

**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL VOLUMEN DE REACTOR EN LA
DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS MEDIANTE
ENSAYOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO EMPLEANDO EL
MÉTODO MANOMÉTRICO**

Presentado por:

Joshua Muñoz Rebolledo (1742816)

Juan David Maldonado Aguirre (1710158)



Universidad del Valle

Facultad de Ingeniería

Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente - EIDENAR

Programa Académico de Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Santiago de Cali, 2023

**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL VOLUMEN DE REACTOR EN LA
DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS MEDIANTE
ENSAYOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO EMPLEANDO EL
MÉTODO MANOMÉTRICO**

Presentado por:

Joshua Muñoz Rebolledo (1742816)
Juan David Maldonado Aguirre (1710158)

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar por el título de
Ingenieros Sanitarios y Ambientales

Directores:

PATRICIA TORRES LOZADA
Ing. Sanitaria, PhD., Prof. Titular, Escuela EIDENAR

KEVIN FORONDA ZAPATA
Ing. Sanitario y Ambiental, Est. MSc. en Ingeniería – Ing. Sanitaria y Ambiental



Universidad del Valle
Facultad de Ingeniería
Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente - EIDENAR
Programa Académico de Ingeniería Sanitaria y Ambiental
Santiago de Cali, 2023

RESUMEN

Los residuos de alimentos (RA) representan una importante fracción de los residuos sólidos municipales (RSM), los cuales tienen como forma predominante de manejo en países en desarrollo (PeD) como Colombia, la disposición final en rellenos sanitarios e incluso en botaderos a cielo abierto, lo que puede generar impactos negativos de tipo económico, social, técnico y ambiental cuando se presenta un manejo inadecuado de los mismos. Sin embargo, el alto contenido de humedad y la biodegradabilidad de los RA los convierten en un material con gran potencial de aprovechamiento para la obtención de energía renovable mediante procesos bioquímicos como la Digestión Anaerobia (DA), aunque este proceso se puede ver afectado por múltiples variables que influyen en su rendimiento. La forma predominante de evaluar el comportamiento del proceso a escala de laboratorio y con baja demanda técnico-económica, son los ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), pero dado a que no se ha logrado la estandarización del método, esto conlleva a que se puedan presentar errores de reproducibilidad o de comparación de resultados entre estudios, siendo el Volumen de Reactor (VR) una de las variables que poco se ha investigado y con mayor fluctuación en estos ensayos. Por lo tanto, en este trabajo de grado, y teniendo en cuenta las recomendaciones de diferentes estudios, se evaluaron tres niveles de VR (V_{250} : 250 mL; V_{500} : 500 mL y V_{1000} : 1.000 mL) en ensayos PBM utilizando residuos altamente heterogéneos como los RA, encontrándose que el VR incidió sobre el PBM de manera significativa ($p < 0,05$), generando producciones máximas de CH_4 de 149,89 ($\pm 47,74$), 164,47 ($\pm 51,72$) y 189,84 ($\pm 21,88$) mL CH_4 /g.SV para V_{250} , V_{500} y V_{1000} , respectivamente. Adicionalmente, para las condiciones experimentales implementadas, el uso de V_{250} se vio afectado por condiciones externas (contaminación por NaOH) y una posible inhibición del proceso por acumulación de AGV. El modelo de Primer Orden (PO) tuvo un mejor ajuste a los datos experimentales ($R^2 > 0,95$) y pudo describir lo sucedido en la etapa de hidrólisis. La fase de latencia (λ) arrojada por el modelo Gompertz Modificado (GM) no presentó una relación adecuada con los resultados experimentales, por lo que se recomienda el uso de diferentes modelos cinéticos que permitan realizar un mejor análisis de los datos. Adicionalmente, los modelos empleados (PO y GM) arrojaron mejores variables cinéticas con similitudes significativas sobre los VR más grandes (V_{500} y V_{1000}), caso contrario a lo sucedido en el VR más pequeño (V_{250}) el cual demostró obtener las condiciones menos favorables en términos de producción de CH_4 y variables cinéticas.

Palabras Clave: Residuos de alimentos; Digestión anaerobia; Potencial Bioquímico de Metano; Volumen de Reactor; Modelos Cinéticos, CH_4 .

DEDICATORIA

A mi padre **Juan Carlos Maldonado**, que supo guiarme en los diferentes momentos de mi vida académica, por apoyarme y hacerme sentir que podía hacer todo lo que quisiera si me lo proponía.

A mi madre **Hanny Adriana Aguirre**, que me da su apoyo incondicional para que alcance mis sueños.

A mis compañeros de cohorte y amigos, que estuvieron en todo mi proceso académico y me permitieron sentir que tenía otra familia en ellos, especialmente a Mariana Ramírez, Isabella Cifuentes y Juan Camilo Quiñones que fueron unas grandes personas que me impulsaron a mejorar en diferentes ámbitos.

A mi compañero de tesis **Joshua Muñoz**, con el que tuve una muy buena relación desde el principio de la carrera y con el que compartí diferentes espacios y momentos gratificantes en la vida, gracias por compartir este proceso y llegar juntos a la meta.

A Ángela Rengifo y demás personas que estuvieron durante mi proceso académico, que gracias a sus consejos y enseñanzas me ayudaron a tener mejorías en muchos aspectos de la vida.

“Valora el proceso sobre los resultados”
-Kita Shinsuke-

-Juan David Maldonado Aguirre

A mi Madre **Nayibe Rebolledo**, quien me direccionó durante mi vida académica, quien ha estado pendiente de mí en cada momento y me ha brindado todo su apoyo.

A mi Padre **Mauricio Muñoz**, quien ha estado presente en todas mis necesidades y quien ha sido un apoyo fundamental en todo mi proceso académico y personal, sin su esfuerzo no hubiese sido posible.

A mis abuelos quienes han estado expectantes con mis logros académicos y profesionales, quienes me han apoyado en todo mi proceso.

A mis compañeros de cohorte, inclusive a los que ya no están, gracias porque aportaron no solo de manera académica sino de manera fraternal a tejer lazos de amistad. Gracias a todos los que aportaron lo necesario para lograr los objetivos propuestos, a mi compañero de tesis **Juan David Maldonado** quien durante este proceso brindó un apoyo incondicional.

A **Isabella Cifuentes**, quien desde el inicio de la carrera demostró ser una excelente persona, y durante la misma me permitió conocer el verdadero don de dar sin esperar nada a cambio, gracias por permitirme estar en tu camino.

“No hay atajos a cualquier lugar que merezca la pena ir”. -Beverly Sills-

-Joshua Muñoz Rebolledo

AGRADECIMIENTOS

A nuestra Alma Máter, la Universidad del Valle, especialmente a la Facultad de Ingeniería por nuestra formación académica recibida.

A la Vicerrectoría de Investigaciones por el financiamiento del proyecto. Al grupo de investigación de Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) por brindarnos los espacios y tiempos necesarios para el desarrollo de nuestro trabajo de grado.

A la profesora Patricia Torres, quien, con su trayectoria profesional, conocimientos y motivación nos orientó en este proceso que consideramos fundamental para culminar nuestra etapa académica.

Al Ingeniero Kevin Foronda Zapata, por su apoyo continuo en la fase experimental, por sus consejos y objetividad durante el desarrollo de este proyecto.

A los diferentes profesores que hicieron parte de nuestra formación académica y que, con sus consejos basados en su experiencia, permitieron direccionarnos hacia el objetivo de ser unos mejores profesionales.

A Oscar David Ramírez, David Stiven Villarreal y a todos los compañeros que hicieron parte de nuestro proceso académico que con las anécdotas vividas nos permitieron ser parte de esta aventura llamada vida.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	1
2	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
3	ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	4
4	OBJETIVOS	8
4.1	OBJETIVO GENERAL	8
4.2	OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	8
5	REVISIÓN DE LITERATURA	9
5.1	Residuos Sólidos Municipales (RSM)	9
5.2	Biorresiduos de Origen Municipal (BOM)	9
5.3	Digestión Anaerobia (DA).....	9
5.4	Factores que afectan el proceso de la DA	11
5.5	Ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....	14
5.5.1	Volumen de Reactor (VR) en la DA.....	14
5.5.2	Modelos teóricos de PBM.....	15
5.6	Modelos cinéticos	16
6	MATERIALES Y MÉTODOS	17
6.1	Fase I. Influencia del VR en la producción de CH ₄ de los RA.....	17
6.1.1	Caracterización del Sustrato e Inóculo	17
6.1.2	Montaje y monitoreo de los ensayos PBM	18
6.2	Fase II. Efecto del VR sobre el comportamiento cinético del proceso	22
6.3	Análisis Estadístico	22
7	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
7.1	Caracterización fisicoquímica del Sustrato y del Inóculo.....	23
7.2	Fase I. Influencia del VR en la DA-RA mediante PBM.....	24
7.3	Fase II. Efecto del VR en el PBM por medio del comportamiento cinético del proceso	28
8	CONCLUSIONES	311
9	RECOMENDACIONES.....	322
10	BIBLIOGRAFÍA	33

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de estudios PBM	6
Tabla 2. Factores que influyen en la DA	12
Tabla 3. Modelos para el cálculo del PBM_T	15
Tabla 4. Modelos cinéticos usados	16
Tabla 5. Composición del Sustrato	17
Tabla 6. Caracterización fisicoquímica del Sustrato e Inóculo.....	18
Tabla 7. Composición de nutrientes usada para el ensayo PBM	20
Tabla 8. Ecuaciones para el cálculo de PBM.....	21
Tabla 9. Resultados de las caracterizaciones fisicoquímicas de Sustrato e Inóculo	24
Tabla 10. Resultados fisicoquímicos del VR al final del ensayo.....	26
Tabla 11. Variables cinéticas obtenidas de los modelos para los diferentes VR.....	30

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Etapas del proceso de la DA.....	10
Figura 2. Procesamiento del Sustrato.....	18
Figura 3. Representación de montaje experimental en laboratorio.....	19
Figura 4. Incubación de los reactores	20
Figura 5. Curvas de PBM para diferentes VR	25
Figura 6. Producción específica diaria de metano	27
Figura 7. Modelos cinéticos ajustados para cada VR	29

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

- Ácidos Grasos Volátiles (AGV)
- Alcalinidad Total y Alcalinidad Bicarbonática (AT y AB)
- Actividad Hidrolítica (AH)
- Actividad Metanogénica Específica (AME)
- Banco Mundial (BM)
- Biorresiduos de Origen Municipal (BOM)
- Carbono Orgánico Total (COT)
- Compuestos Orgánicos Volátiles (COV)
- Consejo Nacional de Política Económica y Social (CONPES)
- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Departamento Nacional de Planeación (DNP)
- Dióxido de Carbono (CO₂)
- Digestión Anaerobia (DA)
- Digestión Anaerobia de Residuos de Alimentos (DA-RA)
- Error Cuadrático Medio (ECM)
- Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA)
- Gases de Efecto Invernadero (GEI)
- Gompertz Modificado (GM)
- Fracción Orgánica de los RSM (FORSM)
- Latinoamérica y el Caribe (LAC)
- Materia Orgánica (MO)
- Metano (CH₄)
- Nitrógeno Molecular (N₂)
- Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO)
- Países Desarrollados (PD)
- Países en vía de Desarrollo (PeD)
- Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR)
- Potencial Bioquímico de Metano (PBM)
- PBM Teórico (PBM_T)
- Primer Orden (PO)
- Producción Específica Diaria de Metano (PEDM)
- Relación Carbono Nitrógeno (C/N)
- Relación Sustrato Inóculo (S/I)
- Residuos de Alimentos (RA)
- Residuos Orgánicos (RO)
- Residuos Sólidos Municipales (RSM)
- Sólidos Totales (ST)
- Sólidos Volátiles (SV)
- Tamaño de Partícula (TP)
- Volumen de Reactor (VR)

1 INTRODUCCIÓN

La gestión de los Residuos Sólidos Municipales (RSM) es uno de los mayores retos a nivel global, especialmente en Países en Desarrollo (PeD) que tienen como práctica predominante la disposición final (Kaza et al., 2018; SSPD, 2018). Entre los diferentes Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) planteados por la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2018), se ha propuesto que para la sostenibilidad del planeta y con el fin de reducir los impactos negativos en el ambiente por la gestión inadecuada de los RSM, las diferentes naciones deben promover la minimización en la generación, la reutilización y el aprovechamiento de estos (Hoornweg et al., 2013; Kaza et al., 2018).

La predominancia de mecanismos de disposición final como rellenos sanitarios y vertederos en PeD como Colombia (SSPD, 2018) y el constante incremento en la generación de RSM (crecimiento del 4,16% en el año 2021, respecto al año 2020) (SSPD, 2023) suponen retos económicos, sociales y ambientales debido a problemas como el incremento en la demanda de tierra con otros posibles fines productivos, la propagación de organismos patógenos, la producción de olores indeseables, contaminación por lixiviados y generación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) (FAO, 2013; Abarca et al., 2015; Mahmudul et al., 2022). La Fracción Orgánica de los RSM (FORSM) o Biorresiduos de Origen Municipal (BOM) son el componente principal de los RSM (DNP, 2016; Morales-Polo et al., 2018). A nivel nacional, cerca del 61,5% de los RSM corresponde a BOM (DNP, 2016) y de acuerdo con autores como Kaza et al. (2018) los BOM a nivel mundial están constituidos principalmente por Residuos de Alimentos (RA), los cuales tienen un alto contenido de materia orgánica biodegradable y humedad que los convierten en un sustrato atractivo para su aprovechamiento mediante alternativas biotecnológicas como el compostaje y la Digestión Anaerobia (DA) (Achinas et al., 2017; Pearse et al., 2018). El número de estudios sobre DA ha incrementado significativamente en los últimos años (Casallas-Ojeda et al., 2020) debido al creciente interés por obtener formas de energía renovable como el biogás, compuesto principalmente por Metano (CH_4) (Jin et al., 2016), además de la obtención de un subproducto conocido como digestato, el cual tiene un alto potencial agrícola como mejorador de suelos o enmienda dependiendo de su contenido de nutrientes y calidad (estabilidad, fitotoxicidad) (Hublin et al., 2014; Panuccio et al., 2016).

Aunque la DA permite recuperar el potencial energético y nutricional de este tipo de materiales, esta se desarrolla bajo procesos biológicos complejos en que interactúan diferentes factores (ej: sustrato, inóculo, operación y configuración del reactor) (Holliger et al., et al., 2016; VDI, 2016; Filer et al., 2019; Casallas-Ojeda et al., 2021) y variables como concentración de Sólidos Totales (ST) y Sólidos Volátiles (SV), relación Carbono Nitrógeno (C/N), temperatura, pH, Ácidos Grasos Volátiles (AGV), pretratamiento del sustrato e inóculo, mezcla de inóculo, relación Sustrato/Inóculo (S/I), codigestión, tipos de reactores, tasa de carga orgánica, etc. (Leung & Wang, 2016; Casallas-Ojeda et al., 2020). Estos y otros aspectos más se pueden evaluar a escala de laboratorio mediante ensayos de PBM, que es un método atractivo debido a su poca complejidad técnica y bajos costos (López González et al., 2014; Janke et al., 2019; Koch et al., 2020).

Desde que el ensayo PBM fue propuesto por Owen et al. (1979) ha experimentado diferentes adaptaciones que se ajustan a las necesidades de los investigadores, recursos de laboratorio, enfoque de los estudios, entre otros; lo cual ha dado a lugar a diferentes guías y protocolos (DIN, 1985; ISO & DIN, 1998; Angelidaki et al., 2009; Holliger et al., 2016; VDI, 2016; Pearse et al., 2018; Filer et al., 2019) que demuestran la inexistencia de una estandarización del ensayo. Entre las variables de los ensayos PBM poco estudiadas y sobre la cual no existe un

consenso entre protocolos, guías o estandarizaciones, se encuentra el Volumen de Reactor (VR), inclusive en muchos estudios no se reportan los valores de VR utilizados en montajes experimentales (Angelidaki et al., 2009; Holliger et al., 2016; VDI, 2016; Pearse et al., 2018; Filer et al., 2019).

Al realizar una evaluación de los VR más utilizados y teniendo en cuenta recomendaciones de la literatura, Ohemeng Ntiamoah & Datta (2019) sugieren evaluar VR en el rango de 100 a 1.000 mL sobre los ensayos de PBM. De acuerdo con lo anterior, el objetivo de este trabajo de grado fue evaluar la influencia del VR sobre la DA-RA mediante ensayos de PBM en términos de producción de CH_4 y la cinética del proceso.

2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

De acuerdo con los datos reportados por el Banco Mundial (BM), la producción de RSM a nivel mundial en el año 2016 sobrepasó los 2010 millones de toneladas y si se mantienen las prácticas de generación actuales se estima que para el 2050 la producción será de 3400 millones de toneladas (Kaza et al., 2018). En Latinoamérica y el Caribe (LAC) la generación de RSM ascendió a 231 millones de toneladas para el año 2016 de los cuales los BOM representaron el 52% (Kaza et al., 2018). En Colombia para el año 2021 se produjeron aproximadamente 12,4 millones de toneladas de RSM (SSPD, 2023) y de acuerdo con lo reportado en el CONPES 3874 el 61,5% (7,6 millones de toneladas) de estos corresponden a BOM (DNP, 2016).

Globalmente la práctica de gestión de RSM predominante es la disposición final, principalmente mediante rellenos sanitarios (37%) y botaderos a cielo abierto (33%). En la región de LAC el 69% de los RSM son enviados a rellenos sanitarios y el 27% son dispuestos a cielo abierto (Kaza et al., 2018); en el caso de Colombia el 96,4% de los RSM son dispuestos en rellenos sanitarios de los cuales más del 41,8% tienen una vida útil menor a los 10 años (SSPD, 2023), la cual podría reducirse significativamente debido al creciente aumento demográfico e incremento en la generación de RSM por mejores condiciones de vida (DNP, 2016; Montes Cortés, 2018a), lo que supondría un aumento en los costos al usuario debido a la necesidad de terrenos para nuevos sitios de disposición si se mantiene la práctica de gestión actual, además de otros problemas sociales, técnico-económicos y ambientales que implica la disposición final (Bjerg et al., 2003; Noguera & Olivero, 2010; Fei et al., 2022) como la generación de GEI, contaminación por lixiviados y proliferación de vectores y malos olores (CCA, 2017; Gómez Vásquez, 2018; Pearse et al., 2018).

