía para llevarse a cabo, hay mayor producción de biogás al aumentar la temperatura de reacción.

La entalpía de reacción también afecta el cambio de la constante de equilibrio con respecto de la temperatura, mientras más endotérmica sea una reacción más rápido crecerá la constante de equilibrio al aumentar la temperatura. Esta tendencia se apreció en las tres monodigestiones analizadas. Para los experimentos con LSL y FORSU fueron muy parecidas en su carácter endotérmico y sus constantes de equilibrio crecen a la misma velocidad con respecto a la temperatura, el experimento con RCB fue menos endotérmica y su constante de equilibrio crece a una velocidad inferior que en el caso de los otros dos sustratos, esto quiere decir que las monodigestiones con LSL y FORSU ofrecen mayores conversiones que en el caso de los RCB.

Las energías de Gibbs de formación de los tres sustratos se obtuvieron de información experimental de pruebas de potencial de metano, los datos aprovechados fueron el volumen de biogás generado y la composición tanto del inóculo como del biogás. Con esta información se evaluaron las condiciones de equilibrio químico, bajo la suposición de que el biogás se comporta como gas ideal, la fase líquida (digestato) se comporta como solución ideal y que los sustratos pueden tratarse como sólidos puros con una fórmula condensada definida.

La condición de equilibrio es una igualdad que involucra la constante de equilibrio K y el producto de las actividades de las especies elevadas a sus coeficientes estequiométricos; esta condición de equilibrio se aplicó empleando la ecuación estequiométrica de Buswell para evaluar el equilibrio químico de la digestión y codigestión anaerobia de tres sustratos diferentes (FORSU, RCB, y LSL).

Con los valores de la constante de equilibrio, se calcularon las energías de Gibbs de formación de los tres sustratos empleados, mediante la ecuación de la constante de equilibrio que está en términos de entalpía de reacción y de las capacidades caloríficas de las especies (c_p 's). Los resultados se muestran la Tabla 21.

Tabla 21 Composición de biogás y digestato en pruebas de monodigestión a 308.15 K, constantes de equilibrio asociadas y energías de Gibbs de formación a 25 °C.

	Composición mol biogás			Composición fase líquida		Evaluación de constante de equilibrio	
	Y_{CH_4}	Y_{CO_2}	Y_{H_2S}	X_{H_2O}	X_{NH_3}	K (308.15 K)	$\Delta g^\circ f_{sustrato}(25^\circ C)$
FORSU	0.490	0.508	0.002	0.892	0.108	1.73E-188	-112.56
RCB	0.524	0.469	0.007	0.829	0.171	8.056E-64	-19.95
LSL	0.515	0.483	0.002	0.901	0.099	5.41E-202	-103.86

En la Tabla 21 se observa que la monodigestión con los RCB presenta la constante de equilibrio más grande, identificando que con este sustrato la reacción es más favorable hacia los productos, esto debido al contenido de proteína de la carne que promueve la producción de metano.

La menor constante de equilibrio la presenta la monodigestión con LSL, debido a la naturaleza del sustrato, es decir, su baja alcalinidad que provoca inestabilidad en el proceso

disminuyendo el desplazamiento de la reacción hacia una mayor generación de productos (CH_4).

En la evaluación composición de la fase líquida se obtuvo una composición de NH_3 superior en los experimentos con los RCB debido a su composición química particularmente de proteína, que promueve la generación de CH_4 y NH_3 siendo de cuidado por su efecto inhibitorio dentro de la reacción.

En la composición mol de biogás (Tabla 21), se observa en los experimentos con los RCB están enriquecidos con una producción de CH_4 congruente con los resultados experimentales, esta cantidad disminuye en los experimentos con la FORSU reiterando la importancia de la codigestión con los sustratos utilizados.

Con los resultados de las energías de Gibbs de formación de los sustratos a $25\text{ }^\circ\text{C}$, se evalúa la energía libre de Gibbs de las tres digestiones a esta misma temperatura, los valores fueron 8.04 MJ/mol para la digestión con la FORSU, en los experimentos que se utilizaron los RCB se calculó 2.58 MJ/mol y 8.6 MJ/mol para la monodigestión con LSL.

Los valores de energía de Gibbs de la digestión anaerobia de cada uno de los experimentos fueron positivos, mostrando que estas reacciones no son espontáneas, requieren de un catalizador, una enzima o un microorganismo para poder efectuarse.

Con las energías de Gibbs de las monodigestiones se evaluó la constante de equilibrio a diferentes temperaturas con la ecuación que está en función de la entalpía de reacción y las capacidades caloríficas (C_p 's) de las especies involucradas. En la siguiente Figura 15 se muestra la constante de equilibrio de las monodigestiones con los tres sustratos empleados.

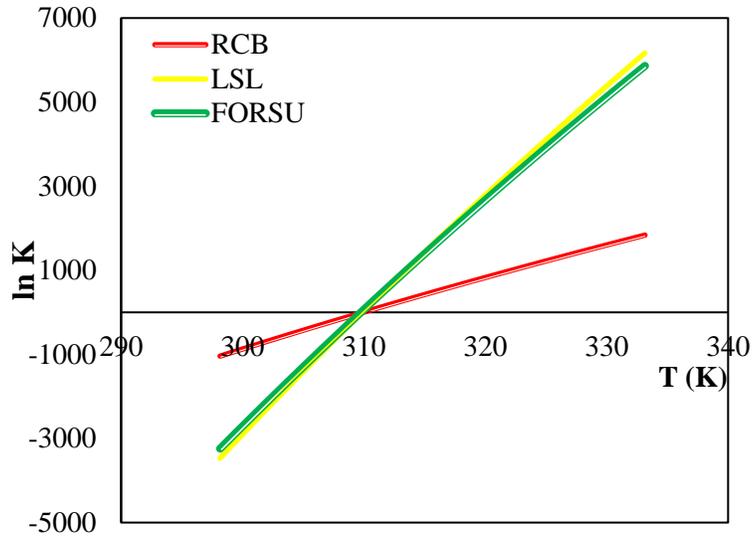


Figura 19 Comportamiento del logaritmo natural de la constante de equilibrio para los tres sustratos, FORSU, RCB, y LSL.

Cualitativamente para este estudio, los RCB son sustratos aptos para digestión anaerobia psicrófila y mesófila, mientras que la FORSU y el LSL son adecuados para digestión termófila.

6. CONCLUSIONES

Se evaluó la influencia de dos tipos de inóculo y de dos tipos de cosustratos en la digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos, como sustrato principal. Los tipos de inóculo probados fueron, el digestato proveniente de un reactor anaerobio húmedo (biomasa dispersa en suspensión) que trata exclusivamente la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y el digestato de un reactor anaerobio que trata aguas residuales de una fábrica de cerveza (biomasa granular). Los cosustratos fueron un residuo cárnico bovino (RCB) y lactosuero de tercera generación (LSL). El uso de RCB como cosustrato se justifica como un medio para incrementar el aporte de proteínas a los reactores anaerobios que tratan FORSU. El uso de LSL como cosustrato representa un caso de estudio de cómo tratar aguas residuales con alta concentración de DQO (60 g/L) en reactores anaerobios que tienen por objetivo principal tratar FORSU y que requieren agua para lograr una concentración de sólidos en suspensión de 12%.

En los ensayos realizados con la FORSU, RCB y LSL como únicos sustratos en el medio de reacción, se encontraron diferencias significativas al utilizar los dos tipos de inóculo. La producción de biogás en los ensayos con FORSU fue 32% mayor cuando se utilizó el inóculo granular. Resultados similares se obtuvieron en los ensayos con RCB con una producción de biogás 18% mayor utilizando el inóculo granular. Por el contrario, utilizando LSL como único sustrato, la producción de biogás fue 17 % mayor utilizando el inóculo de biomasa en suspensión. Esto indica que los microorganismos presentes en el inóculo suspendido tuvieron una mejor adaptación al medio salino del lactosuero con respecto a los microorganismos del inóculo granular, pero a la vez estos últimos tuvieron una mayor capacidad de transformación de las macromoléculas presentes en la FORSU y en el RCB. En todos los casos, la rapidez de producción de biogás fue considerablemente mayor (de una relación aproximada de 1 a 2 en los primeros dos días de experimentación) con el inóculo granular con respecto al inóculo suspendido.

