



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**EVALUACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LOS
DESPERDICIOS ALIMENTARIOS A TRAVÉS DEL ENSAYO DE
POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIOTECNOLOGO

P R E S E N T A:

JUAN MANUEL DONACIANO DOMÍNGUEZ

ASESOR DE TESIS:

DRA. GEHOVANA GONZÁLEZ BLANCO



TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO

SEPTIEMBRE 2022

Este trabajo se realizó en el Laboratorio de Calidad del Agua del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), de la Universidad Autónoma del Estado de México.

Con financiamiento del Fondo para la investigación científica y desarrollo tecnológico del Estado de México, a través de la Convocatoria EDOMEX-FICDTEM-2021-01 “Financiamiento para la Investigación de Mujeres Científicas” del Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECYT) otorgado a la Dra. Gehovana González Blanco.

Índice

Resumen.	v
Abstract.....	vi
1. ANTECEDENTES DE LA TEMÁTICA.....	1
1.1. Panorama actual.....	1
2. Importancia del problema.....	2
3. MARCO CONCEPTUAL.....	4
3.1. Residuos.....	4
3.2. Residuos sólidos urbanos (RSU).....	5
3.3. Fracción orgánica de los residuos sólidos Urbanos (FORSU).....	7
3.4. Digestión Anaeróbica.....	8
3.4.1. Hidrólisis.....	9
3.4.2. Acidogénesis.....	9
3.4.3. Acetogénesis.....	10
3.4.4. Metanogénesis.....	11
3.5. Ensayo del Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....	12
4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	13
4.1. Hipótesis.....	14
4.2. Objetivo general.....	14
4.3. Objetivos específicos.....	14
5. METODOLOGÍAS DE INVESTIGACIÓN.....	14
5.1. Método de muestreo.....	15
5.2. Caracterización fisicoquímica.....	16
5.3. Digestión anaeróbica.....	16
5.3.1. Preparación del sustrato (residuo alimentario).....	16

5.3.2. Ensayo potencial bioquímico de metano.	17
5.3.3. Monitoreo de producción de biogás.	18
5.3.4. Monitoreo de producción de metano.	19
5.4. Métodos: de muestreo y analíticos.	20
5.4.1. Muestreo por método de cuarteo (NMX-AA-15-1985).....	20
5.4.2. Determinación de pH por método potenciométrico (NMX-AA-025-1984).....	22
5.4.3. Determinación de humedad (NMX-AA-16-1984)	22
5.4.4. Acidez total.	22
5.4.5. Alcalinidad total.	23
5.4.6. Dureza total.....	23
5.4.7. Determinación de la concentración de DQO soluble (DQOs).....	24
5.4.8 Determinación de sólidos en solución	24
5.4.9. Cuantificación de compuestos nitrogenados	25
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
6.1. Caracterizar fisicoquímicamente los desperdicios alimentarios generados por 50 hogares unifamiliares del municipio de Toluca.....	26
6.2. Evaluación de la digestión anaeróbica de los desperdicios alimentarios sin pretratamiento.	30
6.3. Potencial bioquímico de metano de los desperdicios alimentarios.	37
7. CONCLUSIONES.....	40
8. PERSPECTIVAS A FUTURO.....	42
9. REFERENCIAS.	42

Resumen.

La generación de residuos orgánicos se considera un problema alarmante en los aspectos ecológicos, sociales y económicos en todo el mundo, sin embargo, estos residuos pueden representar una alternativa al uso de fuentes convencionales de energía, pues su alto contenido de materia orgánica lo hacen una fuente rica de nutrientes para microorganismos que a través de la digestión anaeróbica pueden producir biogás, que es un combustible que puede generar distintos tipos de energía. Por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar y analizar la digestión anaeróbica de los desperdicios alimentarios de hogares unifamiliares del municipio de Toluca a través del ensayo de potencial bioquímico de metano (PBM). Inicialmente se realizó una caracterización fisicoquímica del residuo, así como la evaluación de la digestión anaeróbica de los desperdicios alimentarios. Los ensayos se llevaron a cabo en cultivo en lote, en un periodo de 35 días en condiciones de mesofilia y sin previo tratamiento del residuo alimentario. La producción de metano y su pureza fue determinada por el método de desplazamiento de soluciones. Además del PBM, se determinaron las velocidades específicas de producción a través del modelo logístico de Gompertz y las eficiencias del bioproceso. Los resultados de la caracterización fisicoquímica de los desperdicios permitieron determinar la alta viabilidad para ser utilizados como sustrato para la producción de biogás y metano, debido a que no presentó metales pesados en su composición, y su alto contenido de materia orgánica en forma de demanda química de oxígeno soluble (DQOs). Con respecto a la producción total de metano y biogás se obtuvo una generación de 482.3 ± 1.9 mL y 1087.08 ± 1.31 mL respectivamente, que corresponde a un porcentaje de metano del 44.3%. Un PBM de 263.6 ± 2.79 mL de $\text{CH}_4/\text{g SV}$ con una tasa específica de producción de 16.44 ± 0.3 mL de $\text{CH}_4/\text{g SV} \cdot \text{día}$ y una eficiencia de consumo de sustrato del 26% después de 35 días de digestión anaeróbica, a 35 °C a 100 rpm, sin control del pH.

Abstract.

The generation of organic waste is considered an alarming problem in ecological, social and economic aspects worldwide, however, this waste can represent an alternative to the use of conventional energy sources, since its high content of organic matter makes it a rich source of nutrients for microorganisms that through anaerobic digestion can produce biogas, which is a fuel that can generate different types of energy. Therefore, the objective of this work was to evaluate and analyze the anaerobic digestion of food waste from single-family homes in the municipality of Toluca through the biochemical methane potential (BMP) assay. Initially, a physicochemical characterization of the waste was performed, as well as the evaluation of the anaerobic digestion of food waste. The tests were carried out in batch culture, over a period of 35 days under mesophilic conditions and without prior treatment of the food waste. Methane production and its purity were determined by the solution displacement method. In addition to the BMP, the specific production rates were determined through the Gompertz logistic model and the bioprocess efficiencies. The results of the physicochemical characterization of the waste allowed determining the high viability to be used as a substrate to produce biogas and methane, due to the absence of heavy metals in its composition, and its high content of organic matter in the form of soluble chemical oxygen demand (CODs). With respect to the total methane and biogas production, a generation of 482.3 ± 1.9 mL and 1087.08 ± 1.31 mL was obtained, respectively, which corresponds to a methane percentage of 44.3%. A BMP of 263.6 ± 2.79 mL CH₄/g SV with a specific production rate of 16.44 ± 0.3 mL CH₄/g SV*day and a substrate consumption efficiency of 26% after 35 days of anaerobic digestion, at 35 °C at 100 rpm, without pH control.

1. ANTECEDENTES DE LA TEMÁTICA.

1.1. Panorama actual.

La mala gestión de los residuos sólidos es un problema universal que afecta a todos los habitantes del planeta. En todo el mundo, las tasas de generación de residuos sólidos aumentan a una velocidad alarmante. En 2016, las ciudades del mundo generaron más de 2010 millones de toneladas de desechos sólidos, lo que equivale a una huella de 0,74 kilogramos por persona por día. Con el rápido crecimiento de la población y la urbanización, se espera que la generación anual de desechos aumente en un 70%, por lo que se ha estimado una producción de 3400 millones de toneladas para el año 2050 (Banco Mundial, 2018; Zamri *et al.*, 2021).

En comparación con los de los países desarrollados, los residentes de los países en vías de desarrollo, especialmente los “pobres” de las zonas urbanas se ven más afectados por los residuos gestionados de forma insostenible. Debido a que en estos países más del 90% de los residuos a menudo se desechan en vertederos no reglamentados o se queman abiertamente (Kaza *et al.*, 2018). Estas prácticas generan graves consecuencias para la salud, la seguridad y el medio ambiente. Ya que los residuos mal gestionados sirven como caldo de cultivo para vectores de enfermedades (roedores, moscas, cucarachas, etc.) (Hernández- Nazario *et al.*, 2018), contribuyen al cambio climático global a través de la emisión de gases ya sea por la quema o bien consecuencia natural de la putrefacción de los residuos orgánicos e incluso pueden promover la violencia urbana (Anyaoaku & Baroutian, 2018). Gestionar los residuos de forma adecuada es esencial para construir ciudades sostenibles y habitables, pero sigue siendo un desafío para muchos países y ciudades en desarrollo (Banco Mundial, 2018).

Los residuos sólidos urbanos (RSU) comprenden una mezcla de materiales de distintas naturalezas, que son desechados en depósitos residenciales, comerciales, municipales y en vertederos al aire libre. Los RSU están compuestos de materiales reciclables y no reciclables que a su vez se clasifican en desechos inorgánicos y orgánicos (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2020) con la finalidad de facilitar su separación primaria o desde el origen. De los residuos sólidos es la fracción orgánica el principal componente, ya que representan casi un 50% de los residuos generados en el

mundo. En México se estimó una generación de 57 mil toneladas diarias, de las cuales, el Estado de México produce cerca de 8 mil toneladas siendo así el primer lugar en generación a nivel nacional (SEMARNAT, 2020). Estos residuos, han sido señalados como la parte más sensible de los RSU, debido a que presentan características físicas y químicas variables según sus fuentes originales (Valkenburt *et al.*, 2008).

2. Importancia del problema.

Actualmente el deficiente aprovechamiento y gestión de los residuos contempla a la fracción orgánica como una alternativa a otras fuentes convencionales de obtención de energía, lo que la convierte en un potencial y prometedor recurso energético renovable disminuyendo el uso de energías fósiles, y aprovechando al máximo los recursos que se tienen (Anyaoaku & Baroutian, 2018; Cecchi *et al.*, 2011,).

Además, la alta cantidad de residuos orgánicos que se producen actualmente contribuye de manera significativa al calentamiento global debido a la alta producción de metano liberado que no es utilizado (Sharma *et al.*, 2019). Por lo que surge la necesidad de mitigar el daño ocasionado por estos desechos implementado estrategias como la digestión anaeróbica, para aprovechar en lo posible los desechos. Por ejemplo, países como Alemania, Italia y Francia cuentan con miles o cientos de plantas de digestión anaeróbica (11084, 1655 y 837, respectivamente) que emplean los residuos orgánicos. De acuerdo con la asociación Europea de Biogás, el 72% de estas plantas se alimentan con residuos agrícolas, mientras que el resto se alimenta con desperdicios alimentarios, debido a la heterogeneidad que estos restos suelen presentar (Annual Statistical Report of the European Biogas Association, ABE, 2019).

Los desperdicios alimentarios se caracterizan por su alto contenido de carbohidratos, grasas y proteínas, lo que lo hace fácilmente biodegradable. No obstante, la alta biodegradabilidad junto con una relación C/N entre 15–36, puede conducir a la acumulación de productos intermedios como ácidos grasos volátiles y/o amoníaco, que pueden inhibir la digestión anaeróbica, teniendo como consecuencia una baja producción de biogás o bien con una mínima producción de metano cuya formula química es CH₄ (Zhang *et al.*, 2007). Por lo que algunos de los retos que se asume al tratar estos desechos vía digestión son: sus características

fisicoquímicas, la presencia de compuestos tóxicos o inhibidores (debido a la mezcla de residuos orgánicos e inorgánicos desde el origen) y la alta concentración de hidratos de carbohidratos (demanda bioquímica de oxígeno >10000 mg/L) y pH ácidos (<5), ya que estos factores pueden afectar el rendimiento de producción de CH₄ en los digestores (Fisgativa *et al.*, 2016).

La digestión anaeróbica es un proceso bioquímico que consta de cuatro grandes etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) realizadas por el metabolismo catabólico de consorcios microbianos en ausencia de oxígeno que utilizan compuestos orgánicos como materia prima y los transforman en biogás. El biogás es definido como un combustible renovable que presenta una composición de metano (CH₄, 50-70%) y dióxido de carbono (CO₂, 30-50%) principalmente (Bhakov *et al.*, 2014), y de forma paralela se obtiene un sólido rico en nutrientes nitrogenados (digestato), que después de un tratamiento puede ser usado como remediador de suelos o fertilizante en el sector agrícola (Peng *et al.*, 2020, Suarez *et al.*, 2022).

Bajo este contexto algunos autores consideran a la digestión anaeróbica como la biotecnología más sostenible para el procesamiento de los residuos orgánicos, ya que se adquiere una ganancia neta de energía y la generación de subproductos con interés comercial a partir de los desechos (Abudi *et al.*, 2016, Anyaoku & Baroutian, 2018). Además, el procesamiento adecuado del biogás ayuda a reducir las descargas de metano a la atmósfera disminuyendo las emisiones de efecto invernadero, los malos olores y los perjuicios sanitarios de los vertederos (Cano *et al.*, 2014, Nielfa *et al.*, 2015, Panigrahi & Dubey, 2019) mejorando así la sostenibilidad de la gestión de los residuos orgánicos y aliviando la dependencia de los combustibles fósiles.

No obstante, una mala caracterización de los residuos utilizados puede tener efectos negativos, tales como: inestabilidad e inhibición del bioproceso o tiempos largos en el arranque del sistema, dificultando el aprovechamiento total de los desechos (Krause *et al.*, 2018; Sohoo *et al.*, 2021).

En este sentido se han realizado distintas investigaciones donde se analizan las posibilidades de utilizar los desperdicios alimentarios, que han mostrado ser una alternativa para la generación de biogás cuando los parámetros de operación son monitoreados y controlado

dentro del biodigestor (Yi *et al.*, 2014). Una de las formas más contundentes para evaluar la viabilidad del residuo es a través del potencial bioquímico de metano (PBM), un método que estima de forma experimental el rendimiento y producción de metano asociado a un tipo de sustrato orgánico, lo que permite establecer aspectos técnicos, operacionales, económicos y principalmente la viabilidad de estas materias primas para la producción de metano (Koch *et al.*, 2017; Krause *et al.*, 2018; Pecorini *et al.*, 2012; Sohoo *et al.*, 2021).

3. MARCO CONCEPTUAL.

3.1. Residuos.

La producción y el consumo de bienes y servicios generan inevitablemente algún tipo de residuos. Éstos pueden ser sólidos (ya sea de naturaleza orgánica o inorgánica), líquidos (que incluyen a los que se vierten disueltos como parte de las aguas residuales) y los que escapan en forma de gases. Todos ellos, en función de su composición, tasa de generación y manejo pueden tener efectos muy diversos en la población y el ambiente (SEMARNAT, 2020). En algunos casos, sus efectos pueden ser graves, sobre todo cuando involucran compuestos tóxicos que se manejan de manera inadecuada o se vierten de manera accidental, tal es el caso de la producción de CO₂, CO, NH₄, por mencionar algunos; estos gases tienen repercusión directa en el ambiente, pues son gases de efecto invernadero, además de ser altamente nocivos para la salud (Rosari, 2017).