La seguridad energética amenazada por la dependencia de los combustibles fósiles y sus efectos negativos sobre el ambiente (Achinas et al., 2017) han encendido las alarmas por buscar potenciales formas de energía renovables. En este sentido, materiales en alta producción y biodegradabilidad como los BOM son una fuente de energía atractiva mediante la producción de biogás por medio de la DA (Pérez et al., 2019), lo cual ha provocado un incremento significativo en los estudios de esta tecnología respecto a otras como la valorización de BOM por medio del compostaje (Lin et al., 2018). Con el fin de evaluar los sustratos bajo condiciones específicas en la DA existen estudios a escala de laboratorio como los de biodegradabilidad anaerobia y de evaluación de comportamiento del proceso mediante modelos cinéticos (Lesteur et al., 2010), estos son realizados a través de ensayos de PBM siendo uno de los métodos preferidos por la comunidad científica debido a su baja demanda técnico-económica (Moody et al., 2009; Lesteur et al., 2010; Labatut et al., 2011; Koch & Drewes, 2014; Pearse et al., 2018); sin embargo, la flexibilidad metodológica ha dificultado la elaboración de un protocolo estandarizado lo que puede generar problemas de reproducibilidad y comparación de resultados entre diferentes estudios.

Entre las variables no estandarizadas de los ensayos PBM se encuentra el VR (Pearse et al., 2018; Filer et al., 2019; Ohemeng Ntiamoah & Datta, 2019; Casallas-Ojeda et al., 2021); guías como las de Holliger et al. (2016) y Pearse et al. (2018) recomiendan adoptar VR de 500 a 2.000 mL para sustratos altamente heterogéneos como los BOM y RA; VR de 125 a 500 mL para el caso de sustratos homogéneos (Filer et al., 2019). Con base en lo anterior, este trabajo de grado evaluó la influencia del VR mediante ensayos PBM sobre la DA de un sustrato altamente heterogéneo como lo son RA.

3 ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

El elevado crecimiento demográfico y urbanización de las ciudades han conllevado a un importante aumento en la generación de GEI, trayendo como consecuencia el calentamiento global, responsable de desequilibrios bióticos y abióticos que ponen en riesgo la sostenibilidad del planeta (Gómez Vasquez, 2018; Obaideen et al., 2022). En el marco de la Agenda 2030 sobre el desarrollo sostenible se elaboraron Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) que apuntan a reducir las emisiones de GEI mediante la transición a fuentes de energía renovables, reduciendo la huella de carbono generada por las actividades antropogénicas, principalmente asociadas con el uso de combustibles fósiles, entre estos objetivos están el ODS 7 “Energía asequible y no contaminante” y el ODS 13 “Acción por el clima” (ONU, 2021).

La DA es una de las alternativas biotecnológicas más atractivas en los últimos años para el tratamiento de los BOM la cual permite reducir las emisiones de GEI en la disposición final entre un 3% y 4% a nivel mundial (Rena et al., 2020); además es económicamente viable y se puede aplicar a todos los campos de la generación de energía (Labatut et al., 2011; Koch et al., 2015). Los BOM constituyen alrededor del 40 % de los RSM en Países Desarrollados (PD) y hasta un 75 % en PeD (Cabeza et al., 2016), estos están compuestos principalmente por RA (Kaza et al., 2018) y presentan características como alto contenido de humedad (70%–90%), relación SV/ST por encima del 80%, así como relaciones C/N entre 15 y 36 (Zhang et al., 2014; Parra-Orobio et al., 2015; Thi et al., 2015; Lee et al., 2018), características que convierten a este tipo de residuos en una potencial fuente de energía alternativa mediante DA (Lin et al., 2018).

En Colombia el 61,5% de los RSM corresponden a BOM (DNP, 2016), dándole al país un alto potencial de producción energética mediante DA; sin embargo, el 96,5% de los RSM son enviados a disposición en rellenos sanitarios y vertederos que cada vez tienen un periodo de vida más reducido (50% con menos de 10 años de vida útil) (DNP, 2016; SSPD, 2020) lo que implicaría proyectar nuevos puntos de disposición y con ello nuevos retos sociales, técnicos, económicos y ambientales ya que los BOM actualmente son de los principales causantes de contaminación debido a las malas prácticas de gestión de residuos (Montes Cortés, 2018a). Aunque la DA se presenta como una potencial alternativa biotecnológica a nivel nacional para la valorización energética de BOM mediante la producción de biogás (principalmente CH₄) este es un proceso biológico complejo afectado por múltiples factores y variables que definen su comportamiento y eficiencia (Raposo et al., 2011; Holliger et al., 2016; Pearse et al., 2018; Filer et al., 2019; Ohemeng Ntiamoah & Datta, 2019).

Los ensayos de PBM han sido uno de los métodos más extendidos para el estudio de la DA, debido a sus bajos requerimientos técnicos y económicos, así como la facilidad de adecuar la configuración del método según las condiciones de cada laboratorio (López González et al., 2014; Janke et al., 2019; Koch et al., 2020); sin embargo, estas características han generado que actualmente se cuente con diferentes guías y protocolos con alta variabilidad metodológica (Angelidaki et al., 2009; Raposo et al., 2011; Holliger et al., 2016; VDI, 2016; Pearse et al., 2018; Filer et al., 2019; Casallas-Ojeda et al., 2021).

Según Filer et al. (2019) una de las mayores problemáticas en el reporte de la metodología utilizada en ensayos PBM es la transparencia de las configuraciones experimentales las cuales deben de ser simples y claras, principalmente sobre parámetros, operaciones y variables no estandarizadas como son la Relación Sustrato Inóculo (S/I), tipo de inóculo, temperatura, Relación Carbono Nitrógeno (C/N), pH, Ácidos Grasos Volátiles (AGV), Tamaño de la

Partícula (TP), y Volumen de Reactor (VR) (Angelidaki et al., 2009; Holliger et al., 2016; VDI, 2016; Filer et al., 2019).

De acuerdo con Krause et al. (2018) el VR depende de la homogeneidad del sustrato siendo recomendable el uso de VR de 125 a 500 mL para sustratos homogéneos, mientras que para sustratos heterogéneos el VR sugerido debe ser del orden de 500 a 2.000 mL (Holliger et al., 2016; Pearse et al., 2018; Filer et al., 2019). Meng et al. (2018) muestra que para un VR de 500 mL respecto a un VR de 20 L se estimó un aumento del 27% en el rendimiento de CH₄ para el mismo sustrato bajo las mismas condiciones experimentales en la DA. Dada la variabilidad del VR en ensayos PBM mencionados en los diferentes protocolos, guías y estudios, además considerando las recomendaciones de la literatura y de estudios actuales como los de Ohemeng Ntiamoah & Datta (2019) en el que recomiendan evaluar el efecto del VR en el rango de 100 mL a 1.000 mL, en este trabajo de grado se determinó evaluar tres niveles de VR (250 mL, 500 mL, 1.000 mL) empleando como sustrato RA.

Se presenta un resumen de diferentes ensayos PBM (Tabla 1) donde se muestra las diferentes condiciones operacionales en las que se realizan, especialmente el VR presenta una amplia variabilidad entre estudios (50 a 1.000 mL) lo que demuestra la importancia de la estandarización del método (Ohemeng Ntiamoah & Datta, 2019).

Tabla 1. Resumen de estudios PBM

Inóculo	Sustrato	S/I (gSV _{sus} / gSV _{ino})	Head space (% v/v)	Volumen útil (mL)	T (°C)	Tamaño Partícula (TP) (mm)	pH (UND)	Tipo de ensayo	Duración (Días)	Método PBM utilizado	Referencia
3 lodos anaerobios PTAR de Guelph (Ontario) Digestor anaerobio en DOPF (Toronto, Ontario) Digestor anaerobio de PTAR en JWPCP (Carson, California)	BOM	0,25 0,5 1 2 4	23	260	37	---	7	Batch con agitación	40	Manométrico	(Elbeshbishy et al., 2012)
Lodos de un reactor anaerobio de tratamiento de agua residual de una cervecería	Almazara	2	---	250	35	2	7,5	Reactor múltiple con agitación	20	-----	(Rincón et al., 2013)
Lodo de un reactor anaerobio proveniente de una PTAR de Ellinge, Suecia	Celulosa microcristalina . Desechos de jardín. Desecho rico en lípidos	---	20	500	37	---	---	RCM	35	Sistema automático de prueba de potencial de metano II	(Strömberg et al., 2014)
Inóculo de planta de biogás mesófilo Fangel. (75% de estiércol animal, 25% de residuos orgánicos industriales)	Estiércol porcícola, vacuno, residuos de alimentos industrial. Recirculado de proceso anaerobios	3:1	---	1.000	36	---	8,1	Batch con agitación	60	Cromatógrafo de gases	(Thygesen et al., 2014)

Inóculo	Sustrato	S/I (gSV _{sus} / gSV _{ino})	Head space (% v/v)	Volumen útil (mL)	T (°C)	Tamaño Partícula (TP) (mm)	pH (UND)	Tipo de ensayo	Duración (Días)	Método PBM utilizado	Referencia
Lodos de PTAR	23 tipos de muestras de industrias ganaderas, agroalimentaria, etc.	0,4 a 0,6	70	600	35 ± 1	---	7,5	Batch por lotes	55	Transmisor de presión (Druck, PTX 1400, rango 1 bar)	(Hidalgo & Martín-Marroquín, 2015)
Lodo de digestor anaerobio	R.A restaurante Universidad de Missouri	---	10	200	37	---	---	Batch con agitación	70	---	(Hobbs et al., 2018)
Planta industrial de DA húmeda	Residuos de alimentos y adición de papel	1	---	520	28	---	---	---	40	De acuerdo con la Norma NF EN ISO 11734	(Fisgativa et al., 2020)
Lodo granular de un UASB	Pulpa de Yuca liofilizada	---	---	50	37	0,007-0,02	---	Batch con agitación	60	Manométrico (GMH 3100 Series, Greisinger, Alemania).	(Lomwongs opon & Aramrueang, 2022a)
Efluente de un digestor anaerobio	Película extraída de poli(hidroxialconato) (PHA) Biorresiduos	2 a 5	---	500	37 y 52	< 2	---	---	60	Sistema de prueba de potencial de metano automatizado (AMPTS II)	(Lomwongs opon & Aramrueang, 2022b)
Lodos de PTAR de central de sacrificio	Residuos orgánicos de una localidad de Colombia	1	20	250	35	<30	7	Batch	34	Manométrico con equipo WIKA CPG500	(Parra-Orobio et al., 2022)

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la influencia del Volumen de Reactor (VR) sobre la Digestión Anaerobia (DA) de Residuos de Alimentos (RA) mediante ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) en términos de producción de CH_4 y cinética del proceso.

4.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Determinar mediante ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) la influencia del Volumen del Reactor (VR) sobre la producción de Metano (CH_4) en la Digestión Anaerobia de los Residuos de Alimentos (DA-RA) usando el método manométrico.
- Estimar el efecto del Volumen del Reactor (VR) en ensayos PBM sobre el comportamiento cinético del proceso (hidrólisis, fase de latencia y tasa de producción de CH_4).

5 REVISIÓN DE LITERATURA

5.1 Residuos Sólidos Municipales (RSM)

Los RSM son un subproducto inevitable de la actividad humana con características únicas en comparación con otros tipos de residuos ya que involucran las actividades antropogénicas que son comunes en las ciudades (Periathamby, 2011). Estos residuos provienen generalmente de actividades domésticas, servicios públicos, construcciones y establecimientos comerciales, así como de residuos industriales que no se deriven de sus procesos (Rondón et al., 2016) y son conocidos en la cotidianidad como basuras o residuos, se encuentran compuestos principalmente por residuos de jardín, papel de oficina, periódicos impresos corrugados, residuos de cáscaras de frutas y vegetales, hojarasca y RA, que de acuerdo con Ghosh et al. (2020) estos últimos representan la mayor parte de los RSM.

5.2 Biorresiduos de Origen Municipal (BOM)

Los BOM en los PeD están constituidos por residuos de jardín, comida pre y posconsumo de las viviendas y de establecimientos comerciales como restaurantes y expendios de alimentos, excluyendo residuos de agricultura, actividades forestales, estiércol animal, biosólidos u otros como textiles, papel y madera procesada (Oviedo Ocaña et al., 2012), además están compuestos mayormente por RA (Hoorweg et al., 2013; Kaza et al., 2018). Entre las características importantes de los BOM está su alto contenido de Materia Orgánica (MO), nutrientes y humedad que los convierte en una fuente potencial de producción de energía renovable mediante estrategias de aprovechamiento como la DA la cual reduce los impactos negativos en el ambiente que se producen normalmente en la disposición en rellenos sanitarios y botaderos a cielo abierto (Morales Polo et al., 2018).

5.3 Digestión Anaerobia (DA)

La DA es un proceso microbiano que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno molecular (O_2) (Defra, 2011) en el que se presenta la degradación de MO en diferentes tipos de sustratos como: BOM, estiércol, lodos de sistemas de tratamiento, etc. (Achinas et al., 2020; Noor et al., 2020), obteniendo como resultado un material semi-sólido estabilizado que puede ser usado en la agricultura como recuperador de suelos (Parra Huertas, 2015; Röder & Welfle, 2019) y principalmente biogás compuesto por CH_4 (45 – 75%) el cual puede ser usado como fuente de energía para la conversión a electricidad, calor o combustible para vehículos (Wukovits & Schnitzhofer, 2009; Guangyin & Youcai, 2017; Ferreira et al., 2019; Pérez et al., 2019; Achinas et al., 2020; Hussain et al., 2022). La Figura 1 muestra el proceso de la DA y sus diferentes etapas, en estas interactúan diferentes actores y subprocesos biológicos y químicos.

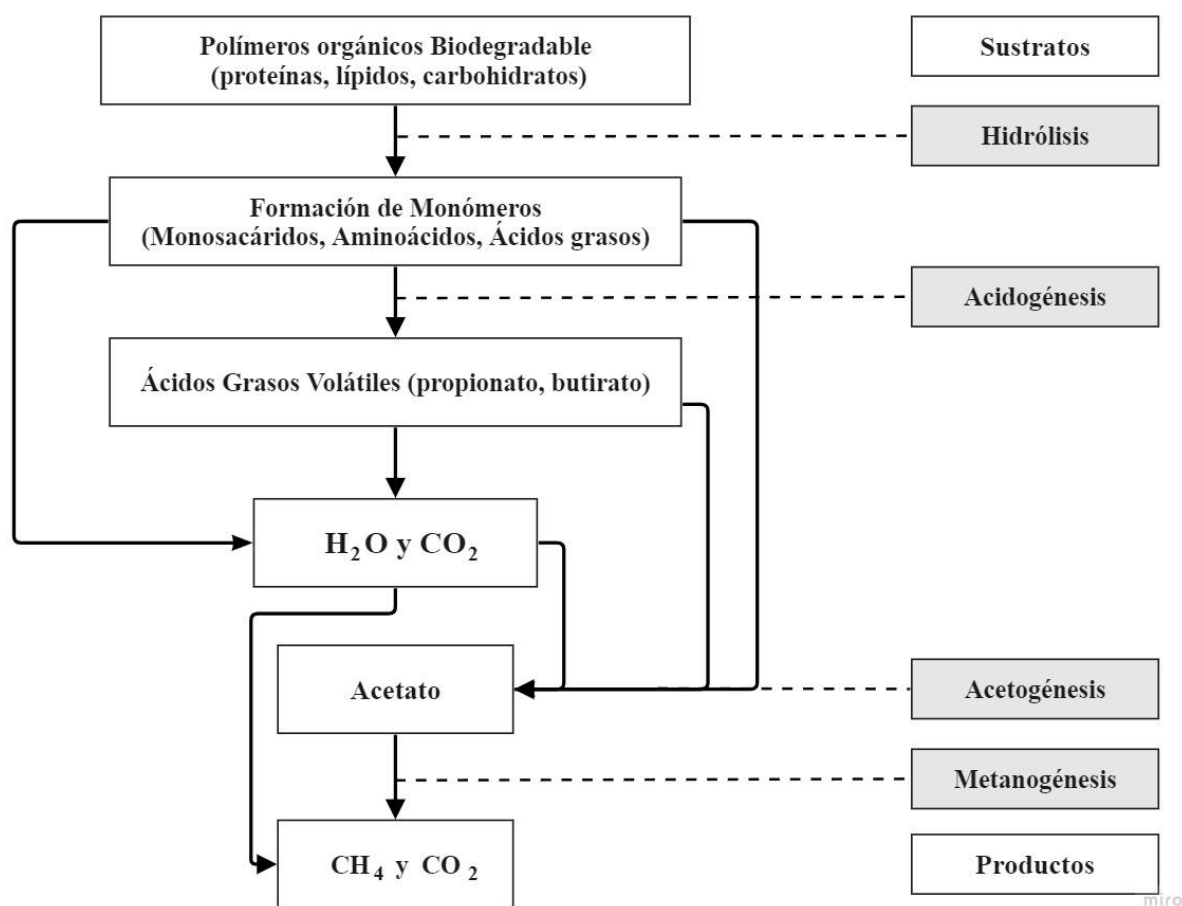


Figura 1. Etapas del proceso de la DA
Adaptado de: Cárdenas-Cleves et al. (2016) y Hussain et al. (2022)

La primera etapa de la DA es la hidrólisis en esta fase los sustratos orgánicos tales como carbohidratos, lípidos, proteínas se despolimerizan en diferentes tipos de monómeros u oligómeros (azúcares, glicerol, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga) (Adekunle & Okolie, 2015; Capodaglio & Bolognesi, 2019) mediante la acción de bacterias facultativas (e.j *Streptococci*) y por anaerobios estrictos (e.j *Bacteroides*, *Clostridium*) (Parra Huertas, 2015), posteriormente se encuentra la segunda etapa conocida como acidogénesis, responsable de la fermentación de los productos de la hidrólisis mediante la acción de bacterias acidogénicas (facultativas o estrictamente anaerobias) para generar alcoholes, aldehídos, AGV, acetato, Hidrógeno (H_2) y Dióxido de Carbono (CO_2) (Pavlostathis, 2011; Kamusoko et al., 2022), la degradación de ácidos y aminoácidos liberan amoníaco gaseoso (NH_3) (Kamran, 2021). Las bacterias que se presentan en esta fase incluyen las quimioheterótrofas, quimioautótrofas y las fotoheterótrofas cubriendo así alrededor de 50 especies y 18 géneros tales como *Fusobacterium*, *Bacteroides* y *Butyrivibrio* (Liu et al., 2011; Tezel et al., 2011).

