



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**EVALUACIÓN DE LA CO-DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE
LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS
URBANOS Y DE AGUA RESIDUAL TRATADA A TRAVÉS
DEL POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADO EN BIOTECNOLOGÍA

P R E S E N T A:

LUIS DAVID GARCÍA HERNÁNDEZ

ASESORES DE TESIS:

ASESORA: DRA. GEHOVANA GONZÁLEZ BLANCO

CO-ASESOR: DR. SERGIO ALCARAZ IBARRA

LISTA DE ACRÓNIMOS Y NOMENCLATURA

AG	Agua de grifo
AGV	Ácidos grasos volátiles
APHA	American Public Health Association (Asociación americana de salud pública)
AR	Agua residual
ARnT	Agua residual no tratada
ART	Agua residual tratada
C/N	Relación carbono/nitrógeno
CH₄	Metano
CO₂	Dióxido de carbono
CoDA	Co-digestión anaeróbica
CoS	Co-sustrato
DA	Digestión anaeróbica
DOF	Diario oficial de la federación
DQO	Demanda química de oxígeno
FORSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos
FORSU:ART	Relación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y agua residual tratada
H₂	Hidrógeno molecular
IITCA	Instituto interamericano de tecnología y ciencias del agua
INECC	Instituto nacional de ecología y cambio climático

MonoDA	Monodigestión anaeróbica
ND	No determinado
NMX	Norma mexicana
NOM	Norma oficial mexicana
PBM	Potencial bioquímico de metano
pH	Potencial de hidrógeno
RSU	Residuos sólidos urbanos
SEMARNAT	Secretaria de medio ambiente y recursos naturales
SF	Sólidos fijos
SINAICA	Sistema nacional de información de la calidad del aire
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
TD	Tiempo de duplicación
TR	Tiempo de retención
TRH	Tiempo de retención hidráulica
UAM-L	Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma.
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos)
V_{op}	Volumen operacional
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	i
DEDICATORIA.....	ii
LISTA DE ACRÓNIMOS Y NOMENCLATURA	ii
ÍNDICE	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
ÍNDICE DE IMÁGENES	vii
ÍNDICE DE TABLAS.....	viii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	ix
RESUMEN.....	x
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1 Digestión anaeróbica (DA).....	3
2.2 Co-digestión anaeróbica (CoDA).....	7
2.2.1 Sustratos comúnmente utilizados en la CoDA.....	9
2.2.2 Factores que afectan el proceso	10
2.3 Potencial bioquímico de metano (PBM).....	12
3. ANTECEDENTES	14
3.1 Aguas residuales tratadas como CoS	16
4. JUSTIFICACIÓN	19
5. HIPÓTESIS	20
6. OBJETIVOS	20
6.1 Objetivo general	20
6.2 Objetivos específicos	20
7. METODOLOGÍA.	21
7.1 Origen y características fisicoquímicas de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU).....	21

7.2 Origen y características fisicoquímicas del agua residual tratada (ART).....	22
7.3 Evaluación del proceso de CoDA en cultivo discontinuo a cuatro diferentes relaciones de FORSU:ART.....	24
7.4 Monitoreo de la producción de CH ₄ y biogás.....	27
7.5 Métodos y técnicas analíticas	28
7.5.1 Muestreo por método de cuarteo.	28
7.5.2 Muestreo de agua residual.	29
7.5.3 Compuestos carbonados.....	29
7.5.4 Compuestos nitrogenados.....	29
7.5.5 Análisis gravimétricos y volumétricos	30
7.5.6 Determinación de pH	30
8. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	32
8.1 Caracterización fisicoquímica de la FORSU y el ART.....	32
8.2 Evaluación de la CoDA FORSU:ART en cultivo discontinuo.....	33
8.3 Parámetros cinéticos del modelo de Gompertz.	38
8.4 Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) y calidad del biogás.	44
9. CONCLUSIONES.....	46
10. PERSPECTIVAS A FUTURO	47
11. REFERENCIAS.....	48
12. ANEXOS.....	62

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Etapas metabólicas del proceso de DA	3
Figura 2. Diferencias en las características del proceso de CoDA y MonoDA.....	8
Figura 3. Sustratos utilizados en digestión anaeróbica y problemas esperados en la dinámica del reactor	9
Figura 4. Muestreo de cuarteo.....	21
Figura 5. Esquematización de la cuantificación por la prueba indirecta de desplazamiento gas-líquido.....	27
Figura 6. Volumen de producción de biogás y CH ₄ acumulado en la CoDA de FORSU:ART	34
Figura 7. Volumen acumulado de biogás (A) y CH ₄ (B) con respecto al tiempo de retención de la CoDA	39
Figura 8. Ajuste estadístico por modelo logístico de Gompertz a los datos experimentales de producción de biogás (A) y CH ₄ (B) durante la CoDA.....	40

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 1. Constitución de la planta de tratamiento de agua de la muestra ...	22
Imagen 2. Conos Imhoff con la muestra de ART para la sedimentación de material particulado.....	23
Imagen 3. Filtración del ART después del proceso de sedimentación, implementando un kit de filtración.....	24
Imagen 4. Muestreo por método de cuarteo.....	28

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Factores que influyen en el proceso anaeróbico	11
Tabla 2. Parámetros analíticos de FORSU reportados en las investigaciones de Donaciano-Domínguez, 2022 y Oviedo-Torres, 2022	15
Tabla 3. Diferentes relaciones FORSU:ART evaluadas en este estudio	25
Tabla 4. Caracterización fisicoquímica del ART y FORSU.....	32
Tabla 5. Estado inicial y final del proceso de CoDA a las diferentes relaciones probadas de FORSU:ART	36
Tabla 6. Parámetros obtenidos de la linealización de datos por modelo de Gompertz en OriginPro 9.....	43
Tabla 7. Datos del potencial bioquímico de metano (PBM) y calidad del biogás	44

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. NMX-AA-003-SCIFI-1980: AGUAS RESIDUALES. - MUESTREO.	62
ANEXO 2. Resolución matemática del modelo logístico de Gompertz.....	64

RESUMEN

A nivel mundial, el desarrollo se ve amenazado por una crisis energética y la contaminación ambiental debido al aumento de la población. Actualmente se ha trabajado en mejorar las tecnologías para la producción de energía renovable. La digestión anaeróbica (DA) ha mostrado una alta eficiencia en el tratamiento de residuos orgánicos (como la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, FORSU) y en la producción de biogás. Esto permite controlar la contaminación ambiental y producir bioenergía, simultáneamente. Sin embargo, la DA presenta desafíos de inhibición o bajo rendimiento al utilizar un solo tipo de sustrato, por lo que la adición de dos o más sustratos (co-digestión anaeróbica, CoDA) mejora el proceso. Por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar el proceso de CoDA utilizando la FORSU y agua residual tratada (ART), como co-sustrato (CoS), a través del potencial bioquímico de metano (PBM). El proceso de CoDA se realizó en cultivo discontinuo, por triplicado, a cuatro diferentes relaciones FORSU:ART (60:5; 60:10; 60:15 y 60:20). Los ensayos se llevaron a cabo en botellas serológicas de 120 mL con un volumen operacional de 80 mL; cada unidad fue incubada a 35°C y sin control de pH bajo la premisa de que el ART aportaría la capacidad amortiguadora. Se determinó la producción volumétrica de biogás y metano (CH₄), el potencial bioquímico de metano (PBM) y la tasa específica de producción de biogás y CH₄. Los resultados obtenidos indicaron que la mejor relación FORSU:ART fue la de 60:10, con una producción volumétrica de 304 y 163 mL de biogás y CH₄ respectivamente, lo que supone una composición porcentual del 53.6% de CH₄, y un PBM de 42.89 mL CH₄/g SV. Sin embargo, no superó la producción volumétrica (355 mL biogás y 186 mL CH₄) y el PBM (48.95 mL CH₄/g SV) del ensayo control de FORSU. Lo que sugiere que el ART, no tuvo un efecto positivo en el proceso de CoDA.

ABSTRACT

Globally, development is threatened by an energy crisis and environmental pollution due to population growth. Currently, work has been done to improve technologies to produce renewable energy. Anaerobic digestion (AD) has shown high efficiency in the treatment of organic waste (municipal solid waste, MSW) and the production of biogas; that manages to control environmental pollution and produce bioenergy simultaneously. However, AD presents challenges of inhibition or low performance when using a single type of substrate, so the addition of two or more substrates (anaerobic co-digestion, AcoD) improves the process. Therefore, the objective of this work was to evaluate the AcoD process using MSW and a treated wastewater (TWW), as co-substrate (CoS), through the biochemical methane potential (BMP). The AcoD process was carried out in batch culture, in triplicate, at four different MSW:TWW ratios (60:5; 60:10; 60:15 and 60:20). The tests were carried out in 120 mL serological bottles with an operational volume of 80 mL, each unit was incubated at 35°C and without pH control under the premise that the TWW would provide the buffering capacity. The volumetric production of biogas and methane (CH₄), the biochemical potential of methane (BPM) and the specific rate of biogas and CH₄ production are determined. The results obtained indicated that the best MSW:TWW ratio was 60:10, with a volumetric production of 304 and 163 mL of biogas and CH₄ respectively, which means a percentage composition of 53.6% of CH₄, and a BPM of 42.89 mL CH₄/g VS. However, it did not exceed the volumetric production (355 mL biogas and 186 mL CH₄) and the BPM (48.95 mL CH₄/g SV) of the MSW control trial, which suggests that TWW did not have a positive effect on the AcoD process.

1. INTRODUCCIÓN

El sector energético en todo el mundo se enfrenta a la tarea de encontrar fuentes de energía alternativas para sustituir o compensar la tensión por los combustibles fósiles, debido a la necesidad de cubrir las carencias del suministro ante una demanda de energía cada vez mayor (Kunatsa & Xia, 2022). Por lo que, en las últimas dos décadas ha existido una gran adopción de tecnologías de energía renovable en un intento por aumentar su accesibilidad (Kang *et al.*, 2020). Este creciente impulso exige mejoras de las tecnologías existentes y la consideración de diferentes materias primas (Kunatsa & Xia, 2022).

La bioenergía, puede considerarse como la energía renovable más versátil debido a su potencial para sustituir fuentes de combustible no renovables y a que puede estar disponible en forma sólida, líquida y/o gaseosa (Kunatsa & Xia, 2022). Además, puede surgir de cualquier materia orgánica, incluyendo plantas terrestres, plantas acuáticas, residuos del procesamiento de madera, estiércol de animales, lodos de depuradora, aguas residuales (AR), aguas residuales tratadas (ART), residuos de cultivos agrícolas y residuos sólidos urbanos (RSU) (Appels *et al.*, 2011; Tee *et al.*, 2016).

Los RSU son definidos como aquellos que se producen en domicilios, casas habitación, oficinas, pequeños comercios o establecimientos (cocinas, recauderías, etc.) o en la vía pública con características domiciliarias (DOF, 2021). Los RSU se dividen en materiales reciclables y no reciclables, que a su vez se clasifican en desechos orgánicos e inorgánicos para su fácil separación primaria o desde el origen (SEMARNAT, 2020).

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) ha sido clasificada como no susceptible de aprovechamiento, debido a que su

reutilización, remanufactura, rediseño o reciclado no aporta una remuneración económica (DOF, 2021). Por otro lado, la fracción inorgánica si se puede aprovechar.

Esto ha provocado la acumulación de FORSU en los sitios de disposición final que generan la emisión no controlada de gases de efecto invernadero, principalmente el metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), por la naturaleza biodegradable de los residuos (Anyaku & Baroutian, 2018). Sin embargo, esta característica se ha usado a favor para la generación de energéticos, específicamente el biogás, a través del proceso de digestión anaeróbica (DA), transformando a la FORSU en un potencial sustrato y recurso energético (Anyaku & Baroutian, 2018). Además, de acuerdo con Kunatsa & Xia (2022), el proceso de DA es considerado el tratamiento más favorable para los residuos sólidos orgánicos debido a su eficiente naturaleza para generar energía.

La DA puede presentar problemas como consecuencia del tratamiento de un solo residuo. Problemas como el desequilibrio de nutrientes, la generación de sustancias inhibitorias o la presencia de sustancias recalcitrantes en el sustrato (Sarpong & Gude, 2021). Presentando a la co-digestión anaeróbica (CoDA) como una técnica ventajosa, al presentar la capacidad de superar los problemas de la DA y mejorar el rendimiento de la producción de CH_4 a partir de residuos sólidos, como la FORSU. Al presentar la degradación de dos o más sustratos, dando un efecto sinérgico al proceso (Ferdeş *et al.*, 2023).

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Digestión anaeróbica (DA)

La DA es un proceso metabólico, en ausencia de oxígeno, mediado por consorcios microbianos que catalizan diversas reacciones bioquímicas complejas (Anyaku & Baroutian, 2018; Corrales *et al.*, 2015). Dichas reacciones se han descrito en cuatro grandes etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 1).