En las pruebas de codigestión utilizando el inóculo granular, la producción de biogás con FORSU y RCB fue 140% mayor con respecto a los ensayos realizados con FORSU y LSL, en un periodo de 21 días; al final de los ensayos (89 días) la diferencia de producción de

biogás fue de 48% para ambos sistemas, respectivamente. Utilizando el lodo suspendido, los resultados obtenidos no presentaron diferencias tan evidentes, a los 21 días de experimentación las diferencias fueron sólo de 5% a los 89 días fueron de 100%, pero en ambos casos el sistema con la mayor producción de biogás fue el FORSU y LSL. Comparando los resultados obtenidos para un mismo sistema de codigestión, ya sea FORSU y RCB o FORSU y LSL, utilizando uno u otro inóculo, las diferencias de producción de biogás fueron considerablemente mayores, más del doble, con el inóculo granular con respecto al inóculo suspendido. Esto sin duda puede deberse a que el inóculo granular proviene de un reactor con varios años de funcionamiento en condiciones estables y el lodo suspendido proviene de un sistema piloto con casi dos años de operación tratando FORSU. Con respecto a los tipos de cosustratos utilizados, se concluye que los mejores resultados se obtienen con el RCB por las proteínas aportadas y el balance C/N logrado. El LSL no representa un sustrato interesante desde el punto de vista de producción de biogás, sin embargo, la codigestión con FORSU si representa a priori una opción viable para resolver el problema ambiental que representa el tratamiento del LSL.

Las fórmulas empíricas de cada sustrato utilizado en este estudio permitieron construir una reacción estequiométrica (ecuación de Buswell-Müller) adecuada para realizar cálculos de equilibrio químico en digestión anaerobia de sustratos orgánicos. La energía libre de Gibbs en cada monodigestión es positiva, indicando que la digestión anaerobia no es espontánea, se requiere aplicar energía y emplear catalizadores, enzimas o microorganismos para que ocurra. Termodinámicamente, el tratamiento individual de FORSU, y LSL, por medio de la digestión anaerobia, se promueve a temperaturas mayores de 40 °C, y la digestión con RCB se verifica aún a temperaturas menores de 40 °C. La FORSU y LSL son sustratos adecuados para digestiones con un rango de temperatura termofílico, y el sustrato RCB es propio para digestiones con un rango de temperatura mesofílica o menor. El equilibrio termodinámico muestra que las reacciones catabólicas globales de los metanógenos pueden, en condiciones de lotes isotérmicos e isobáricos, descomponer los sustratos completamente en productos finales (CH₄ y CO₂).

Se recomienda complementar este trabajo con investigaciones futuras realizando estudios de dinámica poblacional.

7. REFERENCIAS

- [1]. Aguilar, G. Food Losses and waste in Latin America and the Caribbean. Expert Consultation. FAO (Food and Agriculture Organization/World Health Organization). 2015. **2**, 26-27.
- [2]. Alvarez, R., Liden, G., 2008. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. *Renewable Energy*, **33**(4), 726-734.
- [3]. Amani, T., Nosrati, M. Sreerkrishnan, T.R., 2010. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects—a review. *Environmental Reviews*, **18**, 255-278.
- [4]. American Association of Cereal Chemists (AACC), 2001. 10th ed. American Association of Cereal. Dietary fiber.
- [5]. Angelonidi, E. Smith, S.R., 2013. A critical assessment of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste (Doctoral dissertation, Centre for Environmental Policy, Faculty of Natural Science, Imperial College London).
- [6]. APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., American Public Health Association, Washington, USA.
- [7]. Arellano L., Carrillo J., Celis B., Toledo A. Clúster Biocombustibles Gaseosos, 2018. **5**, 1-5
- [8]. Atlas, R.M. Bartha, R., 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Pearson-Addison Wesley.
- [9]. Ayala C., Arriaga E., Gómez E., Avilés J., Delt I., Gallegos A., Rojas I., Sánchez J., Inventario de Residuos Sólidos: Ciudad de México 2016. Secretaría del Medio Ambiente de la CDMX. 2016. **1**, 1-159.
- [10]. Bayr, S., Rantanen, M., Kaparaju, P., Rintala, J. 2012. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. *Bioresource technology*, **104**, 28-36.
- [11]. Beevi, B. S., Madhu, G., Sahoo, D. K. 2015. Performance and kinetic study of semi-dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, **36**, 93-97.
- [12]. Bertin, L., Grilli, S., Spagni, A., Fava, F. 2013. Innovative two-stage anaerobic process for effective codigestion of cheese whey and cattle manure. *Bioresource technology*, **128**, 779-783.
- [13]. Bohutskyi, P., Liu, K., Nasr, L.K., Byers, N., Rosenberg, J.N., Oyler, G.A., Betenbaugh, M.J. Bouwer, E.J., 2015. Bioprospecting of microalgae for integrated biomass production and phytoremediation of unsterilized wastewater and anaerobic digestion centrate. *Applied microbiology and biotechnology*, **99**(14), 6139-6154.
- [14]. Bouallagui, H., Rachdi, B., Gannoun, H., Hamdi, M. 2009. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of abattoir wastewater and fruit and vegetable waste in anaerobic sequencing batch reactors. *Biodegradation*, **20**(3), 401.
- [15]. Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N. Delgenes, J.P., 2006. Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Science and Technology*, **53**(8), 233-241.
- [16]. Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M., 2015. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of environmental management*, **161**, 287-302.
- [17]. Buswell, E.G., Neave, S.L., 1930. Laboratory studies of sludge digestion. Illinois. *Division of State Water Survey, Bulletin No 30*.

- [18]. Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D. 2013. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste management*, **33**(7), 1626-1632.
- [19]. Cavaleiro, A.J., Ferreira, T., Pereira, F., Tommaso, G. Alves, M.M., 2013. Biochemical methane potential of raw and pre-treated meat-processing wastes. *Bioresource technology*, **129**, 519-525.
- [20]. Chandra, R., Takeuchi, H. Hasegawa, T., 2012. Hydrothermal pretreatment of rice straw biomass: a potential and promising method for enhanced methane production. *Applied Energy*, **94**, 29-140.
- [21]. Chen, J. L., Ortiz, R., Steele, T. W., Stuckey, D. C. 2014. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. *Biotechnology advances*, **32**(8), 1523-1534.
- [22]. Chouari, R., Le Paslier, D., Daegelen, P., Ginestet, P., Weissenbach, J., Sghir, A. 2005. Novel predominant archaeal and bacterial groups revealed by molecular analysis of an anaerobic sludge digester. *Environmental Microbiology*, **7**(8), 1104-1115.
- [23]. COFOCALEC, A.C. 2009. Guía para la interpretación de resultados de análisis de leche.
- [24]. Comino, E., Riggio, V. A., Rosso, M. 2012. Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource technology*, **114**, 46-53.
- [25]. Cordero, A. E. Ley para el Aprovechamiento de las Energías Renovables y el Financiamiento de la Transición Energética LAERFTE. 2013. 1, 1-10.
- [26]. Cuetos, M. J., Gómez, X., Otero, M., Morán, A. 2008. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, **40**(1), 99-106.
- [27]. Cui, Z., Shi, J. Li, Y., 2011. Solid-state anaerobic digestion of spent wheat straw from horse stall. *Bioresource technology*, **102**(20), pp.9432-9437.
- [28]. Dainty, J.R., Bullock, N.R., Hart, D.J., Hewson, A.T., Turner, R., Finglas, P.M. Powers, H.J., 2007. Quantification of the bioavailability of riboflavin from foods by use of stable-isotope labels and kinetic modeling-. *The American journal of clinical nutrition*, **85**(6), 1557-1564.
- [29]. Dareioti, M.A. Kornaros, M., 2015. Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system: effect of hydraulic retention time. *Bioresource technology*, **175**, 553-562.
- [30]. De Gioannis, G., Muntoni, A., Poletti, A. Pomi, R., 2013. A review of dark fermentative hydrogen production from biodegradable municipal waste fractions. *Waste management*, **33**(6), 1345-1361.
- [31]. Dennehy, C., Lawlor, P.G., Croize, T., Jiang, Y., Morrison, L., Gardiner, G.E., Zhan, X., 2016. Synergism and effect of high initial volatile fatty acid concentrations during food waste and pig manure anaerobic co-digestion. *Waste Management*, **56**, 173-180.
- [32]. Diamantis, V. I., Kapagiannidis, A. G., Ntougias, S., Tataki, V., Melidis, P., Aivasidis, A. 2014. Two-stage CSTR-UASB digestion enables superior and alkali addition-free cheese whey treatment. *Biochemical engineering journal*, **84**, 45-52.
- [33]. DiLallo, R., Albertson, O.E. 1961. Volatile acids by direct titration. *Water Pollution Control Federation*. **33** (4), 356-365.
- [34]. Dong a., F., Zhao, Q. B., Zhao, J. B., Sheng, G. P., Tang, Y., Tong, Z. H., Harada, H. 2010. Monitoring the restart-up of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor

- for the treatment of a soybean processing wastewater. *Bioresource technology*, **101**(6), 1722-1726.
- [35]. Eduok, S., John, O., Ita, B., Coulon, F. 2018. Enhanced biogas production from anaerobic co-digestion of lignocellulosic biomass and poultry faeces using source separated human urine as buffering agent. *Frontiers in Environmental Science*, **6**, 67.
- [36]. Ehimen, E.A., Sun, Z.F., Carrington, C.G., Birch, E.J. Eaton-Rye, J.J., 2011. Anaerobic digestion of microalgae residues resulting from the biodiesel production process. *Applied Energy*, **88**(10), 3454-3463.
- [37]. Elbeshbishy, E., Nakhla, G., Hafez, H. 2012. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource technology*, **110**, 18-25.
- [38]. Erdman Jr, J.W., MacDonald, I.A., Zeisel, S.H. 2012. Present knowledge in nutrition. John Wiley & Sons.
- [39]. Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, A., Liotta, F., Panico, A., Pirozzi, F. 2012. Anaerobic co-digestion of organic wastes. Reviews in *Environmental Science and Bio/Technology*, **11**(4), 325-341.
- [40]. FAO (Food and Agriculture Organization/World Health Organization), 2015. Food Losses and waste in Latin America and the Caribbean. Expert Consultation. Bulletin 2.
- [41]. Fedz. Güelfo, L., Alvarez-Gallego, C., Márquez, D.S. García, L.R., 2011. Biological pretreatment applied to industrial organic fraction of municipal solid wastes (OFMSW): Effect on anaerobic digestion. *Chemical engineering journal*, **172**(1), 321-325.
- [42]. Fitamo, T., Boldrin, A., Boe, K., Angelidaki, I., Scheutz, C. 2016. Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource technology*, **206**, 245-254.
- [43]. Galbe, M., Zacchi, G. 2012. Pretreatment: The key to efficient utilization of lignocellulosic materials. *Biomass and Bioenergy*, **46**, 70-78.
- [44]. Gamboa, G. R. Panorama agroalimentario: Carne de bovino 2017. FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura). 2017. 1, 3-26
- [45]. Giri, S.S., Saha, S. Park, S.C., 2016. Comparison of degradation properties of carbohydrate and protein during anaerobic digestion of activated sludge at mesophilic temperature. *International Journal of Environment and Waste Management*, **18**(3), 213-225.
- [46]. Gregory, J. F. 2012. Accounting for differences in the bioactivity and bioavailability of vitamins. *Food & nutrition research*, **56**(1), 5809.
- [47]. Gu, Y., Chen, X., Liu, Z., Zhou, X., Zhang, Y. 2014. Effect of inoculum sources on the anaerobic digestion of rice straw. *Bioresource technology*, **158**, 149-155.
- [48]. Guerrero-Lemus, R. Martínez-Duart, J.M., 2012. Renewable energies and CO₂: Cost analysis, environmental impacts and technological trends-2012 edition (Vol. 3). Springer Science & Business Media.
- [49]. Gunaseelan, V., 2007. Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition, *Bioresource Technology* **98** - 6, 1270 - 1277.
- [50]. Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., Lu, X., 2017. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **76**, 1485-1496.
- [51]. Harris, P. W., McCabe, B. K. 2015. Review of pre-treatments used in anaerobic digestion and their potential application in high-fat cattle slaughterhouse wastewater. *Applied Energy*, **155**, 560-575.

- [52]. Hosseini, S. E., Barzegaravval, H., Wahid, M. A., Ganjehkaviri, A., Sies, M. M., 2016. Thermodynamic assessment of integrated biogas-based micro-power generation system. *Energy Conversion and Management*, **128**, 104-119.
- [53]. IEA. 2013. An example of successful centralized co-digestion in Denmark, Bioenergy Task 37. Energy from Biogas.
- [54]. Karagiannidis, A., Perkoulidis, G. 2009. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource technology*, **100**(8), 2355-2360.
- [55]. Kargi, F., Uzunşar, S. 2012. Simultaneous hydrogen gas formation and COD removal from cheese whey wastewater by electrohydrolysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, **37**(16), 11656-11665.
- [56]. Karimi, K. Taherzadeh, M.J., 2016. A critical review of analytical methods in pretreatment of lignocelluloses: composition, imaging, and crystallinity. *Bioresource technology*, **200**, 1008-1018.
- [57]. Kavacik B., Topaloglu B. 2010. Biogas production from codigestion of a mixture of cheese whey and dairy manure, *Biomass Bioenergy* **34** 1321– 1329.
- [58]. Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., Toda, T. 2014. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource technology*, **157**, 174-180.
- [59]. Kleerebezem, R., Joosse, B., Rozendal, R., Van Loosdrecht, M. C. 2015. Anaerobic digestion without biogas?. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **14**(4), 787-801.
- [60]. Koch, K., Helmreich, B. Drewes, J.E., 2015. Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. *Applied Energy*, **137**, pp.250-255.
- [61]. Kryvoruchko, V., Machmuller, A., Bodiroza, V., Amon, B., Amon, T., 2009. Anaerobic digestion of by-products of sugar beet and starch potato processing. *Biomass and Bioenergy*, **33** - 4, 620 - 627.
- [62]. Labatut, R.A.; Angenent, L.T.; Scott, N.R. 2011. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*. **102**(3), 2255-2264.
- [63]. Lahav, O.; Morgan, B.E. 2004. Titration methodologies for monitoring of anaerobic digestion in developing countries—a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. **79** (12), 1331-41.
- [64]. Ley para el Aprovechamiento de las Energías Renovables y el Financiamiento de la Transición Energética (LAERFTE). Palacio Legislativo de San Lázaro, martes 28 de octubre de 2008. Secretaría de Servicios Parlamentarios. Dirección General de Servicios de Documentación, Información y Análisis México.
- [65]. Li, R.; Chen, S.; Li, X. 2010. Biogas production from anaerobic co-digestion of food waste with dairy manure in a two-phase digestion system. *Applied Biochemistry and Biotechnology*. **160**(2), 643-54.
- [66]. Liotta, F., d'Antonio, G., Esposito, G., Fabbicino, M., Frunzo, L., Van Hullebusch, E.D., Lens, P.N. Pirozzi, F., 2014. Effect of moisture on disintegration kinetics during anaerobic digestion of complex organic substrates. *Waste Management & Research*, **32**(1), 40-48.
- [67]. Luste, S., Luostarinen, S. 2010. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge—Effect of hygienization and organic loading rate. *Bioresource Technology*, **101**(8), 2657-2664.

- [68]. Lützhøft, H.C.H., Boe, K., Fang, C., Angelidaki, I., 2014. Comparison of VFA titration procedures used for monitoring the biogas process. *Water research*, **54**, 262-272.
- [69]. Moestedt, J., Nordell, E., Yekta, S. S., Lundgren, J., Marti, M., Sundberg, C., Björn, A. 2016. Effects of trace element addition on process stability during anaerobic co-digestion of OFMSW and slaughterhouse waste. *Waste Management*, **47**, 11-20.
- [70]. Mohan, S. V., Babu, V. L., Sarma, P. N. 2008. Effect of various pretreatment methods on anaerobic mixed microflora to enhance biohydrogen production utilizing dairy wastewater as substrate. *Bioresource Technology*, **99**(1), 59-67.
- [71]. Mottet, A., François, E., Latrille, E., Steyer, J. P., Déléris, S., Vedrenne, F., Carrère, H. 2010. Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, **160**(2), 488-496.
- [72]. Muñoz Soler, N. 2015. Valorización de residuos de la industria agroalimentaria: codigestión de estiércol de vacuno lechero y suero de quesería. Tesis de doctorado.
- [73]. Nasir, I.M., Ghazi, T.I.M. Omar, R., 2012. Production of biogas from solid organic wastes through anaerobic digestion: a review. *Applied microbiology and biotechnology*, **95**(2), 321-329.
- [74]. Nizami, A.S. Murphy, J.D., 2010. What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage?. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **14**(6), 1558-1568.
- [75]. Norma Mexicana (NMX-AA-015-1985). Protección al ambiente - Contaminación del Suelo -Residuos Sólidos Municipales - Muestreo - Método de Cuarteo. Modificada de acuerdo al Decreto publicado en el Diario Oficial de la Federación. 1992.
- [76]. Okoro, O. V., Sun, Z., Birch, J., 2017. Meat processing waste as a potential feedstock for biochemicals and biofuels—A review of possible conversion technologies. *Journal of cleaner production*, **142**, 1583-1608.
- [77]. Pagés-Díaz J, Pereda-Reyes I, Taherzadeh MJ, Sárvári Horváth I. 2014. Anaerobic codigestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: Synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. *Chemical Engineering Journal*, **245**, 89-98
- [78]. Pagés-Díaz, J., Westman, J., Taherzadeh, M. J., Pereda-Reyes, I., Horváth, I. S. 2015. Semi-continuous co-digestion of solid cattle slaughterhouse wastes with other waste streams: Interactions within the mixtures and methanogenic community structure. *Chemical Engineering Journal*, **273**, 28-36.
- [79]. Palatsi, J., Viñas, M., Guivernau, M., Fernandez, B., Flotats, X. 2011. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: main process limitations and microbial community interactions. *Bioresource Technology*, **102**(3), 2219-2227.
- [80]. Pavi, S., Kramer, L. E., Gomes, L. P., Miranda, L. A. S. 2017. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource technology*, **228**, 362-367.
- [81]. Pellerá, F.M., Pasparakis, E., Gidarakos, E., 2016. Consecutive anaerobic-aerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste and lignocellulosic materials in laboratory-scale landfill-bioreactors. *Waste Management*, **56**, 181-189.
- [82]. Peña-Vargas M.Y., Duran-Moreno A. 2018. Influence of two types of sludge on the biogas production of assorted waste streams and the significance of beef cattle waste and liquid cheese whey in the organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 1-8