Algunos productos de la hidrólisis y los AGV que se produjeron en la acidogénesis se oxidan a ácido acético e H_2 , llegando así a la tercera etapa del proceso conocida como acetogénesis (Lafratta et al., 2021). En esta etapa los microorganismos metanogénicos no pueden convertir directamente el total de los productos que se generan de las primeras dos etapas; los productos como el acetato y H_2 son el resultado del proceso de oxidación de AGV con más de una unidad de carbono (Shin et al., 2017). Sin embargo, las reacciones de oxidación ocurren en esta etapa

mayoritariamente cuando la presión parcial de H_2 es baja (Chandra et al., 2012; Adekunle & Okolie, 2015).

En la última etapa de la DA se presenta principalmente la formación del CH_4 al igual que de CO_2 , esta etapa es conocida como metanogénesis; el CH_4 se puede producir por dos principales vías: la primera es la metanogénesis acetoclástica en la cual hay una transformación del acetato en CO_2 y CH_4 (Vincent et al., 2021), realizada por microorganismos específicos de metanógenos pertenecientes al orden *Methanosarcinales* (Schlesinger & Bernhardt, 2013); la segunda vía es la metanogénesis hidrogenotrófica en la que se presentan cinco órdenes (*Methanobacteriales*, *Methanococcales*, *Methanomicrobiales*, *Methanopyrales* y *Methanosarcinales*) los cuales producen CH_4 mediante la utilización de H_2 para la reducción del CO_2 . En general la energía de la metanogénesis acetoclástica es menos favorable que la de la metanogénesis hidrogenotrófica, lo que da como resultado tasas de crecimiento aún más lentas y rendimientos celulares más bajos; la energía de la metanogénesis hidrogenotrófica parece ser relativamente favorable en teoría, pero en la práctica las tasas de crecimiento celular y los rendimientos son inferiores a los previstos a partir de consideraciones termodinámicas (Fenchel et al., 2012).

5.4 Factores que afectan el proceso de la DA

Entre los factores que afectan el proceso de DA se identifican condiciones ambientales y del sustrato, inóculo y las asociadas a la configuración y desempeño del reactor (Casallas-Ojeda et al., 2021). Entre las variables se destacan la temperatura, las relaciones SV/ST, C/N, TP del sustrato, pH, AGV, capacidad buffer, características del inóculo, condiciones de pretratamiento del sustrato e inóculo, mezcla de inóculos, co-digestión, tipos de reactores, tasa de carga orgánica, etc. (Angelidaki et al., 2009; Souto et al., 2010; Raposo et al., 2011; Cárdenas-Cleves et al., 2016; Leung & Wang, 2016; Casallas-Ojeda et al., 2021). En la configuración del reactor se destacan aspectos como el headspace (Koch et al., 2015; Himanshu et al., 2017; Casallas-Ojeda et al., 2021) y VR (Filer et al., 2019; Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019). La Tabla 2 muestra un resumen de algunos de los factores anteriormente mencionados que de acuerdo con la literatura tienen incidencia en la DA.

Tabla 2. Factores que influyen en la DA

Factor	Descripción	Valores Recomendados	Referencia
Temperatura	Este factor afecta el proceso de DA ya que los microorganismos y la eficiencia de degradación de MO está directamente relacionados a las fases de temperatura que se presentan dentro del reactor, es importante mencionar que la cinética del proceso y la temperatura son directamente proporcionales ya que incide en la velocidad de reacción y crecimiento de los microorganismos específicos que intervienen en cada etapa de la DA. Las variaciones de temperatura pueden generar inestabilidad del proceso debido a que los microorganismos presentes en cada una de las fases tienen diferentes requerimientos. Existen principalmente tres rangos en los que se pueden desarrollar los microorganismos involucrados en la producción de CH ₄ , dependiendo del objetivo de estudio y del clima de la región para reducir las demandas externas de energía; psicrófila, mesófila, termófila (Casallas-Ojeda et al., 2020).	Psicrófilas (12-20 °C) Mesófila (20-40 °C) Termófila (> 40°C)	(Roddy, 2012; Muñoz, 2019; Casallas-Ojeda et al., 2020)
pH	El crecimiento microbiano se ve influenciado directamente por el pH del medio, en las fases de hidrólisis y acidogénesis los microorganismos suelen desarrollar óptimamente sus funciones en un rango de pH entre 5,5 y 6,5, en el caso de la metanogénesis los microorganismos desempeñan mejor su trabajo en condiciones neutras (6,5-7,5). El pH se ve afectado en las primeras fases debido a la alta generación de AGV lo que supone la disminución del pH, por otro lado, el pH también se ve afectado en gran medida de la Alcalinidad del sistema ya que la DA depende del equilibrio entre CO ₂ , NH ₃ y el ion bicarbonato HCO ₃ ⁻ .	En general los procesos de DA obtienen mejores producciones de CH ₄ de 6 a 8 unidades de pH. Cárdenas-Cleves et al. (2016) recomiendan que el pH debe estar cercano a la neutralidad, con valores entre 7,0 y 7,8 unidades.	(Hilkiah Igoni et al., 2008; Cárdenas-Cleves et al., 2016; Casallas-Ojeda et al., 2021)
Relación C/N	Este parámetro determina la presencia de nutrientes en la DA, de igual manera el rendimiento del proceso el cual se puede ver afectado en la medida que se presente déficit de C o de N, cada uno ejerce un papel individual, el N sirve para mejorar el crecimiento microbiano y el C es la fuente de energía para los microorganismos. Si la relación C/N es baja (<15) se favorece el aumento de los niveles de NH ₃ generando que el proceso de DA no sea viable (Zhang et al., 2014; Lee et al., 2018).	Thi et al. (2015) proponen una relación C/N = 30, Zhang et al. (2014) y Lee et al. (2018) afirman que el valor más adecuado está entre 15 y 35.	(Zhang et al., 2014; Thi et al., 2015; Lee et al., 2018; Casallas Ojeda., 2021)
Contenido de humedad	De acuerdo con el contenido de humedad que haya en el sustrato este ayudará con la difusión de sustratos solubles y nutrientes para la hidrolización por medio de los microorganismos. Se puede presentar dos tipos de DA (seca y húmeda) cada una de estas influye en el VR a usar siendo la DA seca la que requiere menos volumen por el consumo de agua y energía (Panigrahi & Dubey, 2019). El contenido de humedad en exceso o la ausencia de esta pueden afectar el rendimiento de producción de CH ₄ ; en la DA húmeda es necesario mayores VR, pero es más eficiente en cuestión de producción de CH ₄ ya que los microorganismos pueden tener mejor acceso al sustrato; en el caso de la DA seca acepta mayores tasas de carga orgánica que la DA húmeda pero no es muy eficiente ya que la mezcla y acceso de los microorganismos al sustrato es menor (Komilis et al., 2017).	Panigrahi & Dubey. (2019) proponen humedades de: 60–75% para la DA seca 85–90% para la DA húmeda	(Lorenzo Acosta & Obaya Abreu, 2005; Komilis et al., 2017; Panigrahi & Dubey, 2019)

Factor	Descripción	Valores Recomendados	Referencia
Tamaño de la partícula	Esta variable puede influir en la cinética del proceso debido a la variación del área superficial específica del sustrato disponible para que los microorganismos realicen mejor el proceso de degradación, por esto es importante tener en cuenta el potencial de solubilización de los materiales que se usarán como sustrato ya que si estos son más simples (carbohidratos, lípidos, aminoácidos y AGV) la degradación tendrá un periodo de tiempo más corto. En muchos montajes de procesos de DA se realizan procesos de trituración o molienda para la reducción del tamaño de la partícula.	TP $\leq$ 1 cm (Raposo et al., 2011; Cárdenas- Cleves et al., 2016)	(Palmowski & Muller, 2000; Raposo et al., 2011; Cárdenas- Cleves et al., 2016; Casallas- Ojeda et al., 2021)
Mezclado o Agitación	La agitación puede influir en la distribución de nutrientes, sustrato, microorganismos, alcalinidad y en la liberación de gas atrapado en los diferentes materiales contenidos en el digestor, por lo que se busca que dentro del reactor haya uniformidad en concentración de sustrato, temperatura y disposición de sólidos. Los mecanismos más utilizados en la agitación o mezcla del reactor son: la agitación mecánica o manual y la recirculación de gases; en estos casos se define cual usar dependiendo de la concentración de sólidos totales en el reactor. Wang et al. (2017) realizaron un estudio teniendo en cuenta diferentes tipos de mezclados y como resultado muestra que a mayor viscosidad debe ser mayor agitación. Michelan et al. (2009) concluyen que a partir del análisis de la constante cinética de hidrólisis, el aumento en la velocidad de agitación mejora la transferencia de masa en los sistemas estudiados.	Ghanimeh et al. (2018) realizaron un estudio que arrojó como resultado que las mejores agitaciones se encuentran entre los 50 y 80 rpm para el caso de la agitación mecánica. Ortiz (2011) recomiendan el uso de la agitación manual intermitente ya que la agitación magnética continua reduce la producción de CH ₄ .	(Michelan et al., 2009; Ortiz 2011; Wang et al., 2017; Ghanimeh et al., 2018)
Relación S/I	La relación S/I tiene impacto sobre el rendimiento final de CH ₄ y sobre los efectos de la cinética (Nallathambi Gunaseelan, 1995; Raposo et al., 2006); en muchos estudios el uso de relaciones S/I altas afectan la tasa de producción de CH ₄ lo que puede estar asociado a la alteración de la etapa hidrolítica ya que de esta fase depende el éxito de la degradación de la MO y la producción de CH ₄ (Parra-Orobio et al., 2015).	Parra-Orobio et al. (2015) recomienda valores de S/I menores a 2. En estudios realizados en plásticos biodegradables como sustrato recomiendan relaciones entre 2,85 y 4 para las pruebas PBM.	(Nallathambi Gunaseelan, 1995; Raposo et al., 2006; Labatut et al., 2014; Parra-Orobio et al., 2015)

5.5 Ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

La biodegradabilidad anaeróbica generalmente se evalúa mediante los ensayos de PBM, los cuales permiten estimar la cantidad final de CH_4 producido (Lesteur et al., 2010; Raposo et al., 2011). Estos se utilizan para evaluar la viabilidad de una gran cantidad de sustratos, además, se han convertido en una importante herramienta para la investigación de nuevas alternativas de tratamiento (Filer et al., 2019) debido a su simplicidad y rapidez en la que se puede llevar a cabo (30-60 días) y su bajo costo (Labatut et al., 2011; Cárdenas-Cleves et al., 2016). Los ensayos PBM permiten determinar aspectos como la cantidad y composición de biogás, así como también conocer la cinética del proceso a través de las tasas de carga orgánica, la tasa de hidrólisis y fase de latencia, etc. (Moody et al., 2009; Lesteur et al., 2010; Labatut et al., 2011; Koch & Drewes, 2014; Pearse et al., 2018).

El procedimiento experimental del ensayo PBM consiste en agregar pequeñas cantidades de residuos homogeneizados en un reactor tipo Bach, lo que crea condiciones anaerobias en el reactor; la producción de CH_4 ocurre dependiente del tiempo por lo que se realiza la medición de biogás periódicamente (Pearse et al., 2018). Dada la importancia que representa el ensayo PBM a la hora de evaluar los sustratos en la DA, es necesario que estos sean más investigados, ya que los resultados obtenidos para un mismo sustrato varían entre laboratorios (Holliger et al., 2016) lo que conlleva a la búsqueda de la estandarización del ensayo (Strömberg et al., 2014; Ohemeng Ntiamoah & Datta, 2019).

En el montaje experimental existen diferentes métodos para medir y determinar la producción de biogás, los métodos volumétricos y manométricos son los más empleados en los ensayos PBM (Esposito et al., 2012). En la mayoría de las configuraciones para la medición de biogás, es recomendado el uso de una trampa con base fuerte (e.j. NaOH , CaOH) para la captura de CO_2 si el interés principal es conocer la producción de CH_4 (Cárdenas-Cleves et al., 2016) en este caso se realiza asumiendo que el resto de los gases (NH_3 , H_2S , H_2O , etc.) presentes en el biogás son despreciables. No hay un único método estándar aceptado para medir la producción de biogás en el ensayo PBM, la publicación de protocolos como VDI (2016), la guía de los miembros del grupo ABAI de la IWA (Asociación Internacional del Agua) Angelidaki et al. (2009) y las directrices actualizadas del grupo ABAI con Holliger et al. (2016) generan una mayor aceptación sobre los métodos manométricos y volumétricos.

5.5.1 Volumen de Reactor (VR) en la DA

De acuerdo con Raposo et al. (2011) y Filer et al. (2019) el uso de VR pequeños ($< 125 \text{ mL}$) podría requerir una reducción excesiva del TP en sustratos heterogéneos como los RA con el fin de incrementar su homogeneidad; sin embargo, una alta homogenización del sustrato podría no ser suficiente debido a un bajo tamaño de la muestra (3 – 5 g) siendo no representativo y llevando a comprometer los resultados de los ensayos (Degueurce et al., 2020). En pequeños reactores la baja concentración de los microorganismos y la alta tasa de degradación permite una rápida acumulación de AGV lo cual puede inhibir la metanogénesis conllevando a que los resultados no puedan ser realistas como sucede en VR más grandes ($\geq 2.000 \text{ mL}$), aunque el uso de VR muy grandes ($>20\text{L}$) permite una mayor concentración de microorganismos en el sistema, también presenta problemas de mezcla, lo que puede conducir a una hidrólisis acelerada y a la acumulación de AGV en el sistema, retrasando la metanogénesis (Krause et al., 2016).

En la literatura no existe un rango de VR o valor fijo para algún tipo de sustrato o configuración; Ohemeng-Ntiamoah & Datta (2019) especifican que, aunque la influencia del VR en el PBM

no está bien documentada vale la pena mencionar que un $VR \geq 20$ L no es apropiado para las pruebas PBM, principalmente por el hecho que estas pruebas son realizadas a escala de laboratorio lo que supone el uso de VR en el rango de 100 a 2000 mL. Adicionalmente, la guía DIN (1985) propuso el uso un VR de 500 mL; ISO & DIN (1998) entre 100 y 1.000 mL; VDI (2016) recomiendan VR de 500 a 2.000 mL y en caso de que el sustrato sea heterogéneo un VR entre 2.000 a 10.000 mL; Angelidaki et al. (2009) y Holliger et al. (2016) proponen VR entre 100 a 2.000 mL dependiendo de la homogeneidad del sustrato (mayor volumen para sustratos más heterogéneos); Raposo et al. (2011) recomiendan VR entre 100 a 500 mL.

5.5.2 Modelos teóricos de PBM

Los modelos teóricos están diseñados para determinar fácilmente la productividad de CH_4 en un sustrato específico a partir la caracterización de DQO, composición elemental y composición bioquímica (Tabla 3) (Weinrich et al., 2018; Rodrigues et al., 2019). Es importante tener en cuenta que estos valores suelen diferir de los valores reales, debido a que se basan en la suposición de que toda la materia orgánica se degrada lo cual no refleja la realidad debido a la influencia de diversos factores y variables previamente descritas; el PBM Teórico (PBM_T) se expresa en ml CH_4 /g.SV en condiciones estándar de temperatura y presión (Nielfa et al., 2015; Rodrigues et al., 2019).

Tabla 3. Modelos para el cálculo del PBM_T

Modelo teórico	Ecuación	Observación
Composición elemental	$PBM_T = \frac{22400(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8})}{12n + a + 16b + 14c} \quad Ec(1)$	Este modelo se basa en la composición elemental y fue desarrollado por Buswell & Mueller (1952). El factor 22400 corresponde al volumen molar ($mL \text{ mol}^{-1}$) a 273,15 K y 1 atm.
Composición fracción orgánica (LP, CRB y PT)	$PBM_T = 1014 * \%LP + 496 * \%PT + 415 * \%CRB \quad Ec(2)$	Se basa en la composición de lípidos (LP), carbohidratos (CRB) y proteínas (PT). Es posible concluir que LP tiene la mayor contribución para PBM ($1014 \text{ mL } CH_4 \text{ gVS}^{-1}$), seguido de PT ($496 \text{ mL } CH_4 \text{ gVS}^{-1}$) y CRB ($415 \text{ mL } CH_4 \text{ gVS}^{-1}$) (Lesteur et al., 2010).
Contenido de DQO	$PBM_T = \frac{n_{CH_4}RT}{p \text{ SV}_{añadido}} \quad Ec(3)$ $n_{CH_4} = \frac{DQO}{64(\frac{g}{mol})} \quad Ec(4)$	El potencial máximo de metano se puede calcular a partir de la cantidad de material y la concentración de DQO de la prueba, usando la ecuación 3, donde R es la constante de gas ($R = 0.082 \text{ atm L/mol K}$), T es la temperatura ($273,15 \text{ K}$), p es la presión atmosférica (1 atm), $\text{SV}_{añadido}$ (g) son los sólidos volátiles del sustrato y n_{CH_4} es la cantidad de CH_4 molecular (mol) que se determina a partir de la ecuación 4. (Nielfa et al., 2015)

Fuente: Nielfa et al. (2015), Morales-Polo et al. (2018) y Rodrigues et al. (2019)

Donde:

PBM_T = PBM teórico (ml CH_4 /gSV)

n, a, b y c corresponden a los números de moles de C, H, O y N del sustrato respectivamente.

DQO= Demanda química de oxígeno (mgO_2/l)

5.6 Modelos cinéticos

Existen varios modelos para el análisis cinético del proceso, esto depende de los tipos de sustrato utilizados para la DA y la etapa limitante en el proceso (Rodríguez et al., 2016), además, muchos estudios recientes se han centrado en la cinética de producción de biogás (CH_4 y CO_2) a partir de diferentes sustratos, como aguas residuales, desechos de aves, estiércol de vaca, lodos primarios, desechos de la industria pesquera, vinaza y RA (Lo et al., 2010; Adiga et al., 2012; Syaichurrozi et al., 2013). En general, el primer paso es conocer si la hidrólisis es la etapa limitante en la velocidad de reacción ya que esta afecta la cinética general del proceso, especialmente cuando se tratan materiales fibrosos lignocelulósicos y recalcitrantes, cuando el sustrato consiste en materia orgánica fácilmente biodegradable la metanogénesis se considera como la etapa limitante (Liu & Whitman, 2008).