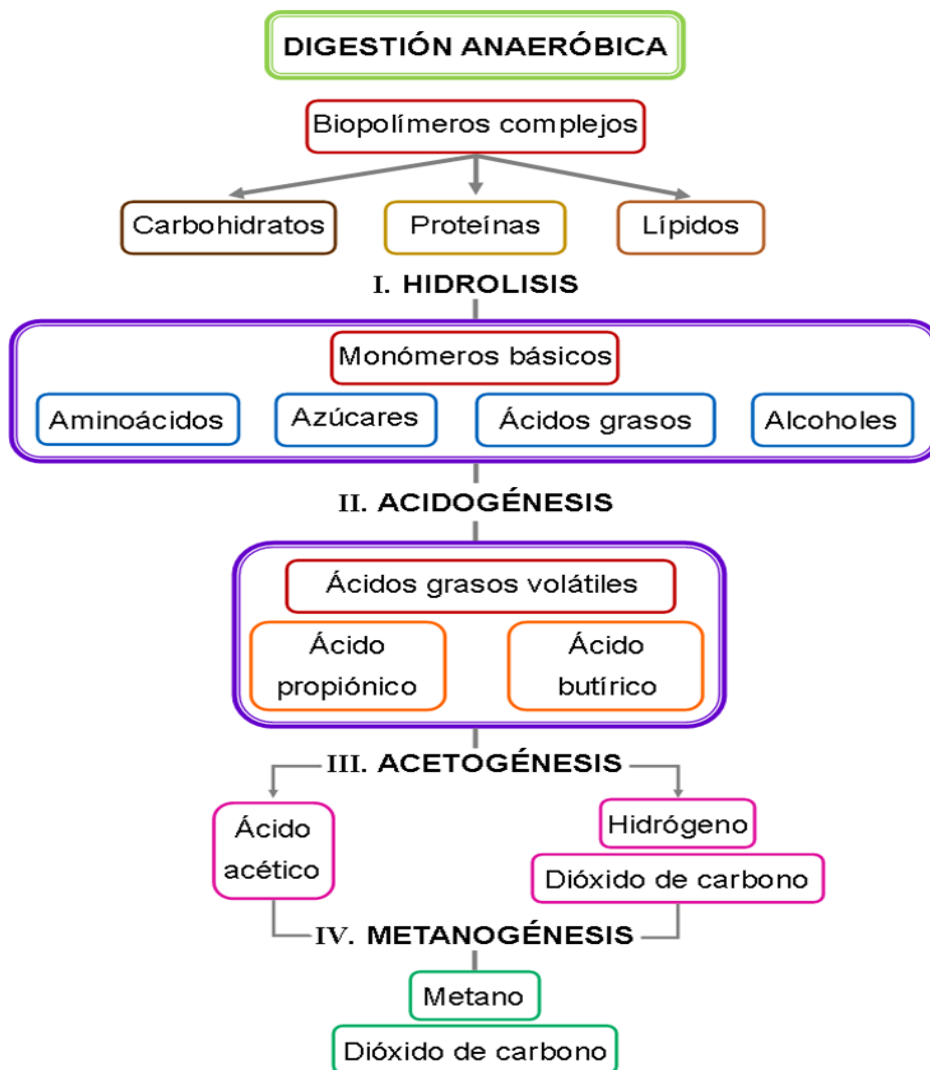


Figura 1. Etapas metabólicas del proceso de DA (adaptado de Uddin & Wright, 2023).

El alcance de cada una de las etapas metabólicas y algunos de los microorganismo o géneros microbianos involucrados se describe a continuación:

I. Hidrólisis: esta etapa es llevada a cabo principalmente por bacterias hidrolíticas y fermentativas. Estas procesan la materia orgánica polimérica del sustrato a moléculas orgánicas solubles por medio de enzimas extracelulares como celulasas, amilasas, lipasas o proteasas secretadas por bacterias fermentativas. Por ejemplo: los polisacáridos son procesados a celobiosa, hemicelulosa, disacáridos, hexosas, pentosas y ácidos urónicos. Mientras el material proteico a proteasas, peptonas, péptidos y aminoácidos (Cámara-Moguel & Laines-Canepa, 2011; Meegoda *et al.*, 2018) Donde géneros de *Clostridios* y *Micrococcus* presentan la mayor producción de lipasa extracelular. Mientras especies de *Bacteroides*, *Butyrivibrio*, *Clostridium*, *Selenomonas* y *Streptococcus* realizan la degradación de proteínas a aminoácidos (Parawira, 2005).

II. Acidogénesis: en esta etapa hidrolítica-acidogénica (mediada por bacterias como: *Clostridium*, *Acetovibrio*, *Micrococcus*, *Staphylococcus* y *Bacillus*) en la cual se transforman las moléculas orgánicas solubles a compuestos como ácido láctico, etanol, ácido propiónico y butírico, que posteriormente serán oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente fase, o a compuestos que pueden ser utilizados directamente por las arqueas metanogénicas, como ácido acético, ácido fórmico e hidrógeno (Gerardi, 2003). Es importante señalar que la etapa de acidogénesis presenta un ritmo más rápido que las demás etapas de la DA, debido a que los géneros microbianos involucrados exhiben tiempos de duplicación cortos ($t_d < 36$ h);

sin embargo, la producción de ácidos grasos volátiles (AGV's) puede provocar la acidificación del medio, inhibiendo el proceso de DA (Meegoda *et al.*, 2018). Además, el proceso puede verse limitado cuando los sustratos no son fáciles de hidrolizar (sustratos con alto contenido de celulosa, grasas, proteínas complejas, etc.) (Jiang *et al.*, 2022).

III. Acetogénesis: los productos de la etapa anterior como el ácido propiónico y butírico, el etanol y demás compuestos son convertidos en ácido acético por el metabolismo de bacterias acetogénicas (*Acetobacter*, *Gluconobacter*, etc.) a través de un complejo sinérgico establecido por el hidrógeno (H₂). Estas bacterias, en comparación con otras de la DA, presentan la tasa de crecimiento más baja (td>5d) y poco rendimiento celular (Bischofsberger *et al.*, 2005). Es importante mencionar que la acetogénesis es mediada por el pH y la concentración de H₂ en la fase líquida, pues los microorganismos acetogénicos requieren de bajas presiones de H₂, ya que si aumenta puede inhibir el proceso (Deepanraj *et al.*, 2015; Núñez, 2017; Morales *et al.*, 2018). En este sentido, se ha reportado que una baja presión parcial del H₂ se logra por la presencia de microorganismos metanógenos hidrogenotróficos que consumen rápidamente el H₂ para mantener la presión parcial en un nivel favorable (Córdova y Chamy, 2020; Harirchi *et al.*, 2022).

IV. Metanogénesis: Los sustratos monocarbonados o con dos átomos (acetato, hidrógeno [H₂], dióxido de carbono [CO₂], formato, metanol, etc.) de la etapa anterior son metabolizados por microorganismos metanogénicos (Archaea) para producir el CH₄. Los géneros de microorganismos metanogénicos más representativos son arqueas anaeróbicas obligadas como:

Methanosaeta, *Methanosarcina*, *Methanospirillum* y *Methanothermobacter* (Harirchi *et al.*, 2022). Sin embargo, la metanogénesis puede llevarse a cabo por dos vías metabólicas: la vía acetoclástica que deriva de la oxidación del acetato (CH_3COO^- , principal ácido graso volátil) a CH_4 y CO_2 . Y la vía hidrogenotrófica que utiliza H_2 y CO_2 (Moraes *et al.*, 2015) para formar a CH_4 y H_2O ; y es llevada a cabo por bacterias del género *Clostridium*, *acetovibrio*, *micrococcus*, *staphylococcus* y *bacilus* (Ferrer & Pérez, 2010; Wang *et al.*, 2013).

De estas dos vías la más común o importante es la acetoclástica, ya que de acuerdo con Moraes *et al.* (2015), dos terceras partes de la producción de CH_4 proviene de esta.

En conjunto estas etapas desembocan idealmente en la producción de biogás, que consiste en una mezcla de CH_4 y CO_2 principalmente (Anyaku & Baroutian, 2018; Bakhov *et al.*, 2014) y trazas de otros gases (<5%) como ácido sulfhídrico (H_2S), hidrógeno (H_2), óxido nitroso (N_2O) y amoníaco (NH_3) cuya presencia en el biogás es atribuida a la composición química del sustrato (Lorenzo-Acosta *et al.*, 2005; Anyaku & Baroutian, 2018), así como a los consorcios microbianos involucrados en el proceso. Dichos consorcios están influenciados por una serie de factores como la biodegradabilidad del residuo, relación carbono/nitrógeno (C/N), contenido de agua, temperatura, valor del pH de fermentación, proporciones de mezcla, aditivos, toxicidad, tasa de carga orgánica y relación de dilución (Ferdes *et al.*, 2023).

Por otra parte, aún y cuando la DA ha sido reconocida como una tecnología para la valorización de diversos desechos orgánicos con la simultanea generación de energía (Karki *et al.*, 2021), presenta una serie de desafíos. El proceso utilizando un solo tipo de residuo, es decir, proceso de monodigestión anaeróbica (MonoDA), presenta desafíos asociados con

las características de la materia prima (Tyagi *et al.*, 2018). Un solo tipo de sustrato presenta una composición fija, por lo que cuenta con un número limitado de nutrientes para una diversidad tan grande de poblaciones microbianas. Por lo anterior, actualmente se hace uso de la combinación de sustratos en proporciones “óptimas” para asegurar la estabilidad de microbiomas robustos y sinérgicos, para proporcionar de manera más efectiva los compuestos necesarios para el crecimiento celular y las reacciones metabólicas involucradas en cada una de sus etapas (Ferdes *et al.*, 2023).

La monoDA puede presentar algunos inconvenientes desde el punto de vista bioquímico. Por ejemplo, los desechos orgánicos fácilmente biodegradables dan como resultado una rápida acumulación de altas concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGV's) que inhiben el proceso metanogénico (Li *et al.*, 2011). Los desechos de mataderos ricos en proteínas y AR ricos en sulfatos pueden generar compuestos tóxicos en el biogás como H_2S y NH_3 (Karki *et al.*, 2021). Estos desafíos se han abordado a través del proceso de co-digestión anaeróbica (CoDA), que es capaz de superar los inconvenientes de la MonoDA al digerir simultáneamente dos o más sustratos (Tyagi *et al.*, 2018; Karki *et al.*, 2021).

2.2 Co-digestión anaeróbica (CoDA)

La CoDA sigue las mismas etapas del proceso de DA, como se muestra en la Figura 1, con la diferencia de implementar dos o más sustratos en diferentes proporciones, con la finalidad de aumentar la eficiencia de producción de biogás y mejorar el rendimiento de generación de CH_4 (Ferdes *et al.*, 2023; Tyagi *et al.*, 2018).

La CoDA incrementa la digestión del sustrato y la producción de energía al mejorar la tasa de carga, los nutrientes disponibles, los cuales

pueden encontrarse ausentes o en baja concentración en una MonoDA, para los microorganismos (Bres *et al.*, 2011; Ferdeş *et al.*, 2023). Al mismo tiempo, mejora la disponibilidad y equilibrio de macro y micronutrientes, disminuye la concentración de compuestos tóxicos o inhibidores a través de la dilución del co-sustrato (CoS), mejora la humedad y aumenta la capacidad amortiguadora (Chiva-Vincent *et al.*, 2018; Tyagi *et al.*, 2018; Karki *et al.*, 2021; Ferdeş *et al.*, 2023). Por tanto, la elección del CoS es vital para favorecer las interacciones positivas y evitar la inhibición del proceso (Chiva-Vincent *et al.*, 2018), principalmente de la etapa metanogénica considerada la más susceptible. En la Figura 2, se presentan las principales ventajas de la tecnología de CoDA en comparación con el proceso de MonoDA.

Inestabilidad del digestor.	Mayores beneficios económicos.
Bajo rendimiento en la producción de CH ₄ .	Mejora de la humedad.
Baja capacidad amortiguadora.	Aumento de la tasa de carga orgánica.
Desbalance de nutrientes.	Tratamiento de más de un residuo.
Presencia de sustancias químicas tóxicas o Inhibitorias.	Efecto sinérgico de los microorganismos.
	Incremento del rendimiento de CH ₄ .
	Aumento en la capacidad amortiguadora.
	Balance de nutrientes.
	Dilución de sustancias tóxicas o inhibitorias.
MonoDA	CoDA

Figura 2. Diferencias en las características del proceso de CoDA y MonoDA (adaptado de Ferdeş *et al.*, 2023).

2.2.1 Sustratos comúnmente utilizados en la CoDA

Normalmente se utilizan sustratos orgánicos complejos como lodos de depuradora, estiércol de animales (vacuno, porcino, avicultura, entre otros), material lignocelulósico (residuos agrícolas, forestales y de poda), material vegetal acuático (marinos y de agua dulce) y residuos alimentarios (frutas y verduras, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, FORSU). Algunos de estos sustratos han sido agrupados por González *et al.* (2022) en función de su efecto como CoS en la DA (Figura 3).

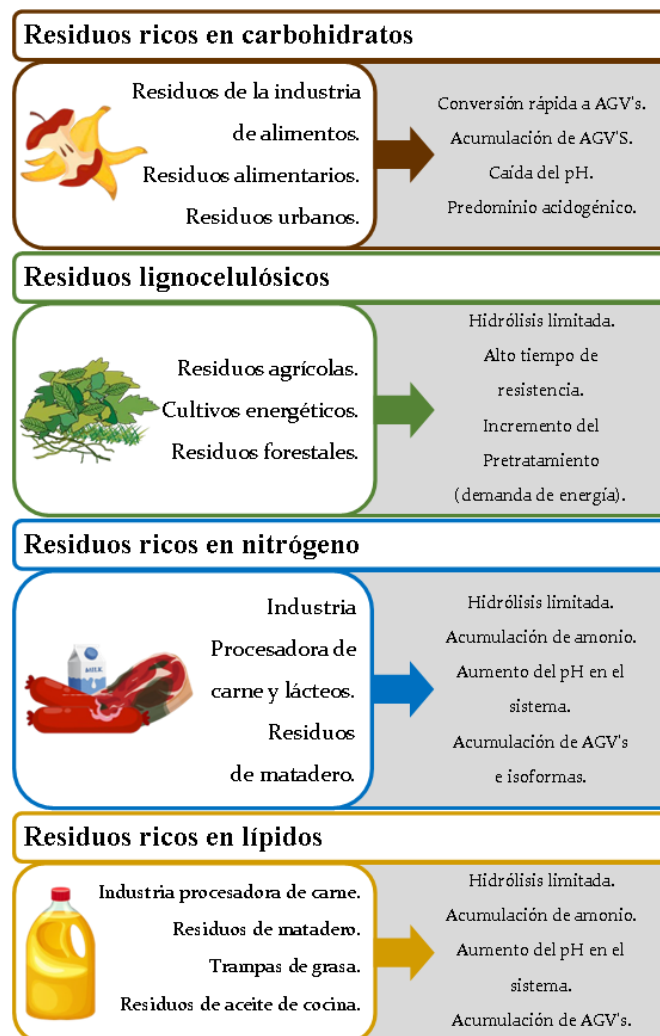


Figura 3. Sustratos utilizados en digesti3n anaer3bica y problemas esperados en la dinámica del reactor (modificado de González *et al.*, 2022).