El tema de la generación y manejo de los residuos no solo implica efectos ambientales y en la salud pública, que, si bien es cierto, es un problema de relevancia, también implica de forma implícita y no menos importante, el uso de los recursos naturales. La gestión integral de los residuos, además de procurar reducir su generación y conseguir su adecuada disposición final, también puede dar como resultado colateral la reducción, tanto de la extracción de recursos (evitando su agotamiento), como de energía y agua que se utilizan para producirlos, así como la disminución de la emisión de gases de efecto invernadero. Todo ello se acompaña de importantes beneficios económicos, sociales y ambientales (SEMARNAT, 2020).

Los residuos se definen formalmente como los materiales o productos que se desechan ya sea en estado sólido, semisólido, líquido o gaseoso, que se contienen en recipientes o

depósitos, y que necesitan estar sujetos a tratamiento o disposición final con base en lo dispuesto en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). Se clasifican de acuerdo con sus características y orígenes en tres grupos: residuos de manejo especial (RME), residuos peligrosos (RP) y residuos sólidos urbanos (RSU). Los residuos de manejo especial (RME) son los materiales que se generan en los procesos productivos o de servicios y que no reúnen las características para ser considerados residuos sólidos urbanos o residuos peligrosos. Por otro lado, se encuentran los residuos peligrosos, definidos como aquellos que poseen alguna de las características CRETIB que les confieren peligrosidad (corrosividad, C; reactividad, R; explosividad, E; toxicidad, T; inflamabilidad, I; o ser biológico-infecciosos, B), (DOF,2003).

Por último, se encuentran los residuos sólidos urbanos (RSU), de los cuales se habla de forma más específica en el siguiente apartado, por ser parte del objetivo de análisis de este trabajo.

3.2. Residuos sólidos urbanos (RSU).

Los RSU se definen por el DOF en la LGPGIR como todos los residuos generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales utilizados en las actividades domésticas, por ejemplo, los residuos de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por como residuos de otra índole (DOF, 2003).

Como se mencionó en el apartado de introducción, el banco mundial en 2016 presentó una cifra alarmante en términos de producción de residuos (2010 millones de toneladas), e indicó que la rápida urbanización, el crecimiento de la población y el desarrollo económico harán que la cantidad de desechos a nivel mundial aumenten un 70% en los próximos 30 años si no se toman medidas urgentes (Banco Mundial, 2019).

En México, la generación per cápita calculada en 2020 fue de 0.944 kg/hab-día y la generación total de residuos en el país se estima en 120,128 t/día, de los cuales el 31.56% corresponde a residuos capaces de aprovechamiento, principalmente residuos inorgánicos

que pueden ser reciclados, un 46.42% que corresponde a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), siendo los residuos alimentarios los de mayor composición de este tipo de residuos, con un porcentaje de 33.07% (Tabla 1), los cuales cobran importancia como una alternativa para la producción de combustibles gaseosos.

Tabla 1. Composición porcentual promedio de los residuos, extraído de Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos (SEMARNAT, 2020).

Categoría	Subproductos	Porcentaje (%)
Susceptibles de aprovechamiento: 31.55%	Cartón	4.55
	Envase de cartón encerado	1.151
	Fibras sintéticas	0.34
	Hule	0.54
	Lata	0.98
	Material ferroso	0.88
	Material no ferroso	0.57
	Papel	5.07
	PET	2.63
	Plástico rígido y de película	7.66
	Poliestireno expandido	1.55
	Poliuretano	0.55
	Vidrio de color	1.60
	Vidrio transparente	3.13
FORSU 46.42%	Cuero	0.46
	Fibra dura vegetal	0.73
	Hueso	0.52
	Madera	0.79
	Residuos alimentarios	33.07
	Residuos de jardinería	10.84
Otros: 22.03%	Algodón	0.15
	Loza y cerámica	0.46
	Material de construcción	0.70
	Pañal desechable	6.75
	Residuo fino	2.25
	Trapo	2.82
	Otros	8.90
Total		100

3.3. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU).

En México se estima una generación de FORSU es de 57 mil toneladas diarias, de las cuales, el Estado de México produce cerca de 8 mil toneladas, ocupando el nada honroso primer lugar en generación a nivel nacional (SEMARNAT, 2020). Y de acuerdo con el Informe de Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos emitido en mayo 2020, la composición de la FORSU incluye: cuero, fibra dura vegetal, hueso, madera, residuos alimentarios y residuos de jardinería. Con una participación de generación del 33.07% los residuos alimentarios, seguida de los desechos de jardinería con un 10.84%. Sin embargo, la composición y estructura biológica de los residuos orgánicos siempre presenta enormes variaciones en su contenido específico (Abdullah *et al.*, 2008; Abdel-Shafy & Mansour., 2018), debido a que se ve impactada por aspectos socioeconómicos, regionales y estacionales (Tyagi *et al.*, 2018).

Esta enorme cantidad de desechos putrescibles tiene un tremendo potencial de calentamiento global que contribuye al cambio climático a través de la liberación de CH₄ no utilizado, producido por la descomposición natural de la FORSU (Anyaku & Baroutian, 2018). Esta característica ha sido usada a favor ya que la FORSU puede ser adecuada para el procesamiento y valorización mediante procesos biológicos como estrategia de gestión de residuos respetuosa con el medio ambiente (Pognani *et al.*, 2009).

Entre las ventajas de los sistemas biológicos para el tratamiento de la FORSU se incluye: la reducción de volúmenes, su estabilización, la destrucción de los agentes patógenos, obtención de abono orgánico y por supuesto la producción de biogás vía digestión anaeróbica (Kang & Yuan, 2017; Kumar & Samadder, 2020).

De forma general, una de las alternativas para tratar a la FORSU es el proceso de digestión anaeróbica, que es considerada una de las mejores biotecnologías para tratar desechos orgánicos líquidos o sólidos debido a que se aprovecha el biogás producido como combustible para la obtención

de energía, además de que se obtiene un producto sólido de interés comercial para el sector agrícola (Kumar *et al.*, 2016).

3.4. Digestión Anaeróbica.

La digestión anaeróbica, es un proceso bioquímico que implica el tratamiento y la estabilización de la materia orgánica en ausencia de oxígeno realizado por un consorcio de microorganismos. El proceso se genera cuatro fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 1) (Meegoda *et al.*, 2018; Zamri *et al.*, 2021). La ausencia de oxígeno en el sustrato permite que los microorganismos degraden la materia orgánica para producir biogás, además de un lodo estabilizado o efluente del digester anaeróbico, también conocido como digestato (Zamri *et al.*, 2021).

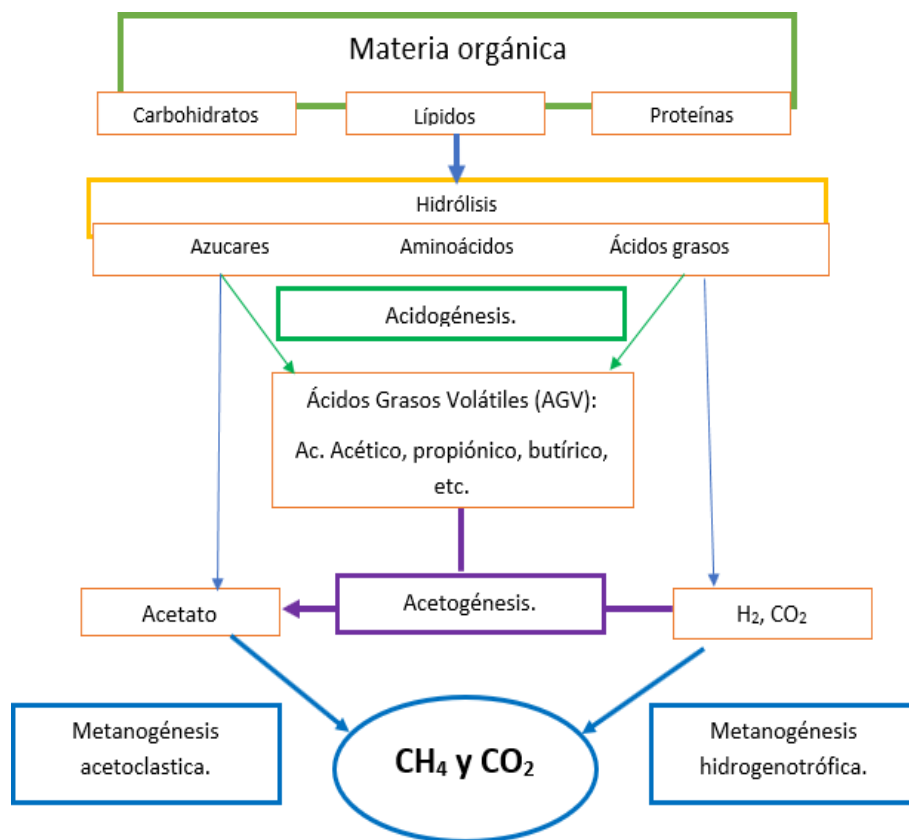


Figura 1. Proceso esquemático de la digestión anaeróbica, extraída de Rajendran *et al.*, 2020.

3.4.1. Hidrólisis

Aunque la hidrólisis estrictamente es considerada como un proceso electroquímico, dentro de la digestión anaeróbica, existe principalmente como un proceso biológico, donde la materia orgánica es hidrolizada en moléculas solubles simples por las enzimas extracelulares. (Meegoda *et al.*, 2018).

Durante este proceso de digestión anaeróbica, las bacterias hidrolíticas secretan enzimas extracelulares que pueden convertir carbohidratos, lípidos y proteínas, en azúcares, ácidos grasos de cadena larga (LCFA) y aminoácidos, respectivamente (Figura 1) (Li *et al.*, 2011; Zamri *et al.*, 2021). Después de la escisión enzimática, los productos generados por la hidrólisis se difunden a través de las membranas celulares de las bacterias acidogénicas (Van Lier, *et al.*, 2008). Sin embargo, es importante tener en cuenta que ciertos sustratos, como la lignina, la celulosa y la hemicelulosa, pueden resultar difíciles de degradar debido a su estructura polimérica, que puede ser inaccesible para los microorganismos (Lin *et al.*, 2010). De tal forma que la hidrólisis de estos componentes en moléculas solubles simples se considera el paso limitante de la velocidad del proceso de digestión anaeróbica por lo que a menudo se realizan pretratamientos a los residuos sólidos orgánicos, con la finalidad de mejorar la solubilidad. Entre los tratamientos se encuentra la ultrasonificación, el uso de microondas, procesos térmicos, químicos, la combinación de estos (termoquímico) y así como el pretratamiento biológico con el uso de enzimas (Mlaik *et al.*, 2019).

La tasa de hidrólisis es considerada en general como una fase limitante y determinante para la velocidad del bioproceso, aunque investigaciones anteriores también han demostrado que la metanogénesis podría existir como un paso determinante de la velocidad dependiendo de la proporción de microorganismos hidrolíticos a metanogénicos (Ma *et al.*, 2013).

3.4.2. Acidogénesis.

Los microorganismos acidogénicos pueden producir ácidos grasos volátiles intermedios (AGV's) y otros productos al absorber los productos de la hidrólisis a través de sus membranas celulares. Los AGV constituyen una clase de ácidos orgánicos como los acetatos y ácidos orgánicos más grandes como el propionato y el butirato, normalmente en una proporción que varía de 75:15:10 a 40:40:20. Incluso entonces, pueden estar presentes en cantidades más pequeñas de etanol y lactato (Van Lier, *et al.*, 2008). Las concentraciones

específicas de intermediarios producidos en la etapa de acidogénesis pueden depender de las condiciones del digestor, se ha informado que las concentraciones de AGV pueden fluctuar significativamente para los digestores que operan a diferentes pH, con diferentes estudios que presentan resultados aparentemente contradictorios (Huang *et al.*, 2015).

A diferencia de otras etapas, generalmente se cree que la acidogénesis avanza a un ritmo más rápido que todas las demás etapas de la digestión anaeróbica, y las bacterias acidogénicas tienen un tiempo de duplicación menor a 36 h. Aunque la fase acidogénica es relativamente corta, es necesario tener en cuenta que, si bien la acidogénesis crea precursores directos para la etapa final de la metanogénesis, se informa ampliamente que la formación de AGV implica la acidificación del medio, lo que puede provocar la inhibición por proceso de acidificación (Akuzawa *et al.*, 2011).

3.4.3. Acetogénesis.

Con la producción de acetato a través de la acidogénesis, una parte del sustrato original ya ha sido transformado en un sustrato adecuado para la metanogénesis acetoclástica (Furnier *et al.*, 2008). Sin embargo, otros AGV más altos (Acido propiónico y butírico) producidos, aún no se han puesto a disposición de los microorganismos metanogénicos. La acetogénesis es el proceso mediante el cual estos AGV superiores y otros son transformados en acetato, y también se produce hidrógeno (Hansen *et al.*, 2013).

El hidrógeno que se produce durante la acetogénesis abre el debate sobre una interesante relación sintrófica que está presente en la digestión anaeróbica: la transferencia entre especies de hidrógeno. Si bien, la acetogénesis es productora de hidrógeno, una presión parcial excesiva resulta perjudicial para los microorganismos acetogénicos. Sin embargo, debido a la presencia de metanógenos hidrogenotróficos, el hidrógeno puede consumirse rápidamente mientras se mantienen las presiones parciales de hidrógeno a un nivel favorable para la acetogénesis mediante la creación de una reacción exergónica (Stams & Plugge, 2009).

Al mismo tiempo, los lípidos se someten a una vía separada de acetogénesis a través de la acidogénesis y la β -oxidación, donde la acidogénesis produce acetato a partir de glicerol y la β -oxidación produce acetato a partir de LCFA. Con esto en mente, sería útil tener en cuenta que solo los LCFA con una cantidad uniforme de carbono pueden degradarse a acetato. Los

LCFA con una cantidad impar de carbonos se degradan primero a propionato (Cirne *et al.*, 2007).

3.4.4. Metanogénesis.

La metanogénesis marca la etapa final de la digestión anaeróbica, en la que los microorganismos metanogénicos consumen los intermediarios accesibles para producir metano. Los microorganismos metanogénicos representan un grupo de arqueas anaeróbicas obligadas estrictas, por ejemplo, géneros de *Methanococcus* presentan sensibilidad aguda al oxígeno (Ferry, 2010).

Además de la sensibilidad al oxígeno, los microorganismos metanogénicos están confinados a una pequeña selección de sustratos. Por lo general, la metanogénesis acetoclástica a partir de acetato representa aproximadamente dos tercios de la producción de metano, y la metanogénesis hidrogenotrófica representa aproximadamente el tercio restante de la producción de metano, sin embargo, también se ha observado metanogénesis a partir de metanol, metilaminas y formato (Finke *et al.*, 2007).

Con respecto a las necesidades ambientales de la metanogénesis, los microorganismos metanogénicos tienden a requerir un pH más alto que las etapas previas de la digestión anaeróbica, además de un potencial redox más bajo, este último requisito ha causado problemas significativos para el cultivo en laboratorio (Wolfe, 2011). Al mismo tiempo, los metanógenos parecen tener un tiempo de regeneración significativamente más lento que otros microorganismos en la digestión anaeróbica, entre 5 a 16 días. Sin embargo, se ha informado que algunas especies hidrogenotróficas, como *Methanococcus maripaludis*, tienen un tiempo de duplicación de solo dos horas (Richards *et al.*, 2016).