El modelo cinético de Primer Orden (PO) se considera como el modelo clásico y más utilizado para simular diferentes sustratos durante el proceso DA y especialmente para investigar la tasa de hidrólisis de las partículas orgánicas y representar el rendimiento acumulativo de biogás (Abid et al., 2021). Por otro lado, el modelo de Gompertz es bien conocido entre los modelos disponibles para determinar el comportamiento cinético de la DA considerando la inhibición, se utiliza para estimar parámetros cinéticos de interés como la fase de latencia y tasa máxima de producción de biogás (Krishania et al., 2013). La ecuación de Gompertz fue modificada con el fin de predecir la tasa de producción de biogás con la suposición de que esta tasa corresponde con la tasa de crecimiento de bacterias metanogénicas en los reactores (Nielfa et al., 2015). Zwietering et al. (1990) y Syaichurrozi et al. (2013) informaron que el modelo de Gompertz Modificado (GM) era el más adecuado para describir los datos experimentales de varias funciones sigmoidales. La Tabla 4 muestra algunos de los modelos cinéticos que evalúan los diferentes tipos de sustratos en los ensayos PBM.

Tabla 4. Modelos cinéticos usados

Modelo	Ecuación	Número
Primer orden	$PBM = PBM_0(1 - e^{-Kht})$	Ec. (5)
Modificado de Gompertz	$PBM = PBM_0 e \left\{ -e \left[\frac{R_{max} e}{PBM_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$	Ec. (6)

Fuente: Nielfa et al. (2015)

PBM= Potencial bioquímico acumulado ($\text{mL CH}_4/\text{gSV}$)

PBM₀ = Potencial bioquímico del sustrato teórico ($\text{mL CH}_4/\text{gSV}$)

Kh = Constante de hidrólisis (días^{-1})

t = Tiempo de ensayo (días)

R_{max} = Tasa de producción de metano ($\text{mL CH}_4/\text{gSV.d}$)

λ = Fase de latencia (días)

e = Valor exponencial (2,718)

6 MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto se desarrolló con el apoyo del grupo de investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) de la Universidad del Valle. La fase experimental se llevó a cabo en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental y el Laboratorio de Lodos y Compostaje, que se encuentran en las instalaciones de la Universidad del Valle ubicada en la Ciudad de Santiago de Cali, Valle del Cauca, a una altitud promedio de 970 m.s.n.m y temperatura ambiente promedio de 24°C.

Este trabajo se dividió en dos fases correspondientes a los objetivos propuestos: Fase I. Determinar mediante ensayos PBM la influencia del VR sobre la producción de CH₄ de los RA y Fase II. Determinar el efecto del VR sobre el comportamiento cinético del proceso (hidrólisis, fase de latencia y tasa de producción de CH₄).

6.1 Fase I. Influencia del VR en la producción de CH₄ de los RA

6.1.1 Caracterización del Sustrato e Inóculo

El sustrato utilizado en el montaje estuvo compuesto por RA, conformados de acuerdo con la composición típica de un municipio del Valle del Cauca que realiza separación en la fuente y recolección selectiva de los RSM y fueron constituidos a partir de residuos de restaurantes y plazas de mercado, de acuerdo con la composición que se encuentra en la Tabla 5 (Oviedo-Ocaña et al., 2015; Parra-Orobio et al., 2018). El inóculo provino de un reactor UASB de una Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) de una central de sacrificio de ganado bovino y porcino del Valle del Cauca, este inóculo fue caracterizado de acuerdo con ICONTEC (2004) y APHA (2005) en términos de pH, AGV, AT, AB, ST y SV. La Tabla 6 muestra los parámetros fisicoquímicos que se analizaron con el fin de caracterizar el sustrato e inóculo.

Tabla 5. Composición del Sustrato

Categoría	Alimento	Proporción (%)
Carbohidratos	Papa, plátano, maíz, arracacha y mazorca	55,4
Frutas cítricas y semi-cítricas	Limón, naranja, mandarina, maracuyá, lulo, uva, guayaba, lima y granadilla	25,0
No cítricas	Banano, mango, papaya, sandía, manzana, mora, pera, guanábana, carambolo, pitaya, piña y zapote	8,2
Fibras y minerales	Cáscaras de zanahoria, de zapallo, de tomate y huevo, pepino, remolacha, pimentón, cebolla cabezona y larga, capacho de maíz, vainas de frijol y arveja, lechuga, repollo y ajo	8,2
Hierbas y otros	Apio, cidra, cimarrón, acelga, cilantro y perejil y elementos de las categorías mencionadas en tamaño mínimo	3,2

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica del Sustrato e Inóculo

Parámetros	Método	Unidades
Humedad	NTC 5167	%
pH	NTC 5167	unidades
Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	5560D-SM	mg/L
Alcalinidad total y Bicarbonática (AT y AB)	2320B-SM	mg CaCO ₃ /L
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	5220B-SM	mg/L
Sólidos Totales (ST)	2540B-SM	mg/L
Sólidos Volátiles (SV)	2540E-SM	mg/L

Fuente: ICONTEC (2004) y APHA (2005)

Con base en las proporciones anteriormente descritas (Tabla 5) se procedió a realizar el pretratamiento de los RA (Figura 2.a) para generar el sustrato que se utilizó en los ensayos PBM, iniciando por la reducción del TP en el rango de 8,0 a 12,5 mm por medio de un proceso manual (Figura 2.b), obteniendo así una mezcla heterogénea del sustrato (Figura 2.c). Para garantizar la mezcla homogénea del sustrato se realizó un proceso de cuarteo garantizando 1,5 kg de muestra de RA (Figura 2.d) (MINAM, 2019) posteriormente la muestra se trató por medio de un equipo de trituración (procesador de alimentos casero Samurái modelo pica todo 1-2-3)(Figura 2.f) y por medio del uso de tamices se logró un TP predominante en los RA (39%) (Gordillo & Pizarro, 2022) entre el rango 4,75 a 6,37 mm (Figura 2.g) obteniendo el sustrato a utilizar en los ensayos PBM (Figura 2.h) (Parra-Orobio et al., 2015; Cárdenas-Cleves et al., 2016; Komilis et al., 2017; Parra-Orobio et al., 2018).

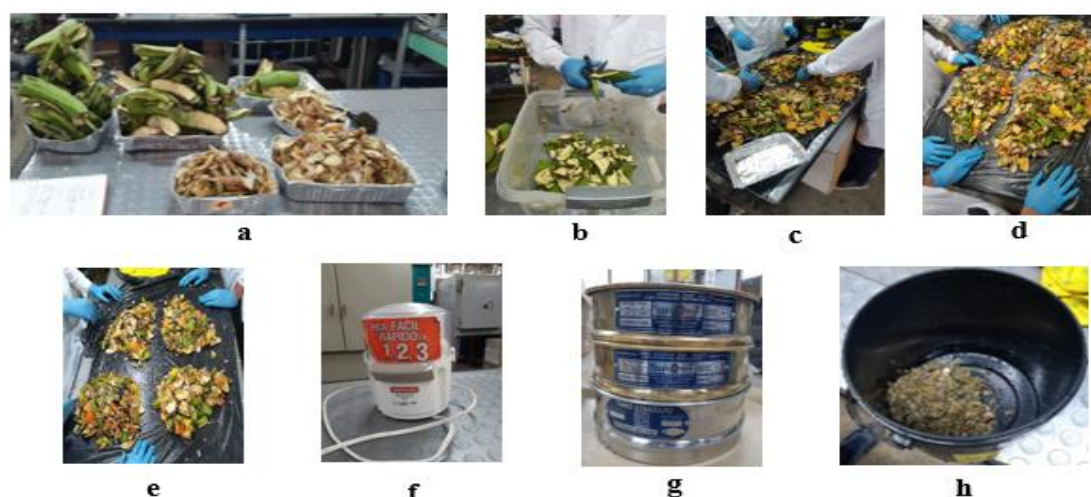


Figura 2. Procesamiento del Sustrato

6.1.2 Montaje y monitoreo de los ensayos PBM

De acuerdo con recomendaciones de Filer et al. (2019) y Ohemeng Ntiamoah & Datta (2019) se realizó un montaje por triplicado (3) de tres diferentes VR: $V_{250}=250$ mL, $V_{500}=500$ mL y $V_{1000}=1000$ mL. El ensayo contó con sus respectivos controles negativos y positivos; el control negativo (inóculo, agua destilada y solución de nutrientes) se empleó para la corrección de CH₄ por oxidación endógena y el control positivo (celulosa, inóculo, agua destilada y solución de nutrientes) se usó como control de la calidad del inóculo (Holliger et al., 2016).

Para el montaje de los reactores se utilizaron recipientes de polietileno de alta densidad (PEAD) con capacidad para soportar las presiones ejercidas por el biogás (Figura 3.c), el tipo de agitación empleada en el estudio fue manual e intermitente durante el proceso de medición; el headspace para el almacenamiento del biogás se definió en 50% (Casallas-Ojeda et al. 2020).

Los RA agregados a cada uno de los reactores fueron acondicionados con agua destilada, la relación S/I usada fue de $1 \text{ gSV}^{-1} \text{ sustrato} \cdot \text{gSV}^{-1} \text{ inóculo}$ (Parra-Orobio et al., 2015) y la concentración de inóculo ($3 \text{ g SV} \cdot \text{L}^{-1}$) se estableció dentro del rango recomendado por Monteggia (1997) y Cárdenas-Cleves et al. (2016) ($2 \text{ a } 5 \text{ g SV} \cdot \text{L}^{-1}$) debido a que con mayores concentraciones de inóculo se requiere de agitación mecánica constante (Liao & Li, 2015; Panigrahi & Dubey, 2019).

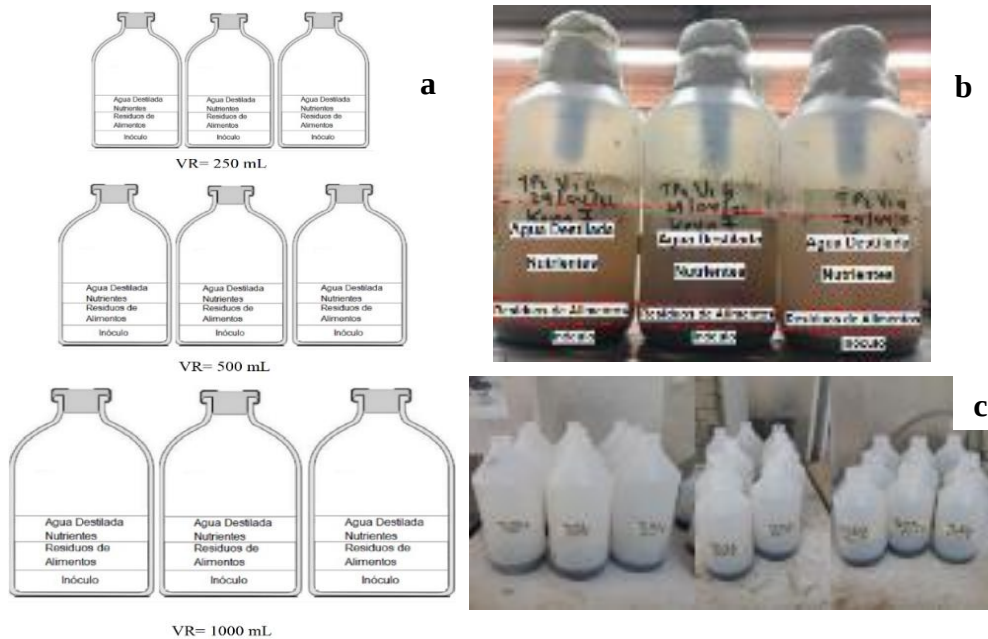


Figura 3. Representación de montaje experimental en laboratorio

Debido a que los pH iniciales de los reactores estuvieron dentro del rango óptimo y recomendado para el proceso de DA (6,5-7,5) (Lü et al., 2016; Arelli et al., 2018) no fue necesario adicionar soluciones buffer como NaHCO_3 al 4% (% m/v) o HCl 0,1 N; no obstante, se adicionó una solución de nutrientes para favorecer el arranque y desarrollo del proceso (Tabla 7), de acuerdo con Torres & Pérez (2010) y Esposito et al. (2012) se agregó una cantidad de 1 mL/L de volumen útil de reactor. Adicionalmente se incorporó un capuchón con perlas de NaOH para garantizar la captura del CO_2 que genera el biogás (Souto et al., 2010; Holliger et al., 2016) (Figura 3.b) y con el fin de evitar fugas se selló herméticamente con una adición de soldadura epóxica en la tapa. Por último, el triplicado de los reactores fue incubados a una temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,5$ en una incubadora WTW TS 606-G/2-i i (WTW, Giessen, Germany) (Figura 4).

Tabla 7. Composición de nutrientes usada para el ensayo PBM

Solución	Compuesto	Unidades	Concentración
Macronutrientes	NH ₄ Cl	g.L ⁻¹	170
	KH ₄ PO ₄	g.L ⁻¹	37
	MgSO ₄ .4H ₂ O	g.L ⁻¹	9
	CaCl ₂ .2H ₂ O	g.L ⁻¹	8
	NAHCO ₃	mg.L ⁻¹	1000
	FeCl ₃ .6H ₂ O	mg.L ⁻¹	2000
	ZnCl ₂	mg.L ⁻¹	50
	CuCl ₂ .2H ₂ O	mg.L ⁻¹	30
	MnCl ₂ .4H ₂ O	mg.L ⁻¹	500
Micronutrientes	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	mg.L ⁻¹	90
	AlCl ₃ .6H ₂ O	mg.L ⁻¹	50
	CoCl ₂ .6H ₂ O	mg.L ⁻¹	2000
	NiCl ₂ .6H ₂ O	mg.L ⁻¹	50
	H ₃ BO ₃	mg.L ⁻¹	50
	Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O	mg.L ⁻¹	100
	EDTA	mg.L ⁻¹	1000
	HCl 36%	mL.L ⁻¹	1
	Agente reductor Na ₂ SO ₃ .7H ₂ O	g.L ⁻¹	100
Otros	Indicador de Potencial Redox (Resarzurina)	g.L ⁻¹	0,5
	Extracto de levadura (Fuente de vitaminas)	g.L ⁻¹	0,2

Fuente: Torres & Pérez, (2010), Esposito et al. (2012) y Cárdenas Cleves et al. (2016)



Figura 4. Incubación de los reactores

La medición del biogás se realizó mediante el uso de un manómetro WIKA tipo CPG500; con el fin de garantizar un seguimiento de la producción de CH₄ se realizaron mediciones más

frecuentes en la primera semana del montaje con un mínimo de cuatro mediciones diarias (6-8 horas) debido a que el sustrato es altamente biodegradable y en muchos estudios con sustratos similares han requerido una frecuencia de medición alta en la primera semana de incubación (Parra Orobio et al., 2018; Casallas Ojeda et al., 2020; Díaz & García, 2021; Parra Orobio et al., 2022) y en cada medición de biogás se realizó agitación manual. Posteriormente las mediciones se redujeron a una intermitencia de una a dos veces diarias (12-24 horas) hasta observar que la producción de CH₄ en 3 días continuos era menor al 1% de la producción acumulada (Holliger et al., 2016).

Los datos recolectados de producción de CH₄ se ajustaron a condiciones estándar (0°C y 1 atm) para lo cual se emplearon las ecuaciones de la Tabla 8. Los resultados del PBM experimental fueron comparados con base al PBM_T generado a partir de la DQO total del sustrato, permitiendo tener una comparación entre los datos esperados teóricamente y los resultados del montaje experimental.

Tabla 8. Ecuaciones para el cálculo de PBM

Ecuación	Parámetros	Objetivo
Ec. (7) $n_{CH_4} = \frac{\Delta P \cdot V_l}{R \cdot T_g}$	nCH₄ : Moles de CH ₄ (mol) ΔP : Incremento de la presión en el reactor (atm) V_l Volumen libre (L) R : Constante de los gases ideales (atm*L/K*mol) T_g : Temperatura del experimento (K)	
Ec. (8) $V_{CH_4 CE} = \frac{n_{CH_4} \cdot R \cdot T_{CE}}{P_{CE}}$	V_{CH₄CE} : Volumen de CH ₄ condiciones estándar (L) T_{CE} : Temperatura a condiciones estándar (K) P_{CE} : Presión a condiciones estándar (atm)	Ec 7 y Ec 8. Cuantificar volumen de metano a condiciones estándar
Ec. (9) $H_{CH_4} = 10^{\left(\frac{-675.74}{T_g + 273K} + 6.88\right)}$	H_{CH₄} : Constante de Henry para el CH ₄ (atm)	
Ec. (10) $X_{CH_4 disuelto} = \frac{\Delta P}{H_{CH_4}}$	X_{CH₄disuelto} : Fracción molar de CH ₄ disuelto	Ec 9 a Ec 13. Cuantificar volumen total de metano en condiciones estándar
Ec. (11) $M_{CH_4 disuelto} = \frac{M_{H_2O} \cdot X_{CH_4 disuelto}}{1 - X_{CH_4 disuelto}}$	M_{CH₄disuelto} : Concentración molar del CH ₄ disuelto (mol/L) M_{H₂O} : Concentración molar del agua (mol/L)	Ec 14. Cuantificar volumen total de metano en condiciones estándar
Ec. (12) $n_{CH_4 disuelto} = M_{CH_4 disuelto} \cdot V_u$	n_{CH₄disuelto} : Moles de CH ₄ disuelto (mol)	
Ec. (13) $V_{CH_4 disuelto CE} = \frac{n_{CH_4 disuelto} \cdot R \cdot T_g}{\Delta P}$	V_u : Volumen útil (L) V_{CH₄disuelto CE} : Volumen de CH ₄ disuelto (L)	Ec 15. Cuantificar el Potencial Bioquímico de Metano
Ec. (14) $V_{TCH_4 CE} = V_{CH_4 CE} + V_{CH_4 disuelto CE}$	V_{TCH₄ CE} : Volumen total de CH ₄ condiciones estándar (L)	
Ec. (15) $PBM = \frac{V_{TCH_4 CE}}{g_{SV}}$	PBM : Potencial Bioquímico de Metano (L/gSV) gSV : SV iniciales del sustrato	

Fuente: Aquino et al. (2007), Ortiz (2011), Cárdenas-Cleves et al. (2016) y Díaz & Gracia (2021)

6.2 Fase II. Efecto del VR sobre el comportamiento cinético del proceso

A partir de los resultados experimentales de los ensayos PBM se evaluó el efecto del VR en la cinética del proceso mediante los modelos cinéticos de PO y de GM (Tabla 4). Estos datos experimentales fueron procesados mediante métodos de regresión no lineal por medio de la aplicación “Curve Fitting Tool” del software Matlab 2023a (V9.14.0); se generaron las variables cinéticas para PO y GM con un intervalo de confianza del 95% siguiendo recomendaciones del software. Estos modelos cinéticos dan idea del comportamiento de los procesos que se presentan en la producción de CH₄; el modelo de PO es empleado frecuentemente para estimar la tasa de degradación del sustrato, particularmente en la etapa de hidrólisis, mientras que el modelo de GM es utilizado principalmente para predecir el comportamiento en las fases de la acidogénesis y de la acetanogénesis, además de proveer una mejor comprensión de la dinámica de la biomasa dentro de los digestores (Parra-Orobio et al., 2018).