- [83]. Pereira, M. A., Pires, O. C., Mota, M., Alves, M. M. 2002. Anaerobic degradation of oleic acid by suspended and granular sludge: identification of palmitic acid as a key intermediate. *Water Science and Technology*, **45**(10), 139-144.
- [84]. Pérez, A. Torres, P., 2011. Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, **10**(2), 41-52.
- [85]. Pérez, M. E. El Medio Ambiente en México 2013-2014. Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas SEDESOL. 2014. 7, 1-14.
- [86]. Ponsá, S., Gea, T., Sánchez, A. 2011. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. *Biosystems Engineering*, **108**(4), 352-360.
- [87]. Poling, B.E., Prausnitz, J.M. O'connell, J.P., 2001. *The properties of gases and liquids* (Vol. 5). New York: Mcgraw-hill.
- [88]. Raposo, F., Fernández-Cegri, V., De la Rubia, M.A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J.C. Ganesh, R., 2011. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **86**(8), 1088-1098.
- [89]. Rasit, N., Idris, A., Harun, R. Ghani, W.A.W.A.K., 2015. Effects of lipid inhibition on biogas production of anaerobic digestion from oily effluents and sludges: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **45**, pp.351-358.
- [90]. Rico, C., Muñoz, N., Fernández, J. Rico, J.L., 2015. High-load anaerobic co-digestion of cheese whey and liquid fraction of dairy manure in a one-stage UASB process: Limits in co-substrates ratio and organic loading rate. *Chemical Engineering Journal*, **262**, 794-802.
- [91]. Riviere, D., Desvignes, V., Pelletier, E., Chaussonnerie, S., Guermazi, S., Weissenbach, J., Sghir, A. 2009. Towards the definition of a core of microorganisms involved in anaerobic digestion of sludge. *The ISME journal*, **3**(6), 700.
- [92]. Rodriguez-Chiang, L.; Llorca, J.; Dahl, O. 2016. Anaerobic co-digestion of acetate-rich with lignin-rich wastewater and the effect of hydrotalcite addition. *Bioresource Technology*, **218**, 84-91.
- [93]. Schievano, A., D'Imporzano, G., Malagutti, L., Fragali, E., Ruboni, G., Adani, F. 2010. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, **101**(14), 5728-5732.
- [94]. SEGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación), 2013. Guía mexicana para el comprador de carne de Bovino.
- [95]. Shen, F.; Yuan, H.; Pang, Y.; Chen, S.; Zhu, B.; Zou, D.; Liu, Y.; Ma, J.; Yu, L.; Li, X. 2013. Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FVW) and food waste (FW): Single-phase vs. two- phase. *Bioresource Technology*. **144**, 80-85.
- [96]. Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O., 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable, *Biotechnology Advances*, **27** - 4, 409 - 416.
- [97]. Silva, S.A., Cavaleiro, A.J., Pereira, M.A., Stams, A.J., Alves, M.M. Sousa, D.Z., 2014. Long-term acclimation of anaerobic sludges for high-rate methanogenesis from LCFA. *biomass and bioenergy*, **67**, pp.297-303.
- [98]. Silvestre, G., Fernández, B. Bonmati, A., 2015. Addition of crude glycerine as strategy to balance the C/N ratio on sewage sludge thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion. *Bioresource technology*, **193**, pp.377-385.

- [99]. Siso, M. G. 1996. The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology*, **57**(1), 1-11.
- [100]. Smith, J.M., Van Ness, H.C., Abbott, M.M. García, C.R., 1997. *Introducción a la termodinámica en ingeniería química* (No. 660.296 9 S724i 2003.). Mexico: McGraw-Hill.
- [101]. Sompong, O., Prasertsan, P., Birkeland, N. K. 2009. Evaluation of methods for preparing hydrogen-producing seed inoculum under thermophilic condition by process performance and microbial community analysis. *Bioresource Technology*, **100**(2), 909-918.
- [102]. Speece, R.E. *Anaerobic Biotechnology and Odor/Corrosion Control for Municipalities and Industries*. Archae Press, Nashville, TN; 2008.
- [103]. Supaphol, S.; Jenkins, S.N.; Intomo, P.; Waite, I.S.; O'Donnell, A.G. 2011. Microbial community dynamics in mesophilic anaerobic co-digestion of mixed waste. *Bioresource Technology*. **102**(5), 104021-7.
- [104]. Tabatabaei, M. Ghanavati, H. eds., 2018. *Biogas: Fundamentals, Process, and Operation* (Vol. 6). Springer.
- [105]. Teixeira, S., Monteiro, E., Silva, V., Rouboa, A. 2014. Prospective application of municipal solid wastes for energy production in Portugal. *Energy Policy*, **71**, 159-168.
- [106]. Vannecke, T.P.W., Lampens, D.R.A., Ekama, G.A., Volcke, E.I.P., 2015. Evaluation of the 5 and 8 pH point titration methods for monitoring anaerobic digesters treating solid waste. *Environmental technology*, **36**(7), 861-869.
- [107]. Vivekanand, V., Mulat, D.G., Eijsink, V.G., Horn, S.J., 2018. Synergistic effects of anaerobic co-digestion of whey, manure and fish ensilage. *Bioresource technology*, **249**, 35
- [108]. Wang, K., Yin, J., Shen, D. Li, N., 2014. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. *Bioresource technology*, **161**, 395-401.
- [109]. Woon, S., Othman, M. 2011, The feasibility of anaerobic digestion of meat rendering waste, *The International Journal of Environmental, Cultural, Economic and Social Sustainability*, **7**(3), 213-24.
- [110]. Xie, S.; Wickham, R.; Nghiem, L.D. 2017. Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **116**, 191-197.
- [111]. Xu, F., Li, Y. 2012. Solid-state co-digestion of expired dog food and corn stover for methane production. *Bioresource technology*, **118**, 219-226.
- [112]. Yang, G., Zhang, P., Zhang, G., Wang, Y. Yang, A., 2015. Degradation properties of protein and carbohydrate during sludge anaerobic digestion. *Bioresource technology*, **192**, 126-130.
- [113]. Yang, L., Xu, F., Ge, X. Li, Y., 2015. Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **44**, 824-834.
- [114]. Zhong, W., Zhang, Z., Luo, Y., Qiao, W., Xiao, M. Zhang, M., 2012. Biogas productivity by co-digesting Taihu blue algae with corn straw as an external carbon source. *Bioresource technology*, **114**, 281-286.
- [115]. Zhu, J., Zheng, Y., Xu, F. Li, Y., 2014. Solid-state anaerobic co-digestion of hay and soybean processing waste for biogas production. *Bioresource technology*, **154**, 240-247.
- [116]. Ziganshin, A. M., Schmidt, T., Scholwin, F., Il'inskaya, O. N., Harms, H., Kleinstaub, S. 2011. Bacteria and archaea involved in anaerobic digestion of distillers grains with solubles. *Applied microbiology and biotechnology*, **89**(6), 2039-2052.