Cada una de estas categorías se puede combinar con uno o más sustratos, buscando alcanzar una relación C/N óptima, así como cubrir las condiciones ideales para los consorcios microbianos (Esposito *et al.*, 2012; Ferdeş *et al.*, 2023; González *et al.*, 2022; Tyagi *et al.*, 2018; Laiq Ur Rehman *et al.*, 2019).

Para el caso del CoS, es de vital importancia realizar la caracterización fisicoquímica del mismo, en términos de carbono y nutrientes (Raposos *et al.*, 2008), así como determinar su degradabilidad (p.ej. a través del potencial bioquímico de metano [PBM], del ensayo de actividad metanogénica específica, del ensayo de producción de biogás [EPB] o la prueba de biodegradabilidad anaeróbica) (Buffiere *et al.*, 2006) y, para el caso de sustratos con alto grado de biodegradabilidad, conocer la concentración de sólidos totales (ST) presentes y su relación con la generación de AGV's, que comúnmente lleva a la inhibición de la fase metanogénica. Por lo anterior, es recomendable elevar su pH hasta un punto alcalino para disminuir la acción de los AGV's (Buffiere *et al.*, 2006).

2.2.2 Factores que afectan el proceso

Sin importar si se realiza una MonoDA o CoDA, el rendimiento y la producción del biogás depende de parámetros como temperatura, pH, tiempo de retención, relación C/N, tasa de carga orgánica, composición del sustrato, cantidad óptima de nutrientes esenciales y oligoelementos que permiten la actividad y el desarrollo de diferentes comunidades microbianas involucradas en diferentes etapas del proceso de digestión. Algunos de estos factores básicos se presentan en la Tabla 1.

Otro parámetro poco considerado es el contenido de humedad, el cual es crucial debido a que ayuda a la transferencia de nutrientes, diluye los inhibidores y amortigua el pH del sistema (Avinash & Mishra, 2023). Según las directrices de la Agencia de Protección Ambiental de Estados

Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) el contenido de humedad óptimo para la degradación anaeróbica debe mantenerse entre 35 y el 65 % del contenido de humedad (Avinash & Mishra, 2023).

Tabla 1. Factores que influyen en el proceso anaeróbico (información recopilada de Laiq Ur Rehman *et al.*, 2019; González *et al.*, 2022; Ferdeş *et al.*, 2023).

Factor	Rango óptimo	Observación
Relación C/N	20 a 30.	El C y N son esenciales para los microorganismos. El C se utiliza como fuente de energía, mientras que el N es esencial para la síntesis de proteínas y la construcción de estructuras celulares.
Temperatura	Puede llevarse a cabo: En psicrófila (10–20 °C), mesófila (30–40 °C) y termófila (50–60 °C).	La mesófila y termófila son las más recomendables por presentar mejores rendimientos de biogás y desactivación de patógenos.
pH	5.5 a 7.	pH > 5.5 puede inhibir el metabolismo de las bacterias metanogénicas.
*Tiempo de retención hidráulico (TRH)	Un mínimo de 10 a 15 días.	La actividad metabólica y el crecimiento de los microorganismos (mo) anaeróbicos es lento (5-8 días), por lo que se recomienda mantener el TRH dos veces mayor al tiempo de duplicación de los microorganismos.
**La tasa de carga orgánica	Contenido de sólidos de 8-10% p/v o p/p.	Proporciones inferiores o superiores provoca un menor rendimiento de biogás.
Macro y micronutrientes	Los macronutrientes esenciales son P, N, K, Na, Mg y Ca y los micronutrientes Mn, Zn, Fe, B, Co, Ni, Cu, Mo, Se, Al, V y W.	Cualquier déficit resulta en una menor producción de metano.

* El valor óptimo del TRH varía de un proceso a otro dependiendo de la calidad y composición de la materia prima, la temperatura y el tipo de digestor.

** Es la cantidad de sólidos volátiles (SV) de materia orgánica que se introduce en el digestor por día.

Hernández-Nazario *et al.* (2018) reportan que la FORSU presenta un contenido de humedad aproximado de 60%, que favorece el establecimiento de tratamientos anaeróbicos. Sin embargo, Avinash & Mishra (2023) indican que en la DA la humedad disminuye significativamente durante la etapa de hidrólisis, lo que obliga a administrar agua al proceso, en ocasiones en una relación de hasta del 50% v/v. Además, la alta biodegradabilidad de la FORSU provoca una conversión rápida de la materia orgánica y acumulación de AGV's con una caída del pH en el sistema (González *et al.*, 2022).

En este sentido, las aguas residuales tratadas (ART) y no tratadas (ARnT) pueden servir como CoS y como una fuente económica de agua para el proceso de DA, aportando la humedad necesaria, mejorando la transferencia de nutrientes, diluyendo sustancias inhibitoras e incluso amortiguando el pH del sistema en el proceso (Silva, 2023; Moñino *et al.*, 2016). Sin embargo, al ser un ART, es necesario conocer su efecto como sustrato y su biodegradabilidad en términos de su PBM en el proceso de CoDA (Buffiere *et al.*, 2006; Sohoo *et al.*, 2021).

2.3 Potencial bioquímico de metano (PBM)

El PBM se describe como el ensayo a escala laboratorio para establecer la capacidad de biodegradabilidad anaeróbica, el rendimiento y la máxima producción de CH₄ de una gran variedad de sustratos, los cuales pueden estar en forma líquida o sólida (Lesteur *et al.*, 2010; Moñino *et al.*, 2016; Sohoo *et al.*, 2021).

El ensayo consiste en someter un sustrato orgánico en presencia de un lodo anaerobio con actividad metanogénica y determinar la producción

de CH₄ a lo largo del tiempo (Cárdenas-Claves *et al.*, 2016). Algunas de las ventajas que ofrece el ensayo son:

- Determinación de la biodegradabilidad anaeróbica y producción máxima de CH₄ por residuos orgánicos.
- Identificación del potencial energético del sustrato.
- Identificación y desarrollo de potenciales sustratos como indicadores.
- Recopilar inóculos y establecer su grado de adaptabilidad o inhibición de los microorganismos.
- Establecer la cinética de degradación para cotejar modelos matemáticos y cinéticos que permiten simular el proceso de digestión y pronosticar el funcionamiento de digestores a mayor escala.
- Evaluación del efecto de diferentes sustratos en la co-digestión.

El PBM suele expresarse en mililitros de CH₄ con respecto a los gramos de sólidos volátiles (SV) (Kasprzycka & Kuna, 2018; Sánchez-Reyes *et al.*, 2016).

Ahora bien, de acuerdo con Angelidaki & Sanders (2004), la biodegradabilidad del sustrato puede ser definida en relación con el volumen de CH₄ teórico, donde de 1g del sustrato en términos de la demanda química de oxígeno (DQO), puede producir 0.35 L de CH₄ con condiciones controladas de temperatura y presión, sin ser una medida confiable por su probabilidad de sobrepasar o subestimar la producción real. En este sentido, Hill *et al.* (1987) indican que una biotransformación de la DQO entre el 40-50% es aceptable en el proceso de DA.

3. ANTECEDENTES

La FORSU normalmente tiene un alto contenido de humedad y es altamente biodegradable debido a los residuos alimentarios que contiene (p. ej. residuos de cocina y alimentos procesados); sin embargo, su composición suele ser heterogénea ya que varía de una región a otra (Tyagi *et al.*, 2018). Por lo que es importante conocer las características fisicoquímicas de los residuos, así como de cualquier otro CoS, antes de implementar un proceso de CoDA.

Por ejemplo, Oviedo-Torres (2022) y Donaciano-Domínguez (2022), realizaron una caracterización fisicoquímica de más de 500 muestras de FORSU generada en casas habitación del municipio de Toluca. Ambos autores concluyeron que la FORSU presentaba una DQO alta (aproximadamente 30 g/L), asociada principalmente a la presencia de material rico en carbohidratos, pero también un pH ácido (5.0 ± 0.5). Estos y algunos otros parámetros evaluados se presentan en la Tabla 2.

En función de la caracterización fisicoquímica realizada en ambos trabajos, ambos autores indicaron que existía una alta probabilidad de hidrólisis rápida del sustrato y como consecuencia la acidificación del proceso de DA (Oviedo-Torres, 2022; Donaciano-Domínguez, 2022).

En este sentido, Oviedo-Torres (2022) llevo a cabo la MonoDA suplementada con bicarbonato de sodio (NaHCO_3) con la finalidad de contrarrestar la acidez de los residuos. No obstante, el NaHCO_3 no fue suficiente para amortiguar el proceso y en realidad favoreció a la proliferación de bacterias hidrolíticas y fermentativas. Esto desencadenó la acumulación de AGV's, con la consecuente disminución de pH e inhibición de la fase metanogénica, siendo reflejada en la caída de la producción de CH_4 en un 90% (Oviedo-Torres, 2022).

Tabla 2. Parámetros analíticos de FORSU reportados en las investigaciones de Donaciano-Domínguez, 2022 y Oviedo-Torres, 2022.

Parámetro	Unidades	Donaciano-Domínguez, 2022*	Oviedo-Torres, 2022**
pH	-	5.39 ± 0.2	5.44 ± 0.54
Humedad	%	52.25 ± 29.05	52.74 ± 31.8
Acidez Total	(CaCO ₃ mg/L)	3102 ± 640.57	3140.5 ± 590.01
Alcalinidad Total	(CaCO ₃ mg/L)	3375.90 ± 1869.12	290.7 ± 120.71
Dureza Total	(CaCO ₃ mg/L)	2590.45 ± 973.20	-
DQO	mg/L	27130.68 ± 454.38	29783.6 ± 421.34
NO₃⁻	mg/L	9.61 ± 0.47	10.8 ± 1.72
NO₂⁻	mg/L	1.56 ± 0.35	2.12 ± 0.63
NH₄⁺	mg/L	301.51 ± 0.51	356.49 ± 6.12
ST***	g	4.2 ± 0.55	4.2 ± 0.52
SF***	g	0.2 ± 0.06	0.2 ± 0.05
SV***	g	3.81 ± 0.6	3.8 ± 0.6

*Muestreo de 52 casas habitación que realizaban la separación primaria de residuos (orgánico e inorgánico).

**Muestreo de 50 hogares unifamiliares, es decir, sólo vivía una familia de 5 integrantes por casa y realizaban la separación primaria de residuos (orgánico e inorgánico).

*** ST (sólidos totales), SF (sólidos fijos) y SV (sólidos volátiles).

Flotats *et al.* (2001), menciona que los microorganismos presentes en cada etapa del proceso desarrollan su actividad dentro de un rango diferenciado de pH lo más cercano a la neutralidad. Algunos residuos de baja capacidad amortiguadora (de baja alcalinidad) tienden a requerir el control del pH de forma externa, con el fin de prevenir la caída del pH por la generación AGV's en la primera y segunda etapa del proceso de DA. El mismo autor realizó un ensayo con purines de cerdo para probar su capacidad para regular permanentemente el pH debido a su alto nivel de alcalinidad, admitiendo que dicha característica debe estar entre un valor de 2 y 3 g de CaCO₃/L para aportar el suficiente poder amortiguador al proceso.

Bajo este contexto, la selección de un CoS podría aportar las características fisicoquímicas necesarias para amortiguar el pH de la FORSU y para llevar a cabo la CoDA evitando los efectos negativos de la acidez. Dado que la acidificación del medio puede relacionarse con etapas de hidrólisis y acidogénesis de la DA, provocando la acumulación de AGV's por la prevalencia de microorganismos acidogénicos y provocando la inhibición de la fase metanogénica (Oviedo-Torres, 2022).

3.1 Aguas residuales tratadas como CoS

Las aguas residuales tratadas (ART) de fuentes industriales y municipales, se han estudiado para la CoDA de FORSU y han sido reportadas como una buena forma de CoS, por diferentes autores.

Por ejemplo, Elango *et al.* (2007), realizaron un estudio para investigar la producción de biogás mediante la CoDA a partir de RSU y ART's domésticas como CoS. Utilizaron un reactor operado en continuo y evaluaron diferentes tasas de carga orgánica (0.5; 1.0; 2.3; 2.9; 3.5 y 4.3 kg SV/m³d) a un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 25 días. Los autores reportaron una producción máxima de biogás de 0.36 m³/kgSVd,

cuando usaron una tasa de alimentación orgánica de 2.9 kg SV/m³d. La calidad del biogás producido durante el proceso fue del 68-72% de CH₄. Sin embargo, los residuos sufrieron un pretratamiento de secado, trituración y el pH fue mantenido entre 6.5–7.5 agregando hidróxido de sodio.

Zhang *et al.* (2011), realizaron un estudio para evaluar la viabilidad de la CoDA de desechos de alimentos procedentes de una cafetería universitaria y AR's de una granja porcina. Los desperdicios de alimentos fueron sometidos a un proceso de trituración y tamizado. El AR contenía heces, orina y agua del grifo. El ensayo se llevó a cabo a un TRH de 30 días, con una carga de 2.3 gSV/Ldía. Los autores reportaron que el proceso de CoDA mostró una mayor estabilidad y productividad de biogás asociada a la presencia de oligoelementos (Co, Ni, Mo y Fe), una mayor actividad enzimática y una mejora en el rendimiento del proceso, reportando un PBM de 0.396 m³ CH₄/kg SV. Además, señalan que el proceso de CoDA permitió controlar el proceso en términos del pH, debido a que el AR utilizada como CoS no permitió la acumulación de AGV's y mejoró la tasa de producción de CH₄.