6.3 Análisis Estadístico

Los resultados de PBM se evaluaron estadísticamente mediante el análisis de varianza ANOVA para un solo factor (VR) y como variable respuesta el valor de PBM, posteriormente se realizó la prueba Tukey HSD por medio del software Minitab versión 21.4.0.0 considerando un intervalo de confianza del 95% ($p < 0,05$), lo cual permitió identificar entre qué parejas de tratamientos hubo diferencias significativas (Salkind, 2010; Cazaudehore et al., 2022).

7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Caracterización fisicoquímica del Sustrato y del Inóculo

En la Tabla 9 se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos iniciales para el sustrato e inóculo. Respecto al sustrato se observa un porcentaje alto de humedad (83,86%) mostrando similitud a los valores reportados por Parra-Orobio et al. (2015) (76%) lo que se asocia a un alto contenido de frutas y vegetales frescos que aportan una cantidad considerable de agua, además de moléculas de degradación rápida. González et al. (2008) afirman que humedades mayores al 60% favorecen la hidrólisis al inicio de DA, adicionalmente el TP se encuentra en el rango de 4,75 a 6,37 mm en un 39% de predominancia, este TP permite buenos rendimientos de CH₄ (Gordillo & Pizarro, 2022).

El pH del sustrato presentó un valor de 5,5 ($\pm 0,2$) siendo típico de RA acidificables, además se consideran valores similares a los reportados por Parra-Orobio et al. (2015) (5,54), Parra-Orobio et al. (2018) (5,6) y Díaz & Vargas (2021) (4,92) los cuales indican que están asociados a la descomposición de los carbohidratos fácilmente biodegradables (Parra-Orobio et al., 2018) presentes en este tipo de sustratos (Tabla 5). Estos carbohidratos presentes en la composición física fina de los RA favorecen la rápida producción y acumulación de los AGV ($1953,1 \pm 35,7$ mg. L⁻¹), lo cual aporta a la acidificación del medio, los resultados obtenidos fueron similares a los presentados por Parra-Orobio et al. (2022) ($1861,05 \pm 46,2$ mg. L⁻¹). Adicionalmente, el sustrato no presenta capacidad buffer dada la nula Alcalinidad Bicarbonática (AB), lo cual es común en este tipo de sustratos (Auphimai et al., 2014; Parra-Orobio et al., 2018).

La relación SV/ST del sustrato (0,92) presenta similitud a los resultados reportados por Casallas-Ojeda et al. (2020) (0,91) y Parra-Orobio et al. (2022) (0,94) los cuales indican que se cuenta con una alta presencia de MO en el sustrato (Casallas-Ojeda et al., 2020); los resultados de la DQO_{Total} (110.898 mg. L⁻¹) tuvieron un acercamiento a lo reportado en estudios como Parra-Orobio et al. (2015) (137.839 mg. L⁻¹) y Parra-Orobio et al. (2018) (112.522 mg. L⁻¹) los cuales reflejaron un alto potencial para la aplicación del tratamiento biológico como es la DA.

El pH obtenido del inóculo ($8,07 \pm 0,1$) es similar a los reportados para los lodos de sistemas de tratamientos anaerobios teniendo en cuenta las características y su fuente (Auphimai et al., 2014; Holliger et al., 2016). El inóculo presenta buena capacidad buffer debido a la AB (1267,2 mg CaCO₃/L) y a la relación AB/AT (0,7) lo que se asocia al aporte de proteína del inóculo ya que proviene de un reactor UASB que trata las aguas residuales de una central de sacrificio y cuenta con una alta carga de hierro (Fe) que mejora la estabilidad del proceso (Pobeheim et al., 2010; Parra-Orobio et al., 2018) y de calcio (Ca) que favorece la creación de lodo granular y de sedimentación, al igual que la reducción del efecto inhibitor de los AGV (Ahn et al., 2006; Parra-Orobio et al., 2018); la relación AB/AT contó con valores similares a lo presentado por Parra-Orobio et al. (2018b) (0,73) y Parra-Orobio et al. (2018) (0,75) lo cual indica un inóculo con la utilidad de controlar y neutralizar la acumulación de AGV durante de DA, además de contar con la capacidad de favorecer el metabolismo microbiano (Pesta, 2007; Wang et al., 2015).

Asimismo, Parra-Orobio et al. (2018) evidenció que inóculos provenientes de las mismas fuentes han presentado mayor Actividad Hidrolítica (AH) ($0,9$ g DQO_{glucosa}. gSV⁻¹d⁻¹) y Actividad Metanogénica Específica (AME) ($0,2$ g DQO_{CH₄}.gSV⁻¹d⁻¹) respecto a lodos de una PTAR de origen doméstico con características floculentas (AME = $0,006$ gDQO_{CH₄}.gSV⁻¹d⁻¹) lo que permite determinar que el uso de inóculos provenientes de sistemas de tratamientos

anaerobios favorece la asimilación del sustrato y reduce la inhibición por acumulación de AGV (Auphimai et al., 2014; Astals et al., 2020). La relación SV/ST (0,53) indica que es un inóculo efectivo para la DA ya que Liao & Li (2015) afirman que $SV/ST > 0,52$ son inóculos con alto contenido orgánico, además de ser beneficiosos para la actividad microbiana en la DA.

Tabla 9. Resultados de las caracterizaciones fisicoquímicas de Sustrato e Inóculo

Parámetros	Sustrato	Inóculo	Unidades
Humedad	83,86±5,2	S/D	%
pH	5,5 ± 0,2*	8,07 ± 0,1*	-
AGV	1.953,1 ± 35,7*	360 ± 20,4*	mg/L
AT	450,3 ± 60,7*	1728 ± 67,4*	mg CaCO ₃ /L
AB	0	1267,2 ± 59,1*	mg CaCO ₃ /L
AB/AT	0	0,7	-
DQO _T	110.898,13±8.741,5	S/D	mg/L
ST	159,9 ± 0,7* (mg/g B.H)	59.500 ± 1890,4*(mg/L)	-
SV	146,0 ± 0,5* (mg/g B.H)	31.677,8 ± 1269,3*(mg/L)	-
SV/ST	0,92 ± 0,08	0,53	-

S/D: Sin determinar - *Valores promedio medidos (n=3)

7.2 Fase I. Influencia del VR en la DA-RA mediante PBM

Se presentan los resultados promedios (n=3) de PBM obtenido durante el proceso de DA para los tres VR evaluados (Figura 5), la duración del ensayo fue de 19 días, no obstante, se resalta que la producción de CH₄ se estabilizó aproximadamente a partir del día 16 de incubación (Holliger et al., 2016; Wang et al., 2019). La producción máxima acumulada de CH₄ para los tratamientos fue de 149,89 (±47,74), 164,47 (±51,72) y 189,84 (±21,88) mLCH₄/g.SV para V₂₅₀, V₅₀₀ y V₁₀₀₀, respectivamente, al realizar la comparación con el PBM_T (450,40 mL CH₄/g.SV), el VR que más se aproximó a esta producción fue V₁₀₀₀ con un 42,20%.

La heterogeneidad del sustrato y el alto aporte de carbohidratos de fácil degradación permitieron la rápida producción de CH₄ en los primeros 7 días (Bouallagui et al., 2005); para el día 3 (73,3h) se produjo más del 80% del total de CH₄ en V₅₀₀, respecto a V₁₀₀₀ se presentó un porcentaje de producción similar en el día 4 (105,92h) mientras que para V₂₅₀ este porcentaje se logró en el día 7 (169,8h); sin embargo en el día 12 (288 h) se produjo CH₄ asociado a la transformación de materiales de lenta o difícil degradación (Cadavid-Rodríguez & Horan, 2013), la estabilización para todos los VR se presentó a partir del día 16 (387h).

En general la producción de CH₄ fue más lenta para V₂₅₀ respecto a los demás VR, asociado a la baja asimilación de los microorganismos al sustrato. De acuerdo con Krause et al. (2018) y Pearse et al. (2018) para un VR pequeño se debe usar sustratos homogéneos y un TP lo suficientemente pequeño para que la muestra sea representativa, asimismo en VR pequeños la diversidad microbiana es reducida lo que puede aumentar los impactos negativos de la inhibición en el proceso (Krause et al., 2016), adicionalmente el pH final arrojó un valor de 11,01 (± 0,51), el cual se encuentra fuera del rango óptimo para la DA (6,5 y 7,8) (Hilkiah Igoni et al., 2008; Cárdenas-Cleves et al., 2016; Casallas-Ojeda et al., 2021) lo que probablemente haya generado una alteración en la producción de CH₄ (Şenol, 2021). El VR pequeño (V₂₅₀) presentó la mayor concentración de AGV al final del proceso (610,00 ± 286,61 mg L⁻¹) (Tabla 10), aunque este valor no representa toxicidad para el proceso de DA. Este fenómeno se pudo presentar por la contaminación del reactor, ya que las perlas de NaOH en los reactores pequeños tienen más cercanía a la mezcla, por lo que en estos reactores existe una mayor probabilidad de contaminación durante la DA; la alta AB (3505,4 ± 330,9 mg CaCO₃/L) respecto a los valores recomendados por Parawira et al. (2004) para los ensayos PBM (1100 mg CaCO₃/L) reafirma que la basicidad del medio fue aportada por la contaminación de NaOH.

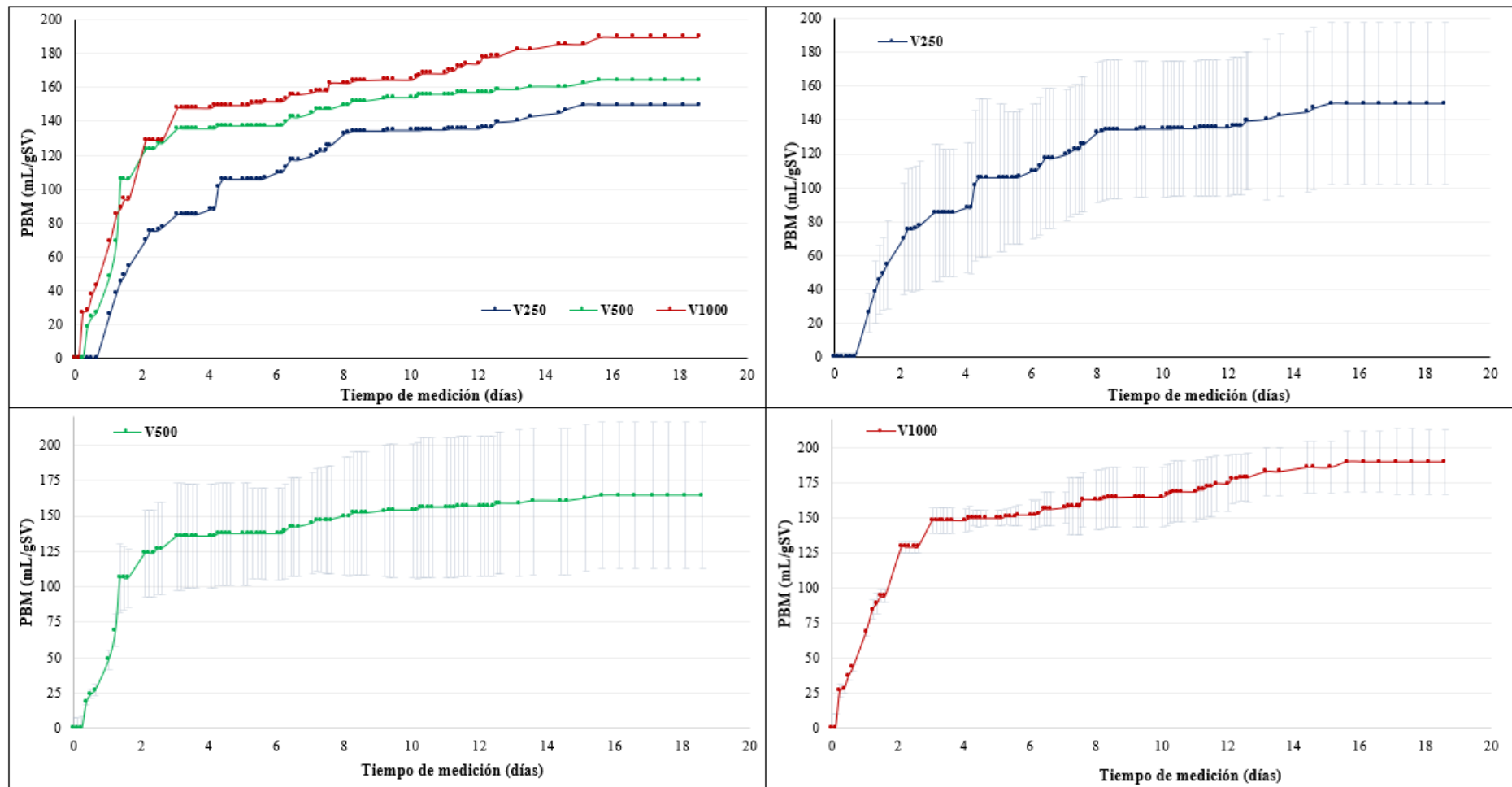


Figura 5. Curvas de PBM para diferentes VR

Los VR correspondientes a V_{500} y V_{1000} arrojaron mayor similitud en la curva de producción de CH_4 (Figura 5), además, el pH final en los reactores fue de $8,39 (\pm 0,46)$ y $7,27 (\pm 0,46)$, respectivamente. Los AGV para V_{500} y V_{1000} presentaron bajos valores ($248,75 \pm 104,22$ y $255,00 \pm 43,25 \text{ mg.L}^{-1}$) lo que indica que no se inhibió el proceso de la DA debido a que estos se mantuvieron por debajo de la concentración máxima recomendada (2000 mg L^{-1}) para los ensayos PBM (Alonso et al., 2006; Bardi & Aminirad, 2020), los valores de AB presentados al final del proceso permitieron garantizar una adecuada capacidad buffer de la mezcla, en este caso la AB de V_{1000} ($819,72 \pm 251,42 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) permitió mantener un pH óptimo para la DA (Parawira et al., 2004); Degueurce et al. (2020) demuestran que en un VR grande el pH del reactor tiende a presentar valores entre neutrales y básicos, ya que no hay mucha acumulación de AGV en el proceso, caso contrario a lo que sucede en VR pequeños, confirmando que la posibilidad de contaminación de V_{1000} fue casi nula, debido a que el headspace generó una distancia mayor entre el capuchón y la mezcla a medida que aumentó el VR.

Tabla 10. Resultados fisicoquímicos del VR al final del ensayo

VR	pH (Und)	AGV (mg/L)	AB (mg CaCO_3/L)	AT (mg CaCO_3/L)
V_{250}	$11,01 \pm 0,51^*$	$610 \pm 286,61^*$	$3.505,42 \pm 330,90^*$	$4.073,33 \pm 433,49^*$
V_{500}	$8,39 \pm 0,46^*$	$248,75 \pm 104,21^*$	$679,74 \pm 406,34^*$	$852,52 \pm 500,29^*$
V_{1000}	$7,27 \pm 0,46^*$	$255 \pm 43,24^*$	$819,72 \pm 251,42^*$	$1.062,6 \pm 306,51^*$

*Valores promedio medidos (n=3)

En todas las configuraciones del experimento se dio el primer registro de producción de CH_4 (V_{250} , V_{500} y V_{1000}) en periodos de tiempos cortos (1,04 h, 0,37 h y 0,24 h), debido a que los RA poseen un alto contenido de MO de fácil biodegradabilidad con prevalencia de carbohidratos simples y proteínas (Bouallagui et al., 2005; Parra-Orobio et al., 2018), adicionalmente el hecho de realizar un pretratamiento para reducir el TP permitió que haya una mayor área de contacto entre los microorganismos y el sustrato (Kim et al., 2006; Deng et al., 2020), por lo que junto con la adición de nutrientes se favoreció la producción de CH_4 en los primeros días de la DA (Torres & Pérez, 2010; Esposito et al., 2012). La concentración de sustrato usada pudo generar una rápida producción de CH_4 principalmente en V_{500} y V_{1000} , debido a que al agregar una mayor cantidad de muestra en estos reactores (3 gSV/L) se garantizó una mejor representación de los RA en los ensayos PBM (Pearse et al., 2018). Wang et al. (2015) mostraron que al aumentar la concentración del sustrato de 2 a $6 \text{ g SV} \cdot \text{L}^{-1}$ la producción de CH_4 aumentó en un 30 % en reactores de 500 mL, no obstante, Ohemeng Ntiamoah & Datta (2019) mencionan que estos aumentos de PBM dependen del tipo de sustrato en particular.

De acuerdo con los resultados de la prueba ANOVA, el VR incidió sobre el PBM ($p < 0,05$) con diferencias significativas, la prueba Tukey HSD arrojó diferencias estadísticas entre las parejas V_{250} - V_{500} y V_{250} - V_{1000} indicando que los datos de V_{500} y V_{1000} tienen un efecto similar sobre la producción de CH_4 , por otro lado, V_{250} tuvo un efecto negativo sobre el rendimiento de CH_4 (reducción del 21%) respecto a V_{1000} bajo las condiciones experimentales consideradas en este estudio. La influencia de factores externos como la contaminación por perlas de NaOH e inhibición por acumulación de AGV generó los efectos negativos antes mencionados sobre V_{250} .