Si bien es probable que las especies metanogénicas constituyan los grupos microbianos más sensibles presentes en la digestión anaeróbica, investigaciones recientes han sugerido que *Methanosarcina spp.* tienden a ser relativamente robustos, capaces de soportar concentraciones de amoníaco, sodio y acetato, además de cambios bruscos de pH a niveles que, de otro modo, serían perjudiciales para otros microorganismos metanogénicos (De Vrieze *et al.*, 2012).

En los reactores por lotes, el final de la metanogénesis se determina cuando se detiene la producción de biogás, lo que puede demorar alrededor de 40 días.

3.5. Ensayo del Potencial Bioquímico de Metano (PBM).

El procedimiento experimental del ensayo de PBM implica agregar pequeñas cantidades de desechos homogeneizados como lodos en botellas de suero, crear condiciones anaeróbicas en la botella y medir la producción de gas dependiente del tiempo. Los ensayos típicos de PBM se llevan a cabo durante un período de tiempo que va de los 15 a los 60 días, dependiendo de las condiciones del cultivo. Luego, se desarrolla una curva de producción de gas CH₄ acumulada contra el tiempo para determinar el PBM final del desecho, expresado en términos de sólidos volátiles (SV) del desecho o en función de los sólidos totales (mL CH₄/g SV) (Pearse *et al.*, 2018).

Por ejemplo, Sánchez-Reyes *et al.* (2016), llevaron a cabo la prueba de PBM utilizando un sustrato formulado con una mezcla de desperdicios de cocina de hogares. La formulación del residuo contenía 25 g de residuos de naranja sin pulpa, 25 g de restos de limón sin pulpa, 25 g de cáscaras de plátano, 15 g de capas externas de cebolla, 5 g de tallos de cilantro y 5 g de cáscaras de papa. El inóculo utilizado fue un lodo activado proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales. El ensayo se llevó a cabo en cultivo en lote a 35 °C con un volumen de trabajo de 700 mL, agitación magnética de 100 rpm durante de 15 días. Los autores reportaron una producción de biogás acumulado de 1.2 L CH₄/g SV, después de 15 días de operación y propone que las etapas de hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis se efectúan principalmente en el periodo de 1 a 11 días. La estabilización de la etapa de metanogénesis se presenta en los días 11 a 15, lo que está relacionado con el mayor aumento en la producción de volumen de biogás en este periodo.

Por otra parte, Sohoo *et al.* (2021), llevaron a cabo también la prueba de PBM, estos autores utilizaron 200 g de muestra preparada de residuos frescos simulando la composición de los desperdicios alimentarios que contenía: residuos de alimentos, de poda, carne molida y materiales inorgánicos o reciclables como papel vidrio, plástico, aluminio, entre otros. La muestra preparada fue reducida a aproximadamente 25 mm a través de una trituradora. Su ensayo se llevó a cabo en botellas de 500 mL a 36 °C durante un periodo de 31 días. En cada

unidad experimental agregaron 4.89 g de inóculo. con lo que se obtuvo un rendimiento de biogás de 114 L CH₄/Kg de residuo.

En ambos estudios, la producción de biogás fue significativa, no obstante, los autores utilizaron residuos formulados que no representan en su totalidad a los desperdicios alimentarios por lo que los datos obtenidos sobre el PBM deben tomarse con reserva para establecer aspectos técnicos, operacionales, económicos y la viabilidad de estas materias primas para la producción de metano. Por lo mencionado anteriormente, es crucial evaluar la capacidad de aprovechamiento de los desperdicios alimentarios de origen con la finalidad de ofrecer datos reales sobre la viabilidad del uso de estos. Así como estrategias viables que amortigüen el impacto negativo de la fracción orgánica con la concomitante obtención de energía renovable, con un enfoque preventivo que nos permita tener un mayor control sobre el bioproceso.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

El exceso en la producción de residuos orgánicos en el Estado de México y su gestión inadecuada son un problema alarmante, esto genera una necesidad de mitigar el daño causado, y además el aprovechamiento total de los recursos. La digestión anaeróbica de la FORSU podría significar una alternativa al uso de fuentes convencionales de energía, pues es posible obtener un combustible capaz de generar energía, utilizando así, en medidada lo posible, la mayor parte de los recursos que se tienen y ayudando con la huella de carbono que implica la generación de estos residuos.

La producción de biogás a partir de FORSU, aunque está siendo realmente estudiada, la gran mayoría de las investigaciones utilizan sustratos formulados, es decir, realizan discriminación selectiva de los residuos o bien fabrican o emulan la composición de los residuos; esto puede dar lugar a sobreestimaciones en los rendimientos de producción de biogás y metano.

4.1. Hipótesis.

Los desperdicios alimentarios generados en hogares unifamiliares, sin pretratamiento, pueden significar un potencial sustrato para la obtención de metano a través del proceso de digestión anaeróbica.

4.2. Objetivo general.

Evaluar y analizar la digestión anaeróbica a través del ensayo de potencial bioquímico de metano de los desperdicios alimentarios generados en hogares unifamiliares del municipio de Toluca que realizan separación primaria desde el origen.

4.3. Objetivos específicos.

- Caracterizar fisicoquímicamente los desperdicios alimentarios generados por 52 hogares unifamiliares del municipio de Toluca, que realizan separación primaria desde el origen.
- Evaluar en cultivo lote el potencial bioquímico de metano de los desperdicios alimentarios.
- Determinar la cantidad y pureza (calidad) del biogás producido durante la digestión anaeróbica de los desperdicios alimentarios.
- Determinar la eficiencia de producción de metano, así como el consumo de materia orgánica durante la digestión anaeróbica de los desperdicios alimentarios.

5. METODOLOGÍAS DE INVESTIGACIÓN.

La investigación fue dividida en dos grandes etapas: i) la primera comprendió la caracterización de los residuos alimentarios, que consistió en determinar la composición fisicoquímica del residuo (Diagrama 1), y ii) en la segunda etapa la evaluación del proceso de digestión anaeróbica con los residuos alimentarios caracterizados, para determinar el potencial bioquímico de metano, la cantidad y pureza (calidad) del biogás y la eficiencia del proceso (Diagrama 2).



Diagrama 1. Representación esquemática la metodología, variables y análisis realizados para caracterización físico-química de los residuos alimentarios.

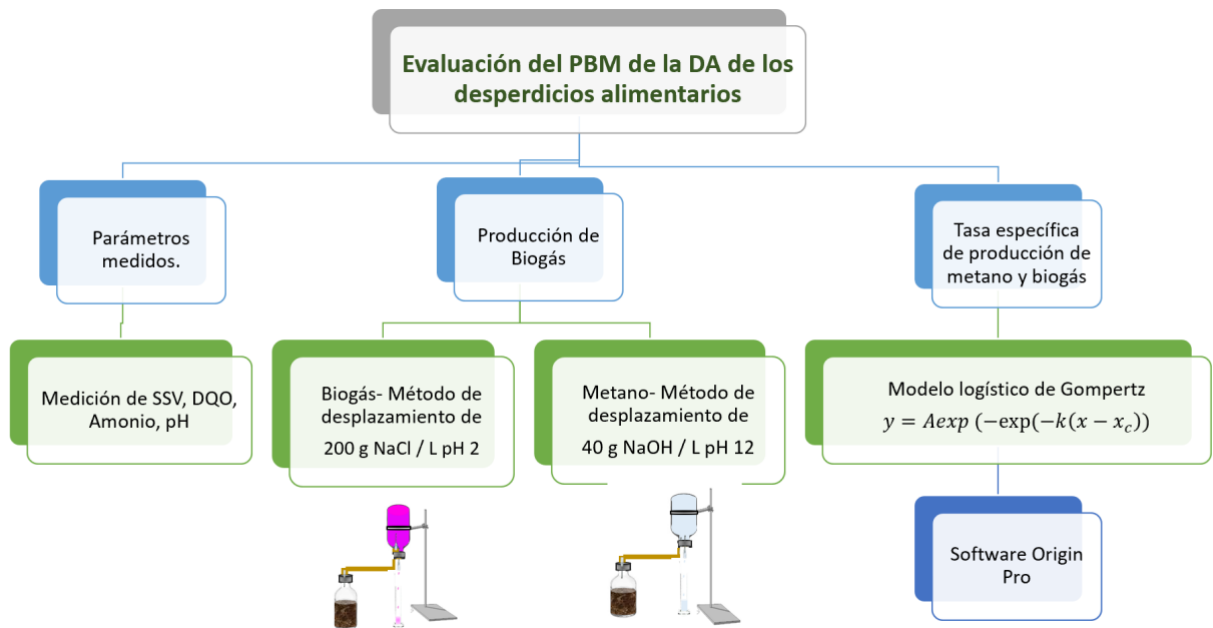


Diagrama 2. Representación esquemática la metodología, variables y análisis realizados para determinar el potencial bioquímico de metano y la calidad del biogás generado.

5.1. Método de muestreo.

Los residuos fueron obtenidos de 52 hogares unifamiliares ubicados en diferentes colonias

del municipio de Toluca de Lerdo, con la característica de que realizan de forma habitual la separación primaria de sus residuos, es decir, la separación de residuos orgánicos de los inorgánicos. A cada hogar se le proporcionaron bolsas de polietileno para que depositaran sus residuos y diariamente durante 14 días (Fazenda & Tavares-Russo, 2016), se realizó una caracterización volumétrica inicial de acuerdo con la norma mexicana NMX-AA-15-1985. A los residuos orgánicos recolectados por día se les aplicó el método de cuarteo, el cual consiste en realizar una distribución homogénea de los residuos sobre una superficie plana de 4 x 4 m, dividida en secciones (NMX-AA-15-1985) para obtener una muestra homogénea y representativa (10% del peso volumétrico del total de la muestra), la cual fue trasladada al Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA) para el análisis de laboratorio de acuerdo con la norma mexicana NMX-AA-052-1985.

5.2. Caracterización fisicoquímica

Una vez en el laboratorio, las muestras fueron puestas a temperatura ambiente y se hizo un nuevo muestreo por método de cuarteo, hasta tener 1 kg de muestra para el análisis de los siguientes parámetros: pH y conductividad eléctrica, sólidos totales, sólidos fijos, sólidos suspendidos volátiles, nitritos, nitratos, amonio, DQO (como una medida indirecta de la carga orgánica), porcentaje de humedad, alcalinidad total, acides total, dureza total y cloruros presentes en la muestra (Revisar la sección 5.4). La muestra fue también sometida a un análisis de metales pesados, que fue realizado en el laboratorio de Geoquímica Ambiental del centro de Geociencias de la UNAM, campus Juriquilla a través de espectrometría ICP óptica.

5.3. Digestión anaeróbica.

5.3.1. Preparación del sustrato (residuo alimentario).

El desperdicio alimentario fue sometido a un proceso mecánico para reducir su tamaño por trituración. Se utilizó un triturador doméstico con cuchillas de acero inoxidable (Osterizer, liquefier-blender 969-16G 500W), y una velocidad de 8 para triturar 950 gramos de residuo, hasta conseguir partículas menores a un centímetro (Izumi *et al.*, 2010; Sánchez-Reyes *et al.*, 2016), con la finalidad de mejorar la transferencia de masa de compuestos orgánicos y agilizar el proceso hidrolítico de la digestión anaeróbica (Raposo *et al.*, 2012).

5.3.2. Ensayo potencial bioquímico de metano.

El proceso de digestión anaeróbica para el análisis del potencial bioquímico de metano (PBM) de los desperdicios alimentarios se llevó a cabo por triplicado en botellas serológicas de borosilicato con un volumen nominal de 120 mL y un volumen operacional (Vop) de 80 mL, las cuales contuvieron 50% de residuos del Vop. Cada unidad experimental se inoculó con 2.5 g sólidos suspendidos volátiles (SSV)/mL de un lodo anaerobio granular activo de una planta de tratamiento de aguas residuales, el volumen operacional fue enrasado con agua destilada. Cada unidad fue sellada herméticamente con un tapón de bromobutilo y un arillo de aluminio con centro removible para la toma de muestra de biogás y metano según el análisis correspondiente. Las unidades experimentales fueron evaluadas en condiciones de mesófilia a 35 °C sin control de pH y una agitación orbital a 100 rpm, durante este periodo de tiempo se realizaron 3 monitoreos por día, donde se midieron la producción de biogás y metano. Las unidades experimentales para biogás y metano fueron exclusivas para este proceso, y las unidades para hacer la determinación pH, DQO, amonio y SSV fueron monitoreadas cada 3 días, pero diariamente se les midió biogás y metano.

El PBM y las actividades biológicas de cada cultivo fueron evaluadas a través de las siguientes variables de respuesta: eficiencia de consumo de sustrato (%Ef, ecuación 1), rendimiento de producto (Yp/s, ecuación 2), tasas específicas de consumo de sustrato (qs) y/o formación de producto (qp) con ajuste al modelo logístico de Gompertz (ecuación 3), la concentración volumétrica de metano (V_{CH₄}, ecuación 4) y dióxido de carbono. Estas variables nos proporcionaron información relevante del comportamiento cinético, fisiológico y bioquímico del cultivo de forma global (Trzcinski & Stuckey, 2012).

$$\%Ef = \frac{\text{sustrato inicial} - \text{sustrato final}}{\text{sustrato inicial}} * 100 \dots \text{Ec. 1}$$

$$Yp/s = \frac{\text{producto formado}}{\text{sustrato consumido}} \dots \text{Ec. 2}$$

Para evaluar el aspecto cinético de los cultivos se utilizó el modelo logístico de Gompertz (Acuña *et al.*, 1999), que permite una mejor aproximación de los perfiles no lineales de los cultivos, además que considera la concentración de sustrato consumido y formación de producto en función del tiempo de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$y = a \exp(-\exp(-k(x - x_c))) \dots \dots \dots \text{Ec. 3}$$

Donde,

y: se refiere al sustrato residual del cultivo (mg/L)

a: es la concentración inicial del sustrato (mg/L)

k: define a la contante cinética (1/h)

x y x_c : se refieren al intervalo de tiempo para alcanzar la máxima velocidad de consumo o formación de producto.

Los valores de A, k y x_c fueron ajustados utilizando los datos experimentales al programa de regresión no lineal OriginPro 9.0 (OriginLab Inc). A partir de la derivación del modelo de Gompertz se obtuvieron los parámetros cinéticos (a y k) para calcular las velocidades específicas de consumo y producción considerando que $q = 0.368 a \cdot k$ [mg sustrato o producto /L-h] (Draper & Smith, 1981).