Moñino *et al.* (2016), realizaron un estudio para evaluar la CoDA y la producción de CH₄ de residuos alimentarios con AR's domésticas de una planta piloto de tratamiento anaerobio. Los residuos alimentarios provinieron de una serie de cafeterías de un campus universitario. Los experimentos se realizaron por duplicado en reactores de 500 mL con un volumen de líquido de trabajo de 400 mL y 100 mL de espacio de cabeza. Los reactores fueron sellados herméticamente para simular la degradación anaeróbica de los residuos alimentarios y mantenidos a una temperatura constante de 35 °C. Los autores concluyeron que la producción de CH₄ aumentó en relación con la mejora en la biodegradabilidad de la materia orgánica presente en el proceso, la cual llegó a un 73% al combinar el

residuo alimentario con el AR doméstica, aumentando la producción de biogás 2.9 veces, aun y cuando el pH del proceso oscilo entre 5.5 - 7.

Por otra parte, Tawfik y Qelish (2012), reportaron que el uso de AR doméstica tiene un alto contenido de carbohidratos y alcalinidad que amortigua el pH en el proceso de DA, por lo tanto, mejora la estabilidad del proceso.

Por lo anterior, en este trabajo se propone evaluar el proceso de CoDA de FORSU:ART, como estrategia para amortiguar el pH de la FORSU generada en hogares unifamiliares del municipio de Toluca, además de evaluar el PBM del proceso para establecer el rendimiento y producción de CH₄, con la finalidad de determinar la viabilidad de la CoDA (Koch *et al.*, 2017; Castro-Molano *et al.*, 2019).

4. JUSTIFICACIÓN

El desarrollo sostenible de la sociedad humana se ha visto amenazado por las crisis energéticas y la contaminación ambiental. La DA ha atraído considerable atención por su alta eficiencia en el tratamiento de residuos orgánicos y la producción de metano, que no sólo puede controlar la contaminación ambiental, sino también producir bioenergía simultáneamente. La DA puede verse como una plataforma tecnológica versátil para la valorización energética de diversos tipos de residuos orgánicos con características de ser robusta y eficiente.

Investigaciones realizadas en el Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), demostraron que la FORSU generada por hogares unifamiliares del municipio de Toluca, en el Estado de México, presentan un pH ácido (5.0 ± 0.5). También demostraron que es difícil ser tratada por MonoDA, debido a que inhibe la fase metanogénica. Además, se probó que el uso de un amortiguador químico externo (NaHCO_3) no presenta la suficiente capacidad amortiguadora, además de incrementar los costos del proceso de DA. Por lo que una opción es llevar el proceso de CoDA de la FORSU utilizando el agua residual tratada (ART) como co-sustrato que amortigüe el pH del sistema. Además de dar un reúso a las aguas residuales (AR's) que han sido tratadas, pero que no son aptas para el consumo o como agua de riego para los cultivos, pero si para la obtención de beneficios tecnológicos y económicos que permitan un mayor aprovechamiento de sus capacidades.

5. HIPÓTESIS

La co-digestión anaeróbica (CoDA) de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) con agua residual tratada (ART) como cosustrato (CoS) aportará la suficiente capacidad amortiguadora para mantener un pH estable durante la digestión de los residuos.

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Evaluar el proceso de co-digestión anaeróbica (CoDA) utilizando la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) y un agua residual tratada (ART) a través del potencial bioquímico de metano PBM.

6.2 Objetivos específicos

- Evaluar el proceso de CoDA en cultivo discontinuo a cuatro diferentes relaciones de FORSU:ART.
- Determinar el PBM de las cuatro relaciones evaluadas.
- Determinar la cantidad y pureza (calidad) del biogás producido durante CoDA.

7. METODOLOGÍA.

7.1 Origen y características fisicoquímicas de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU)

La FORSU fue proporcionada por el Laboratorio de Tecnodesarrollo de Residuos Sólidos y Líquidos del IITCA originada en 50 casas habitación del municipio de Toluca, en el Estado de México. La muestra recibida fue previamente sometida a una caracterización volumétrica *in situ* (conforme a la norma mexicana NMX-AA-019-1985) y a un muestreo de cuarteo siguiendo la NMX-AA-015-1985, el cual consiste en formar un montículo del residuo (Figura 4A), triturar el residuo (Figura 4B) y dividirlo en cuatro partes iguales (cuartiles) (Figura 4C); para finalmente tomar dos cuartas partes de los cuartiles diagonales con la finalidad de tener una muestra homogénea y representativa.

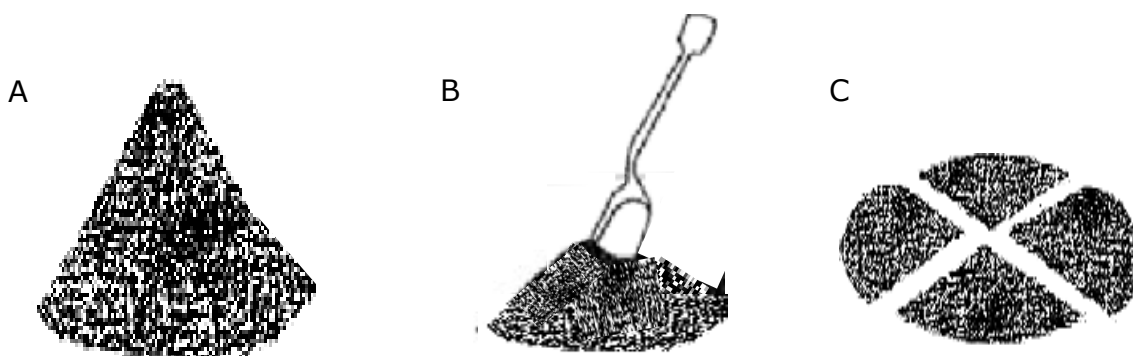


Figura 4. Muestreo de cuarteo: A) Montículo de residuo sin triturar; B) Montículo triturado; C) Cuartiles del residuo triturado.

Posteriormente la muestra fue llevada al Laboratorio de Calidad del Agua del IITCA para realizar una caracterización fisicoquímica en términos de: DQO, SV, fosfatos, compuestos nitrogenados (nitrato, nitrito, amonio), pH, acidez y alcalinidad, siguiendo lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-052-1985. Una vez que es caracterizada la muestra, se tomaron 2 Kg para realizar el ensayo de CoDA.

7.2 Origen y características fisicoquímicas del agua residual tratada (ART).

El ART fue obtenida del efluente de la laguna facultativa de la planta de tratamiento del IITCA (Imagen 1), la cual trata una mezcla de aguas residuales industriales de giro alimentario y municipal.



Imagen 1. Constitución de la planta de tratamiento de agua de la muestra: A) Planta de tratamiento de Aguas Residuales del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA). B) Laguna facultativa de la planta de tratamiento del IITCA.

La muestra de agua fue trasladada y analizada considerando los mismos parámetros de la caracterización fisicoquímica de la FORSU. El tratamiento de la muestra consistió en una homogenización manual con una varilla de vidrio por 5 min y posteriormente fue vertida en tres conos Imhoff con capacidad de 1 L durante 30 minutos, con la finalidad de permitir la sedimentación del material particulado presente en el agua residual (Imagen 2). Posteriormente, el agua fue filtrada por vacío utilizando un kit de filtración (una bomba de vacío, matraz Kitasato, embudo Buchner y filtros con porosidad de 300 micras) para reducir la turbidez y mejorar la calidad de la muestra (ya que existía la presencia de microalgas) (Imagen 3). Una vez concluida la filtración, se procedió a tomar 2.5 L del agua filtrada para caracterizarla y para llevar a cabo el ensayo de CoDA.



Imagen 2. Conos Imhoff con la muestra de ART para la sedimentación de material particulado.



Imagen 3. Filtración del ART después del proceso de sedimentación, implementando un kit de filtración.

7.3 Evaluación del proceso de CoDA en cultivo discontinuo a cuatro diferentes relaciones de FORSU:ART

La evaluación del proceso de CoDA en cultivo discontinuo se llevó por triplicado en botellas serológicas de borosilicato con volumen nominal de 120 mL y un volumen operacional (Vop) de 80 mL. Se evaluaron 4 diferentes relaciones FORSU:ART (Tabla 3). En todos los casos se mantuvo constante el volumen de FORSU (60 mL), debido a que la muestra fue triturada hasta conseguir partículas de la muestra de tamaños milimétricos para poder ser agregadas a las unidades experimentales de forma más sencilla; y sólo se varió el volumen de ART. Para complementar el Vop de los ensayos se adicionó el agua de grifo (AG). Cada unidad experimental fue inoculada con 1 g SSV/mL de lodo granular anaerobio activo de una planta de tratamiento anaerobio de AR's (proporcionado por la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma, UAM-L).

Tabla 3. Diferentes relaciones FORSU:ART evaluadas este estudio.

Relación	FORSU (mL)	ART (mL)	AG (mL)
Control FORSU	60	-	20
Control ART	-	80	0
60:5	60	5	15
60:10	60	10	10
60:15	60	15	5
60:20	60	20	0

FORSU: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos; *ART*: Agua residual tratada; *AG*: Agua de grifo.

Cada una de las unidades experimentales (botellas serológicas) fueron selladas herméticamente con tapones de bromobutilo y arillos de aluminio con centro desprendible, para poder realizar las mediciones de biogás y CH₄. Las unidades fueron mantenidas a 35 °C sin control de pH por 400 horas y con muestreo diarios.

Las unidades experimentales fueron evaluadas de forma continua a través de la producción volumétrica acumulada de CH₄ y biogás. También se evaluó el PBM (Ec. 1) y las tasas específicas de producción (q_{CH₄}) utilizando el modelo logístico de Gompertz (Ec. 2) (Acuña *et al.*, 1999) y el programa de regresión no lineal OriginPro 9.0 (OriginLab Inc) que permite una mayor aproximación de los perfiles no lineales de las cinéticas de cultivo.

$$PBM = \frac{CH_4}{SV} \quad [Ec. 1]$$

Donde:

PBM: Potencial bioquímico de metano [=]mL/gST

CH₄: Producción volumétrica acumulada de metano [=] mL

SV: Sólidos volátiles adicionados [=] g

Modelo logístico de Gompertz (La resolución matemática se presenta en el anexo 2).

$$q = a \exp^{-\exp[-K(t)]} \quad [Ec. 2]$$

Donde:

*q: Es el biogás o CH₄ acumulado [=] mL/gST*t*

a: La máxima producción biogás o CH₄ [=] mL/gST

K: Tasa de hidrólisis [=] t⁻¹

t: Tiempo transcurrido de la digestión [=] t

“a” y “k” se obtienen de la derivación del modelo de Gompertz y obtenidos en el programa OriginPro 9.0, permitiendo calcular las velocidades específicas de producción al considerar que $q_{\text{biogás o CH}_4} = 0.368 a * k$ [mg biogás o CH₄ /L-h] (Draper & Smith, 1981).

Adicionalmente de forma global se determinó la eficiencia de consumo de DQO (Ec. 3), así como el cambio de pH, la variación en la concentración de amonio y SV al inicio y final de cada control y relación FORSU:ART evaluada.

$$\%Ef = \frac{DQO_i - DQO_f}{DQO_i} * 100 \quad [Ec. 3]$$

Donde:

%Ef: Es la eficiencia de consumo de DQO [%]

DQO_i : Es la concentración de demanda química de oxígeno inicial [=] mg O_2/L

DQO_f : Es la concentración de demanda química de oxígeno final [=] mg O_2/L

Todas las variables nos proporcionan datos que describen el comportamiento cinético, fisiológico y bioquímico del proceso de CoDA en cultivo discontinuo (Trzcinski & Stuckey, 2012).

7.4 Monitoreo de la producción de CH_4 y biogás

La producción de CH_4 se determinó a través de la prueba indirecta de desplazamiento (gas-líquido) con una solución de NaOH 1N a pH 12 (Cárdenas-Claves *et al.*, 2016). La producción de biogás también fue determinada por desplazamiento, pero con una solución de NaCl concentrada (9 g/L) a un pH 2 y con rojo de metilo como indicador de pH (Cárdenas-Claves *et al.*, 2016). En la Figura 5, se esquematiza el método implementado para la cuantificación de CH_4 y biogás por la prueba indirecta de desplazamiento (gas-líquido).

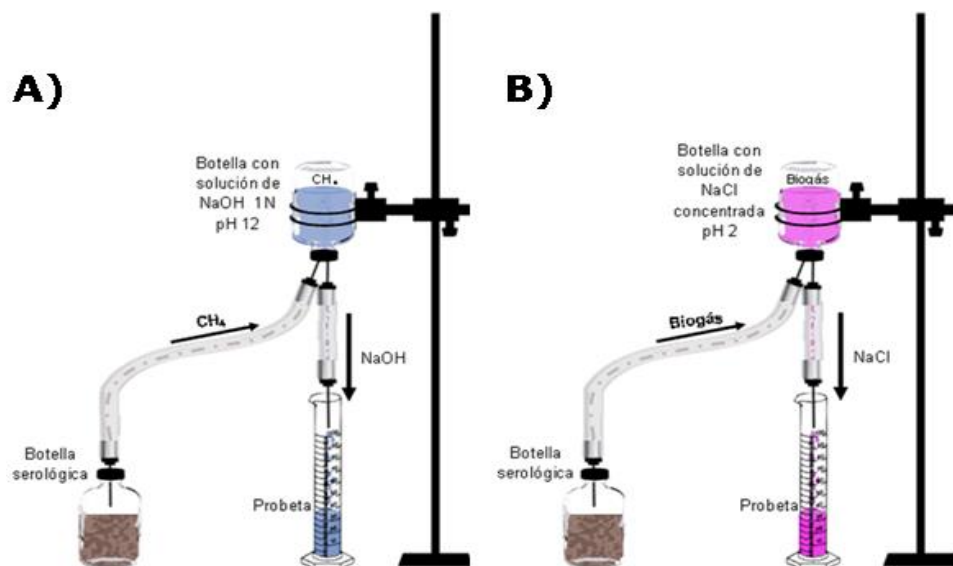


Figura 5. Esquemización de la cuantificación por la prueba indirecta de desplazamiento gas-líquido: A) CH_4 y B) Biogás (Modificado de Cárdenas-Claves *et al.*, 2016).