En la Figura 6 se observa que para todos los VR se obtuvo la máxima Producción Específica Diaria de Metano (PEDM) en los primeros 3 días, siendo V_{500} el que presentó el mayor PEDM ($36,74 \text{ mLCH}_4/\text{gSV.d}$) seguido de V_{1000} ($34,99 \text{ mLCH}_4/\text{gSV.d}$), estos valores fueron similares

a los reportados por Fisgativa et al. (2020) (30 mLCH₄ /gSV.d) para un VR de 520 mL; en el caso de V₂₅₀ (18,95 mLCH₄ /gSV.d) los valores fueron similares a los reportados por Parra-Orobio et al. (2022) para dos tipos de ensayos (11,28 y 10,71 mLCH₄ /gSV.d) los cuales se desarrollaron en un VR de 250 mL en condiciones similares, estos valores altos de PEDM en los primeros días de la DA se asocian al consumo de las fracciones altamente biodegradables. Por otra parte, a partir del día 12 se presentó una PEDM pico para V₂₅₀ V₅₀₀ y V₁₀₀₀ (2,9, 4,6 y 7,5 mLCH₄ /gSV.d) mostrando así dos fases de producción de CH₄, reafirmando lo expuesto por Cadavid-Rodríguez & Horan (2013) donde esta producción se asocia al consumo de materiales de difícil o lenta degradación.

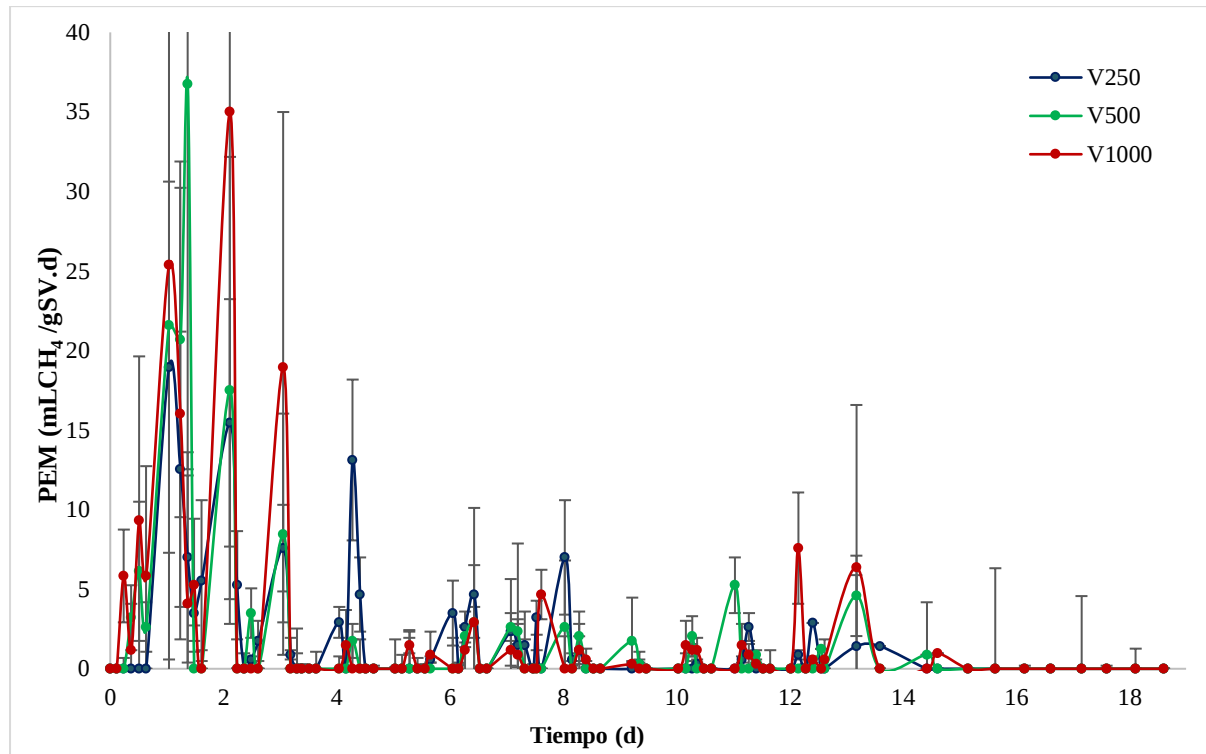


Figura 6. Producción Específica Diaria de Metano

Pearse et al. (2018) mencionan que en un VR pequeño puede existir poca diversificación de la población microbiana lo que conlleva a que las posibilidades de inhibición o de competencia microbiana aumenten, degradando de manera acelerada la MO, por lo que las producciones de CH₄ son mayores al inicio del proceso de la DA. Los resultados de V₂₅₀ respecto a la máxima PEDM (18,95 mLCH₄ /gSV.d) reafirman que la máxima producción se presentó al inicio del proceso (1 día) consumiendo así la mayor parte de la MO y generando bajas PEDM en los siguientes días del ensayo. Adicionalmente, los PEDM obtenidos por Parra Orobio et al. (2022) son menores respecto a V₂₅₀ teniendo en cuenta que el parámetro de concentración de sustrato varió significativamente (1,5 a 3gSV*L⁻¹ en este estudio), una mayor producción por parte de V₂₅₀ se asocia a que se duplicó la cantidad de sustrato agregada al reactor, esto es consistente a lo descrito por Krause et al. (2018) y Pearse et al. (2018) donde el aumento de la cantidad del sustrato puede permitir una generación de CH₄ más representativa.

De acuerdo con las diferentes curvas de producción de CH₄ (diaria y acumulada) se observó la incidencia del VR sobre DA, ya que a mayor VR se presentó mejores rendimientos de CH₄. En el caso del VR grande (V₁₀₀₀) se presentó los mejores resultados de PBM, caso contrario a lo sucedido en el VR pequeño (V₂₅₀) que durante todo el proceso de la DA arrojó menores producciones de CH₄ lo cual está asociado a la inhibición del proceso, debido a que la forma

del reactor generó que las distancias entre el capuchón y la mezcla sean menores que en VR más grandes (V_{500} y V_{1000})

7.3 Fase II. Efecto del VR en el PBM por medio del comportamiento cinético del proceso

La Figura 7 presenta las curvas de los dos modelos cinéticos evaluados, el modelo de Primer Orden (PO) y Gompertz Modificado (GM) fueron representados con línea sólida azul y se ajustaron partir de los datos experimentales sobre PBM (línea de puntos) para los diferentes VR que se analizaron en este trabajo, adicionalmente, los dos modelos cinéticos presentaron buenos ajustes a los datos ($R^2 > 0,94$) para todos los VR, el Error Cuadrático Medio (ECM) no presentó valores mayores a 10,87 (Blasius et al., 2020).

La Tabla 11 muestra que en general el modelo que más se ajustó a los datos experimentales de PBM fue el modelo de PO que siempre el R^2 fue mayor a 0,95 en todos los VR, y el VR que más se ajustó a los dos modelos cinéticos fue V_{250} ($R^2 > 0,96$), según Budiyono et al. (2014) dependiendo del sustrato evaluado, los modelos de PO y GM predicen de buena manera las producciones de CH_4 , en este caso el modelo de PO pudo representar de una mejor manera a V_{250} cinéticamente respecto a los demás VR.

La producción máxima esperada de CH_4 (PBM_{max}) arrojada por los modelos siempre estuvo por debajo de la producción medida experimentalmente, debido a que los modelos no representaron bien la producción de CH_4 relacionada con la transformación de materiales de lenta o difícil degradación presentes en los RA, es importante mencionar que mediante el uso de modelos que evalúen las dos fases de producción de CH_4 se presentaría un mejor ajuste de los datos experimentales de PBM debido a que todos los VR tuvieron un aumento en la producción acumulada pocos días antes de la finalización del experimento (Cadavid-Rodríguez & Horan, 2013).

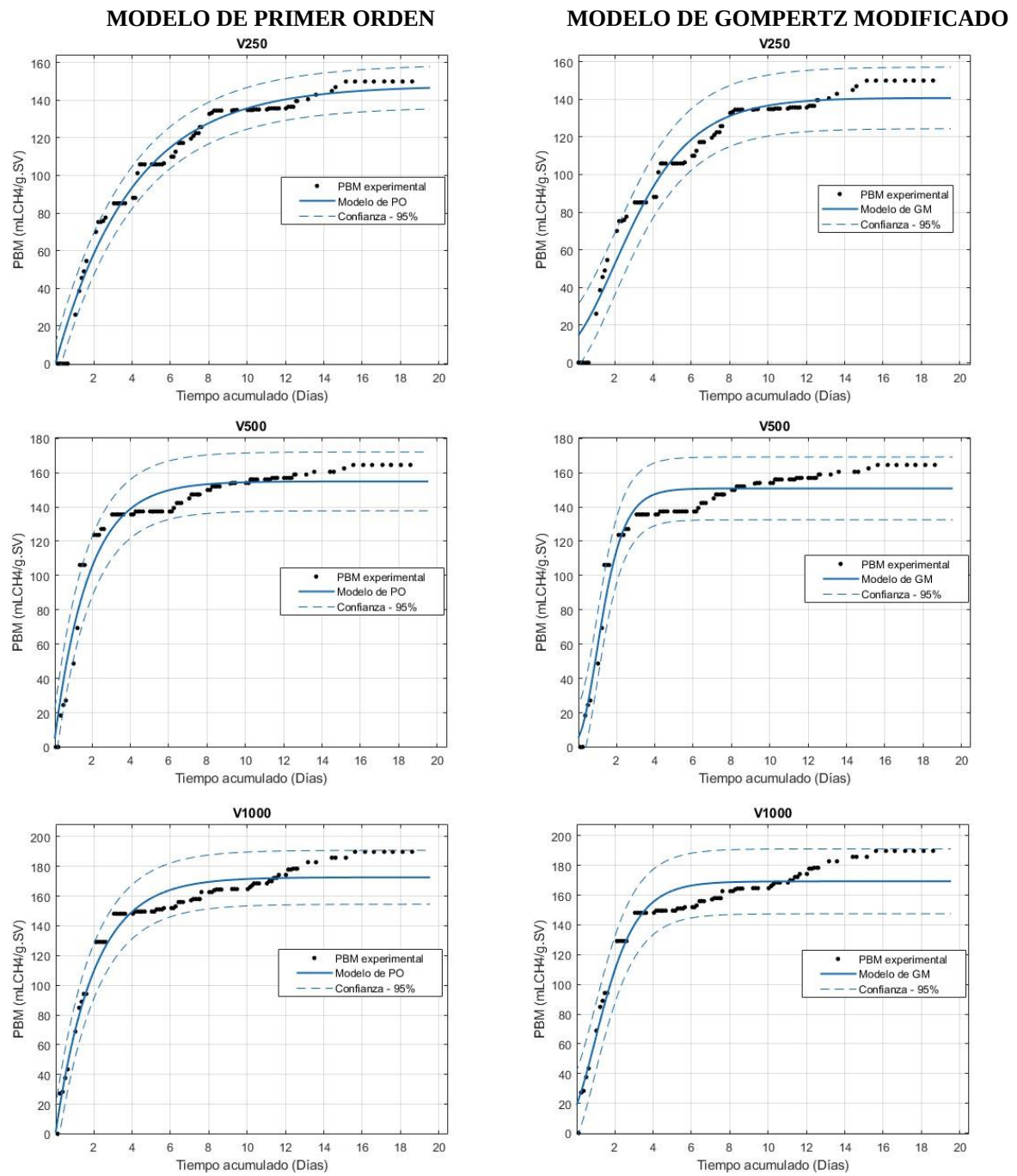


Figura 7. Modelos cinéticos ajustados para cada VR

Tabla 11. Variables cinéticas obtenidas de los modelos para los diferentes VR

MODELO CINÉTICO DE PRIMER ORDEN							
Índice	VR (mL)	PBM _{máx} (mLCH ₄ /g SV)	P _{max} (mLCH ₄ /g SV)	K _h (d ⁻¹)	R ²	RMSE	
V ₂₅₀	250	149,89	147,62 (144,85 - 150,39)*	0,25 (0,24 - 0,27)*	0,98	5,52	
V ₅₀₀	500	164,47	154,88 (152,40 - 157,36)*	0,57 (0,52 - 0,62)*	0,95	8,51	
V ₁₀₀₀	1.000	189,84	172,68 (169,91 - 175,45)*	0,50 (0,46 - 0,54)*	0,95	9,03	
MODELO CINÉTICO GOMPERTZ MODIFICADO							
Índice	VR (mL)	PBM _{máx} (mLCH ₄ /g SV)	P _{max} (mLCH ₄ /g SV)	R _{max} (mLCH ₄ /g SV d)	λ (d)	R ²	RMSE
V ₂₅₀	250	149,89	140,72 (138,00 - 143,87)*	22,70 (20,52 - 24,88)*	0,00 (-0,62 - 0,01)*	0,96	8,07
V ₅₀₀	500	164,47	150,78 (148,48 - 153,10)*	69,31 (59,23 - 79,38)*	0,17 (-0,01 - 0,34)*	0,95	9,13
V ₁₀₀₀	1.000	189,84	169,34 (166,33 - 172,36)*	50,53 (43,80 - 57,25)*	0,00 (-0,51 - -0,01)*	0,94	10,87

*Intervalo de confianza del 95%

Los resultados para la constante de hidrólisis (K_h) fueron 0,25, 0,57 y 0,50 d⁻¹ para V₂₅₀, V₅₀₀ y V₁₀₀₀, respectivamente, lo cual es consistente con los datos experimentales de PEDM donde V₅₀₀ es quien presenta la más rápida producción de CH₄. De manera general los K_h fueron mayores a los encontrados en literatura para este tipo de sustratos (0,02 a 0,2 d⁻¹) (Díaz & García 2021; Parra-Orobio et al., 2022), por lo que valores más altos permitieron una mayor tasa de crecimiento de microorganismos metanógenos y mayores rendimientos de CH₄ (Dev et al., 2019), además, posiblemente la reducción el TP (<6,37 mm) frente a estudios como el de Díaz & García (2021) (<30mm) con VR de 250 mL tuvo un efecto positivo sobre la disponibilidad de materiales complejos presentes en el sustrato favoreciendo la hidrólisis al inicio del proceso (Krause et al., 2018; Pearse et al., 2018).

El modelo de GM arrojó igualmente mejores resultados cinéticos para V₅₀₀, respecto a la tasa máxima de producción de CH₄ (R_{máx}) los valores fueron superiores (69,31 mL CH₄/g SV.d) a V₁₀₀₀ y V₂₅₀ (50,53 y 22,70 mL CH₄/g SV.d, respectivamente), Kafle & Chen (2016) mencionan que un valor alto de R_{máx} se asocia normalmente a una mayor producción de CH₄, lo cual es consistente con los resultados experimentales (Figura 6). Por otro lado, la fase de latencia (λ) para V₁₀₀₀ y V₂₅₀ fue nula (0 d) y para V₅₀₀ presentó un valor de λ=0,17 d siendo menor a lo reportado por Cai et al. (2019) (0,3 a 1,8 d). Los valores nulos cuentan con inconsistencias en sus resultados ya que esto indicaría que los microorganismos no presentaron fase de adaptabilidad y su producción de CH₄ fue inmediata, como menciona Li et al. (2011) y Parra-Orobio et al. (2016) estos modelos no serían adecuados para predecir la producción de CH₄ en este experimento.

En síntesis, el modelo de PO presentó el mejor ajuste sobre todos los datos experimentales (R²>0,95), siendo V₂₅₀ el VR que arrojó los resultados cinéticos menos favorables tanto en el modelo de PO y GM, sin embargo, estos modelos no permitieron analizar la producción de CH₄ relacionada al consumo de MO de lenta degradación que se presentó en mayor proporción en los VR grandes (principalmente en V₁₀₀₀). Probablemente el uso de un modelo que evalúe

el comportamiento de PBM en de manera bifásica (lenta y rápida degradación) permitiría generar mejores ajustes y resultados más representativos (Blasius et al. 2020)

8 CONCLUSIONES

Las características del sustrato reflejaron condiciones favorables en la Digestión Anaerobia (DA) dada la alta biodegradabilidad de los Residuos de Alimentos (RA) sustentado por parámetros como DQO = $110.898,13 \pm 8.741,5$ mg/L, SV/ST= $0,92 \pm 0,08$, humedad del 83,86 %, entre otros. Por otro lado, la ausencia de Alcalinidad Bicarbonática (AB) en los RA permitió condiciones ácidas en el medio, las cuales en este estudio fueron contrarrestadas con la adición de un inóculo que contó con una capacidad buffer adecuada, además de una alta carga de proteínas, hierro y calcio, y actividad microbiana beneficiosas para el proceso de DA.

En el reactor V_{250} hubo contaminación por la base fuerte (perlas NaOH), debido a que los parámetros fisicoquímicos medidos al final del montaje arrojaron pH=11,01 ($\pm 0,51$), AB=3.505,42 ($\pm 330,90$), AT=4.073,33 ($\pm 433,49$). Los resultados de la prueba Tukey HSD arrojaron diferencias estadísticas significativas entre las parejas $V_{250} - V_{500}$ y $V_{250} - V_{1000}$, aunque la prueba arrojó que $V_{500} - V_{1000}$ son similares, experimentalmente se vio una diferencia en la producción acumulada del 15%, lo cual muestra que el VR incidió sobre la producción de CH_4 .

La constante de hidrólisis (K_h) presentó mejores condiciones para $V_{500} - V_{1000}$, (0,57 y 0,50 d⁻¹), al igual que para la tasa de producción de CH_4 (R_{max}) (69,31 y 50,53 mL CH_4 /g SV d) siendo la condición de menor VR (V_{250}) la menos favorable, ya que a menor VR se presentaron menores resultados cinéticos y bajos rendimientos de CH_4 , sin embargo, la fase de latencia (λ) no guarda relación con los resultados experimentales para $V_{250} - V_{1000}$ (0,00 y 0,00 d), lo que indica la necesidad de evaluar otros modelos cinéticos para realizar un mejor análisis de los datos experimentales.

9 RECOMENDACIONES

Se sugiere que en próximos estudios (teniendo en cuenta las mismas condiciones experimentales) sea considerado el uso de otros métodos de medición de biogás o en su defecto que en el uso del método manométrico se analice la influencia de la distancia entre el capuchón que almacena la base fuerte (perlas de NaOH) y la mezcla del reactor. Además, es recomendable el uso de equipos de medición que eviten el desgaste presentado en los tapones de butilo, con el fin de evitar la pérdida en la cuantificación del biogás generado por el reactor

Dado el comportamiento diferenciado del proceso de la DA en los diferentes VR evaluados, es recomendable evaluar la influencia simultánea de otras variables en los ensayos PBM como son: un rango más amplio de VR (ej. 600, 700, 800 y 900 mL), Tamaño de Partícula (TP) y la relación Sustrato/Inóculo (S/I).