El volumen de metano producido se ajustó a las condiciones de temperatura utilizada (308.15°K) y presión de 1.0165 atm, dato reportado para el Estado de México (sinaica.inecc.gob.mx). Y se calculó la equivalencia de metano como demanda química de oxígeno (DQO) y en moles, con las siguientes ecuaciones.

$$V_{CH_4} = V_p \left(\frac{273 \text{ }^\circ\text{K}}{T_{trabajo}} \left| \frac{558 \text{ mmHg}}{760 \text{ mmHg}} \right. \right) \dots \dots \dots \text{Ec. 4}$$

$$g_{DQO-CH_4} = V_{CH_4} * \frac{DQO(g)}{0.35 (L_{CH_4})} \dots \dots \dots \text{Ec. 5}$$

$$n_{CH_4} = \frac{0.7697 (atm) * V_p (L)}{0.082 \left(\frac{L \cdot atm}{mol \cdot ^\circ K} \right)} \dots \dots \dots \text{Ec. 6}$$

Donde,

V_{CH_4} = volumen de metano a condiciones de temperatura trabajo y presión estándar.

V_p = volumen parcial de metano producido.

n_{CH_4} = moles de metano.

5.3.3. Monitoreo de producción de biogás.

La producción de biogás fue determinada por la prueba indirecta de desplazamiento de una solución de NaCl a una concentración de 200 g/L con pH < 2, se utilizó el rojo de metilo como indicador de pH. La solución fue contenida en botellas serológicas de 120 mL al 100%

de su capacidad evitando la presencia de burbujas de aire (Cardenas-Claves *et al.*, 2016). Las botellas se colocaron en un soporte universal con la tapa hacia abajo, y se les colocó un sistema de conexiones que permitió que el flujo de la solución desplazada por el biogás y recolectada en una probeta graduada (Figura 2).

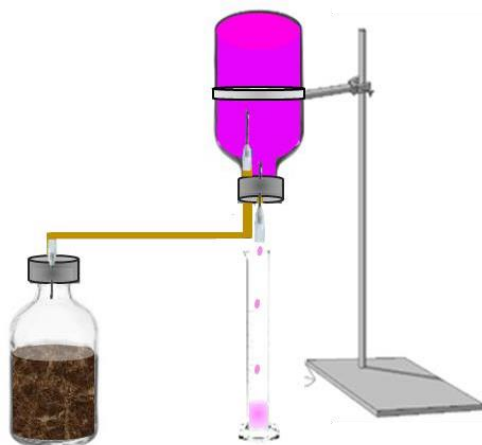


Figura 2. Sistema de desplazamiento para la medición indirecta de la producción de biogás y metano, durante la digestión anaeróbica.

5.3.4. Monitoreo de producción de metano.

La producción de metano fue determinada por la prueba indirecta de desplazamiento de una solución de NaOH 1N con $\text{pH} > 12$. La solución fue contenida en botellas serológicas de 120 mL al 100% de su capacidad evitando la presencia de burbujas de aire (Cardenas-Claves *et al.*, 2016). El sistema de medición fue igual al descrito en para la producción biogás, pero con la solución de NaOH 1N que no permite la disolución de metano, por lo que desplaza el volumen ocupado por este gas (Figura 3).

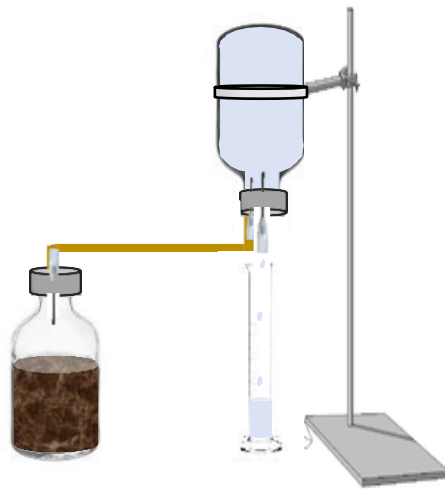


Figura 3. Sistema de desplazamiento para la medición indirecta de la producción de biogás y metano, durante la digestión anaeróbica.

5.4. Métodos: de muestreo y analíticos.

5.4.1. Muestreo por método de cuarteo (NMX-AA-15-1985).

Los residuos se colocaron en bolsas de polietileno, posteriormente el contenido de dichas bolsas, fueron vaciadas sobre un área plana horizontal de 4 m x 4 m formando un montículo, posteriormente con una pala se traspaleo, hasta conseguir que las muestras fueran homogéneas (obsérvese la imagen 1). Los residuos se dividieron en 4 secciones como se muestra en la Figura 4, A, B, C Y D, posteriormente se eliminaron las partes opuestas A, y C, para posteriormente volver a formar el círculo y repitiendo el proceso de eliminación hasta que se consiguió una muestra menor a los 10 Kg para el análisis físico, químico y biológico (NMX-AA-15-1985). El residuo excedente sirvió para el análisis del peso volumétrico *in situ* siguiendo el método descrito por la norma mexicana NMX-AA-19-1985.



Imagen 1. Proceso de traspaleo para la homogenización del residuo.

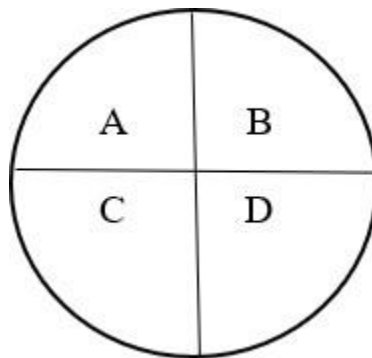


Figura 4. Distribución esquemática de los residuos en un área plana de cemento con dimensiones de 4 x 4 m.

Para el traslado de la muestra al laboratorio del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), el residuo fue colocado en bolsas de polietileno selladas y etiquetadas de acuerdo con la NMX-AA-15-1985, evitando el contacto con el sol y fugas.

5.4.2. Determinación de pH por método potenciométrico (NMX-AA-025-1984).

Para la determinación de pH, se pesaron 10 g de la muestra y fueron transferidos a un vaso de precipitado de 250 cm³ agregando 90 mL de agua destilada, se mantuvo bajo agitación durante 10 minutos, posterior a ello se dejó reposar la solución durante 30 minutos. Pasado el tiempo de reposo se determinó la temperatura de la solución, y se determinó el pH con un potenciómetro *Hach, Multiparameter meters sension56*.

5.4.3. Determinación de humedad (NMX-AA-16-1984).

Para determinar el porcentaje de humedad de la muestra, se utilizaron crisoles con capacidad de 20 cm³, los cuales fueron colocados con la tapa abierta a 120 °C durante 2 horas, transcurrido ese tiempo los crisoles fueron tapados y se mantuvieron en desecador durante dos horas para obtener peso constante. Se vertieron 10 mL de muestra en los crisoles, se cerraron y pesaron en la balanza analítica (todo el método fue realizado con pinzas y transportado en desecador), posteriormente se destaparon los crisoles y se colocaron en la estufa a 60 °C durante dos horas, se dejó enfriar y se pesó nuevamente, esta operación se realizó hasta obtener peso constante, es decir; hasta obtener 0.01% de variación en el pesaje. El porcentaje de humedad se determinó con la ecuación 7.

$$H = \frac{G-G_1}{G} * 100 \dots\dots\dots \text{Ec. 7}$$

Donde

H= es el porcentaje de humedad.

G= Peso de la muestra húmeda en gramos.

G₁= Peso de la muestra seca en gramos.

5.4.4. Acidez total.

La acidez total fue determinada por titulación con NaOH a un pH de 8.3, donde 10 mL de la muestra que se le agregaron 2 gotas de fenolftaleína, y se tituló hasta obtener un cambio en la coloración de la muestra, la acidez total se determinó siguiendo lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001, y se calculó siguiendo la ecuación 8:

$$\text{Acidez total como CaCO}_3 \text{ (mg/L)} = \frac{(A * B)(50)(1000)}{C} \dots\dots\dots \text{Ec. 8}$$

Donde,

A: Volumen de NaOH utilizado al vire de la fenolftaleína.

B: Normalidad del NaOH.

C: Volumen de la muestra en mL.

50: factor de conversión eq/L a mg CaCO₃.

1000: factor de conversión mL a L.

5.4.5. Alcalinidad total.

La alcalinidad total fue determinada por titulación con H₂SO₄, donde a 10 mL de la muestra se le agregaron 2 gotas de fenolftaleína y 2 gotas de naranja de metilo, y se tituló hasta obtener un cambio en la coloración de la muestra, la alcalinidad total se determinó siguiendo lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001, y se calculó siguiendo la ecuación 9:

$$\text{Alcalinidad total como CaCO}_3 \text{ (mg/L)} = \frac{(A * B)(50)(1000)}{C} \dots\dots\dots \text{Ec. 9}$$

Donde,

A: Volumen de H₂SO₄ utilizado al vire de la fenolftaleína.

B: Normalidad del H₂SO₄.

C: Volumen de la muestra en mL.

50: factor de conversión eq/L a mg CaCO₃.

1000: factor de conversión mL a L.

5.4.6. Dureza total.

La dureza total fue determinada siguiendo lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001, donde el calcio y el magnesio presentes en la muestra reaccionan con el negro de eriocromo T que permite una valoración visual cuando cambia de color rojo a azul. El complejo del EDTA con el calcio y el magnesio es más fuerte que el que estos iones forman con el negro de eriocromo T, de manera que la competencia por los iones se desplaza hacia la formación de los complejos con EDTA desapareciendo el color rojo de la disolución y tornándose azul. A 10 mL de muestra se le agregaron 0.2 mL de solución amortiguadora (NH₄OH), posteriormente se agregó una pizca de indicador negro de eriocromo T y se tituló con EDTA hasta observar el cambio a azul, la dureza se calculó con la ecuación 10.

$$\text{Dureza total como CaCO}_3 \text{ (mg/L)} = \frac{(A * B)(1000)}{C} \dots\dots\dots \text{Ec. 10}$$

Donde,

A: mL de EDTA usados al vire.

B: mg de CaCO₃ equivalentes a 1 mL de EDTA.

C: Volumen de la muestra en mL.

1000: Factor de conversión mL a L.

5.4.7. Determinación de la concentración de DQO soluble (DQOs).

La concentración de materia orgánica se determinó de forma indirecta a través de la medición de la DQOs por el método de reflujo cerrado utilizando un espectrofotómetro (HACH-UV-vis Dr 6000) a 600 nm para altas concentraciones (150 a 1 000 mg/L), siguiendo los métodos estándar (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [APHA], 1998).

5.4.8 Determinación de sólidos en solución

Los sólidos totales, fijos y volátiles se determinaron siguiendo los métodos estándar (APHA, 2005), que se basa en la determinación gravimétrica. Para la determinación se puso a peso constante crisoles, para ello fueron colocados en una estufa 105°C por una hora, transcurrido el tiempo se colocaron en un desecador por 15 minutos, para su posterior registro de peso. El procedimiento se realizó hasta tener un coeficiente de variación menor al 1% en el peso de cada crisol. Teniendo a peso constante los crisoles, en cada uno se colocó 10 g de muestra y se dejó evaporar el líquido de la muestra sobre en una parrilla a baja temperatura para evitar ebullición y disminución de la muestra. La muestra deshidratada, se colocó en una estufa a 105°C por una hora, transcurrido el tiempo se dejaron enfriar en un desecador por 15 minutos, subsecuentemente se pesaron en una balanza analítica y se obtuvo el peso de los sólidos suspendidos totales (SST). Posteriormente los crisoles con las muestras secas se colocaron en una mufla a 505°C por 30 minutos, transcurrido el tiempo se colocaron en la estufa a 105°C durante 20 minutos, al finalizar el tiempo, los crisoles fueron transferidos a un desecador por 20 minutos, para después pesarlos, de este modo se obtuvo el peso de los sólidos suspendidos fijos (SSF). Los datos registrados de sólidos suspendidos totales (SST) (Ecuación 11) y sólidos suspendidos fijos (SSF) (Ecuación 12) permitieron la obtención sólidos suspendidos volátiles (SSV) (Ecuación 13) de la siguiente manera:

$$SST = SSF + SSV \dots\dots\dots Ec. 11$$

$$SSF = \frac{(m_1 - m_2)}{V} \dots\dots\dots Ec. 12$$

$$SSV = \frac{(m_3 - m_4)}{V} \dots\dots\dots Ec. 13$$

Donde:

SST: sólidos suspendidos totales (mg/L)

SSF: sólidos suspendidos fijos (mg/L)

SSV: sólidos suspendidos volátiles (mg/L)

m1: es el peso del crisol (mg)

m2: es el peso del crisol con el residuo, después de la calcinación (mg)

m3: masa del crisol con el residuo, después de la evaporación (mg)

m4: masa del crisol con el residuo, después de la calcinación (mg/)

V: el volumen de la muestra (mL) 5.5.1 Determinación de sólidos

5.4.9. Cuantificación de compuestos nitrogenados.

La cuantificación del ion amonio (NH_4^+) se llevó a cabo mediante un electrodo selectivo de amonio (Phoenix Electrode Company, USA) que utiliza una membrana hidrófoba permeable al gas NH_3 . La muestra, es alcalinizada con NaOH 10 N a pH 12, para cambiar la especiación de NH_4^+ a NH_3 y hacer una medición directa con el electrodo.

Para la cuantificación de nitrato (NO_3^-), se utilizó el Kit HACH TNT 835, que permite la reacción del nitrato presente en la muestra con el ácido cromotrópico para generar un producto amarillo, que se detecta por espectrofotometría UV-Vis a 440 nm (Termo Scientific, GENESYS 10 S).

La cuantificación de nitrito (NO_2^-), fue analizada mediante el Kit HACH TNT 840 donde el nitrito reacciona con el ácido sulfanilico para formar diazonio intermedio que se acopla al ácido cromotrópico para generar un producto color rosa que es directamente proporcional a la cantidad de nitrato presente, que se determina por espectrofotometría UV-Vis a 440 nm (Termo Scientific, GENESYS 10 S).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

6.1. Caracterización fisicoquímica de los desperdicios alimentarios generados por 50 hogares unifamiliares del municipio de Toluca

Se realizó la caracterización de los residuos alimentarios de 52 hogares unifamiliares del municipio de Toluca, de acuerdo con lo descrito en la sección 5.1 del presente documento. Se obtuvo un total de 780 muestras en los 15 días de muestreo, y diariamente se analizó una muestra compuesta de los 52 hogares.

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de los residuos alimentarios se presentan en la Tabla 2 y 3. En la Tabla 2, se muestran los parámetros evaluados en el IITCA y la Tabla 3, se destina exclusivamente al análisis de metales totales y metales recuperables totales, realizado por espectrofotometría de emisión óptica (ICP: Inductively Coupled Plasma) con plasma acoplado por inducción (Thermo iCAP 6500 Duo View) por el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, del centro de Geociencias, UNAM campus Juriquilla. Para este caso los datos se comparan con la NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece los límites máximos permisibles para el aprovechamiento de lodos y biosólidos.

Tabla 2: Caracterización de los residuos alimentarios.