7.5 Métodos y técnicas analíticas

7.5.1 Muestreo por método de cuarteo.

Los desechos fueron proporcionados en bolsas de polietileno selladas y etiquetadas (NMX-AA-015-1985), impidiendo la interacción con el sol, ambiente o la presencia de derrames. El método de cuarteo consiste en colocar los residuos sobre un área plana de 4 x 4 m formando un montículo (Imagen 4A) para su posterior trituración para disminuir su tamaño y lograr una muestra homogénea. En la imagen 4 se muestran fotos representativas del montículo del residuo (4A), del residuo triturado utilizando una pala (4B) y finalmente el residuo dividido en cuatro partes iguales (cuartiles) (4C) del cual se tomaron dos cuartas partes de los cuartiles diagonales obteniendo una muestra homogénea y representativa para los análisis fisicoquímicos y los ensayos para evaluar el PBM.

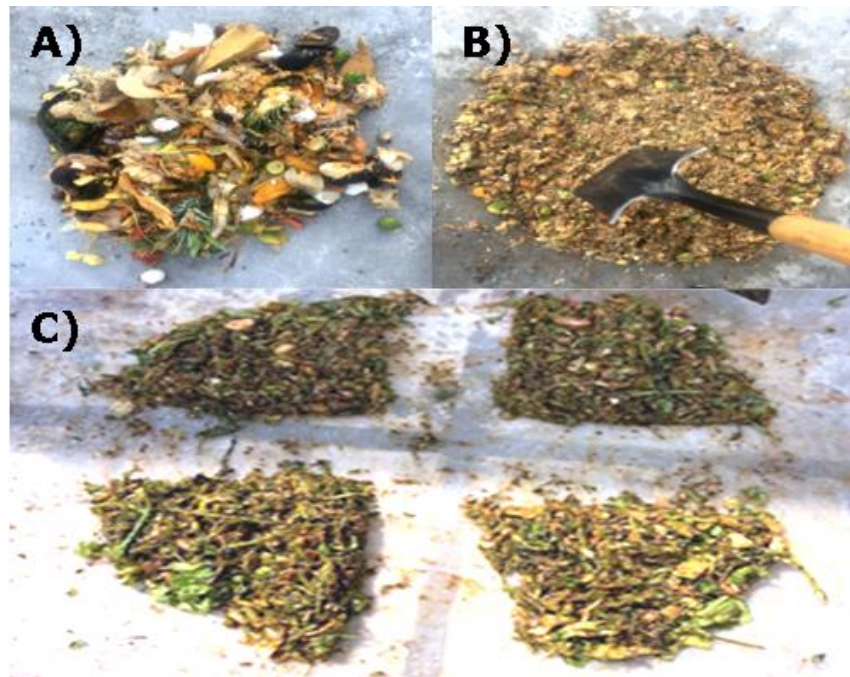


Imagen 4. Muestreo por método de cuarteo: A) Composición de la muestra recolectada de FORSU. B) Proceso de trituración con el uso de pala. C) Muestra de FORSU triturada en cuartiles.

7.5.2 Muestreo de agua residual.

Se realizó un muestreo simple del efluente del agua residual tratada a la salida de la laguna facultativa de la planta de tratamiento del IITCA. El muestro simple consistió en tomar el efluente en un día normal de operación de la planta de tratamiento durante el tiempo suficiente para tomar 10 litros de agua (suficiente volumen para llevar el análisis fisicoquímico y los ensayos en cultivo lote para obtener el PBM) aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestro (NMX-AA-003-1980). Se anexa el procedimiento descrito por la norma (Anexo 1).

7.5.3 Compuestos carbonados

La eficiencia de los sistemas biológicos usualmente se mide en términos de la DQO, que corresponde al oxígeno necesario para oxidar químicamente la materia orgánica.

La DQO se determinó a través de digestión ácida por reflujo cerrado con dicromato de potasio, en un espectrofotómetro HACH DR600 a 600 nm, siguiendo el Método Estándar para el Análisis de Agua y Aguas Residuales 5220-D (Standard Methods for American Public Health Association (APHA), 2000).

7.5.4 Compuestos nitrogenados

El nitrógeno de amonio (N-NH_4^+), fue medido siguiendo la norma estándar ASTM D1426-08 método B, usando un electrodo (pHoenix Electrode Co. Mod. NH331501) con membrana selectiva al gas amonio (NH_3).

El N-NO_3^- se cuantificó mediante el método espectrofotométrico utilizando kits HACH, método 10020; el cual lleva a cabo una reacción ácida entre el nitrato presente en la muestra con ácido cromotrópico, que

produce una coloración amarilla, la cual es detectada a 440 nm (Espectrofotometro UV-Vis, Thermo Scientific, GENESYS 10 S).

En el caso del análisis de nitrito (NO_2^-) se empleó el Kit HACH TNT 840, el cual lleva a cabo una diazotización del nitrito contenido en la muestra con ácido sulfanílico, provocando el viraje a un color rosa que es detectada a 440 nm (Thermo Scientific, GENESYS 10 S).

7.5.5 Análisis gravimétricos y volumétricos

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) fueron determinados por gravimetría, siguiendo lo establecido en la NMX-AA-034-SCFI-2015.

La acidez total fue medida por titulación con NaOH a un pH de 8.3. A 10 mL de muestra se le adicionaron 2 gotas de fenolftaleína. La acidez total fue determinada en función del gasto de NaOH hasta el vire de color (de amarillo a canela) y aplicando la ecuación 4 (NMX-AA-036-SCFI-2001)

$$Acidez_{total} = \frac{(A*B)(50)(1000)}{c} [=] mgCaCO_3/L \quad [Ec. 4]$$

Donde:

A: Volumen de NaOH.

B: Normalidad del NaOH.

C: Volumen de la muestra [=] mL.

50: Factor de conversión eq/L [=] mg CaCO₃.

1000: Factor de conversión [=] mL a L.

7.5.6 Determinación de pH

La determinación de pH se realizó con un potenciómetro (Hach, Multiparameter meters sension56) siguiendo el método de prueba descrito en la norma mexicana NMX-AA-25-1984, que indica que, 10 g de muestra debe suspenderse en 90 mL de agua destilada y mantener la solución en

agitación constante por 10 minutos y dejar reposar la solución por 30 minutos. Al concluir el tiempo de reposo, se procedió a realizar la medición del pH.

8. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

8.1 Caracterización fisicoquímica de la FORSU y el ART

Para poder tener una mejor noción del desarrollo de la CoDA, se realizó la caracterización de la FORSU y del ART, considerando los parámetros más importantes a lo largo del proceso (acidez, alcalinidad, DQO, fosfatos, nitratos, nitritos y pH); los resultados se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica del ART y FORSU.

PARÁMETRO	FORSU	ART
DQO (g/L)	8.8±0.2	0.355±0.05
SV (g)	3.77 ± 0.4	ND
Fosfato (mg/L)	12.6±0.1	13.2±0.5
Nitrato (mg/L)	10.8±1.8	29.1±0.5
Nitrito (mg/L)	1.1±0.1	0.20±0.09
Amonio (mg/L)	327.18 ± 0.78	ND
pH (g/L)	5.1	8.1
Acidez (CaCO ₃ mg/L)	1237±2.5	ND
Alcalinidad (CaCO ₃ mg/L)	1193±5.1	6732±5

ND: No determinado

La caracterización permitió establecer a la FORSU, como sustrato principal, debido a que presentó una mayor concentración de materia orgánica (8.8 g DQO/L) en comparación con el ART (0.355 g DQO/L). En términos de nutrientes, se observa una diferencia de 0.6 mg/L en la concentración de fosfato entre la FORSU y el ART; mientras que, con respecto a los compuestos nitrogenados inorgánicos, la FORSU exhibe una

concentración de nitrato 2.7 veces mayor y 5.5 veces menor en la concentración de nitrito al compararse con el ART. Sin embargo, no se pudo medir la cantidad de amonio del ART, por lo que no fue posible determinar su aporte (Tabla 4). Sin embargo, los valores de nitrógeno amoniacal de la PTAR oscilan entre 5 y 30 mg/L. Así de forma general, los resultados sugieren una relación DQO/N-inorgánico alta (>100) al combinar la FORSU y el ART; además el ART presentó un pH de 8.1 y un valor de alcalinidad seis veces mayor al valor de la FORSU que podría proporcionar poder amortiguador durante todo el proceso CoDA (González *et al.*, 2022; Ferdeş *et al.*, 2023).

Donaciano-Domínguez (2022), quien llevó a cabo la MonoDA de la FORSU generada por hogares unifamiliares del mismo sitio de estudio de este trabajo, reportó que es necesario implementar estrategias para amortiguar el pH del proceso de MonoDA. Esto debido a que la FORSU presenta valores de pH ácido que no favorece el proceso, lo cual provoca una falla en la MonoDA, decayendo en las primeras 20 horas por inhibición del producto, asociado a la acumulación de AGV's (Laiq-Ur-Rehman, *et al.*, 2019; González *et al.*, 2022; Ferdeş *et al.*, 2023).

Por otra parte, de acuerdo con Oviedo-Torres (2022), la adición de un amortiguador químico (NaHCO_3), en la MonoDA de la FORSU, favorece las etapas fermentativa y acidogénica de la DA, provocando la acumulación de AGV's y la inhibición de la fase metanogénica, por lo que el autor propone el uso de CoS, como estrategia para amortiguar el pH del proceso de forma paulatina.

8.2 Evaluación de la CoDA FORSU:ART en cultivo discontinuo

Los perfiles de producción de biogás y CH_4 de los controles y la CoDA de FORSU:ART del cultivo discontinuo a las diferentes relaciones probadas (60:5, 60:10, 60:15 y 60:20), se muestran en la Figura 6.

En la Figura 6, se puede observar también que en el ensayo control de ART la producción de biogás (5 ± 1.5) y CH_4 (1.6 ± 1) es mínima. Por otro lado, en el ensayo control de FORSU se observa una producción acumulada de 335 mL biogás y de 186 mL CH_4 . Estos volúmenes son semejantes a los ensayos de CoDA e incluso superiores, en términos de producción de CH_4 , a las cuatro relaciones probadas en este trabajo. Esto implicaría que el proceso de CoDA es afectado por el ART en este ensayo.

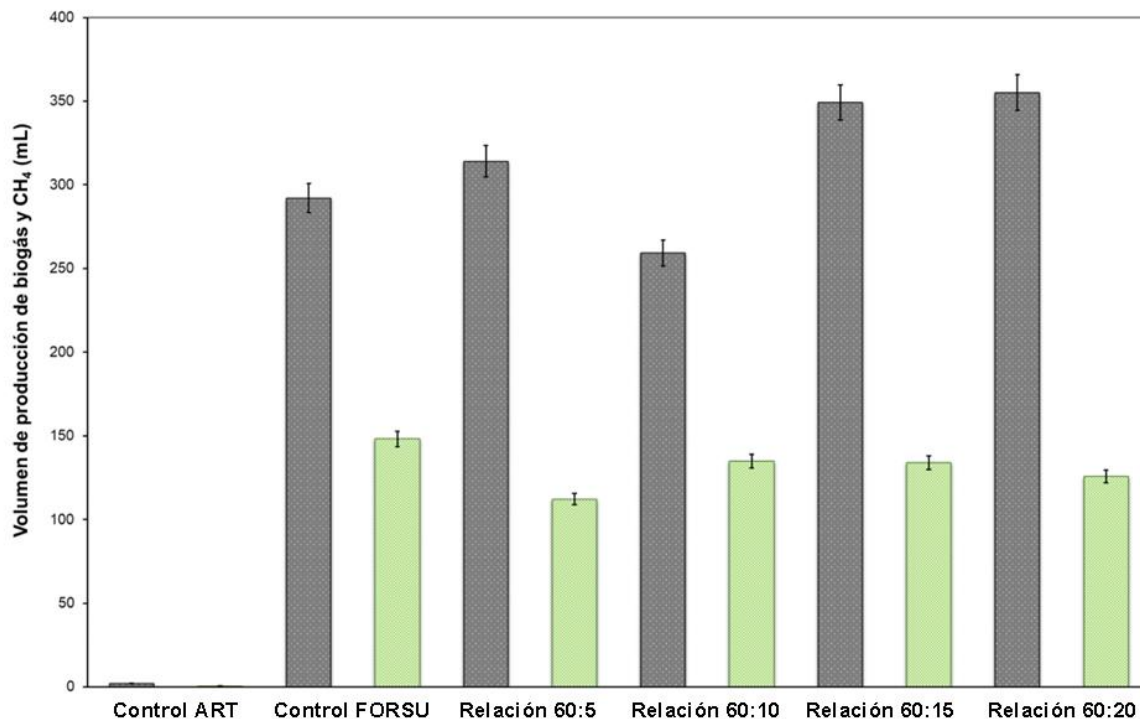


Figura 6. Volumen de producción de biogás y CH_4 acumulado en la CoDA de FORSU:ART.

Sin embargo, se puede observar que en el ensayo de CoDA a la relación 60:10, aún y cuando la producción de biogás es menor (304.4 ± 14.6 mL) al del ensayo control con FORSU (355 ± 17.5 mL), su composición fue la mejor, ya que presentó el mayor porcentaje de volumen de CH_4 (53.6%). Por otra parte, en las relaciones 60:15 y 60:20, se aprecia la mayor producción de biogás (411 ± 24.6 y 413 ± 28.1 , respectivamente) pero con un menor volumen de la producción de CH_4

(159 ± 11.4 y 148 ± 15.7). Por lo tanto, el biogás se puede considerar pobre en términos del potencial calorífico, ya que el porcentaje de CH_4 para ambas relaciones fue en promedio del 37%, trece puntos porcentuales por debajo del valor teórico (50%) (Anyaku & Baroutian, 2018; Bakhov *et al.*, 2014). Al inicio y final de cada ensayo se evaluó el comportamiento del pH, acidez y DQO (Tabla 5), este último permitió determinar la eficiencia de consumo de DQO ($\%E_{f_{DQO}}$).