Es recomendable el uso de otros modelos cinéticos que se ajusten de mejor manera a la producción de CH_4 asociada a un comportamiento bifásico del sistema de DA (ej: Pseudo paralelo de Primer Orden y Gompertz Re-modificado).

Realizar las mediciones de Actividad Metanogénica Específica (AME) y Actividad Hidrolítica (AH) al inóculo que se use en el montaje experimental, ya que las condiciones del inóculo pueden variar en el tiempo dependiendo estrictamente de las condiciones operativas de la PTAR.

Se recomienda contar con control positivo y negativo para cada uno de los volúmenes utilizados en los montajes experimentales, ya que se garantizará mayor representatividad para analizar el comportamiento en casa uno de los VR.

10 BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, L., Maas, G., & Hoglan, W. (2015). *Vista de Desafíos en la gestión de residuos sólidos para las ciudades de países en desarrollo*. https://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec_marcha/article/view/2340/2129
- Abid, M., Wu, J., Seyedsalehi, M., Hu, Y. ying, & Tian, G. (2021). Novel insights of impacts of solid content on high solid anaerobic digestion of cow manure: Kinetics and microbial community dynamics. *Bioresource Technology*, 333, 125205. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125205>
- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2017a). A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. *Engineering*, 3(3), 299–307. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>
- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2017b). A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. *Engineering*, 3(3), 299–307. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>
- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2020). Microbiology and biochemistry of anaerobic digesters: an overview. *Bioreactors: Sustainable Design and Industrial Applications in Mitigation of GHG Emissions*, 17–26. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821264-6.00002-4>
- Adekunle, K. F., & Okolie, J. A. (2015a). A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 06(03), 205–212. <https://doi.org/10.4236/abb.2015.63020>
- Adekunle, K. F., & Okolie, J. A. (2015b). A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 06(03), 205–212. <https://doi.org/10.4236/abb.2015.63020>
- Adiga, S., B, S. B., Patil, J. H., & R, G. C. (2012). *Kinetics of Anaerobic Digestion of Water Hyacinth, Poultry Litter, Cow Manure and Primary Sludge: A Comparative Study*. <https://doi.org/10.7763/IPCBE>
- Ahn, J. H., Do, T. H., Kim, S. D., & Hwang, S. (2006). The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 30(1), 33–38. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.01.014>
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59(5), 927–934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Arelli, V., Begum, S., Anupaju, G. R., Kuruti, K., & Shailaja, S. (2018). Dry anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure: Impact of total solids, substrate ratio and thermal pre treatment on methane yield and quality of biomanure. *Bioresource Technology*, 253, 273–280. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.01.050>
- Astals, S., Koch, K., Weinrich, S., Hafner, S. D., Tait, S., & Peces, M. (2020). Impact of storage conditions on the methanogenic activity of anaerobic digestion inocula. *Water (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/W12051321>

- Auphimai, C., Rukruam, W., & Chaiprasert, P. (2014). Efficacies of various inoculum sources on methane production from agro-industrial wastewaters. *Energy Procedia*, 52, 167–172. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.07.067>
- Bardi, M. J., & Aminirad, H. (2020). Synergistic effects of co-trace elements on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge at high organic load. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(15), 18129–18144. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08252-y>
- Bjerg, P. L., Albrechtsen, H. J., Kjeldsen, P., Christensen, T. H., & Cozzarelli, I. M. (2003). The Groundwater Geochemistry of Waste Disposal Facilities. *Treatise on Geochemistry*, 9–9, 579–612. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09057-5>
- Blasius, J. P., Contrera, R. C., Maintinguer, S. I., & Alves de Castro, M. C. A. (2020). Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. *Biotechnology Reports*, 27, e00503. <https://doi.org/10.1016/J.BTRE.2020.E00503>
- Bolado-Rodríguez, S., Toquero, C., Martín-Juárez, J., Travaini, R., & García-Encina, P. A. (2016). Effect of thermal, acid, alkaline and alkaline-peroxide pretreatments on the biochemical methane potential and kinetics of the anaerobic digestion of wheat straw and sugarcane bagasse. *Bioresource Technology*, 201, 182–190. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.11.047>
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40(3–4), 989–995. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2004.03.007>
- Budiyono, Syaichurrozi, I., & Sumardiono, S. (2014). Kinetic model of biogas yield production from vinasse at various initial pH: Comparison between modified gomperz model and first order kinetic model. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, 7(13), 2798–2805. <https://doi.org/10.19026/rjaset.7.602>
- Buswell, A. M., & Mueller, H. F. (1952). Mechanism of Methane Fermentation. *Industrial & Engineering Chemistry*, 44(3), 550–552. <https://doi.org/10.1021/IE50507A033>
- Cadavid-Rodríguez, L. S., & Horan, N. (2013). Methane production and hydrolysis kinetics in the Anaerobic degradation of wastewater screenings. *Water Science and Technology*, 68(2), 413–418. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.267>
- Cai, F., Yan, H., Zhang, R., Liu, G., & Chen, C. (2019). Prediction of methane production performances based on determination of organic components for different vegetable wastes. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 12(3), 154–159. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191203.4705>
- Capodaglio, A. G., & Bolognesi, S. (2019). Ecofuel feedstocks and their prospects. *Advances in Eco-Fuels for a Sustainable Environment*, 15–51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102728-8.00002-4>
- Cárdenas-Cleves, L. M., Parra-Orobio, B. A., Torres- Lozada, P., & Vásquez, C. H. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos Perspectives of Biochemical Methane Potential - BMP test for control the anaerobic digestion process of wastes Perspectivas do t. *Revista ION*, 29(1), 95–108.

- Cárdenas-Cleves, L. Marcela., Parra-Orobio, B. Alexis., Torres-Lozada, Patricia., & Vásquez, C. Humberto. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos Perspectives of Biochemical Methane Potential - BMP test for control the anaerobic digestion process of wastes Perspectivas do t. *Revista ION*, 29(1), 95–108. <http://dx.doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>
- Casallas-Ojeda, M. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020). Identification of Factors and Variables that Influence the Anaerobic Digestion of Municipal Biowaste and Food Waste. *Waste and Biomass Valorization*, 12(6), 2889–2904. <https://doi.org/10.1007/S12649-020-01150-X>
- Casallas-Ojeda, M. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2021). Identification of Factors and Variables that Influence the Anaerobic Digestion of Municipal Biowaste and Food Waste. *Waste and Biomass Valorization*, 12(6), 2889–2904. <https://doi.org/10.1007/S12649-020-01150-X/FIGURES/5>
- Casallas-Ojeda, M. R., Torres-Lozada, P., & Marmolejo-Rebellón, L. F. (2020). Evaluation of simultaneous incidence of head space and temperature on biochemical methane potential in food waste. *Cogent Engineering*, 7(1), 1729514. <https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1729514>
- Cazaudehore, G., Guyoneaud, R., Lallement, A., Gassie, C., & Monlau, F. (2022). Biochemical methane potential and active microbial communities during anaerobic digestion of biodegradable plastics at different inoculum-substrate ratios. *Journal of Environmental Management*, 324, 116369. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.116369>
- CCA, (Comisión para la Cooperación Ambiental). (2017). Caracterización y gestión de los residuos orgánicos en América del Norte. Informe sintético. En *Cec-Cca-Cce*.
- Chandra, R., Takeuchi, H., & Hasegawa, T. (2012). Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. En *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 16, Número 3, pp. 1462–1476). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.11.035>
- Defra. (2011). Anaerobic digestion strategy and action plan. En *Department of Energy & Climate Change*.
- Degueurce, A., Picard, S., Peu, P., & Trémier, A. (2020a). Storage of Food Waste: Variations of Physical–Chemical Characteristics and Consequences on Biomethane Potential. *Waste and Biomass Valorization*, 11(6), 2441–2454. <https://doi.org/10.1007/S12649-018-00570-0/FIGURES/8>
- Degueurce, A., Picard, S., Peu, P., & Trémier, A. (2020b). Storage of Food Waste: Variations of Physical–Chemical Characteristics and Consequences on Biomethane Potential. *Waste and Biomass Valorization*, 11(6), 2441–2454. <https://doi.org/10.1007/S12649-018-00570-0/FIGURES/8>
- Deng, C., Lin, R., Kang, X., Wu, B., O’Shea, R., & Murphy, J. D. (2020). Improving gaseous biofuel yield from seaweed through a cascading circular bioenergy system integrating anaerobic digestion and pyrolysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 128. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109895>
- Dev, S., Saha, S., Kurade, M. B., Salama, E. S., El-Dalatony, M. M., Ha, G. S., Chang, S. W., & Jeon, B. H. (2019). Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold

- environments. En *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 103, pp. 85–95). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.034>
- Díaz Vargas, J., & García garcía, A. Y. (2021). *Influencia de la temperatura sobre la generación de gas metano a partir de la digestión anaerobia de residuos de alimentos*. Universidad del Valle.
- DIN. (1985). *DIN 38414-8 - 1985-06*.
- DNP, D. de P. N. (2016a). Documento CONPES 3874. Política Nacional Para La Gestión Integral De Residuos Solidos. *Consejo Nacional de Política Económica y Social República De Colombia.Departamento Nacional De Planeación (DNP)*, 1–73. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Económicos/3874.pdf>
- DNP, D. de P. N. (2016b). Documento CONPES 3874. Política Nacional Para La Gestión Integral De Residuos Solidos. *Consejo Nacional de Política Económica y Social República De Colombia.Departamento Nacional De Planeación (DNP)*, 1–73.
- DNP, D. de P. N. (2016c). Documento CONPES 3874. Política Nacional Para La Gestión Integral De Residuos Solidos. *Consejo Nacional de Política Económica y Social República De Colombia.Departamento Nacional De Planeación (DNP)*, 1–73.
- Elbeshbishy, E., Nakhla, G., & Hafez, H. (2012). Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource Technology*, 110, 18–25. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.025>
- Esposito, G., Frunzo, L., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012a). Enhanced bio-methane production from co-digestion of different organic wastes. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 33(24), 2733–2740. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.676077>
- Esposito, G., Frunzo, L., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012b). Enhanced bio-methane production from co-digestion of different organic wastes. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 33(24), 2733–2740. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.676077>
- FAO. (2013). *Food wastage footprint: Impacts on natural resources - Summary report*. 4–63.
- Fei, F., Wen, Z., & Ri, S. (2022). Urban biowaste integrated management based on synergy mechanism and multi-objective optimization: A case study in Suzhou, China. *Science of the Total Environment*, 823. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153691>
- Fenchel, T., King, G. M., & Blackburn, T. H. (2012). Bacterial Metabolism. *Bacterial Biogeochemistry*, 1–34. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415836-8.00001-3>
- Ferreira, J. A., Agnihotri, S., & Taherzadeh, M. J. (2019). Waste Biorefinery. *Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches*, 35–52. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64200-4.00003-7>
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019a). Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research. *Water 2019, Vol. 11, Page 921, 11(5)*, 921. <https://doi.org/10.3390/W11050921>
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019b). Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research. *Water 2019, Vol. 11, Page 921, 11(5)*, 921. <https://doi.org/10.3390/W11050921>
- Fisgativa, H., Debled, M., & Tremier, A. (2020). Performance of Coupling an Aerobic Pre-treatment Prior to a Solid-State Anaerobic Digestion of Food Waste. *Waste and Biomass Valorization*, 11(2), 483–494. <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00630-z>

- Ghanimeh, S. A., Al-Sanioura, D. N., Saikaly, P. E., & El-Fadel, M. (2018). Correlation between system performance and bacterial composition under varied mixing intensity in thermophilic anaerobic digestion of food waste. *Journal of Environmental Management*, 206, 472–481. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.10.062>
- Ghosh, P., Shah, G., Sahota, S., Singh, L., & Vijay, V. K. (2020). Biogas production from waste: technical overview, progress, and challenges. *Bioreactors: Sustainable Design and Industrial Applications in Mitigation of GHG Emissions*, 89–104. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821264-6.00007-3>
- Gómez Vasquez, E. (2018). Afectaciones Ambientales De Los Lixiviados Generados En Los Rellenos Sanitarios Sobre El Recurso Agua. En *Tesis de especialización en química ambiental*, Universidad Industrial de Santander. Universidad Industrial de Santander.
- González, G. I., Rustrián, E., Houbbron, E., & Zamora, A. (2008). Impact of humidity rate on the biodegradation of municipal solid wastes from Veracruz city, Mexico. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(3), 336–341.
- Gordillo, D., & Pizarro, J. (2022). *EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA DEL SUSTRATO SOBRE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS*.
- Guangyin, Z., & Youcai, Z. (2017). Harvest of Bioenergy From Sewage Sludge by Anaerobic Digestion. *Pollution Control and Resource Recovery*, 181–273. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811639-5.00005-X>
- Hidalgo, D., & Martín-Marroquín, J. M. (2015). Biochemical methane potential of livestock and agri-food waste streams in the Castilla y León Region (Spain). *Food Research International*, 73, 226–233. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2014.12.044>
- Hilkiah Igoni, A., Ayotamuno, M. J., Eze, C. L., Ogaji, S. O. T., & Probert, S. D. (2008). Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Applied Energy*, 85(6), 430–438. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2007.07.013>
- Hobbs, S. R., Landis, A. E., Rittmann, B. E., Young, M. N., & Parameswaran, P. (2018). Enhancing anaerobic digestion of food waste through biochemical methane potential assays at different substrate: inoculum ratios. *Waste Management*, 71, 612–617. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.029>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016a). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016b). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/WST.2016.336>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck,

- I. (2016c). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016d). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/WST.2016.336>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016e). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016f). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., & Kennedy, C. (2013). Environment: Waste production must peak this century. *Nature* 2013 502:7473, 502(7473), 615–617. <https://doi.org/10.1038/502615a>
- Hublin, A., Schneider, D. R., & Džodan, J. (2014). Utilization of biogas produced by anaerobic digestion of agro-industrial waste: Energy, economic and environmental effects. *Waste Management and Research*, 32(7), 626–633. <https://doi.org/10.1177/0734242X14539789>
- Hussain, C. M., Paulraj, M. S., & Nuzhat, S. (2022). Source reduction, waste minimization, and cleaner technologies. *Source Reduction and Waste Minimization*, 23–59. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824320-6.00002-2>
- ISO, & DIN. (1998, octubre). *DIN EN ISO 11734 : Evaluation of the “ultimate” anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge - Method by measurement of the biogas production (ISO 11734:1995)*.
- Janke, L., Weinrich, S., Leite, A. F., Sträuber, H., Nikolausz, M., Nelles, M., & Stinner, W. (2019). Pre-treatment of filter cake for anaerobic digestion in sugarcane biorefineries: Assessment of batch versus semi-continuous experiments. *Renewable Energy*, 143, 1416–1426. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2019.05.029>
- Jin, Y., Li, Y., & Li, J. (2016). Influence of thermal pretreatment on physical and chemical properties of kitchen waste and the efficiency of anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, 180, 291–300. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.05.047>
- Kamran, M. (2021). Bioenergy. *Renewable Energy Conversion Systems*, 243–264. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823538-6.00002-6>
- Kamusoko, R., Jingura, R. M., Chikwambi, Z., & Parawira, W. (2022). Biogas: microbiological research to enhance efficiency and regulation. *Handbook of Biofuels*, 485–497. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822810-4.00025-7>

- Kaza, S. (World B., Yao, L. (World B., Bhada-Tata, P. (World B., & Van Woerden, F. (World B. (2018a). *WHAT A WASTE 2.0 A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Kaza, S. (World B., Yao, L. (World B., Bhada-Tata, P. (World B., & Van Woerden, F. (World B. (2018b). *WHAT A WASTE 2.0 A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Kaza, S. (World B., Yao, L. (World B., Bhada-Tata, P. (World B., & Van Woerden, F. (World B. (2018c). *WHAT A WASTE 2.0 A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Kim, J. K., Oh, B. R., Chun, Y. N., & Kim, S. W. (2006). Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 102(4), 328–332. <https://doi.org/10.1263/jbb.102.328>
- Koch, K., Bajón Fernández, Y., & Drewes, J. E. (2015). Influence of headspace flushing on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Bioresource Technology*, 186, 173–178. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.03.071>
- Koch, K., & Drewes, J. E. (2014). Alternative approach to estimate the hydrolysis rate constant of particulate material from batch data. *Applied Energy*, 120, 11–15. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2014.01.050>
- Koch, K., Hafner, S. D., Weinrich, S., Astals, S., & Holliger, C. (2020). Power and Limitations of Biochemical Methane Potential (BMP) Tests. *Frontiers in Energy Research*, 8, 63. <https://doi.org/10.3389/FENRG.2020.00063/BIBTEX>
- Komilis, D., Barrena, R., Grando, R. L., Vogiatzi, V., Sánchez, A., & Font, X. (2017). A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential operating parameters on methane yield. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(2), 347–360. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9428-z>
- Krause, M. J., W. Chickering, G., Townsend, T. G., & Reinhart, D. R. (2016a). Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812>, 46(13), 1117–1182. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812>
- Krause, M. J., W. Chickering, G., Townsend, T. G., & Reinhart, D. R. (2016b). Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812>, 46(13), 1117–1182. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812>
- Krishania, M., Vijay, V. K., & Chandra, R. (2013). Methane fermentation and kinetics of wheat straw pretreated substrates co-digested with cattle manure in batch assay. *Energy*, 57, 359–367. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2013.05.028>
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, 102(3), 2255–2264. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.10.035>
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2014). Conventional mesophilic vs. thermophilic anaerobic digestion: A trade-off between performance and stability? *Water Research*, 53, 249–258. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2014.01.035>
- Lafratta, M., Thorpe, R. B., Ouki, S. K., Shana, A., Germain, E., Willcocks, M., & Lee, J. (2021). Development and validation of a dynamic first order kinetics model of a

- periodically operated well-mixed vessel for anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, 426, 131732. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2021.131732>
- Lee, J. T. E., Ee, A. W. L., & Tong, Y. W. (2018). Environmental impact comparison of four options to treat the cellulosic fraction of municipal solid waste (CF-MSW) in green megacities. *Waste Management*, 78, 677–685. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.06.043>
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., & Steyer, J. P. (2010a). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*, 45(4), 431–440. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2009.11.018>
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., & Steyer, J. P. (2010b). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*, 45(4), 431–440. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2009.11.018>
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., & Steyer, J. P. (2010c). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*, 45(4), 431–440. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2009.11.018>
- Leung, D. Y. C., & Wang, J. (2016a). An overview on biogas generation from anaerobic digestion of food waste. <http://dx.doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>, 13(2), 119–131. <https://doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>
- Leung, D. Y. C., & Wang, J. (2016b). An overview on biogas generation from anaerobic digestion of food waste. <http://dx.doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>, 13(2), 119–131. <https://doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>
- Liao, X., & Li, H. (2015). Biogas production from low-organic-content sludge using a high-solids anaerobic digester with improved agitation. *Applied Energy*, 148, 252–259. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.082>
- Lin, L., Xu, F., Ge, X., & Li, Y. (2018). Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89, 151–167. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.03.025>
- Liu, X., Yan, Z., & Yue, Z. B. (2011). Biogas. *Comprehensive Biotechnology, Second Edition*, 3, 99–114. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00165-3>
- Liu, Y., & Whitman, W. B. (2008). Metabolic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of the Methanogenic Archaea. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1125(1), 171–189. <https://doi.org/10.1196/ANNALS.1419.019>
- Lo, H. M., Kurniawan, T. A., Sillanpää, M. E. T., Pai, T. Y., Chiang, C. F., Chao, K. P., Liu, M. H., Chuang, S. H., Banks, C. J., Wang, S. C., Lin, K. C., Lin, C. Y., Liu, W. F., Cheng, P. H., Chen, C. K., Chiu, H. Y., & Wu, H. Y. (2010). Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresource Technology*, 101(16), 6329–6335. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.03.048>
- Lomwongsopon, P., & Aramrueang, N. (2022). Mild chemical pretreatment of cassava pulp for enhancing high-load anaerobic digestion. *Bioresource Technology Reports*, 17(October 2021), 100896. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100896>
- López González, L. M., Pereda Reyes, I., Dewulf, J., Budde, J., Heiermann, M., & Vervaeren, H. (2014). Effect of liquid hot water pre-treatment on sugarcane press mud methane yield.