Parámetro	Unidades	Valores
pH	-	5.39 ± 0.2
Humedad	%	52.25 ± 29.05
Acidez total	(CaCO ₃ mg/L)	3102 ± 640.57
Alcalinidad Total	(CaCO ₃ mg/L)	3375.90 ± 1869.12
Dureza total	(CaCO ₃ mg/L)	2590.45 ± 973.20
DQO	mg/L	27130.68 ± 454.38
NO ₃ ⁻	mg/L	9.61 ± 0.47
NO ₂ ⁻	mg/L	1.56 ± 0.35
NH ₄ ⁺	mg/L	301.51 ± 0.51
*ST	g	4.2 ± 0.55
*SF	g	0.2 ± 0.06
*SV	g	3.81 ± 0.60

*Masa seca

En la Tabla 2., podemos observar que los residuos colectados durante 15 días presentaron en promedio un pH ácido (5.39 ± 0.2). Este dato es interesante considerando que algunos estudios reportan pH alcalinos (Haile *et al.*, 2019) o cercanos a la neutralidad (Espinoza Lloréns *et al.*, 2005). Por ejemplo, el trabajo realizado por Haile *et al.* (2019), quienes realizaron la caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos municipales en la ciudad de Sawla (zona de Gofa, Etiopía). reportaron un valor promedio de pH de 10.66 ± 0.01 . Mientras que Espinosa *et al.* (2005), reportaron un pH máximo de 8.2 y un mínimo de 5.9, con un promedio de 7.18, para los residuos sólidos urbanos generados en la Ciudad de La Habana. Por otra parte, Sohoo *et al.* (2021), reportaron un pH de 7.3, para un residuo formulado, que imita la composición de los RSU generados en la Ciudad de Karachi, Pakistan. Sin embargo, Gállego Bravo *et al.* (2019), quienes caracterizaron la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) destinados para la Planta de Compostaje del Bordo Poniente, ubicada en el kilómetro 3.5 de la autopista Peñón-Texcoco y que recibe diariamente residuos orgánicos provenientes de la ciudad de México, reportan un pH de 4.55 ± 0.05 , valor que se aproxima al encontrado en este trabajo. Las diferencias en el valor de pH pueden atribuirse a la situación socioeconómica, cultural, así como a la gestión de residuos (Aguilar *et al.*, 2017; Gómez *et al.*, 2009, Saldaña Duran *et al.*, 2013).

En el caso de la humedad, los residuos presentaron un porcentaje de humedad de 52.25 ± 29.05 (Tabla 2) y de acuerdo con Hernández Nazario *et al.* (2018), el contenido de humedad que favorece a los procesos biológicos y al establecimiento de tratamientos anaerobios es de 60% en anaerobios secos y húmedos. La pérdida de humedad pudo estar asociada con el método de cuarteo aplicado al residuo y recomendado por la normatividad mexicana. No obstante, un porcentaje de humedad cercano al 50% para un proceso de digestión anaeróbica en solución como lo es el ensayo de PBM, no tiene un efecto debido a que al proceso se le debe adicionar hasta un 50 % p/v de agua (Sohoo *et al.*, 2021).

La acidez y alcalinidad total son parámetros importantes, debido a que la acidez puede definirse como su capacidad para neutralizar bases y de reaccionar con iones hidróxido como la medida del contenido total de sustancias ácidas. Mientras que la alcalinidad se define como la capacidad para neutralizar ácidos, y de reaccionar con iones hidrógeno o como la medida del contenido total de sustancias alcalinas (OH^-). En el proceso de digestión anaeróbica, el

pH se afecta principalmente por el ácido carbónico (H_2CO_3) y los ácidos grasos volátiles (AGV). El pH y la capacidad tampón en un sistema anaerobio son completamente dependientes del equilibrio entre el gas carbónico (CO_2) y el ion bicarbonato (HCO_3^-) que regula la concentración del ion hidrógeno en el proceso (Rittmann & McCarty, 2001). Si bien, ambos son parámetros (la acidez y alcalinidad total) importantes, la determinación de alcalinidad total se vuelve indispensable para el sustrato a utilizar, pues garantiza un buen arranque del proceso de digestión anaeróbica, (Lahav & Morgan, 2004). En ese sentido el valor de alcalinidad obtenido en este trabajo ($3375.90 \pm 1869.12 \text{ mg CaCO}_3 /\text{L}$), es muy parecido al reportado por Parra-Orobio *et al.* (2015) que indica un valor de alcalinidad total de $4447.06 \text{ mg CaCO}_3 /\text{L}$, para residuos de origen municipal, los cuales están constituidos por residuos de jardín, comida pre y postconsumo de las viviendas y de establecimientos comerciales como restaurantes y expendios de alimentos.

En términos de la DQO, el valor obtenido en esta investigación fue de $27,130.68 \pm 454.38 \text{ mg/L}$ y comparado con otros trabajos, podemos observar que el valor es considerablemente menor a lo reportado. Por ejemplo, Elbeshbishy *et al.* (2012), obtuvieron un valor de DQO de $60,300 \pm 350 \text{ mg/L}$ en residuos sólidos alimentarios de la ciudad de Toronto. Mientras que Nair *et al.* (2014), presentaron concentraciones de $56,800 \text{ mg de DQO/L}$ en residuos preparados (simulación de FORSU). Soho *et al.* (2021), reportaron un valor de 35100 mg/L , también en un residuo formulado y Parra-Orobio *et al.* (2015) presentaron una DQO soluble de $35,604.49 \text{ mg de DQO/L}$ para residuos de origen municipal. En este sentido, es importante mencionar que el valor pudo estar relacionado con la composición de los residuos, es decir, con el tipo de residuos que se desechan en cada ciudad. En los residuos generados en los hogares, era poco común ver sobras de comida ya procesada debido a que los hogares unifamiliares aprovechan casi en su totalidad los residuos de comida, ya sea para la preparación de otros platillos o bien para el alimento de sus animales domésticos, mientras que en los otros estudios representaba el mayor porcentaje.

En procesos biológicos, un parámetro a tener en consideración es la concentración de nitrógeno presente en el sistema, por ser un macronutriente, y cobra más relevancia cuando no será suplementado al cultivo. Jokela & Rintala (2003) indican que el contenido de nitrógeno en los residuos sólidos urbanos es de hasta el 4.0 % de los sólidos totales. En este

trabajo se obtuvo un total de nitrógeno inorgánico de 312.68 mg/L y de acuerdo con Acosta & Abreu, (2005), para tener un proceso de digestión anaeróbica eficiente, debe de haber una relación C:N cercana a 100:1.75, con respecto a la DQO. Considerando esta relación tenemos que la relación DQO/N recomendada es de 57.14 y considerando los valores obtenidos en este trabajo la relación DQO/N es de 69.49, valor muy cercano al teórico recomendado.

Como se había mencionado, se realizó un análisis para identificar presencia de metales pesados (Tabla 3), en los residuos procesados. Pero bajo la premisa de que actualmente la contaminación nos rebasa y que incluso en aguas subterráneas y alimentos se han encontrado metales. Considerando que Mueller & Steiner, (1992) reportaron que la presencia de metales pesados provoca la inhibición del proceso de digestión anaeróbica, en función de las especies de metales y su concentración.

Tabla 3. Análisis de caracterización de metales pesados con respecto a la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Metal	Valor reportado para la muestra de residuos (mg/kg)	Límite máximo permisible por NOM-004 (mg/kg)
Arsénico	<0.048	41
Cadmio	<0.004	39
Cromo	<0.004	1200
Cobre	0.12	1500
Plomo	<0.026	300
Níquel	<0.018	17
Zinc	1.52	2800

* Datos reportados por el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, UNAM campus Juriquilla.

Sin embargo, los resultados obtenidos del análisis mostraron que los residuos presentaron concentraciones muy por debajo del límite máximo permisible para biosólidos, considerados

excelentes en la NOM-004-SEMARNAT-2002. Por tanto, el residuo se puede considerar apto para ser valorizado.

6.2. Evaluación de la digestión anaeróbica de los desperdicios alimentarios sin pretratamiento

En este estudio se evaluó la digestión de residuos de alimentos con el fin de obtener el potencial bioquímico de metano (PBM) y sus parámetros cinéticos a través del modelo logístico de Gompertz. El ensayo llevó a cabo a 35 °C, a 100 rpm y sin control de pH.

En la Figura 5, se presenta el perfil de la demanda química de oxígeno soluble (DQOs) en un tiempo de 35 días, en cultivo en lote. En el gráfico se aprecia que en los tres primeros días del cultivo hubo incremento cercano al 20% en la concentración de DQOs, después de este tiempo no se observó un cambio en el perfil hasta el día 18, donde se aprecia una disminución en la concentración de la DQOs hasta el final del cultivo.

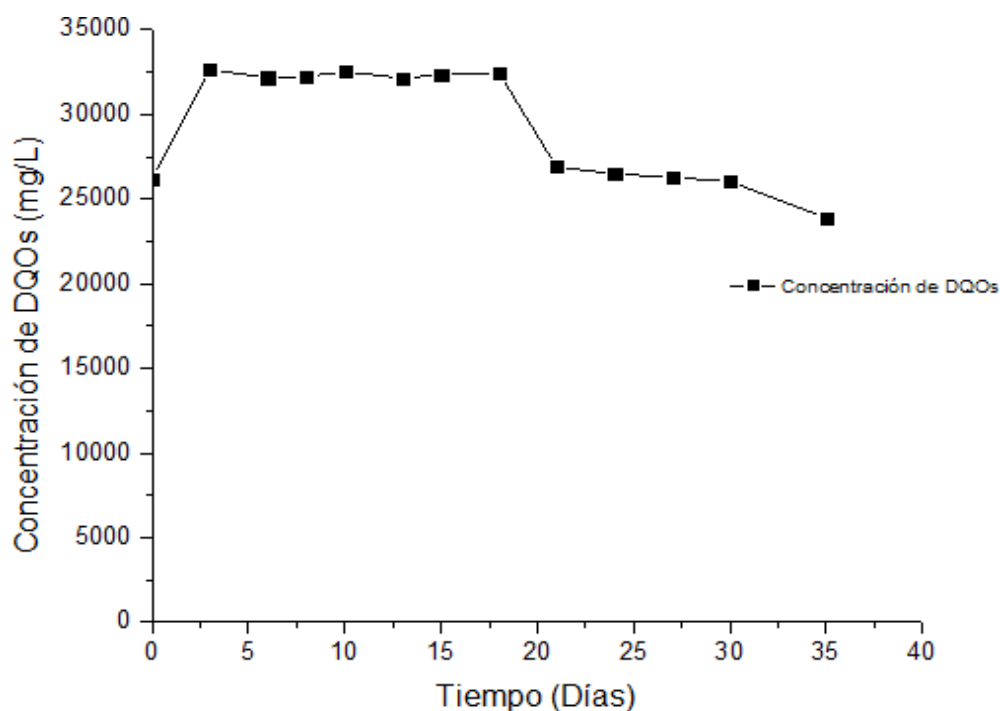


Figura 5: Consumo de DQO soluble durante la digestión anaeróbica.

El incremento en concentración de la DQOs en los primeros tres días del cultivo se asoció a la hidrólisis, primera etapa del proceso de la digestión anaeróbica, debido a que la

complejidad de la materia orgánica suministrada al cultivo no recibió ningún tratamiento previo al realizar la determinación de la DQOs, por ejemplo, las moléculas orgánicas con baja solubilidad (celulosa, hemicelulosa, y lignina) no fueron cuantificadas. Por lo tanto, como el primer paso de la digestión anaeróbica es romper moléculas complejas en monómeros simples, la solubilización de la materia orgánica y por tanto su concentración incrementa en el líquido (Fdez-Güelfo *et al.*, 2011). Castillo *et al.* (2008), evaluaron la digestión anaeróbica en dos fases lo que les permitió evaluar el proceso de hidrólisis, estos autores reportaron un índice de hidrólisis del 40% hasta el 70% durante los primeros siete días de ensayo, bajo condiciones de mesofilia (35 °C). De acuerdo con Fdez-Güelfo *et al.* (2011), cuando un residuo es pretratado por proceso biológicos, hay un incremento de la DQO del 51%. Este fenómeno también ha sido reportado en proceso de hidrólisis fisicoquímica o térmica, donde se aprecia el incremento de la DQOs inmediatamente después del proceso de hidrólisis (Cesaro & Belgiorno, 2014).

Al incrementar la concentración de DQOs en el cultivo también se pudo observar cambios en los perfiles de pH (Figura 6), en los sólidos (Figura 7) así como en la producción de biogás y metano (Figura 9).

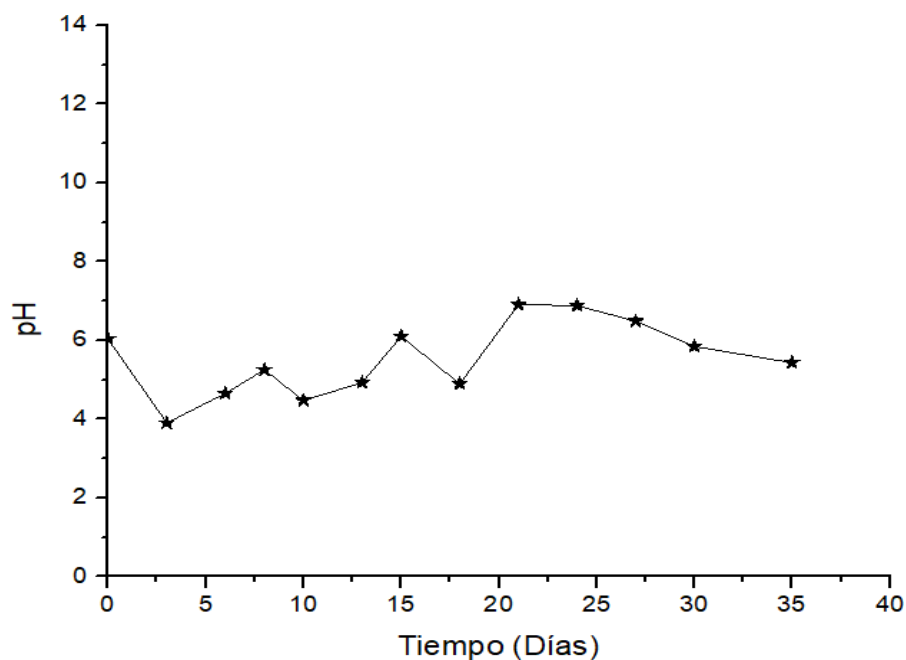


Figura 6. Cambio en el pH de los reactores con respecto al tiempo considerando una desviación estándar promedio de 0.19.

La Figura 6 muestra los valores obtenidos durante el tiempo de cultivo de la digestión anaeróbica, durante los tres primeros días de la digestión anaeróbica podemos observar una acidificación en el cultivo, que coincide con el periodo en el cual se da la hidrólisis e incremento en la DQOs. La caída súbita del potencial de hidrógeno también fue reportada por Castillo *et al.* (2008), estos autores correlacionan el proceso a un incremento en la tasa de crecimiento de los microorganismos hidrolíticos-acidogénicos. Sin embargo, en este estudio contrario a lo indicado se observó una disminución en la concentración de SSV (Figura 7). Por otra parte, en el perfil de pH se observó variaciones entre 4-5.5, hasta el día 21, donde el pH incrementó a 6, para posteriormente volver a caer. El comportamiento se atribuye al aumento en la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) (o la disminución proporcional en la concentración de alcalinidad de carbonato), que de acuerdo con Lahav & Morgan (2004) quienes indicaron que el tratamiento anaeróbico se encuentra en un estado de estrés, en condiciones normales el H₂ y el ácido acético producidos durante la acidogénesis, son utilizados casi de inmediato por los microorganismos acetogénicos y metanogénicos, manteniendo una estabilidad en el pH, sin embargo, la acumulación de otros AGV como el propiónico y el butírico propician a la acidificación del medio, debido a esto, el proceso en condiciones de estrés no encuentra un equilibrio en el potencial de hidrogeno, que puede verse reflejado en la concentración de SSV, que presentó un perfil descendente hasta el día 18 del cultivo, con una disminución en la concentración de SSV del 37.9 %, para después permanecer constante a una concentración 12.5 g SSV/L.