ANEXOS

Anexo 1

	$\geq 15 \text{ mm}$	$7 > 9 \text{ mm}$	$\leq 0.5 \text{ mm}$
Mean	0.02129432	0.13308952	0.73644003
Standard Error	0.00218768	0.01367302	0.07365357
Median	0.025088	0.1568	0.90909091
Mode	#N/A	#N/A	0.92245989
Standard Deviation	0.01002522	0.06265766	0.33752307
Sample Variance	0.00010051	0.00392598	0.11392182
Kurtosis	0.00487349	0.00487349	0.75293955
Skewness	1.08319379	1.08319379	-1.52826351
Range	0.0326912	0.20432	0.97647059
Maximum	0.033024	0.2064	0.97647059
Minimum	0.0003328	0.00208	0
Sum	0.4471808	2.79488	15.4652406
Count	21	21	21
Geometric Mean	0.01533149	0.09582182	
Harmonic Mean	0.00433556	0.02709725	
AAD	0.00799858	0.04999111	0.26288334
MAD	0.003968	0.0248	0.04010695
IQR	0.0112128	0.07008	0.20213904

Anexo 2

GRUPO I

ANOVA: Single Factor

DESCRIPTION					Alpha	0.5			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
A	22	760.575029	34.5715922	371.187433	7794.9361	3.24205274	32.3721708	36.7710137	
B	22	664.620616	30.210028	212.228479	4456.79806	3.24205274	28.0106066	32.4094494	
C	22	582.7	26.4863636	110.303881	2316.38149	3.24205274	24.2869422	28.6857851	

ANOVA

Sources	SS	df	MS	F	P value	F crit	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	720.572165	2	360.286083	1.55806171	0.21854697	0.70082967	0.26612213	0.01662974
Within Groups	14568.1157	63	231.239931					
Total	15288.6878	65	235.210582					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha 0.5

group	mean	n	ss	df
A	34.5715922	22	7794.9361	
B	30.210028	22	4456.79806	
C	26.4863636	22	2316.38149	
		66	14568.1157	63

Levene's Tests

type	p-value
means	0.00145393
medians	0.0057955
trimmed	0.00112109

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	p-value	Cohen d
---------	---------	------	---------	--------	---------	---------

A	B	4.36156426	3.24205274	1.34530947	0.61014366	0.28682094
A	C	8.08522861	3.24205274	2.49386092	0.19025768	0.53169293
B	C	3.72366435	3.24205274	1.14855144	0.69693814	0.24487199

DUNNETT'S TEST			alpha	0.5
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>size</i>	<i>ss</i>	<i>df</i>
A	34.5715922	22	7794.9361	
B	30.210028	22	4456.79806	
C	26.4863636	22	2316.38149	
		66	14568.1157	63

T TEST					
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>d-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>
B	4.36156426	4.58495495	0.95127745	1	0.28682094
C	8.08522861	4.58495495	1.76342597	1	0.53169293

ANOVA: Single Factor

DESCRIPTION					Alpha	0.5			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
D	22	474.601179	21.5727808	112.554403	2363.64247	2.52415599	19.8603834	23.2851783	
E	22	584.936606	26.5880276	192.660663	4045.87391	2.52415599	24.8756301	28.300425	
F	22	1045.96944	47.5440657	115.294922	2421.19336	2.52415599	45.8316682	49.2564631	

ANOVA

Sources	SS	df	MS	F	P value	F crit	RMSSE	Omega Sq
Between								
Groups	8351.31636	2	4175.65818	29.7899572	7.8346E-10	0.70082967	1.16365328	0.46593263
Within Groups	8830.70974	63	140.169996					
Total	17182.0261	65	264.338863					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha 0.5

group	mean	n	ss	df
D	21.5727808	22	2363.64247	
E	26.5880276	22	4045.87391	
F	47.5440657	22	2421.19336	
		66	8830.70974	63

Levene's Tests

type	p-value
means	0.0031708
medians	0.00043152
trimmed	0.00050929

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	p-value	Cohen d
D	E	5.01524671	2.52415599	1.98690047	0.34451465	0.4236086
D	F	25.9712848	2.52415599	10.2890966	1.977E-09	2.19364277
E	F	20.9560381	2.52415599	8.30219614	5.2463E-07	1.77003417

DUNNETT'S TEST				alpha	0.5
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>size</i>	<i>ss</i>	<i>df</i>	
D	21.5727808	22	2363.64247		
E	26.5880276	22	4045.87391		
F	47.5440657	22	2421.19336		
		66	8830.70974		63

T TEST					
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>d-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>
E	-5.0152467	3.56969563	1.40495079	1	0.4236086
F	-25.971285	3.56969563	7.27548999	0	2.19364277

GRUPO II

ANOVA: Single Factor

DESCRIPTION					Alpha	0.5			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
G	21	4819	229.47619	11059.3397	221186.794	13.3709258	220.416468	238.535913	
H	21	2187.83333	104.18254	2466.82057	49336.4114	13.3709258	95.1228169	113.242262	
I	21	1020.95	48.6166667	611.270083	12225.4017	13.3709258	39.5569439	57.6763895	
J	21	1225.14	58.34	880.22892	17604.5784	13.3709258	49.2802772	67.3997228	

ANOVA

Sources	SS	df	MS	F	P value	F crit	RMSSE	Omega Sq
Between								
Groups	435644.527	3	145214.842	38.6784225	1.5048E-15	0.7954291	1.35714024	0.57368038
Within Groups	300353.185	80	3754.41481					
Total	735997.712	83	8867.44231					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha 0.5

group	mean	n	ss	df
G	229.47619	21	221186.794	
H	104.18254	21	49336.4114	
I	48.6166667	21	12225.4017	
J	58.34	21	17604.5784	
		84	300353.185	80

Levene's Tests

type	p-value
means	7.6336E-07
medians	0.04007237
trimmed	1.3868E-05

Q TEST

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>q-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>
G	H	125.293651	13.3709258	9.37060397	2.1955E-08	2.04483343
G	I	180.859524	13.3709258	13.5263276	-3.908E-14	2.95168668
G	J	171.13619	13.3709258	12.7991279	3.3884E-13	2.7929987
H	I	55.565873	13.3709258	4.15572367	0.02194359	0.90685325
H	J	45.8425397	13.3709258	3.42852397	0.08063359	0.74816527
I	J	9.72333333	13.3709258	0.72719971	0.95547121	0.15868799

DUNNETT'S TEST

alpha 0.5

<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>size</i>	<i>ss</i>	<i>df</i>
G	229.47619	21	221186.794	
H	104.18254	21	49336.4114	
I	48.6166667	21	12225.4017	
J	58.34	21	17604.5784	
		84	300353.185	80

T TEST

<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>d-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>
H	125.293651	18.9093447	6.62601761	0	2.04483343
I	180.859524	18.9093447	9.564558	0	2.95168668
J	171.13619	18.9093447	9.05035016	0	2.7929987

GRUPO III

ANOVA: Single Factor

DESCRIPTION					Alpha	0.5			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
K- YCH4	22	3705.95125	168.45233	4162.23062	87406.843	7.28991361	163.513984	173.390675	
K- rSCH4	22	240.57625	10.9352841	143.753735	3018.82842	7.28991361	5.99693871	15.8736295	
L- YCH4	22	1400.90125	63.6773295	302.748865	6357.72618	7.28991361	58.7389842	68.6156749	
L- rSCH4	22	74.116875	3.36894886	67.8367365	1424.57147	7.28991361	1.56939652	8.30729424	

ANOVA

Sources	SS	df	MS	F	P value	F crit	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	382349.09	3	127449.697	109.011261	7.1854E-29	0.79510492	2.2259958	0.78642528
Within Groups	98207.969	84	1169.14249					
Total	480557.059	87	5523.64436					

TUKEY HSD/KRAMER

TUKEY HSD/KRAMER					alpha	0.5
group	mean	n	ss	df		
K- YCH4	168.45233	22	87406.843			
K- rSCH4	10.9352841	22	3018.82842			
L- YCH4	63.6773295	22	6357.72618			
L- rSCH4	3.36894886	22	1424.57147			
		88	98207.969	84		

Q TEST

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>q-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>
K- YCH4	K- rSCH4	157.517045	7.28991361	21.6075325	-5.8176E-14	4.60674142
K- YCH4	L- YCH4	104.775	7.28991361	14.3725983	-5.6399E-14	3.06424826
K- YCH4	L- rSCH4	165.083381	7.28991361	22.6454509	-5.8176E-14	4.82802636
K- rSCH4	L- YCH4	52.7420455	7.28991361	7.23493423	1.1453E-05	1.54249316
K- rSCH4	L- rSCH4	7.56633523	7.28991361	1.03791837	0.88317704	0.22128494
L- YCH4	L- rSCH4	60.3083807	7.28991361	8.27285259	5.4608E-07	1.7637781

DUNNETT'S TEST					alpha	0.5
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>size</i>	<i>ss</i>	<i>df</i>		
K- YCH4	168.45233	22	87406.843			
K- rSCH4	10.9352841	22	3018.82842			
L- YCH4	63.6773295	22	6357.72618			
L- rSCH4	3.36894886	22	1424.57147			
		88	98207.969			84