Tabla 5. Estado inicial y final del proceso de CoDA a las diferentes relaciones probadas de FORSU:ART.

ENSAYO	PARÁMETRO						
	DQO (g/L)		Ef _{DQO}	pH		Acidez (CaCO ₃ g/L)	
	Inicial	Final	(%)	Inicial	Final	Inicial	Final
Control ART	0.35±0.05	0.32±0.05	0.8	8.1±0.1	7.1±0.1	ND	ND
Control FORSU	8.8±0.2	7.8±0.2	11.36	6±0.1	4±0.2	1.23±0.02	12.96±0.25
Relación 60:5	9.14± 0.7	8.05± 0.7	11.92	6.1±0.1	3.9±0.1	4.35±0.01	11.82±0.2
Relación 60:10	9.28±0.6	7.49±0.6	19.71	6.1±0.2	3.7±0.2	7.92±0.08	12.19±0.01
Relación 60:15	11.2±0.7	10.17±0.7	9.19	6.1±0.1	3.9±0.1	3.96±0.03	13.12±0.09
Relación 60:20	11.12±0.3	10.14±0.3	8.75	6.1±0.2	3.9±0.1	2.67±0.01	13.00±0.2

ND: No definido

En la tabla 5, se observa que existe un incremento de la DQO al ir cambiando las relaciones FORSU:ART y se observa una disminución al finalizar todos los ensayos, aún en el ensayo control de ART, el cual presentó la menor producción de biogás y CH₄ (Figura 6). Para el ensayo control de FORSU, se puede observar una eficiencia de consumo de DQO (%E_{fDQO}) del 11,36. Por otra parte, se puede apreciar que el ensayo a una relación de 60:10 presentó la mayor %E_{fDQO} (19.71); y que la relación 60:20 fue la que presentó la menor %E_{fDQO} (8.75); lo que reafirma que el ART tuvo un efecto negativo en el proceso de CoDA.

Considerando que el agua que recibe la planta de tratamiento de aguas residuales del IITCA es, principalmente, de origen industrial (80%) y, que el parámetro de DQO al ingresar a la planta se encuentra entre 4000 a 5000 mg/L; logrando disminuir dicha concentración a valores 1.7 veces por arriba del límite máximo permisible (210 mg DQO /L en valor instantáneo) para descarga a canales y drenajes (NOM-001-SEMARNAT-2021); donde la presencia de sustancias recalcitrantes pudieron afectar el proceso de CoDA, ya que de acuerdo con Petrie *et al.*, 2015, las aguas residuales industriales tratadas pueden contener y concentrar contaminantes que afectan a los sistemas de tratamiento biológicos. Sin embargo, se presentó una mayor concentración de DQO al inicio del proceso en las relaciones probadas con una producción mayor de biogás y una baja eficiencia de remoción al final. Favoreciendo la actividad hidrolítica en la DA y la acumulación de AGV's provocando la disminución en la producción de CH₄ (Donaciano-Domínguez, 2022). La acumulación de estos intermediarios se observa comúnmente durante la conversión anaeróbica de desechos fácilmente degradables (Luna-Avelar *et al.*, 2021; Ferdeş *et al.*, 2023).

Los valores del pH al inicio de los ensayos mostraron un valor ácido, tanto para el control de la FORSU como en las diferentes relaciones

probadas; siendo de 6 para el ensayo control de FORSU y de 6.1 para cada una de las mezclas probadas, aún y cuando el ART presentó pH inicial de 8.1 (Tabla 5). Por tanto, el proceso de CoDA en este trabajo se llevó a cabo por debajo de los valores de pH reportados como óptimos (6,5 y 7,5), principalmente, para los microorganismos involucrados (bacterias metanogénicas) en la etapa metanogénica (Leung & Wang, 2016; Ferdes *et al.*, 2023). Sin embargo, algunos autores han reportado que el proceso de DA y CoDA puede llevarse a cabo a valores bajos de pH (5-6), pero con bajas producciones de metano y una rápida acidificación del proceso cuando se tiene una baja capacidad amortiguadora (Latif *et al.*, 2015; Deepanraj *et al.*, 2015; Lu *et al.*, 2020).

El pH y el parámetro de acidez en este trabajo validan de forma indirecta la generación de AGV's. Como podemos observar en la Tabla. 5, tanto en el control de FORSU como en las relaciones evaluadas, se observa una disminución del pH (en general valores de $\text{pH} < 4$) y un incremento en el parámetro de acidez al finalizar el proceso, que indica la presencia de sustancias disociadas en el agua (Sun *et al.*, 2016). De acuerdo con Ferdes *et al.*, (2023) los cambios de pH en la DA, supone la acumulación de AGV's y supera la capacidad *amortiguadora*, provocando el declive de la producción de CH_4 ; ya que a valores de $\text{pH} < 5.0$ se puede inhibir el metabolismo de las bacterias metanogénicas (Laiq-Ur-Rehman *et al.*, 2019; Lu *et al.*, 2020; González *et al.*, 2022).

8.3 Parámetros cinéticos del modelo de Gompertz.

En la Figura 7A y 7B, se muestran los perfiles de producción acumulada de biogás y CH_4 (mL/gSV) respectivamente. En este se puede observar que desde el inicio de la cinética se tuvo producción. Sin embargo, cada relación alcanzó la asíntota a un tiempo distinto. Por ejemplo, el control de ART y de FORSU presentaron su asíntota a las 27 y 146 horas de cultivo, respectivamente. Mientras que para la relación 60:5,

la asíntota se alcanza a las 110 horas y para las relaciones 60:15 y 60:20, aproximadamente, a las 150 horas respectivamente. No obstante, para la relación 60:10 no se observa una asíntota en la producción de biogás a lo largo de las 400 horas de evaluación, mientras para la producción de CH_4 si se puede ver que la generación se mantiene constante a partir de las 146 horas.

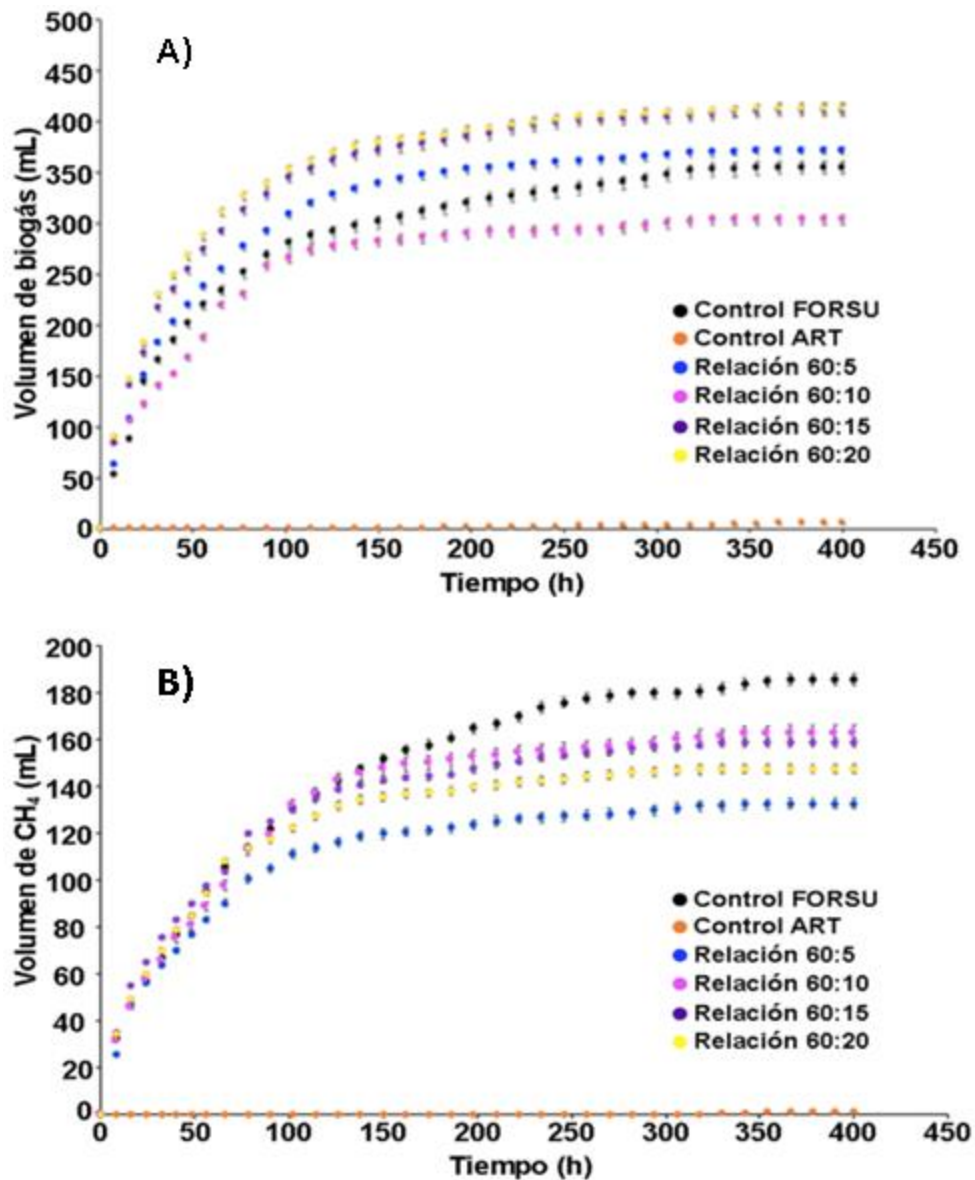


Figura 7. Volumen acumulado de biogás (A) y CH_4 (B) con respecto al tiempo de retención de la CoDA.

En la Figura 8 (A y B, producción de biogás y CH₄, respectivamente) se muestra el ajuste de linealización de los datos obtenido del modelo de Gompertz procesado en el programa OriginPro 9.0 (OriginLab Inc).

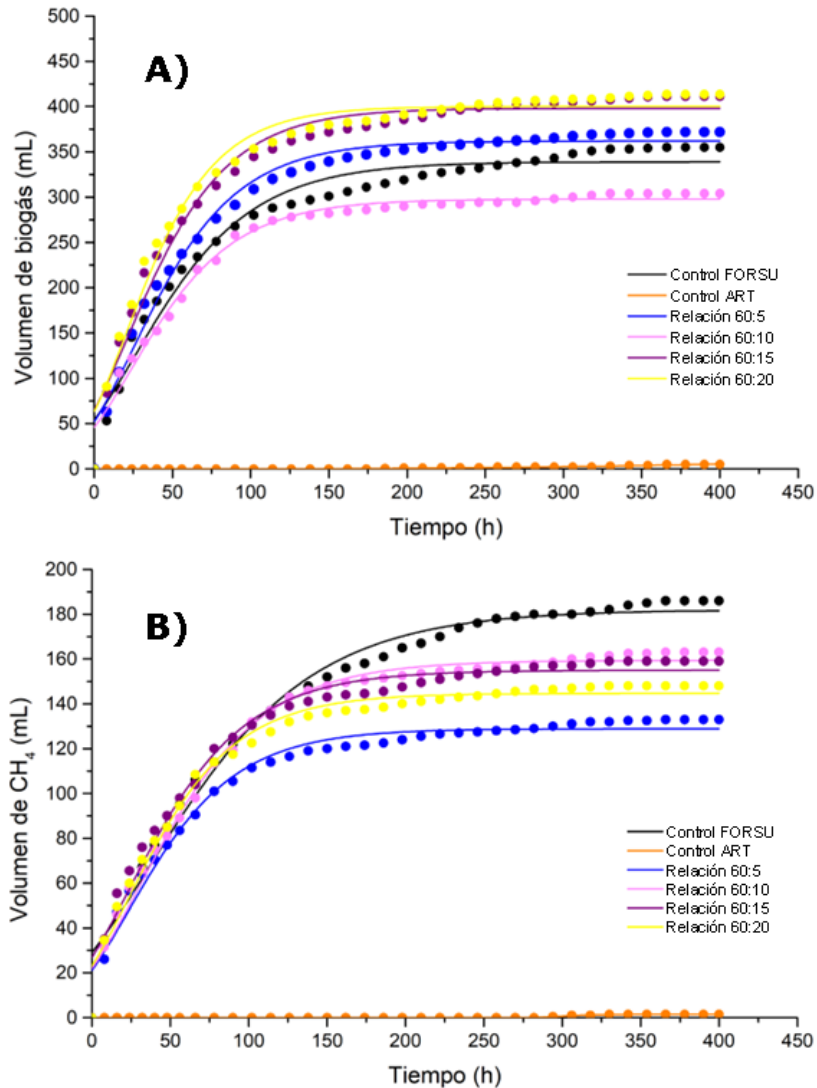


Figura 8. Ajuste estadístico por modelo logístico de Gompertz a los datos experimentales de producción de biogás (A) y CH₄ (B) durante la CoDA.

El ajuste cinético, empleando en el modelo de Gompertz, permitió establecer las tasas de producción de gas con una buena confiabilidad de acuerdo con los coeficientes de correlación obtenidos (valores mayores a 0.96 y 0.97 en términos de biogás y CH₄, respectivamente) (Tabla 6); los cuales denotan un buen ajuste en las relaciones probadas al tener un valor

cercano a 1. De acuerdo con Bohutskyi *et al.* (2019) y Solarte-Toro *et al.* (2017), un coeficiente de correlación mayor a 0.90 revela un buen ajuste utilizando el modelo de Gompertz para describir la producción acumulada (y : mL/gST) con respecto al tiempo (h) (Matheri *et al.*, 2018).

En la tabla 6 se concentraron los datos obtenidos de la linealización del modelo de Gompertz en el programa OriginPro 9. En el caso del biogás, se obtuvieron valores de a y k mayores a 299 y 0.2; mientras que los valores para el CH_4 fueron superiores a 130 y 0.2, para las relaciones de la CoDA. Para el control de ART la producción de biogás fue despreciable; contrario al control de FORSU que llegó a un nivel similar al obtenido de las relaciones.