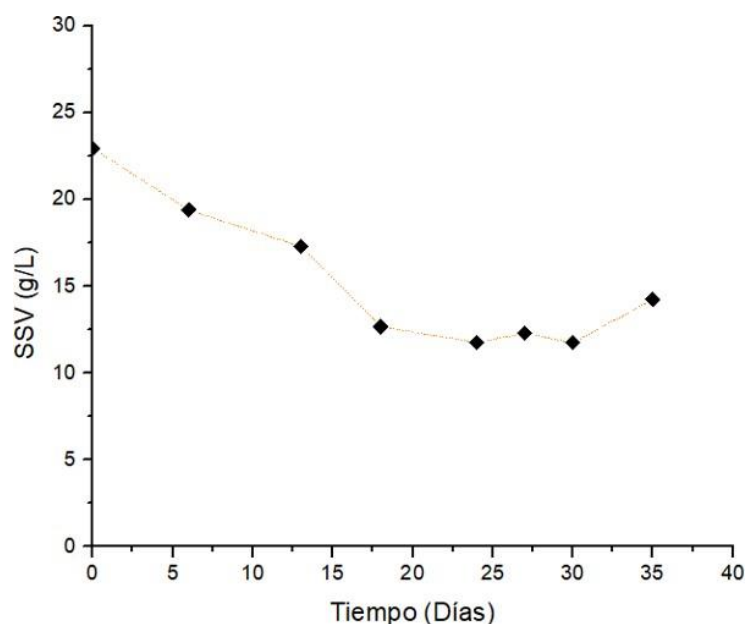


Figura 7. Concentración de solidos suspendidos volátiles (SSV).

Sánchez-Reyes *et al.* (2016), utilizando un residuo formulado, reportaron un comportamiento similar en la concentración de los SSV, ya que en un periodo de 15 días los autores presentaron un perfil decreciente con una disminución del 30.4 % del total de los SSV. Por otra parte, diversos autores refieren que la disminución en los SSV está correlacionada con la bioconversión de la materia orgánica a biogás (Dhar *et al.*, 2016; Shahbaz *et al.*, 2019). En este sentido, el máximo volumen de producción de biogás fue de 1087.085 mL y se alcanzó en el día 18 del cultivo (Figura 8). Como se puede observar en el perfil, la producción de biogás comenzó desde el inicio del cultivo y se mantuvo de forma exponencial hasta el día 20 de la digestión anaeróbica, para después mantener un estado estacionario hasta el final de ensayo. De misma manera el volumen de producción de metano presentó el mismo comportamiento (Figura 8), con un volumen de producción acumulado de 482.39 mL de metano (equivalente a 1842.73 moles de CH₄), que corresponde al 44.37% del volumen de biogás producido.

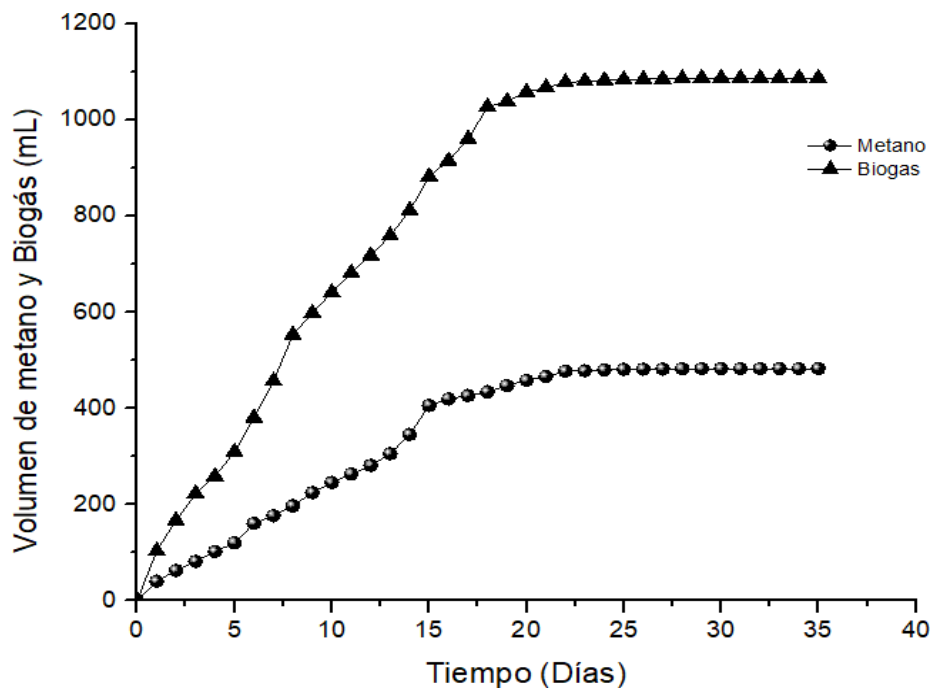


Figura 8. Generación acumulada de biogás y CH₄ durante la digestión anaeróbica de los residuos alimentarios.

El volumen de producción acumulada de biogás en este trabajo fue de 1087.085 mL biogás y al compararlo con los reportado por Shahbaz *et al.* (2019), en el presente trabajo la generación de biogás fue 27% mayor, debido a que dichos autores reportaron valores de generación entre 6244 y 9929 mL, pero en un volumen de trabajo de 1L, por lo tanto, para 0.08 L (volumen de trabajo en este estudio) su producción sería equivalente a 599.52 y 794.32 mL de biogás. Otro punto para destacar es que la producción máxima de biogás (794.32 ml) la alcanzaron cuando suministran residuos de alimentos como cosustrato.

Para determinar los rendimientos específicos de biogás y el potencial bioquímico de metano, es necesario correlacionar los volúmenes de producción con la concentración de sólidos volátiles en masa seca (g SV) (Angelidaki *et al.*, 2009; Parra-Orobio *et al.*, 2015; Rodríguez *et al.*, 2017; Shahbaz *et al.*, 2019). Así el rendimiento acumulado de biogás obtenido en este trabajo fue de 590 mL biogás/g SV (Figura 9). Los valores del perfil fueron ajustados al modelo logístico de Gompertz, que por su característica de base sigmoideal es considerado un modelo flexible y dinámico que puede interactuar con diferentes factores extrínsecos con respecto al tiempo (Solano & Vidaurre, 2017), y nos permite determinar la tasa específica de producción de biogás ($q_{\text{biogás}}$).

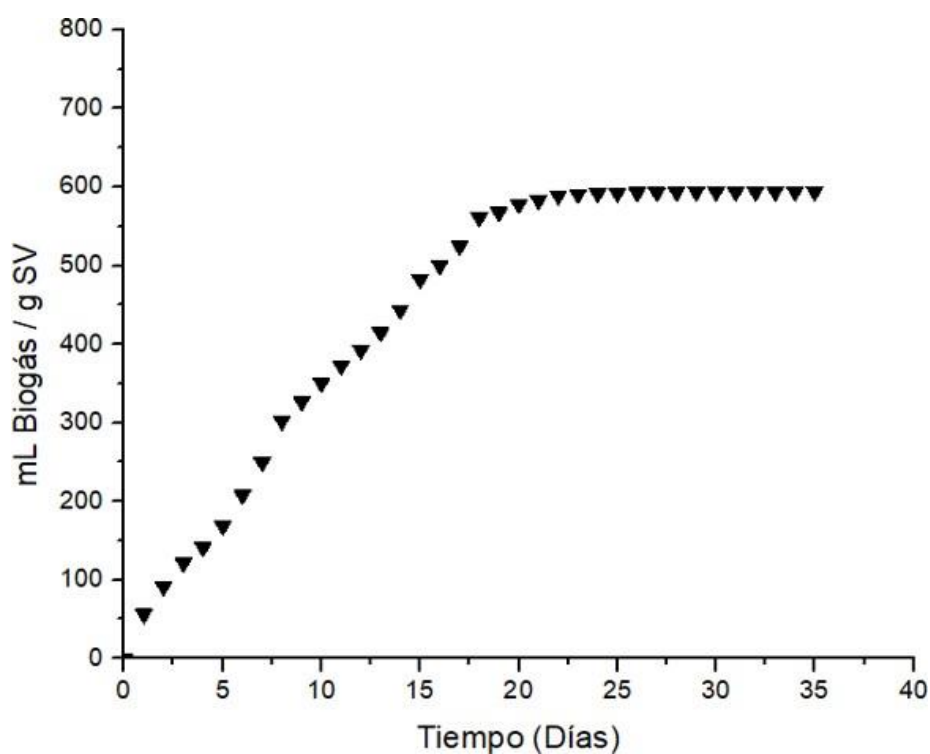


Figura 9. Rendimiento específico de producción acumulada de biogás durante la digestión anaeróbica de los residuos alimentarios.

En la Figura 10, se muestra el ajuste del modelo de Gompertz, el cual presentó un coeficiente de determinación (R^2) de 0.9935, la cercanía a 1 nos indica un buen ajuste de los datos experimentales al modelo, y que el modelo describe muy bien el perfil de producción de biogás (Solarte Toro *et al.*, 2017). El modelo arrojó valores de A y k de 612.85649 y 0.1693

respectivamente, con lo que se obtuvo una tasa específica de producción de biogás ($q_{\text{biogás}}$) de 0.01278 ml biogás/g SV-d,

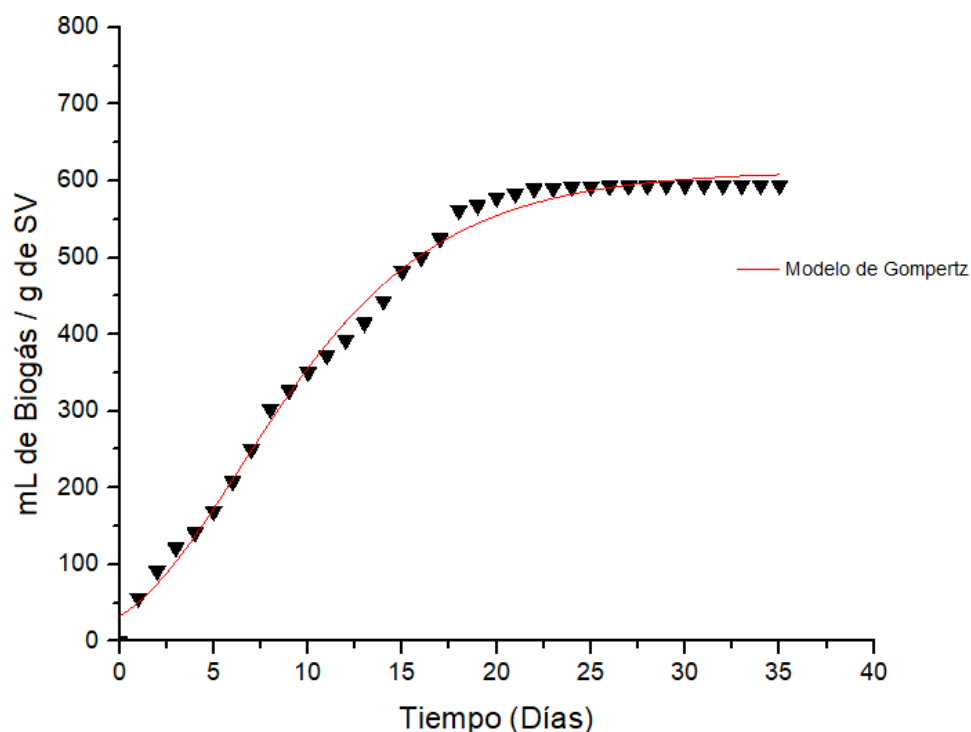


Figura 10. Ajuste del modelo Logístico de Gompertz a los datos experimentales de producción de biogás durante la digestión anaeróbica de los residuos alimentarios.

En la Tabla 4, se comparan los resultados obtenidos con otros trabajos, en términos de producción potencial de biogás, tasa específica de producción de biogás ($q_{\text{biogás}}$) y el coeficiente de determinación obtenidos por el modelo de Gompertz. Al comparar los resultados obtenidos con la literatura podemos observar que la producción potencial de biogás en este trabajo fue superior en un 22 % cuando se usó como sustrato residuos de comida y un 5.8 % cuando se el sistema se trabajó con un cosustrato (Toro *et al.*, 2017). Mientras que al comparar los resultados con el ensayo reportado por Matheri *et al.* (2018), que utilizaron residuos alimentarios en codigestión con lodos de depuradora, la producción fue 23% menor y en términos de la tasa específica de producción el proceso fue 1.98 veces más lento, sin embargo, el tiempo de arranque en este trabajo fue más rápido al no presentar fase lag, esto se atribuye al tipo de inóculo utilizado, debido a que los consorcios microbianos al ser utilizados en digestión anaeróbica, mantienen sus mecanismos enzimáticos activos, por

lo que se pudo observar la producción de biogás desde el inicio de la cinética. En todos los casos el coeficiente de determinación ratificó al modelo de Gompertz para describir el proceso cinético.

Tabla 4. Comparación del ajuste del modelo Gompertz en la producción de biogás, en el proceso de digestión anaeróbica de residuos alimentarios.

REFERENCIA	TIPO DE RESIDUO	PRODUCCIÓN (mL biogás /g SV)	Q ^{biogás} (mL biogás /gSV*d)	R ²	OBSERVACIÓN
Solarte Toro <i>et al.</i> , 2017.	Residuos de comida	455	26.01	0.9935	La producción de biogás presentó una fase lag de 3.3 d
Solarte Toro <i>et al.</i> , 2017.	Residuos de poda y comida	560	48.83	0.988	Codigestión 1.68 d
Matheri <i>et al.</i> , 2018.	Lodos de depuradora y residuos de alimentos	766.6	75.65	0.98	Codigestión, presentó fase lag de 9.6 h
En este trabajo	Residuos de comida	590± 1.35	38.18± 0.2	0.9935	No se observó fase lag

6.3. Potencial bioquímico de metano de los desperdicios alimentarios.

Del volumen total de biogás generado por los residuos de alimentarios, solo el 44.37 % fue metano. Comúnmente en los trabajos de digestión anaeróbica solo reportan la producción de biogás, o el porcentaje de metano, sin embargo, cuando se busca obtener energía calorífica, es importante conocer la productividad del metano. El ensayo de PBM, nos permite conocer este dato y evaluar si el proceso es viable, así como establecer parámetros para mejorar los rendimientos e instituir que tan viable puede ser un sustrato (Angelidaki *et al.*, 2009). En este sentido, en la Figura 11 sección A, se muestra el perfil del PBM (mL CH₄/g SV), donde se puede apreciar que la producción de metano no presentó una fase de retardo, con una producción exponencial de metano hasta el día 24 de la digestión anaeróbica, seguida de una fase estacionaria de producción, una tendencia similar al perfil de productividad del biogás (Figura 9). La máxima producción de metano se alcanzó a los 26 días de cultivo con una producción acumulada de 263.6 ml (CH₄/gSV). Una vez obtenido el perfil de PBM, se procedió a evaluar la cinética de la producción de metano con la ecuación de Gompertz para modelar la producción acumulada (Figura 11 sección B).