T TEST						
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>d-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>	
K- rSCH4	157.517045	10.3094947	15.2788328	0	4.60674142	
L- YCH4	104.775	10.3094947	10.1629617	0	3.06424826	
L- rSCH4	165.083381	10.3094947	16.0127519	0	4.82802636	

GRUPO IV

ANOVA: Single Factor

DESCRIPTION					Alpha		0.5	
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
M- YCH4	22	2911.61	132.345909	2631.63475	55264.3297	5.61984442	128.538905	136.152913
M- rSCH4	22	189.93	8.63318182	83.7043751	1757.79188	5.61984442	4.82617748	12.4401862
N- YCH4	22	582.08	26.4581818	48.1076537	1010.26073	5.61984442	22.6511775	30.2651862
N- rSCH4	22	30.03	1.365	15.8265405	332.35735	5.61984442	2.44200434	5.17200434

ANOVA								
Sources	SS	df	MS	F	P value	F crit	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	245703.002	3	81901.0007	117.873978	5.2049E-30	0.79510492	2.31471556	0.79937164
Within Groups	58364.7397	84	694.81833					
Total	304067.742	87	3495.03151					

TUKEY HSD/KRAMER					alpha		0.5	
group	mean	n	ss	df				
M- YCH4	132.345909	22	55264.3297					
M- rSCH4	8.63318182	22	1757.79188					
N- YCH4	26.4581818	22	1010.26073					
N- rSCH4	1.365	22	332.35735					
		88	58364.7397					84

Q TEST

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>q-stat</i>	<i>p-value</i>	<i>Cohen d</i>
M- YCH4	M- rSCH4	123.712727	5.61984442	22.0135502	-5.8176E-14	4.69330467
M- YCH4	N- YCH4	105.887727	5.61984442	18.8417542	-5.8176E-14	4.01707549
M- YCH4	N- rSCH4	130.980909	5.61984442	23.3068568	-5.8176E-14	4.96903856
M- rSCH4	N- YCH4	17.825	5.61984442	3.17179599	0.12022249	0.67622918
M- rSCH4	N- rSCH4	7.26818182	5.61984442	1.29330659	0.79717135	0.27573389
N- YCH4	N- rSCH4	25.0931818	5.61984442	4.46510258	0.0116518	0.95196307

DUNNETT'S TEST					alpha	0.5
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>size</i>	<i>ss</i>	<i>df</i>		
M- YCH4	132.345909	22	55264.3297			
M- rSCH4	8.63318182	22	1757.79188			
N- YCH4	26.4581818	22	1010.26073			
N- rSCH4	1.365	22	332.35735			
		88	58364.7397			84

T TEST					
<i>group</i>	<i>mean</i>	<i>std err</i>	<i>d-stat</i>	<i>Cohen d</i>	
M- rSCH4	123.712727	7.9476602	15.5659306	4.69330467	
N- YCH4	105.887727	7.9476602	13.3231322	4.01707549	
N- rSCH4	130.980909	7.9476602	16.4804365	4.96903856	

GRUPO V

ANOVA: Single Factor

DESCRIPTION					Alpha		0.5	
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
O- YCH4	22	34.9166667	1.58712121	10.549059	221.53024	0.57075637	1.20047848	1.97376394
O- rSCH4	22	0.01666667	0.00075758	6.54833273	137.514987	0.57075637	0.38588515	0.38740031
P- YCH4	22	23.2833333	1.05833333	4.45365741	93.5268056	0.57075637	0.6716906	1.44497606
P- rSCH4	22	0.05833333	0.00265152	7.1160806	149.437693	0.57075637	0.38399122	0.38929425

ANOVA

Sources	SS	df	MS	F	P value	F crit	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	41.4680453	3	13.8226818	1.92871513	0.13115039	0.79510492	0.29608929	0.0306891
Within Groups	602.009725	84	7.16678244					
Total	643.477771	87	7.39629621					

TUKEY
HSD/KRAMER

TUKEY HSD/KRAMER					alpha		0.5	
group	mean	n	ss	df				
O- YCH4	1.58712121	22	221.53024					
O- rSCH4	0.00075758	22	137.514987					
P- YCH4	1.05833333	22	93.5268056					
P- rSCH4	0.00265152	22	149.437693					
		88	602.009725	84				

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	p-value	Cohen d
---------	---------	------	---------	--------	---------	---------

O- YCH4	O- rSCH4	1.58636364	0.57075637	2.77940591	0.20940275	0.59257133
O- YCH4	P- YCH4	0.52878788	0.57075637	0.92646864	0.91347082	0.19752378
O- YCH4	P- rSCH4	1.5844697	0.57075637	2.77608761	0.2103169	0.59186387
O- rSCH4	P- YCH4	1.05757576	0.57075637	1.85293727	0.55906905	0.39504755
O- rSCH4	P- rSCH4	0.00189394	0.57075637	0.0033183	1	0.00070746
P- YCH4	P- rSCH4	1.05568182	0.57075637	1.84961897	0.56054786	0.39434009

DUNNETT'S TEST			alpha	0.5
group	mean	size	ss	df
O- YCH4	1.58712121	22	221.53024	
O- rSCH4	0.00075758	22	137.514987	
P- YCH4	1.05833333	22	93.5268056	
P- rSCH4	0.00265152	22	149.437693	
		88	602.009725	84

T TEST					
group	mean	std err	d-stat	p-value	Cohen d
O- rSCH4	1.58636364	0.8071714	1.96533676	1	0.59257133
P- YCH4	0.52878788	0.8071714	0.65511225	1	0.19752378
P- rSCH4	1.5844697	0.8071714	1.96299037	1	0.59186387

Anexo 3

Análisis elemental

UNIDAD DE SERVICIOS DE APOYO A LA INVESTIGACION Y LA
INDUSTRIA (USAII)
FACULTAD DE QUIMICA, UNAM, EDIFICIO H "MARIO MOLINA" AV.
UNIVERSIDAD 3000, COL. COPLCO C.P. 04510, MEXICO, D.F.
Phone: 56223899 ext 84040

User ID M en I. Victor Lemus

Comments Muestra: FORSU2

Run	Weight	Carbon	Hydrogen	Nitrogen	Sulfur
1540928737A	1.791	41.74%	6.19%	1.87%	0.24%
1540928737B	1.849	41.88%	6.57%	1.84%	0.18%
	Weight	Carbon	Hydrogen	Nitrogen	Sulfur
Average	1.820	41.810	6.380	1.855	0.210
Variance	0.002	0.010	0.072	0.000	0.002
Standard Deviation	0.041	0.099	0.269	0.021	0.042