Las tasas específicas de producción de biogás y CH_4 se presentan en orden ascendente de la siguiente manera: control con ART < control de FORSU < 60:10 < 60:5 < 60:15 < 60:20. Siendo el valor de la tasa más alta de biogás de 4.0142 mL biogás/ gSV*h; mientras el CH_4 de 1.3615 mL CH_4 / gSV*h (Tabla 6).

La literatura sobre la CoDA de FORSU en condición de mesófila, muestra una diferenciación considerable en los resultados reportados en este ensayo. Por ejemplo, Bolzonella *et al.* (2006) reporta una tasa de producción de CH_4 de 17 mL/gSV*h; Derbal *et al.* (2009) observan una tasa promedio de producción de biogás de 12.2 mL/g SV*h; Björn *et al.* (2017), utilizaron la FORSU como CoS, con lodos de depuradora primarios y residuales para la producción de biogás, a una proporción de 3:1 sobre SV como base. Los resultados demostraron que la CoDA a una tasa de carga orgánica de 0.2083 mgSV/mL*h tiene el potencial de aumentar la producción de biogás aproximadamente cuatro veces. La producción diaria de biogás aumentó de 0.0416 a 0.1583 mL de biogás/mL*h, con una producción específica de CH_4 de 420 ± 30 mL de CH_4 /gSV. Donaciano-Domínguez (2023), utilizando FORSU obtenida en del mismo sitio que este

trabajo, reportó una tasa específica de producción de 6.85 ± 0.3 mL de $\text{CH}_4/\text{gSV} \cdot \text{h}$; un valor mayor a lo encontrado en este estudio. Estas diferencias se atribuyen a las condiciones de operación, como a la dependencia de las características de los sustratos (Vicentin *et al.*, 2019).

Tabla 6. Parámetros obtenidos de la linealización de datos por modelo de Gompertz en OriginPro 9.

Ensayo	Biogás				Metano			
	a	k	q_{Biogas}	R^2	a	k	q_{CH_4}	R^2
Control ART	6.0661±0.43	0.0106±0.001	0.0236	0.9668	1.5057±0.013	0.0729±0.005	0.0404	0.9958
Control FORSU	344.1971±3.36	0.0219±0.001	2.7688	0.9647	183.6795±1.42	0.0161±0.0007	1.0916	0.9851
60:5	364.6670±2.43	0.0258±0.001	3.4636	0.9812	130.0516±0.96	0.0246±0.001	1.1811	0.9762
60:10	299.4324±1.9	0.0261±0.001	2.8759	0.9817	160.4700±0.94	0.0219±0.0009	1.2968	0.9878
60:15	401.6458±0.03	0.0264±0.001	3.9065	0.9734	156.1685±1.17	0.0229±0.001	1.3212	0.9765
60:20	403.6080±1.51	0.0297±0.001	4.0142	0.9729	145.6064±0.95	0.0254±0.001	1.3615	0.9809

Nota. U.E.: Unidad experimental. a: Valor máximo. k: Pendiente. $q_{Biogás}$: Tasa específica de producción de biogás. R^2 : Coeficiente de determinación. q_{CH_4} : Tasa específica de CH_4 .

8.4 Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) y calidad del biogás.

El PBM es una técnica empleada para determinar el potencial energético y la biodegradabilidad de residuos orgánicos para producir CH₄ (Filer *et al.*, 2019; Galván-Arzola *et al.*, 2021). En el presente trabajo el menor y mayor valor de PBM lo presentó la relación 60:5 con 35 mL CH₄/gSV y el control de FORSU de 48.95 mL CH₄/gSV, respectivamente bajo condiciones de presión local (0.734 atm) y temperatura controlada de 35° C (Tabla 7).

Tabla 7. Datos del potencial bioquímico de metano (PBM) y calidad del biogás.

Unidad Experimental	Biogás (mL)	CH₄ (mL)	%	PBM (mL CH₄/g SV)
Control ART	0	0	0	0
Control FORSU	355	186	52	48.95
60:5	372±3.3	133±2.4	36	35
60:10	304±3.6	163±1.5	54	42.89
60:15	411±3.6	159±1.5	39	41.84
60:20	413±3.6	148±1.5	36	38.95

En general el PBM obtenido en este trabajo en comparación con otros estudios, tanto de MonoDA como CoDA, es bajo. Por ejemplo, Donaciano-Domínguez (2023), reporta un PBM de 263.6 ± 2.79 mL de CH₄/gSV bajo condiciones de MonoDA de la FORSU; Shahbaz *et al.* (2019),

quienes realizaron la CoDA de residuos sólidos municipales y residuos sólidos de alimentos, reportando un PBM de 510 mL CH₄/gSV; Lee *et al.* (2019), quienes llevan a cabo la CoDA de residuos de alimentos, desechos de jardín y lodos activados, reportan un PBM de 115 mLCH₄/gSV; atribuido a una baja concentración de materia orgánica degradable.

Sin embargo, Krause *et al.* (2016) refieren que los valores de biodegradabilidad de componentes individuales y datos de composición de residuos oscilaron entre 20 y 223 mL CH₄/gSV. Sin embargo, los autores enfatizan que los datos constituyen una amplia gama de metodologías experimentales y características de composición de residuos con respecto a la geografía y el tiempo.

9. CONCLUSIONES

La FORSU generada en casas unifamiliares en el municipio de Toluca en el Estado de México presentó un valor de pH ácido y una baja alcalinidad congruente con lo reportado en ensayos previos.

El ART presentó valores de pH (8.1), alcalinidad (6732 mg CaCO₃/L) y formas de nitrógeno (nitrato, nitritos, amonio) que sugirieron ser un buen CoS para darle estabilidad al proceso de DA de la FORSU y una alternativa al uso de agua potable.

En el control con ART no se presentó actividad microbiana, evidenciando la baja biodegradabilidad del sustrato.

El control de la FORSU presentó la mayor producción volumétrica acumulada de CH₄ (186 mL) y PBM (48.95 mL CH₄/g SV).

La relación 60:10 presentó la mejor calidad de biogás, con un 54% de CH₄, la mayor eficiencia de remoción de DQO (19.71%) con un PBM de 42.89 mL CH₄/g SV, denotando que a esta relación el ART tuvo un efecto positivo en la CoDA asociado a la presencia de compuestos nitrogenados.

Para las demás relaciones (60:5, 60:15 y 60:20) el ART tuvo un efecto negativo en la etapa metanogénica de la DA, no obstante, favoreció las etapas previas evidenciadas por una baja eficiencia de remoción de DQO, una alta producción y tasa específica de biogás y un bajo contenido de CH₄ sin cambios en su tasa específica para las relaciones 60:15 y 60:20.

El ART resultó ser un buen CoS a una relación 60:10, sin embargo, no incrementó el PBM en comparación con la DA de la FORSU, pero sí la calidad del biogás, lo que la convierte en una buena alternativa para sustituir el uso de agua potable.

10. PERSPECTIVAS A FUTURO

La CoDA es un ensayo que presenta una gran capacidad de aportar beneficios como una fuente renovable de energía. Sin embargo, la elección del CoS juega un papel vital, por lo que es necesario llevar a cabo mayores investigaciones para mejorar el proceso de digestión anaeróbica de la FORSU ya que, por su fácil biodegradabilidad, se favorece el proceso de hidrólisis de la DA. Por lo que se recomienda hacer uso de estrategias como la separación del proceso, es decir, llevar a cabo la MonoDA o bien la CoDA en dos unidades espacialmente separadas para no afectar o inhibir la fase metanogénica por la caída del pH; atribuido a la presencia de AGVs.

También como estrategia, podría hacerse uso de ART de origen doméstico, ya que en este estudio se evidencia el efecto negativo que tiene el uso de aguas residuales industriales.

La implementación de ART como CoS para el proceso de CoDA y sustituir el uso de AG/agua potable. Dotando de beneficios económicos a aquellas ART que no son susceptibles de algún aprovechamiento económico debido a sus características fisicoquímicas.

11. REFERENCIAS

- Acuña, M. E., Perez, F., Auria, R., & Revah, S. (1999). Microbiological and kinetic aspects of a biofilter for the removal of toluene from waste gases. *Biotechnology and Bioengineering*, 63(2), 175–184. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1097-0290\(19990420\)63:2<175::aid-bit6>3.0.co;2-g](https://doi.org/10.1002/(sici)1097-0290(19990420)63:2<175::aid-bit6>3.0.co;2-g).
- Angelidaki, I., & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3(2), 117–129. <https://doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3>.
- Anyaku, 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. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.009>.
- Appels, L., Lauwers, J., Degrève, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., Van Impe, J., & Dewil, R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295–4301. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>.
- Avinash, L. S., & Mishra, A. (2023). Enhancing biogas production in anaerobic digestion of MSW with addition of bio-solids and various moisture sources. *Fuel*, 354, 129414.
- Bakhov, Z. K., Korazbekova, K. U., & Lakhanova, K. M. (2014). The kinetics of methane production from co-digestion of cattle manure. *Pakistan Journal of Biological Sciences: PJBS*, 17(8), 1023–1029. <https://doi.org/10.3923/pjbs.2014.1023.1029>.

- Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.H., Seyfried, C.F., Bohnke, B (2005). *Anaerobtechnik*. Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag.
- Björn, A., Shakeri Yekta, S., Ziels, R. M., Gustafsson, K., Svensson, B. H., & Karlsson, A. (2017). Feasibility of OFMSW co-digestion with sewage sludge for increasing biogas production at wastewater treatment plants. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 2(1). <https://doi.org/10.1007/s41207-017-0031-z>
- Bres, P., Beily, M. E., O'Farrel, J., & Crespo, D. (2011). Co-digestión de la fracción orgánica de residuos sólidos domiciliarios con aserrín en reactores anaeróbicos semicontinuos. *Rev. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, Vol. 15, 01.09-01.16.
- Bohutskyi, P., Phan, D., Spierling, R. E., Kopachevsky, A. M., Bouwer, E. J., Lundquist, T. J., & Betenbaugh, M. J. (2019). Production of lipid-containing algal-bacterial polyculture in wastewater and biomethanation of lipid extracted residues: Enhancing methane yield through hydrothermal pretreatment and relieving solvent toxicity through co-digestion. *The Science of the Total Environment*, 653, 1377–1394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.026>.
- Bolzonella, D., Battistoni, P., Susini, C., & Cecchi, F. (2006). Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 53(8), 203–211. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.251>.
- Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., & Delgenes, J. P. (2006). Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 53(8), 233–241. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.254>.

- Cámara-Moguel, K. C. & Laines-Canepa, J. R. (2011) La digestión anaerobia y la bioquímica. KUXULKAB. Revista de divulgación. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 17 (32), 89-95.
- Cárdenas-Cleves, Lina Marcela, Parra-Orobio, Brayan Alexis, Torres-Lozada, Patricia, & Vásquez-Franco, Carlos Humberto. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. Revista ION, 29(1), 95-108. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>.
- Castro-Molano, L. del P., Parrales-Ramírez, Y. A., & Escalante-Hernández, H. (2019). Co-digestión anaerobia de estiércoles bovino, porcino y equino como alternativa para mejorar el potencial energético en digestores domésticos. Revista Ion Investigación Optimización y Nuevos Procesos en Ingeniería, 32 (2), 29-39. <http://dx.doi.org/10.18273/revion.v32n2-2019003>.
- Córdova, O., & Chamy, R. (2020). Microalgae to Biogas: Microbiological Communities Involved. In Microalgae Cultivation for Biofuels Production (pp. 227–249). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817536-1.00015-1>.
- Chiva-Vicent, S., Berlanga-Clavijo, J. G., Martínez-Cuenca, R., & Climent-Agustina, J. (2018) Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia. Universidad Jaume I. <http://dx.doi.org/10.6035/UJI.FACSA.2018.2>.
- Corrales, L. C., Antolínez Romero, D. M., Bohórquez Macías, J. A., & Corredor Vargas, A. M. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. Nova, 13(24), 55. <https://doi.org/10.22490/24629448.1717>.

- Deepanraj, B., Sivasubramanian, V., & Jayaraj, S. (2015). Kinetic study on the effect of temperature on biogas production using a lab scale batch reactor. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 121, 100–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.051>.
- Derbal, K., Bencheikh-lehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A.-H., & Pavan, P. (2009). Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. *Bioresource Technology*, 100(4), 1539–1543. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.064>.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). Se reforman y adicionan diversas disposiciones de la ley general para la prevención y gestión integral de los residuos, en materia de transformación de basura en energía. Honorable Congreso de la Unión, 7 de Enero del 2021 [Citado el 9 de Noviembre del 2023]. Disponible en formato HTML en https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5609552&fecha=07/01/2021#gsc.tab=0.
- Donaciano-Domínguez, J. M. (2022) Caracterización y evaluación del potencial bioquímico del metano de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos generados en Toluca, Estado de México [Tesis de licenciatura no publicada]. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Draper, N. R., & Smith, H. (1981). *Applied Regression Analysis* (2nd ed.). John Wiley & Sons.
- Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamurthi, V., & Sivanesan, S. (2007). Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Materials*, 141(1), 301-304. <https://doi.org/10.1016/j.hazmat.2006.07.003>.

- Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, A., Liotta, F., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Re/Views in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(4), 325–341. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>.
- Ferdeş, M., Paraschiv, G., Ionescu, M., Dincă, M. N., Moiceanu, G., & Zăbavă, B. Ștefania. (2023). Anaerobic co-digestion: A way to potentiate the synergistic effect of multiple substrates and microbial diversity. *Energies*, 16(5), 2116. <https://doi.org/10.3390/en16052116>.
- Ferrer, Y., & Pérez, H. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 43(1), 9-20.
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. *Water*, 11(5), 921. <https://doi.org/10.3390/w11050921>.
- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.
- Galván-Arzola, U., Moreno-Medina, C. U., Lucho-Chigo, R., Rodríguez-Rosales, M. D. J., & Valencia-Vázquez, R. (2021). Biochemical methane potential of residual biomass for energy generation. *Environmental Technology*, 42(8), 1165–1178. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1660412>.
- Gerardi, M. H. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters* (1st ed.). Wiley-Interscience.