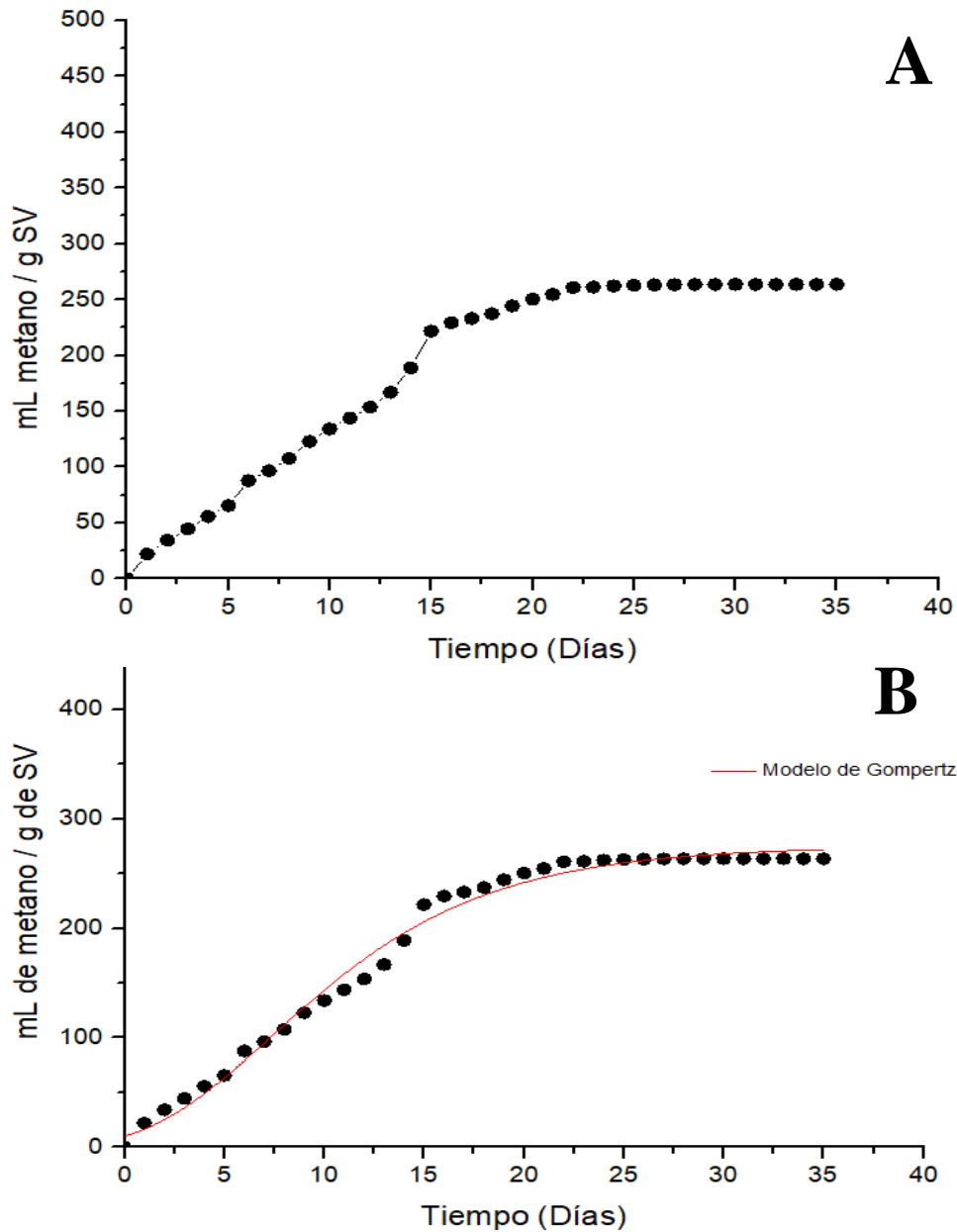


Figura 11. A) Potencial bioquímico de metano, en términos de la producción acumulada de biogás durante la digestión anaeróbica de los residuos alimentarios. B) Ajuste del modelo Logístico de Gompertz a los datos experimentales de producción de biogás durante la digestión anaeróbica de los residuos alimentarios

El ajuste con el modelo logístico de Gompertz permitió calcular la constante cinética A, que hace referencia al potencial de producción de metano, el valor obtenido fue de 263.6 mL/g SV y la tasa específica de producción de metano fue de 16.44 mL/g SV-día con un coeficiente de determinación de 0.9895. Por otra parte, es importante señalar que se obtuvo una eficiencia de consumo de DQOs del 26%, lo que sugiere una baja biodisponibilidad de la materia orgánica.

En la Tabla 5, se comparan los resultados obtenidos con diferentes reportes, donde podemos observar que, si bien todos los autores reportan el PBM, no hacen referencia a la tasa específica de producción de metano, en contraste con los trabajos que reportan este parámetro cinético para la producción de biogás (Tabla 4).

El potencial bioquímico de metano se encuentra en el intervalo reportado en los trabajos que utilizan residuos alimentarios de origen urbano o municipal como materia prima, donde el PBM máximo reportado es de 510 mL CH₄/g SV en condiciones de codigestión anaeróbica (Shahbaz *et al.*, 2019), mientras que el potencial mínimo reportado es de 90 mL CH₄/g SV (Parra-Orobio *et al.*, 2015), que se obtiene cuando la concentración de materia orgánica es baja.

Del mismo modo, un potencial cercano al obtenido en este trabajo fue reportado por Garcia-Peña *et al.* (2011), utilizando los residuos orgánicos de la Central de Abasto, de la Ciudad de México, sin embargo, ellos utilizaron amortiguadores de pH y NH₄Cl.

En relación con la calidad del biogás, aunque nuestro sustrato era rico en materia orgánica, y la producción de biogás (590 0,32 mL/g VS) y el PBM (263.6 mLCH₄/g VS) es competitivo superó el valor teórico de la proporción del 50% en el biogás (Meegoda *et al.*, 2018; Zamriet *et al.*, 2021). Sin embargo, los resultados son alentadores considerando que no se realizó pretratamiento al residuo, que no se requirió un cosustrato y que no se usaron soluciones amortiguadoras.

Tabla 5. Parámetros obtenidos del ajuste con el modelo Gompertz del perfil de potencial bioquímico de metano la digestión anaeróbica de los residuos alimentarios.

REFERENCIA	TIPO DE RESIDUO	Producción		Cinética		OBSERVACIÓN
		(mL)	PBM (mL CH ₄ /g SV)	q _{metano} (mL CH ₄ /g SV*d)	R ²	
Este trabajo	Residuos de comida	482.39	263.60 ± 2.79	16.44 ± 0.3	0.993	No se observó fase lag
Sohoo <i>et al.</i> , 2021.	Residuo sólido urbano		209	NP	0.993	Medio formulado
Shahbaz, <i>et al.</i> , 2019.	Residuos sólidos	6244	NP	NP	0-999	C/N 20
	Residuos sólidos y de alimentos	6564	510	NP	0-997	Codigestión 1.9 gSV
Gállego Bravo <i>et al.</i> , 2019.	Fracción orgánica de RSU	-	160	NP	-	Termofilia 55 y 60°C
Moset, <i>et al.</i> , 2015.	Residuos lignocelulósicos	-	209	NP	-	Termofilia
Garcia-Peña <i>et al.</i> , 2011.	Residuos orgánicos de la Central de Abasto	-	220	NP	-	Codigestión frutas y verduras control de pH
Elbeshbishy <i>et al.</i> , 2012.	Residuos comida y lodos primarios	816	-	-	-	Mesofilia y de pH cercano a la neutralidad
Parra-Orobio <i>et al.</i> , 2015.	Biorresiduos de origen municipal	185	176.19	NP	-	Relación S/I 0.25
	Residuos de jardín, comida de viviendas y restaurantes.	105	106.25	NP	-	S/I 0.5
		90	90.7	NP	-	S/I 1
		98	90.88	NP	-	S/I 2

7. CONCLUSIONES.

La caracterización fisicoquímica permitió establecer que los residuos alimentarios obtenidos de los hogares unifamiliares del municipio de Toluca de Lerdo son aptos para ser utilizados como fuente de sustrato al no poseer concentraciones de metales pesados mayores a los establecidos en las normas mexicanas, incluso pueden ser considerados como excelentes, considerando los límites máximos para biosólidos según la normativa mexicana. La alta concentración de materia orgánica susceptible a oxidación (DQO), hace a los residuos

alimentarios un potencial y prometedor sustrato para la biotransformación de la materia orgánica a biogás y por lo tanto a metano.

La evaluación en lote del potencial bioquímico de metano permitió evaluar la viabilidad de la producción de biogás y metano a partir de los residuos alimentarios sin tratamiento previo bajo condiciones de mesófilia, y sin control de pH. Además de analizar el comportamiento cinético cuando no se realiza un pretratamiento o una discriminación de los componentes del residuo, obteniendo resultados prometedores, al encontrarse dentro del intervalo de generación del energético reportado por distintos autores donde si aplicaron tratamientos previos o suplementación.

Las concentraciones de metano con respecto al biogás producido durante la digestión anaeróbica bajo estas condiciones se pueden considerar buenos, si partimos del hecho de que los residuos alimentarios no recibieron un pretratamiento o que el proceso de digestión anaeróbica no fue suplementado, pues del total del volumen de biogás producido poco más del 44% corresponde a metano (valor cercano al mínimo teórico establecido en la literatura).

La producción de metano durante 35 días de evaluación de la digestión anaeróbica mostró buenos rendimientos considerando el total de la materia orgánica presente en los biorreactores, por otro lado, la producción de metano con respecto a los g SV agregados al reactor visto en términos del potencial bioquímico de metano, se encuentran en un punto medio con respecto a lo reportado en la literatura. Por otro lado, el consumo de la materia orgánica durante la digestión anaeróbica sugiere que el proceso fue inhibido por exceso de sustrato, debido a que la concentración tanto de DQOs como de SSV se mantiene en una fase estacionaria durante los últimos días del proceso correspondientes a la fase estacionaria de la producción de biogás y metano.

El modelo logístico de Gompertz, permitió establecer los parámetros cinéticos de producción de biogás y del potencial bioquímico de metano bajo las condiciones aplicadas al proceso, finalmente podemos concluir que el modelo hace posible evaluar las variables de respuesta más importantes de la digestión anaeróbica, permitiendo modificarlas y evaluar el rendimiento de producción de metano.

8. PERSPECTIVAS A FUTURO.

El desarrollo del presente trabajo permitió evaluar el rendimiento de producción de metano vía digestión anaeróbica de los residuos alimentarios. Sin embargo, la producción de metano obtenido fue muy cercano al mínimo teórico (50% CH₄), por lo tanto, el modificar y evaluar las variables de respuesta ahora es mucho más viable pues se tiene un punto de partida para el análisis total de las condiciones del sustrato.

Por ejemplo, el uso de amortiguadores de pH podría ayudar a la fase final del proceso bioquímico (metanogénesis), como se pudo observar en los resultados obtenidos, el pH varió durante todo el proceso, teniendo una caída significativa en la fase final de la digestión anaeróbica. El uso de cosustratos o bien soluciones amortiguadoras para ayudar en este proceso podría significar una estrategia para mejorar el rendimiento de producción de metano y biogás durante la digestión anaeróbica, como se ha observado en otras investigaciones donde además del cosustrato, se realizaron formulaciones o simulaciones de residuos.

La discriminación de ciertos compuestos o componentes del mismo residuo podría mejorar el proceso, evitando el uso de compuestos que puedan disminuir el pH de manera drástica.

Dividir la digestión anaeróbica en dos secciones, una primera parte para la formación de los precursores de la metanogénesis, esta parte incluiría las 3 primeras fases (hidrolisis, acidogénesis y acetogénesis), y el producto final podría ser tratado con amortiguadores de pH para la fase metanogénica final.

9. REFERENCIAS.

1. Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. (2018). Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian journal of petroleum*, 27(4), 1275-1290.
2. Abdullah, Y. A., Akunna, J. C., White, N. A., Hallet, P. D., and Wheatly, R. (2008). Investigating the effects of anaerobic and aerobic posttreatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresour. Technol.* 99, 8631–8636.

3. Abudi Z. N., Hu Z., Sun N., Xiao B., Rajaa N., Liu C.(2016). Batch anaerobic co-digestion of OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), TWAS (thickened waste activated sludge) and RS (rice straw): influence of TWAS and RS pretreatment and mixing ratio. *Energy* 107, 131-140
4. Acosta, Y. L., & Abreu, M. C. O. (2005). La digestión anaeróbica. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 39(1), 35-48.
5. Acuña ME, Pérez F, Auria R, Revah S (1999) Microbiological and kinetic aspects of a biofilter for the removal of toluene from waste gases. *Biotechnol Bioeng.* 63(2):175-184.
6. Akuzawa M., Hori T., Haruta S., Ueno Y., Ishii M., & Igarashi Y. (2011). Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester. *Microbial ecology*, 61(3), 595–605.
7. Alexis, P. O. B., Patricia, T. L., Fernando, M. R. L., Marcela, C. C. L., Carlos, V. F., Alexander, T. L. W., & Abdón, O. A. J. (2015). Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 16(4), 515-526.
8. Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos J.L., Guwy A.J., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., Van Lier J.B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol*, 59, 927–934.
9. Anyaoku C. C., & Baroutian S. (2018). Decentralized anaerobic digestion systems for increased utilization of biogas from municipal solid waste. *Renewable and sustainable Energy reviews*, 90, 982-991.
10. APHA. (1998) “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. 20th Edition. USA. *American Press Health Association*.
11. Banco Mundial (2018). Los desechos: un análisis actualizado del futuro de la gestión de los residuos sólidos. <https://www.bancomundial.org/es/news/immersive-story/2018/09/20/what-a-waste-an-updated-look-into-the-future-of-solid-waste-management>

12. Bhakov Z. K., Korazbekova K. U., and Lakhanova K. M. (2014). The kinetics of biogas production from codigestion of cattle manure. *Pak. J. Biol. Sci.* 17, 1023–1029.
13. Cano, R., Nielfa, A., and Fdz-Polanco, M. (2014). Thermal hydrolysis integration in the anaerobic digestion process of different solid wastes: energy and economic feasibility study. *Biores. Technol.* 168, 14–22
14. Cardenas-Cleves L. M. C., Orobio B. A. P., Lozada P. T., & Vásquez-Franco C. H. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano-PBM para el control del proceso de digestión anaeróbica de residuos. *Revista Ion*, 29(1).
15. Cecchi, F., Bolzonella, D., Pavan, P., Macé, S., & Mata-Alvarez, J. (2011). Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste for Methane Production: Research and Industrial Application. *Elsevier*, 463-471
16. Cesaro, A., & Belgiorno, V. (2014). Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering Journal*, 240, 24-37.
17. Cirne D.G., Paloumet X., Björnsson L., Alves M.M., Mattiasson B. (2007). Anaerobic digestion of lipid-rich waste—Effects of lipid concentration. *Renew. Energy*, 32, 965–975.
18. Dhar H., Kumar P., Kumar S., Mukherjee S., & Vaidya A. N. (2016). Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 217, 56-61.
19. De Vrieze, J., Hennebel, T., Boon, N., Verstraete, W. Methanosarcina: The rediscovered methanogen for heavy duty biomethanation. *Bioresour. Technol.* 2012, 112, 1–9.
20. Draper NR, Smil H (1981). *Applied regression Analysis*. 2da edición. Editorial: Reverté. Apéndice G. AP13.
21. Diario Oficial de la Federación (DOF). (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR).