Comments Muestra: RCB2

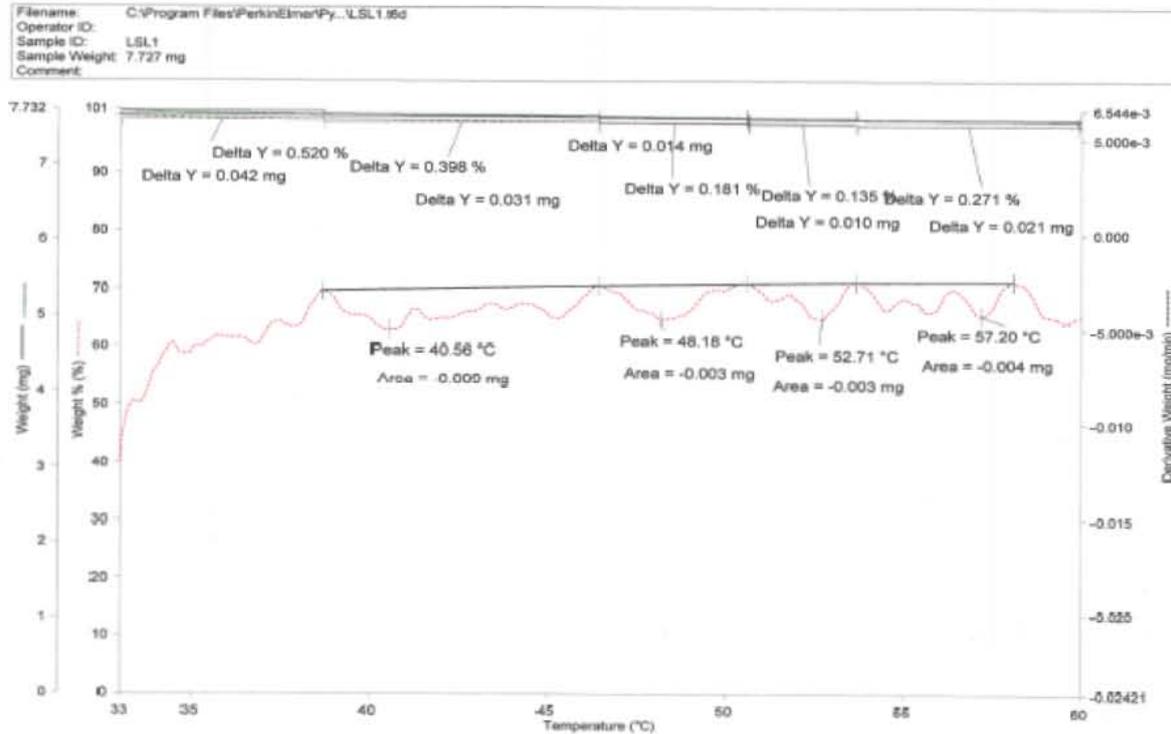
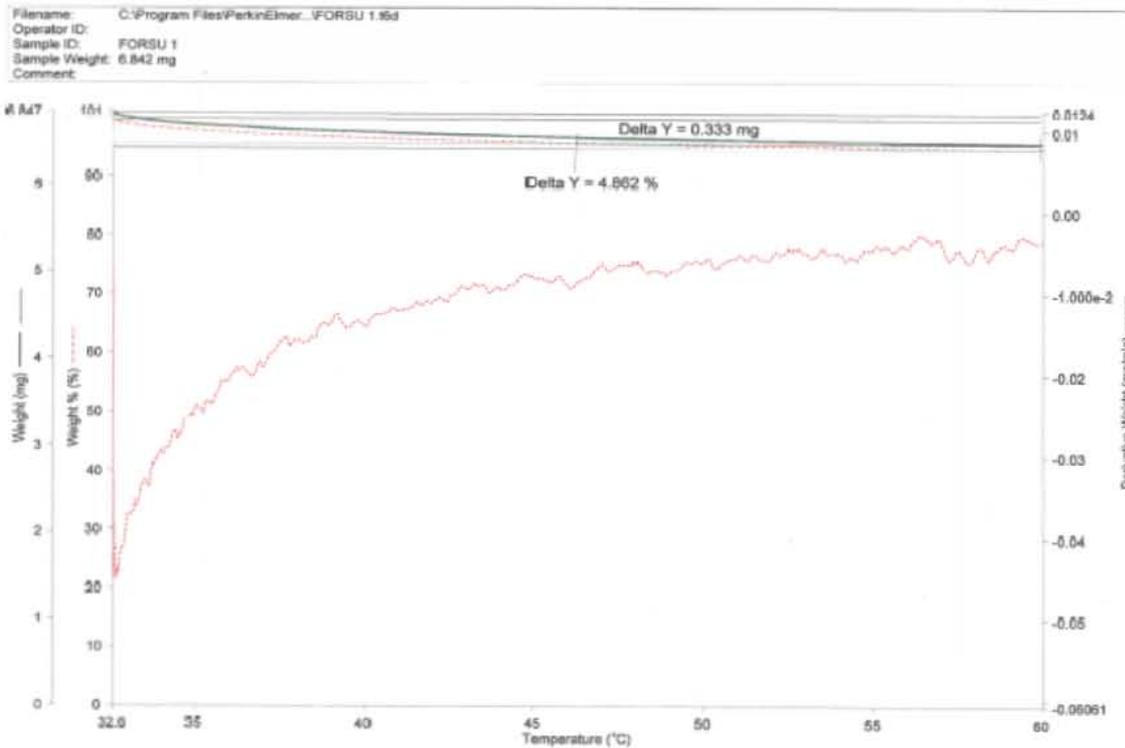
Run	Weight	Carbon	Hydrogen	Nitrogen	Sulfur
4719930140B	2.238	45.1%	7.46%	12.79%	0.99%
4719930140C	2.446	45.6%	7.93%	12.19%	0.77%
	Weight	Carbon	Hydrogen	Nitrogen	Sulfur
Average	2.342	45.350	7.695	12.490	0.880
Variance	0.022	0.125	0.110	0.180	0.024
Standard Deviation	0.147	0.354	0.332	0.424	0.156

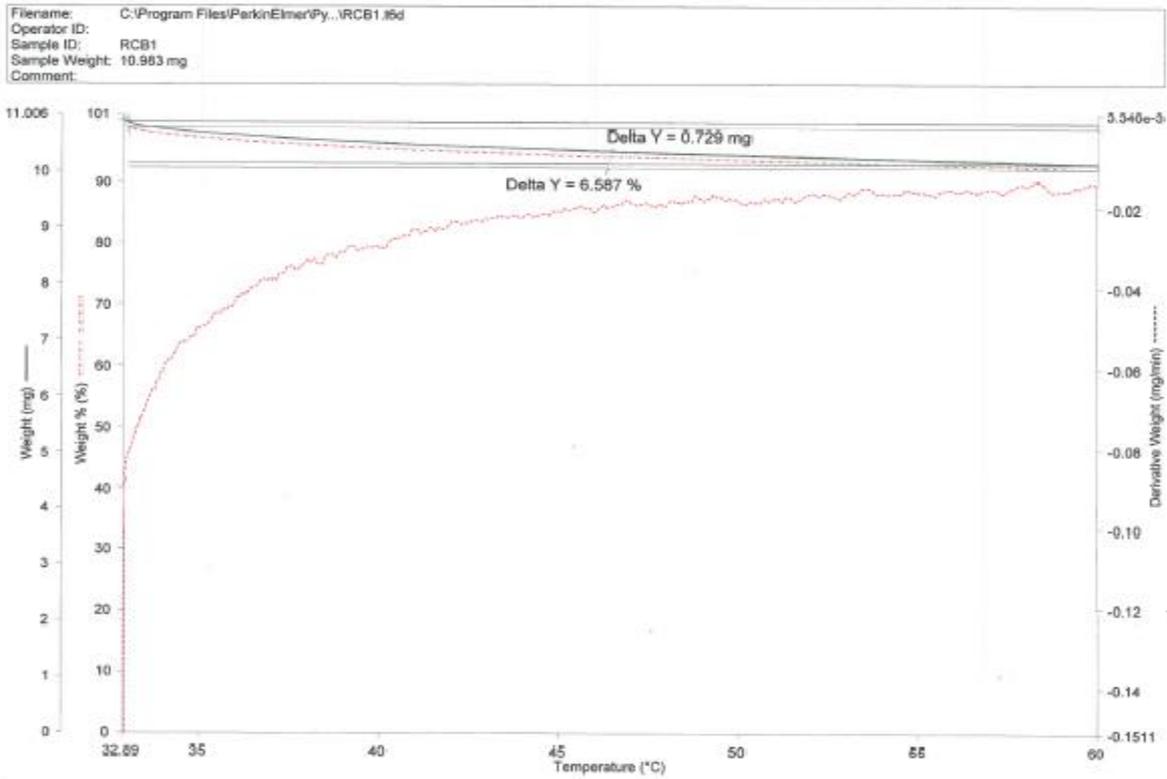
Comments Muestra: LSL2

Run	Weight	Carbon	Hydrogen	Nitrogen	Sulfur
5467929146B	2.327	44.88%	5.92%	2.7%	0.26%
5467929146C	1.659	44.96%	5.85%	2.75%	0.17%
	Weight	Carbon	Hydrogen	Nitrogen	Sulfur
Average	1.993	44.920	5.885	2.725	0.215
Variance	0.223	0.003	0.002	0.001	0.004
Standard Deviation	0.472	0.057	0.049	0.035	0.064