- González, R., Peña, D. C., & Gómez, X. (2022). Anaerobic co-digestion of wastes: Reviewing current status and approaches for enhancing biogas production. *Applied Sciences (Basel, Switzerland)*, 12(17), 8884. <https://doi.org/10.3390/app12178884>.
- Harirchi, S., Wainaina, S., Sar, T., Nojourni, S. A., Parchami, M., Parchami, M., Varjani, S., Khanal, S. K., Wong, J., Awasthi, M. K., & Taherzadeh, M. J. (2022). Microbiological insights into anaerobic digestion for biogas, hydrogen or volatile fatty acids (VFAs): a review. *Bioengineered*, 13(3), 6521–6557. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2035986>.
- Hill, D. T., Cobb, S. A., & Bolte, J. P. (1987). Using volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. *Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers*, 30(2), 0496–0501. <https://doi.org/10.13031/2013.31977>.
- 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), 342-452.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. (n.d.). Gob.mx. Retrieved July 28, 2023, from <http://sinaica.inecc.gob.mx>.
- Jiang, M., Qiao, W., Wang, Y., Zou, T., Lin, M., & Dong, R. (2022). Balancing acidogenesis and methanogenesis metabolism in thermophilic anaerobic digestion of food waste under a high loading rate. *Science of the Total Environment*, 824, 153867.
- Kang, J.-N., Wei, Y.-M., Liu, L.-C., Han, R., Yu, B.-Y., & Wang, J.-W. (2020). Energy systems for climate change mitigation: A systematic

- review. *Applied Energy*, 263(114602), 114602.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114602>.
- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., Hashimoto, A., & Kumar Khanal, S. (2021). Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 330(125001), 125001.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001>.
- Kasprzycka, A., & Kuna, J. (2018). Methodical aspects of biogas production in small-volume bioreactors in laboratory investigations. *Energies*, 11(6), 1378. <https://doi.org/10.3390/en11061378>.
- Koch, K., Lippert, T., & Drewes, J. E. (2017) The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (PBM) tests. *Bioresource Technology*, 243, 457-63.
- Krause, M. J., W. Chickering, G., Townsend, T. G., & Reinhart, D. R. (2016). Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46(13), 1117–1182.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812>.
- Kunatsa, T., & Xia, X. (2022). A review on anaerobic digestion with focus on the role of biomass co-digestion, modelling and optimisation on biogas production and enhancement. *Bioresource Technology*, 344(Pt B), 126311.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126311>.
- Latif, M. A., Mehta, C. M., & Batstone, D. J. (2015). Low pH anaerobic digestion of waste activated sludge for enhanced phosphorous release. *Water Research*, 81, 288–293.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.062>.

- Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), 821–826. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>.
- Lee, E., Bittencourt, P., Casimir, L., Jimenez, E., Wang, M., Zhang, Q., & Ergas, S. J. (2019). Biogas production from high solids anaerobic co-digestion of food waste, yard waste and waste activated sludge. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 95, 432–439. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.033>.
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., & Steyer, J. P. (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry (Barking, London, England)*, 45(4), 431–440. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.11.018>.
- Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C.-C., Li, W., & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*, 91(10), 1253–1271. <https://doi.org/10.1002/wer.1219>.
- Lorenzo-Acosta, Y., & Obaya-Abreu, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, XXXIX (1), 35-48.
- Leung, D. Y. C., & Wang, J. (2016). An overview on biogas generation from anaerobic digestion of food waste. *International Journal of Green Energy*, 13(2), 119–131. <https://doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>.
- Lu, Y., Zhang, Q., Wang, X., Zhou, X., & Zhu, J. (2020). Effect of pH on volatile fatty acid production from anaerobic digestion of potato peel

- waste. *Bioresource Technology*, 316(123851), 123851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123851>.
- Luna-Avelar, K. D., Barrena, R., Font, X., Sánchez, A., Santos-Ballardo, D. U., Germán-Báez, L. J., & Valdez-Ortiz, A. (2021). A preliminary assessment of anaerobic co-digestion potential of mango and microalgal residue biomass using a design of experiments approach: Effect of thermal, physical and biological pretreatments. *Food and Bioproducts Processing*, 128, 143–152. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2021.04.015>.
- 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. *IAENG Transactions on Engineering Sciences*.
- Meegoda, J., Li, B., Patel, K., & Wang, L. (2018). A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2224. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102224>.
- Moñino, P., Jiménez, E., Barat, R., Aguado, D., Seco, A., & Ferrer, J. (2016). Potential use of the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic co-digestion with wastewater in submerged anaerobic membrane technology. *Waste Management (New York, N. Y.)*, 56, 158-165. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.021>.
- Morales, C., Rivadeneira, B. & García, S. (2018). Digestión anaerobia de las aguas residuales de la industria del café instantáneo. *Revista Espamciencia*. 9(1),23-32.
- Moraes, B. S., Zaiat, M., & Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and

perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 44, 888–903. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.023>.

NMX-AA-003-1980 Aguas residuales. – Muestreo

NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Muestreo - Método de cuarteo.

NMX-AA-019-1985 Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-peso volumétrico "in situ".

NMX-AA-25-1984. Protección al ambiente – Contaminación del suelo – Residuos sólidos – Determinación del pH – Método potenciométrico.

NMX-AA-034-SCIFI-2015. Análisis de agua – Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba.

NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

NMX-AA-052-1985 Protección al ambiente - Contaminación del suelo – Residuos sólidos municipales - Preparación de muestras en el laboratorio para su análisis.

NOM-001-SEMARNAT-2021 Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores de la nación.

Núñez, L. (2017). Modelamiento y control de proceso de digestión anaerobia para la producción de biogás a partir de residuos orgánicos y/o aguas residuales (Tesis de Máster en Ingeniería Mecánico-Eléctrica con Mención en Automática y Optimización).

Oviedo-Torres, Z. A. (2022) Caracterización y evaluación del potencial bioquímico del metano de la fracción orgánica de los residuos sólidos

urbanos generados en Toluca, Estado de México [Tesis de licenciatura no publicada]. Universidad Autónoma del Estado de México.

Parawira, W. (2004). Anaerobic Treatment of Agricultural Residues and Wastewater. Application of High-Rate Reactors (Doctoral dissertation, Lund University).

Petrie, B., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72, 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>.

Raposo, F., Delarubia, M., Borja, R., & Alaiz, M. (2008). Assessment of a modified and optimised method for determining chemical oxygen demand of solid substrates and solutions with high suspended solid content. *Talanta*, 76(2), 448–453. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.03.030>.

Sánchez-Reyes, C., Patiño-Iglesias, M. E., Alcántara-Flores, J. L., Reyes-Ortega, Y., Pérez-Cruz, M. A., Ortiz-Muñoz, E. (2016). Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2), 191–198. <https://doi.org/10.20937/rica.2016.32.02.05>.

Sarpong, G., & Gude, V. G. (2021). Codigestion and combined heat and power systems energize wastewater treatment plants-Analysis and case studies. *Renew. Sustain. Energy Rev*, 144.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (Mayo, 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>.

- 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. <https://doi.org/10.1007/s12010-018-2891-3>.
- Silva, J. A. (2023). Wastewater treatment and reuse for sustainable water resources management: a systematic literature review. *Sustainability*, 15(14), 10940.
- Sohoo, I., Ritzknowski, 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), 110175. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110175>.
- Solarte-Toro, J. C., Mariscal Moreno, J. P., Aristizábal Zuluaga, B. H., Universidad Nacional de Colombia, & Universidad Nacional de Colombia. (2017). Evaluación de la digestión y co-digestión anaerobia de residuos de comida y de poda en bioreactores a escala laboratorio. *Revista Ion Investigación Optimización y Nuevos procesos en Ingeniería*, 30(1), 105–116. <https://doi.org/10.18273/revion.v30n1-2017008>.
- Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater. (2000). APHA, 12–56.
- Sun, W., Qian, X., Gu, J., Wang, X.-J., & Duan, M.-L. (2016). Mechanism and effect of temperature on variations in antibiotic resistance genes

- during anaerobic digestion of dairy manure. *Scientific Reports*, 6(1), 30237. <https://doi.org/10.1038/srep30237>
- Tawfik, A., & El-Qelish, M. (2012). Continuous hydrogen production from co-digestion of municipal food waste and kitchen wastewater in mesophilic anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, 114, 270–274. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.016>.
- Tee, P. F., Abdullah, M. O., Tan, I. A. W., Rashid, N. K. A., Amin, M. A. M., Nolasco-Hipolito, C., & Bujang, K. (2016). Review on hybrid energy systems for wastewater treatment and bio-energy production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.011>.
- 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. <https://doi.org/10.1089/ees.2011.0105>.
- Tyagi, V. K., Fdez-Güelfo, L. A., Zhou, Y., Álvarez-Gallego, C. J., Garcia, L. I. R., & Ng, W. J. (2018). Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93, 380–399. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>.
- Uddin, M. M., & Wright, M. M. (2023). Anaerobic digestion fundamentals, challenges, and technological advances. *Physical Sciences Reviews*, 8(9), 2819–2837. <https://doi.org/10.1515/psr-2021-0068>.
- Vicentin, R., Fdz-Polanco, F., & Fdz-Polanco, M. (2019). Energy integration in wastewater treatment plants by anaerobic digestion of urban waste: A process design and simulation study. *International Journal of Chemical Engineering*, 2019, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2019/2621048>.

- Wang, W., Xie, L., Luo, G., Zhou, Q., & Angelidaki, I. (2013). Performance and microbial community analysis of the anaerobic reactor with coke oven gas biomethanation and in situ biogas upgrading. *Bioresource Technology*, 146, 234–239. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.049>.
- Zhang, L., Lee, Y. W., & Jahng, D. (2011). Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. *Bioresource Technology*, 102(8), 5048–5059. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.082>.

12. ANEXOS

ANEXO 1. NMX-AA-003-SCIFI-1980: AGUAS RESIDUALES. - MUESTREO.

Objetivo y campo de aplicación: Establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, para determinar sus características físicas y químicas.

Aparatos y equipo: Los recipientes para las muestras deben ser de materiales inertes al contenido de las aguas residuales (polietileno o vidrio). Estos deben contar con tapas que proporcionen un cierre hermético y de material afín al del recipiente. Recomendando una capacidad mínima de 2 L. Hielera o refrigerador y material común de laboratorio.

Identificación de las muestras: Es necesario tomar las precauciones para la identificación de las muestras; empleando etiquetas pegadas o colgadas, numerando los frascos y registrando la información en una bitácora. La información de las etiquetas debe contener, mínimo: identificación de la descarga, número de muestra, fecha y hora del muestreo, punto de muestreo, temperatura de la muestra, profundidad de la muestra y el nombre y firma de la persona encargada de realizar el muestreo. Para el caso de la bitácora, se recomienda, que contenga la siguiente información: los datos colocados en las etiquetas, resultados de pruebas de campo practicadas en la descarga muestreada, el gasto o flujo de la descarga de aguas residuales que se muestreo (cuando proceda), descripción detallada del punto de muestreo para tomas posteriores en el mismo sitio, descripción cualitativa del olor y color de la muestra.

Procedimiento: Las muestras deben ser representativas de las condiciones existentes al punto y hora del muestreo y con el volumen suficiente. Deben

representar lo mejor posible las características del efluente total. Deben anotarse los datos de identificación antes mencionados.

Muestreo en tomas: instalación de conductos a presión o de fácil acceso a cielo abierto. Dichas tomas deben tener un diámetro adecuado para muestrear en función de los materiales que puedan contener; de una longitud menor y situadas de forma que las muestras sean representativas de la descarga. Dejando fluir un volumen igual a 10 veces el volumen de la muestra y se procede a llenar el recipiente de muestreo.

Muestreo en descargas libre: cuando las aguas residuales fluyan libremente en forma de chorro. Se debe realizar el enjuague del recipiente muestreador repetidas veces antes. Introducir el recipiente en la descarga o se toma directamente. La muestra se transfiere del recipiente muestreador al recipiente para la muestra, cuidando que sea representativa.

Preservación de las muestras: Solo se permite agregar a las muestras los preservativos indicados en las Normas de Métodos de Prueba. Preservar la muestra durante el transporte por medio de un baño de hielo y conservar las muestras en refrigeración a una temperatura de 4 °C. Se recomienda que el intervalo entre la extracción de la muestra y su análisis sea el menor posible y que no exceda de tres días.

Observaciones: Es importante tomar las debidas precauciones de seguridad e higiene en el muestreo en función del tipo de aguas residuales que se estén muestreando.

ANEXO 2. Resolución matemática del modelo logístico de Gompertz.

$$y = a \exp^{-\exp[-K(t)]}$$

Donde y y t son las variables y a y K son los parámetros del modelo. Y se obtiene la derivada de la ecuación anterior (Ec.1).

$$\frac{dy}{dt} = a * K * \exp^{-\exp[-K(t)]} * e^{-kt}$$

Al despejar $-e^{-kt}$ de la primera ecuación obtenemos que (Ec.2):

$$-e^{-kt} = \ln \frac{y}{a}$$

Por tanto, la tasa de cambio de y se puede expresar como (Ec.3):

$$\frac{dy}{dt} = a * K * \ln \frac{y}{a}$$

Al aplicar la segunda derivad de la primera ecuación tenemos que (Ec.4):

$$\frac{d^2y}{dt^2} = a * K^2 * e^{-kt} = -K \left(\frac{dy}{dt} \right) + \left(\frac{K e^{-kt} dy}{dt} \right)$$

Resolviendo tenemos (Ec.5):

$$\frac{d^2y}{dt^2} = -K \left(\ln \left(\frac{dy}{a} \right) + \right) \left(\frac{dy}{dt} \right)$$

Así en el punto de inflexión $dy/dt=0$ por tanto y se expresa como (Ec.6):

$$y = e^{-1} * a$$

Si evaluamos Ec. 3 por medio de la Ec. 5 obtenemos la tasa máxima de producción (Ec. 7):

$$Vmax = \frac{dy}{dt} [y = e^{-1} * a = a * K * \frac{\ln e}{e} = 0.368 * a * k$$