22. Elbeshbishy E., Nakhla G. y 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.
23. Espinoza Lloréns, M. D. C. E., Torres, M. L., Álvarez, H., Arrechea, A. P., García, J. A., Acosta, R. E., ... & Día, S. (2005). Caracterización de los Residuos Sólidos Urbanos en Ciudad de La Habana, un aporte a la solución de un problema medioambiental. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 36.
24. Fazenda A. J., & Tavares-Russo, M. A. (2016). Caracterización de residuos sólidos urbanos en Sumbe: herramienta para gestión de residuos. *Ciencias Holguín*, 22(4), 1-15.
25. Ferry J.G. (2010). The chemical biology of methanogenesis. *Planet. Space Sci.* 58, 1775–1783
26. Finke N., Hoehler T. M., & Jørgensen B. B. (2007). Hydrogen 'leakage' during methanogenesis from methanol and methylamine: implications for anaerobic carbon degradation pathways in aquatic sediments. *Environmental microbiology*, 9(4), 1060–1071.
27. Fournier G.P. & Gogarten J.P. (2008) Evolution of Acetoclastic Methanogenesis in *Methanosarcina* via Horizontal Gene Transfer from Cellulolytic Clostridia. *J. Bacteriol.* 190, 1124–1127.
28. Fisgativa H, Tremier A, Dabert P. (2016). Characterizing the variability of food waste quality: a need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Manage*, 50:264-74.
29. Gállego Bravo, A. K., Salcedo Serrano, D. A., López Jiménez, G., Nirmalkar, K., Murugesan, S., García-Mena, J., ... & Tovar Gálvez, L. R. (2019). Microbial Profile of the Leachate from Mexico City's Bordo Poniente Composting Plant: An Inoculum to Digest Organic Waste. *Energies*, 12(12), 2343.
30. Garcia-Peña E.I., Parameswaran P., Kang, D.W., Canul-Chan, M., Krajmalnik-Brown, R., (2011). Anaerobic digestión and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology. *Bioresour. Technol.* 102, 9447–9455.

31. Gómez G., Meneses M., Ballinas L., & Castells, F. (2009). Seasonal characterization of municipal solid waste (MSW) in the city of Chihuahua, Mexico. *Waste Management*, 29(7), 2018-2024
32. Güelfo L. F., Álvarez-Gallego C., Sales, D. & Romero L. I. (2011). The use of thermochemical and biological pretreatments to enhance organic matter hydrolysis and solubilization from organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Chemical Engineering Journal*, 168(1), 249-254.
33. Haile MZ, Mohammed ET & Gebretsadik FD (2019). Caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos municipales en la ciudad de Sawla, zona de Gofa, Etiopía. *Revista de Ciencias Aplicadas y Gestión Ambiental* , 23 (11), 2023-2029.
34. Hansen C.L. & Cheong D.Y. (2013). Agricultural Waste Management in Food Processing. In *Handbook of Farm, Dairy, and Food Machinery Engineering*, Academic Press: Cambridge, MA, USA, ISBN 978-0-12-385881-8.
35. Hernández-Nazario L., Benítez-Fonseca M., Bermúdez-Torres J. M. (2018). Caracterización fisicoquímica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos del vertedero controlado en el Centro-Urbano Abael Samaría de Santiago de Cuba. *Tecnología química*, 38 (2), 369-379.
36. Huang, W., Wang, Z., Zhou, Y., Ng, W.J. (2015). The role of hydrogenotrophic methanogens in an acidogenic reactor. *Chemosphere*, 140, 40–46.
37. Izumi K., Okishio Y., Nagao N., Niwa C., Yamamoto S., & Toda T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64(7), 601–608.
38. Jokela, J. P. Y., & Rintala, J. A. (2003). Anaerobic solubilisation of nitrogen from municipal solid waste (MSW). *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2(1), 67-77.
39. Kang A. J., & Yuan Q. (2017). Enhanced anaerobic digestion of organic waste. *Solid waste management in rural areas*, Chapters 7
40. Kaza S., Yao L., Bhada-Tata P., & Van Woerden F. (2018). What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. *World Bank Publications*.

41. Koch K, Lippert T, Drewes JE. (2017) The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (PBM) tests. *Bioresour Technol.* 243:457-63.
42. Krause M. J., Chickering G. W., Townsend T. G., & Pullammanappallil P. (2018). Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components. *Waste Manag.*, 71, 25-30.
43. Kumar A. K., & Sharma S. (2017). Recent updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: a review. *Bioresources and bioprocessing*, 4(1), 7.
44. Lahav O. & Morgan, B. E. (2004). Titration methodologies for monitoring of anaerobic digestion in developing countries—a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 79(12), 1331-1341.
45. Li Y., Parque SY., Zhu J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renovar. Sostener. Energy Rev.*, 15 , 821–826.
46. Lin L., Yan R., Liu Y. & Jiang W. (2010). In-depth investigation of enzymatic hydrolysis of biomass wastes based on three major components: Cellulose, hemicellulose and lignin. *Bioresource technology*, 101(21), 8217–8223
47. Ma J., Frear C., Wang Z., Yu L., Zhao Q., Li X., & Chen S. (2013). A simple methodology for rate-limiting step determination for anaerobic digestion of complex substrates and effect of microbial community ratio. *Bioresource technology*, 134, 391–395.
48. Matheri A. N., Ntuli, F., Belaid, M., Seodigeng, T., & Ngila, J. C. (2018). Modified gompertz model of biogas production from co-digestion of sewage sludge and food waste. In *IAENG TRANSACTIONS ON ENGINEERING SCIENCES: Special Issue for the International Association of Engineers Conferences 2016* (pp. 80-91).
49. Meegoda JN, Li B, Patel K, Wang LB. (2018). A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. *International Journal of Environmental Research and Public Health.*, 15(10):2224

50. Mlaik, N., Khoufi, S., Hamza, M., Masmoudi, M. A., & Sayadi, S. (2019). Enzymatic pre-hydrolysis of organic fraction of municipal solid waste to enhance anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 127, 105286.
51. Moset V., Poulsen, M., Højberg O., Møller H.B. Mesophilic versus thermophilic anaerobic digestion of cattle manure: methane productivity and microbial ecology. *Microb. Biotechnol.* 2015, 8, 787–800.
52. Mueller R. F. & Steiner, A. (1992). Inhibition of anaerobic digestion caused by heavy metals. *Water Science and Technology*, 26(3-4), 835-846.
53. Nair A., Sartaj M., Kennedy K., & Coelho N. M. (2014). Enhancing biogas production from anaerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste through leachate blending and recirculation. *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 32(10), 939–946
54. Nielfa A., Cano R., Fdz-Polanco M. (2015). Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnol. Rep.* 5, 14–21.
55. NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Muestreo - Método de cuarteo.
56. NMX-AA-016-1984 Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Determinación de humedad.
57. NMX-AA-019-1985 Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Peso volumétrico “in situ”.
58. NMX-AA-025-1984 Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos - Determinación del PH - Método potenciométrico.
59. NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
60. NMX-AA-052-1985 Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Preparación de muestras en el laboratorio para su análisis.
61. NMX-AA-072-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

62. NORMA Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. - Lodos y biosólidos. -Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.
63. Panigrahi S., & Dubey B. K. (2019). A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, 143, 779-797.
64. Park J., Park S., Kim M. (2014). Anaerobic degradation of amino acids generated from the hydrolysis of sewage sludge. *Environ. Technol.* 35, 1133–1139.
65. Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L. F., Cárdenas-Cleves, L. M., Vásquez-Franco, C., Torres-López, W. A., & Ordoñez-Andrade, J. A. (2015). Effect of substrate-inoculum ratio on the biochemical methane potential of municipal biowastes. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 16(4), 515-526.
66. Pearse L. F., Hettiaratchi J. P., Kumar S. (2018). Towards developing a representative biochemical methane potential (PBM) assay for landfilled municipal solid waste—A review. *Bioresource technology*, 254, 312-324.
67. Pecorini I., Olivieri T., Bacchi D., Paradisi A., Lombardi L., Corti A. & Carnevale, E. (2012). Evaluation of gas production in a industrial anaerobic digester by means of biochemical methane potential of organic municipal solid waste components. *Proteins*, 33(1), 0-24.
68. Peng W., Lü F., Hao L., Zhang H., Shao L., He P. (2020). Digestate management for high-solid anaerobic digestion of organic wastes: a review *Bioresour. Technol.*, 297, p. 122485.
69. Pognani M., BarrenaR., Font X., Scaglia B., Adani F., and Sánchez A. (2010). Monitoring the organic matter properties in a combined anaerobic/aerobic full-scale municipal source-separated waste treatment plant. *Bioresource Technol.*, 101:6873-6877
70. Rajendran K., Mahapatra D., Venkatraman A. V., Muthuswamy S., & Pugazhendhi A. (2020). Advancing anaerobic digestion through two-stage processes: Current developments and future trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 123, 109746.

71. Raposo F, De La Rubia MA, Fernández-Cegrí V, Borja R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renew Sust Energ Rev.*16(1):861-77

72. Richards M.A., Lie T.J., Zhang J., Ragsdale S.W., Leigh J.A., Price N.D. (2016). Exploring hydrogenotrophic methanogenesis: A genome scale metabolic reconstruction of methanococcus maripaludis. *J. Bacteriol*, 198, 3379–3390
73. Rittmann, B., & McCarty, P. (2001). Biotecnología del medio ambiente: principios y aplicaciones. *McGraw Hill*, Interamericana.
74. Rossati A. (2017). Global Warming and Its Health Impact. *The international journal of occupational and environmental medicine*, 8(1), 7–20.
75. Rodríguez, A., Ángel, J., Rivero, E., Acevedo, P., Santis, A., Rojas, I. C., ... & Hernández, M. (2017). Evaluation of the biochemical methane potential of pig manure, organic fraction of municipal solid waste and cocoa industry residues in Colombia. *Chemical engineering transactions*, 57, 55-60.
76. Saldaña Duran, C. E., Hernandez Rosales, I. P., Messina Fernandez, S. R., & Perez Pimienta, J. A. (2013). Caracterización física de los residuos sólidos urbanos y el valor agregado de los materiales recuperables en el vertedero El Iztete, de Tepic-Nayarit, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29 (3), 25-32.
77. Sánchez-Reyes C., Patiño-Iglesias M. E., Alcántara-Flores J. L., Reyes-Ortega Y., Pérez-Cruz M. A., & Ortíz-Muñoz, E. (2016). Determinación del potencial bioquímico de metano (pbm) de residuos de frutas y verduras en hogares. *Rev. Int. de Contam. Ambient.*, 32(2), 191–198.
78. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. 2020. Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
79. Shahbaz M., Ammar M., Zou D., Korai R. M., & Li X. (2019). An insight into the anaerobic co-digestion of municipal solid waste and food waste: influence of co-substrate mixture ratio and substrate to inoculum ratio on biogas production. *Applied biochemistry and biotechnology*, 187(4), 1356-1370.
80. Sharma B., Vaish B., Monika U.K., Singh P. (2019). Recycling of organic wastes in agriculture: an environmental perspective *Int. J. Environ. Res.*, 13, pp. 409-429.

81. Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire, SINAICA. (2022). Redes de monitoreo. Consultado de: <http://sinaica.inecc.gob.mx/>
82. Soho I., Ritzkowski M., Heerenklage J., & Kuchta K. (2021). Biochemical methane potential assessment of municipal solid waste generated in Asian cities: *A case study of Karachi, Pakistan. Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135, 110175.
83. Solano-Cornejo M. Á., & Vidaurre-Ruiz JM., (2017). Aplicación de modelos cinéticos no estructurados en el modelamiento de la fermentación láctica de subproductos de pesca. *Scientia Agropecuaria* , 8 (4), 367-375.
84. Solarte Toro J. C., Mariscal Moreno J. P., & Aristizábal Zuluaga B. H. (2017). Evaluación de la digestión y co-digestión anaeróbica de residuos de comida y de poda en bioreactores a escala laboratorio. *Revista Ion*, 30(1), 105-116.
85. Stams, A.J.M. & Plugge, C.M. (2009). Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. *Nat. Rev. Microbiol.* 7, 568–577.
86. Suarez E., Tobajas M., Mohedano A., Rubia A. (2022). Energy recovery from food waste and garden and park waste: Anaerobic co-digestion versus hydrothermal treatment and anaerobic co-digestion, *Chemosphere*.
87. Tyagi VK, Fdez-Güelfo LA, Zhou Y, Álvarez-Gallego CJ, Garcia LIR, Ng WJ. (2018). Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): progress and challenges. *Renew Sustain Energy Rev.*, 93:380–99
88. Trzcinski A. P., & Stuckey D. C. (2012). Determination of the hydrolysis constant in the biochemical methane potential test of municipal solid waste. *Environmental Engineering Science*, 29(9), 848-854.
89. Valkenburt C., Walton C., Thompson B., Gerber M., Jones S. B., & Stevens D. J. (2008). Municipal solid waste (MSW) to liquid fuels synthesis, volume 1: Availability of feedstock and technology (No. PNNL-18144). *Pacific Northwest National Lab.*(PNNL), Richland, WA (United States).
90. Van Lier J. B., Mahmoud N., & Zeeman G. (2008). Anaerobic wastewater treatment. *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*, 415-456.
91. Wolfe R.S. (2011). Techniques for Cultivating Methanogens in *Methods in Enzymology*, *Academic Press: Cambridge, MA, USA*, 494, 1–22.

92. Yi J., Dong, B., Jin J., & Dai X. (2014). Effect of increasing total solids contents on anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: performance and microbial characteristics analysis. *PloS one*, 9(7), e102548.
93. Zamri M. F. M. A., Hasmady S., Akhlar A., Ideris F., Shamsuddin A. H., Mofijur M., Rizwanul Fattah, M. & Mahlia T. M. I. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110637.
94. Zhang R, El-Mashad H.M., Hartman K., Wang F., Liu G., Choate C. (2007). Gamble Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion *Bioresour.Technol.*, 98, pp. 929-935.