Anexo 4

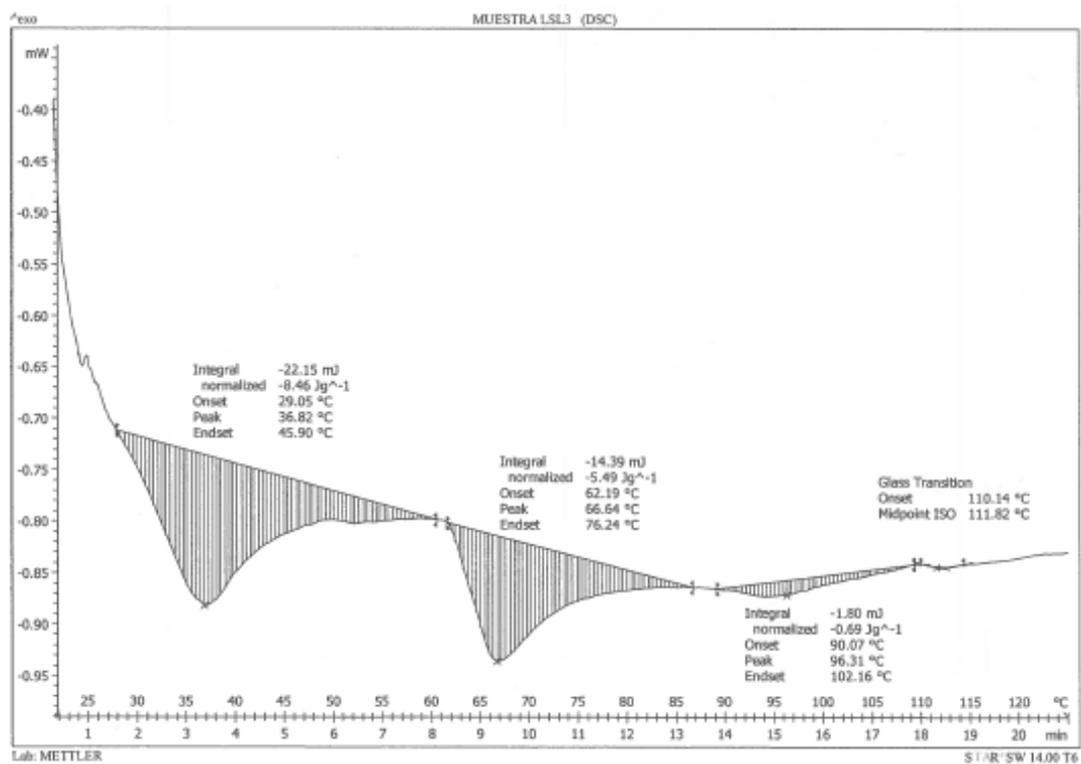
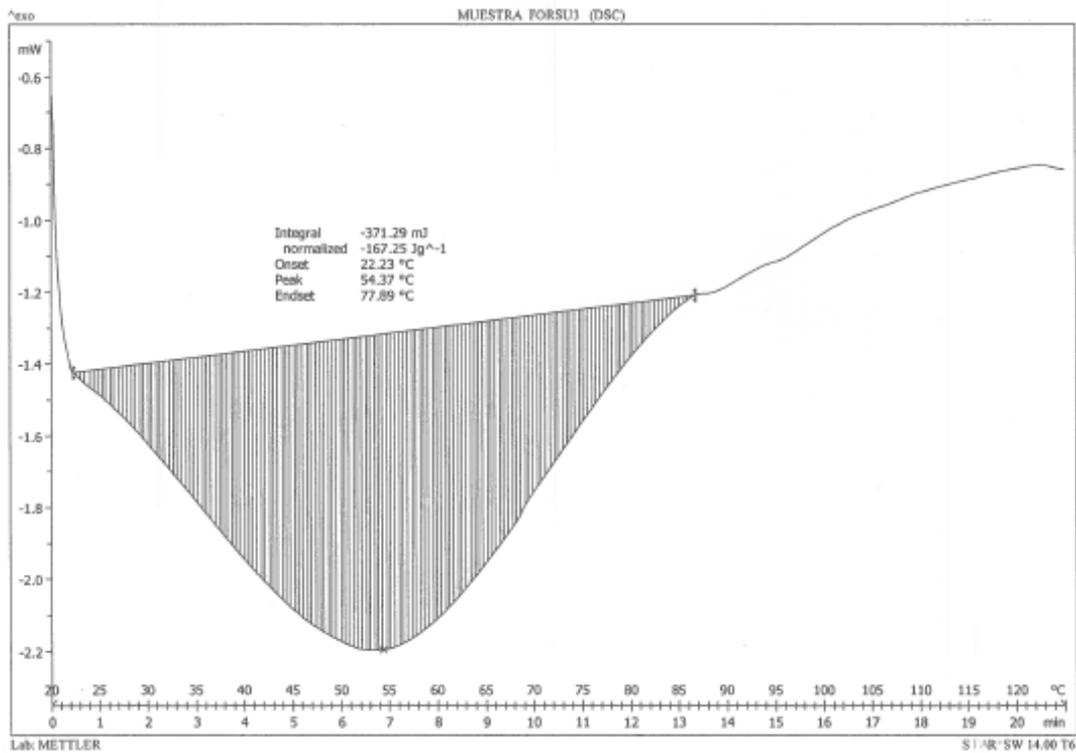
Análisis Termogravimétrico

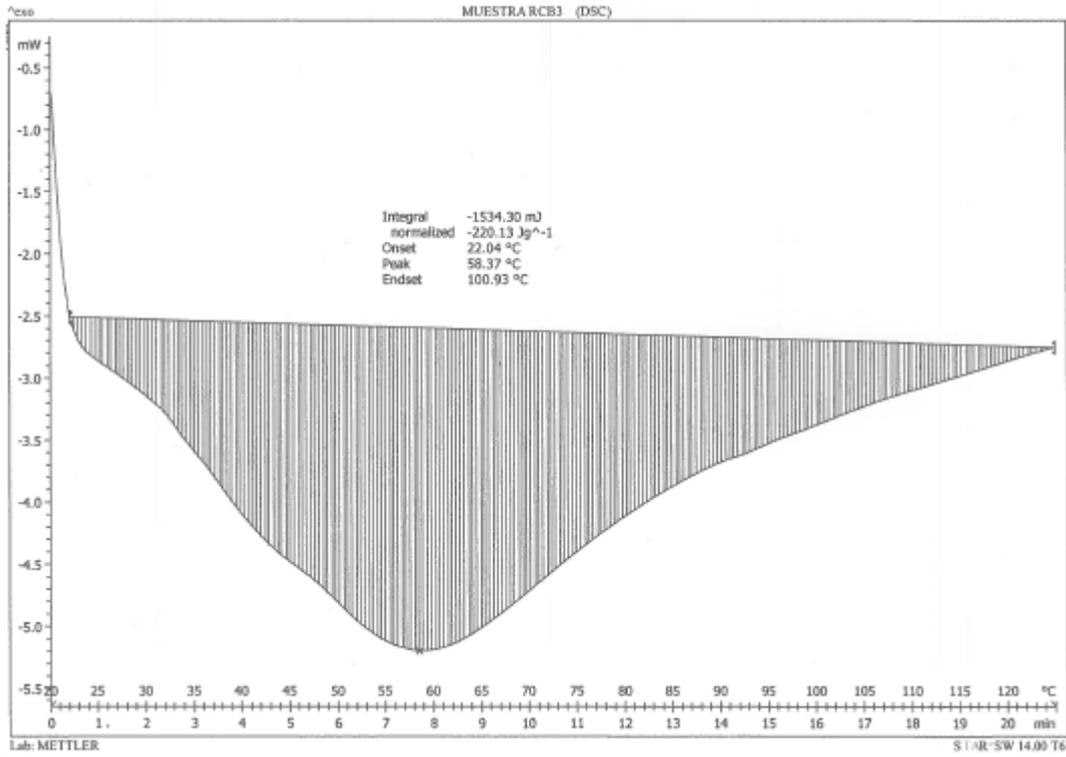




Anexo 5

Calorimetría de barrido diferencial (DSC)







**Informe de prueba:
Laboratorio de Química y Análisis de Alimentos**

Resultados:

Las Tablas 1 y 2 muestran los resultados que son promedio de 3 repeticiones con un CV menor al 5%.

Tabla 1. Contenido de humedad	
Muestra	g/100 g
Residuo de lactosuero (LSL)	93.35
Residuos orgánicos urbanos (CDMX Forsu)	85.37

Los resultados reportados son representativos sólo de la muestra recibida.
El muestreo y representatividad de la muestra recibida en este laboratorio es responsabilidad de la empresa y/o del solicitante

Tabla 2. Contenido de riboflavina (B ₂)	
Muestra	µg/100 g
Residuo de lactosuero (LSL)	16
Residuos orgánicos urbanos (CDMX Forsu)	210

Los resultados reportados son representativos sólo de la muestra recibida.
El muestreo y representatividad de la muestra recibida en este laboratorio es responsabilidad de la empresa y/o del solicitante
ND: No detectado

Observaciones:

No aplica

Anexos: No aplica.





**Informe de prueba:
 Laboratorio de Química y Análisis de Alimentos**

Resultados:

Los Tablos 1 y 2 muestran los resultados que son promedio de 3 repeticiones con un CV menor al 5%.

Tabla 1. Contenido de humedad	
Muestra	g/100 g
Residuo de carne (CDMX MyPV)	69.1

Los resultados reportados son representativos sólo de la muestra recibida.
 El muestreo y representatividad de la muestra recibida en este laboratorio es responsabilidad de la empresa y/o del solicitante

Tabla 2. Contenido de riboflavina (B ₂)	
Muestra	µg/100 g
Residuo de carne (CDMX MyPV)	120.8

Los resultados reportados son representativos sólo de la muestra recibida.
 El muestreo y representatividad de la muestra recibida en este laboratorio es responsabilidad de la empresa y/o del solicitante
 ND. No detectado

Observaciones:

No aplica

Anexos: No aplica.