- Bioresource Technology*, 169, 284–290.
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.06.107>
- Lü, F., Xu, X., Shao, L., & He, P. (2016). Importance of storage time in mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Journal of Environmental Sciences*, 45, 76–83.
<https://doi.org/10.1016/J.JES.2015.11.019>
- Mahmudul, H. M., Akbar, D., Rasul, M. G., Narayanan, R., & Mofijur, M. (2022). Estimation of the sustainable production of gaseous biofuels, generation of electricity, and reduction of greenhouse gas emissions using food waste in anaerobic digesters. *Fuel*, 310, 122346.
<https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2021.122346>
- Meng, L., Xie, L., Kinh, C. T., Suenaga, T., Hori, T., Riya, S., Terada, A., & Hosomi, M. (2018). Influence of feedstock-to-inoculum ratio on performance and microbial community succession during solid-state thermophilic anaerobic co-digestion of pig urine and rice straw. *Bioresource Technology*, 252, 127–133.
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.12.099>
- Michelan, R., Zimmer, T. R., Rodrigues, J. A. D., Ratusznei, S. M., de Moraes, D., Zaiat, M., & Foresti, E. (2009). Effect of impeller type and mechanical agitation on the mass transfer and power consumption aspects of ASBR operation treating synthetic wastewater. *Journal of Environmental Management*, 90(3), 1357–1364.
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2008.08.003>
- MINAM. (2019). *GUÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES*.
- Monteggia, L. O. (1997). *I-133 PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO PARÂMETRO “ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA”*.
- Montes Cortés, C. (2018a). *Disposición final de residuos sólidos y contaminación hídrica, una problemática ambiental no tan ajena*.
- Montes Cortés, C. (2018b). *Estudio de los residuos sólidos en Colombia*.
https://bdigital.uexnado.edu.co/bitstream/handle/001/2327/MKB-spa-2018-Estudio_de_los_residuos_solidos_en_Colombia?sequence=1
- Moody, L., Burns, R., Wu-Haan, W., & Spajić, R. (2009). Use of biochemical methane potential (BMP) assays for predicting and enhancing anaerobic digester performance. *Proceedings of The 4th International and 44th Croatian Symposium of Agriculture*, 930–934.
- Morales-Polo, C., del Mar Cledera-Castro, M., & Yolanda Moratilla Soria, B. (2018a). Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to Its Perspectives. *Applied Sciences* 2018, Vol. 8, Page 1804, 8(10), 1804. <https://doi.org/10.3390/APP8101804>
- Morales-Polo, C., del Mar Cledera-Castro, M., & Yolanda Moratilla Soria, B. (2018b). Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to Its Perspectives. *Applied Sciences* 2018, Vol. 8, Page 1804, 8(10), 1804. <https://doi.org/10.3390/APP8101804>
- Morales-Polo, C., del Mar Cledera-Castro, M., & Yolanda Moratilla Soria, B. (2018c). Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to Its Perspectives. *Applied Sciences* 2018, Vol. 8, Page 1804, 8(10), 1804. <https://doi.org/10.3390/APP8101804>

- Muñoz, P. (2019). Assessment of Batch and Semi-continuous Anaerobic Digestion of Food Waste at Psychrophilic Range at Different Food Waste to Inoculum Ratios and Organic Loading Rates. *Waste and Biomass Valorization*, 10(8), 2119–2128. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0227-8>
- Nallathambi Gunaseelan, V. (1995). Effect of inoculum/substrate ratio and pretreatments on methane yield from Parthenium. *Biomass and Bioenergy*, 8(1), 39–44. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(94\)00086-9](https://doi.org/10.1016/0961-9534(94)00086-9)
- Nielfa, A., Cano, R., & Fdz-Polanco, M. (2015a). Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, 5(1), 14–21. <https://doi.org/10.1016/J.BTRE.2014.10.005>
- Nielfa, A., Cano, R., & Fdz-Polanco, M. (2015b). Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, 5(1), 14–21. <https://doi.org/10.1016/J.BTRE.2014.10.005>
- Noguera, K. M., & Olivero, J. T. (2010). Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: Caso Colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, 34(132), 347–356.
- Noor, T., Javid, A., Hussain, A., Bukhari, S. M., Ali, W., Akmal, M., & Hussain, S. M. (2020). Types, sources and management of urban wastes. *Urban Ecology*, 239–263. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820730-7.00014-8>
- Obaideen, K., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., Elsaid, K., Sayed, E. T., Maghrabie, H. M., & Olabi, A. G. (2022). Biogas role in achievement of the sustainable development goals: Evaluation, Challenges, and Guidelines. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 131, 104207. <https://doi.org/10.1016/J.JTICE.2022.104207>
- Ohemeng Ntiamoah, J., & Datta, T. (2019a). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007 and 2018. En *Science of the Total Environment* (Vol. 664, pp. 1052–1062). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.088>
- Ohemeng Ntiamoah, J., & Datta, T. (2019b). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007 and 2018. En *Science of the Total Environment* (Vol. 664, pp. 1052–1062). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.088>
- ONU. (2018). *Objetivos de desarrollo sostenible*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/cities/>
- ONU. (2021). *Indicadores de los objetivos de desarrollo sostenible*. https://unstats.un.org/sdgs/?aspxerrorpath=/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020_Spanish.pdf<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876107022000062>
- Ortiz, V. (2011). *Puesta a punto de una metodología para la determinación de la actividad metanogénica específica (AME) de un fango anaerobio mediante el sistema OXITOP. Influencia de las principales variables experimentales*.
- Oviedo Ocaña, Ricardo., Marmolejo Rebellón, Luis., & Torres Lozada, Patricia. (2012). *Perspectivas de aplicación del compostaje de biorresiduos provenientes de residuos sólidos municipales. Un enfoque desde lo global a lo local*. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242012000100006

- Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Hoyos, L. V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., & Sanchez, A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, 44, 63–71. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.07.034>
- Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y., & McCarty, P. L. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13(6), 485–492. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90043-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90043-5)
- Panuccio, M. R., Attinà, E., Basile, C., Mallamaci, C., & Muscolo, A. (2016). Use of Recalcitrant Agriculture Wastes to Produce Biogas and Feasible Biofertilizer. *Waste and Biomass Valorization*, 7(2), 267–280. <https://doi.org/10.1007/S12649-015-9445-5>
- Parawira, W., Murto, M., Zvauya, R., & Mattiasson, B. (2004). Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. *Renewable Energy*, 29(11), 1811–1823. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2004.02.005>
- Parra Huertas, R. (2015a). Anaerobic digestión: biotechnological mechanisms in waste water treatments and their application in food industry. *Producción + Limpia*, 10(2), 142–159.
- Parra Huertas, Ricardo. (2015b). Anaerobic digestión: biotechnological mechanisms in waste water treatments and their application in food industry. *Producción + Limpia*, 10(2), 142–159. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1909-04552015000200014
- Parra-Orobio, B. A., Angulo-Mosquera, L. S., Loaiza-Gualtero, J. S., Torres-López, W. A., & Torres-Lozada, P. (2018a). Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 1529–1535. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2018.01.048>
- Parra-Orobio, B. A., Angulo-Mosquera, L. S., Loaiza-Gualtero, J. S., Torres-López, W. A., & Torres-Lozada, P. (2018b). Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 1529–1535. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2018.01.048>
- Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L. F., Torres-López, W. A., Fuentes-López, L., Ossa-Arias, M. del M., & Barba-Ho, L. E. (2016). Evaluación de lodos de PTAR municipales como inóculos en la digestión anaerobia de biorresiduos. *Revista ION*, 29(1), 37–46. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016003>
- Parra-Orobio, B. Alexis., Cárdenas-Cleves, L. Marcela., Torres-Lozada, Patricia., & Vásquez, C. Humberto. (2015). Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 16(4), 515–526. <https://doi.org/10.1016/J.RIIT.2015.09.004>
- Parra-Orobio, B. Alexis., Correa-Betancourt, M. Alejandra., Lozano-Messa, M. Tatiana., Foronda-Zapata, K. Yeneifer., Marmolejo-Rebellón, L. Fernando., & Torres-Lozada, Patricia. (2022). Influence of Storage Time of Food Waste on the Substrate Characteristics and Energetic Potential Through Anaerobic Digestion. *Water, Air, and Soil Pollution*, 233(6). <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05657-y>
- Parra-Orobio, B. Alexis., Donoso-Bravo, Andrés., Ruiz-Sánchez, J. Camilo., Valencia-Molina, K. Jimena., & Torres-Lozada, Patricia. (2018). Effect of inoculum on the anaerobic

- digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements. *Waste Management*, 71, 342–349. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.040>
- Parra-Orobio, B., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L.-F., Marcela, C.-C. L., Carlos, V.-F., Alexander, T.-L. W., & Abdón, O.-A. J. (2015). Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 16(4), 515–526. <https://doi.org/10.1016/J.RIIT.2015.09.004>
- Pavlostathis, S. G. (2011). Kinetics and Modeling of Anaerobic Treatment and Biotransformation Processes. *Comprehensive Biotechnology, Second Edition*, 6, 385–397. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00385-8>
- Pearse, L. F., Hettiaratchi, J. P., & Kumar, S. (2018a). Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresource Technology*, 254, 312–324. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.01.069>
- Pearse, L. F., Hettiaratchi, J. P., & Kumar, S. (2018b). Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresource Technology*, 254, 312–324. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.01.069>
- Pearse, L. F., Hettiaratchi, J. P., & Kumar, S. (2018c). Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresource Technology*, 254, 312–324. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.01.069>
- Pérez, F. J. D., O'Reilly, P., Cardona, F. G., Quintero, M. P., & Msangi, S. (2019). Key Challenges and Opportunities. *The Role of Bioenergy in the Emerging Bioeconomy: Resources, Technologies, Sustainability and Policy*, 297–378. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813056-8.00007-8>
- Periathamby, A. (2011). Municipal Waste Management. *Waste*, 109–125. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381475-3.10008-7>
- Pobeheim, H., Munk, B., Johansson, J., & Guebitz, G. M. (2010). Influence of trace elements on methane formation from a synthetic model substrate for maize silage. *Bioresource Technology*, 101(2), 836–839. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.076>
- Raposo, F., Banks, C. J., Siegert, I., Heaven, S., & Borja, R. (2006). Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochemistry*, 41(6), 1444–1450. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2006.01.012>
- Raposo, F., Fernández-Cegri, V., de la Rubia, M. A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J. C., Ganesh, R., Kaparaju, P., Koubova, J., Méndez, R., Menin, G., Peene, A., Scherer, P., Torrijos, M., Uellendahl, H., ... de Wilde, V. (2011). Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: Evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86(8), 1088–1098. <https://doi.org/10.1002/jctb.2622>
- Rena, Arya, S., Chavan, D., Aiman, S., & Kumar, S. (2020). Reducing Greenhouse Gas Emission From Waste Landfill. *Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials*, 685–701. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.11022-7>

- Rincón, B., Bujalance, L., Feroso, F. G., Martín, A., & Borja, R. (2013). Biochemical methane potential of two-phase olive mill solid waste: Influence of thermal pretreatment on the process kinetics. *Bioresource Technology*, 140, 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.090>
- Roddy, D. J. (2012). Biomass and Biofuels – Introduction. *Comprehensive Renewable Energy*, 5, 1–9. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-087872-0.00501-1>
- Röder, M., & Welfle, A. (2019). Bioenergy. *Managing Global Warming: An Interface of Technology and Human Issues*, 379–398. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814104-5.00012-0>
- Rodrigues, R. P., Rodrigues, D. P., Klepacz-Smolka, A., Martins, R. C., & Quina, M. J. (2019). Comparative analysis of methods and models for predicting biochemical methane potential of various organic substrates. *Science of the Total Environment*, 649, 1599–1608. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.08.270>
- Salkind, N. (2010). Honestly Significant Difference (HSD) Test. *Encyclopedia of Research Design*. <https://doi.org/10.4135/9781412961288.N181>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). Wetland Ecosystems. *Biogeochemistry*, 233–274. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385874-0.00007-8>
- Şenol, H. (2021). Effects of NaOH, thermal, and combined NaOH-thermal pretreatments on the biomethane yields from the anaerobic digestion of walnut shells. *Environmental Science and Pollution Research*, 21661–21673. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11984-6/Published>
- Shin, J. Du, Xu, C., Kim, S. H., Kim, H., Mahmood, N., & Kim, M. (2017). Biomass Conversion of Plant Residues. *Food Bioconversion*, 2, 351–383. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811413-1.00010-3>
- Souto, T. F., Aquino, S. F., Silva, S. Q., & Chernicharo, C. A. L. (2010). Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. *Biodegradation*, 21(3), 411–424. <https://doi.org/10.1007/S10532-009-9311-X/FIGURES/9>
- SSPD. (2018). *(Colombia) informe nacional disposicion final 2019 - Microbiología - StuDocu*.
- SSPD. (2023). *Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Solidos 2021*.
- Strömberg, S., Nistor, M., & Liu, J. (2014). Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Waste Management*, 34(11), 1939–1948. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.018>
- Syaichurrozi, I. (2018). Biogas production from co-digestion *Salvinia molesta* and rice straw and kinetics. *Renewable Energy*, 115, 76–86. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.023>
- Syaichurrozi, I., Budiyo, & Sumardiono, S. (2013). Predicting kinetic model of biogas production and biodegradability organic materials: Biogas production from vinasse at variation of COD/N ratio. *Bioresource Technology*, 149, 390–397. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2013.09.088>
- Syaichurrozi, I., Rusdi, R., Hidayat, T., & Bustomi, A. (2016). Kinetics studies impact of initial pH and addition of yeast *Saccharomyces cerevisiae* on biogas production from tofu wastewater in Indonesia. *International Journal of Engineering, Transactions B: Applications*, 29(8), 1037–1046. <https://doi.org/10.5829/idosi.ije.2016.29.08b.02>

- Tezel, U., Tandukar, M., & Pavlostathis, S. G. (2011). Anaerobic Biotreatment of Municipal Sewage Sludge. *Comprehensive Biotechnology, Second Edition*, 6, 447–461. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00329-9>
- Thi, N. B. D., Kumar, G., & Lin, C. Y. (2015). An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. *Journal of Environmental Management*, 157, 220–229. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2015.04.022>
- Thygesen, O., Sommer, S. G., Shin, S. G., & Triolo, J. M. (2014). Residual biochemical methane potential (BMP) of concentrated digestate from full-scale biogas plants. *Fuel*, 132(2014), 44–46. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.04.062>
- Torres, P., & Perez, A. (2010a). Actividad Metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 9, 5–14.
- Torres, P., & Perez, A. (2010b). Actividad Metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 9, 5–14. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=231116434001>
- VDI. (2016a). VDI 4630 - Fermentation of organic materials - Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests | VDI. <https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-4630-fermentation-of-organic-materials-characterization-of-the-substrate-sampling-collection-of-material-data-fermentation-tests>
- VDI. (2016b). VDI 4630 - Fermentation of organic materials - Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests | VDI.
- Vincent, S. G. T., Jennerjahn, T., & Ramasamy, K. (2021). Environmental variables and factors regulating microbial structure and functions. *Microbial Communities in Coastal Sediments*, 79–117. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815165-5.00003-0>
- Wang, B., Björn, A., Strömberg, S., Nges, I. A., Nistor, M., & Liu, J. (2017). Evaluating the influences of mixing strategies on the Biochemical Methane Potential test. *Journal of Environmental Management*, 185, 54–59. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.10.044>
- Wang, B., Strömberg, S., Li, C., Nges, I. A., Nistor, M., Deng, L., & Liu, J. (2015). Effects of substrate concentration on methane potential and degradation kinetics in batch anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 194, 240–246. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.07.034>
- Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Zhao, G., & Lu, X. (2019). Influence of temperature on biogas production efficiency and microbial community in a two-phase anaerobic digestion system. *Water (Switzerland)*, 11(1). <https://doi.org/10.3390/w11010133>
- Wukovits, W., & Schnitzhofer, W. (2009). FUELS – HYDROGEN PRODUCTION | Biomass: Fermentation. *Encyclopedia of Electrochemical Power Sources*, 268–275. <https://doi.org/10.1016/B978-044452745-5.00312-9>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014a). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383–392. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2014.05.038>

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014b). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383–392. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2014.05.038>