



**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA Y DEL VOLUMEN DEL REACTOR
SOBRE EL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE METANO DE RESIDUOS DE ALIMENTOS**

KEVIN YENEIFER FORONDA ZAPATA
Ing. Sanitario y Ambiental
Código 2004501

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE - EIDENAR
PROGRAMA DE POSGRADOS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2023



**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA Y DEL VOLUMEN DEL REACTOR
SOBRE EL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE METANO DE RESIDUOS DE ALIMENTOS**

KEVIN YENEIFER FORONDA ZAPATA
Ing. Sanitario y Ambiental
Código 2004501

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE MAGISTER EN INGENIERÍA - ÉNFASIS EN
INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL - 7720**

DIRECTORA
PATRICIA TORRES-LOZADA, MSc., PhD.
Prof. Titular

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA DE POSGRADOS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2023

RESUMEN

La digestión anaerobia (DA) es una biotecnología que permite la recuperación energética y nutricional de residuos orgánicos biodegradables como los residuos de alimentos (RA). El estudio de las variables y los procesos biológicos que intervienen en la DA se pueden estudiar a bajo costo técnico y económico mediante ensayos a escala de laboratorio de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) para la optimización del proceso. Sin embargo, éste es un método no estandarizado en el que el volumen de reactor (VR) y el tamaño de partícula (TP) se encuentran entre los aspectos con mayor variación. Por tanto, este trabajo evaluó mediante vigilancia tecnológica el TP y VR, así como su relación con otras variables a escala de laboratorio para una ventana de observación de 2010 a 2022. Adicionalmente, mediante superficie de respuesta se evaluó simultáneamente la interacción entre el VR (250, 500 y 1000 mL) y TP (< 1, 4 y 4,5 mm) en la DA de RA en ensayos PBM. Como resultado de la vigilancia tecnológica se encontró una correlación muy débil (0,28) entre el TP y VR y débil (0,37) entre el TP y tamaño de muestra (TM), mientras que el VR y TM tuvieron una correlación muy fuerte (0,81). También se discutió la interacción del TP y VR con otras variables de la DA que reflejan la necesidad de continuar estudiando variables relacionadas con la definición del TM y su representatividad, especialmente con relación al VR sobre la que hay pocos estudios.

En cuanto a los resultados experimentales, se encontró que el TP y VR incidieron significativamente en la producción de CH_4 ($p < 0,05$), siendo el VR la variable responsable de la mayor variación en la producción de CH_4 , así como en parámetros finales como el pH, alcalinidad bicarbonática y concentración de ácidos grasos volátiles. El peor tratamiento fue < 1 mm-250 mL, el cual en promedio registró un 75,7 % de menor producción frente a 4 mm -1000 mL, el cual fue el mejor tratamiento con apenas un 3 % de diferencia con respecto a < 1 mm-1000 mL y que estaría asociado con la predominancia de carbohidratos de los RA empleados. El alto valor del pH final > 10 unds en los reactores más pequeños (250 mL) explicarían el bajo rendimiento y la inhibición del proceso debido a la contaminación de solución de básica resultante de la reacción de perlas de NaOH y el CO_2 generado durante el proceso. Estos resultados sugieren una mayor actividad acidogénica (mayor producción de CO_2) y menor adaptación del consorcio microbiano en VR más pequeños posiblemente a una menor masa de inóculo adicionada.

Por otro lado, el análisis cinético muestra un comportamiento bifásico de la producción de CH_4 , por lo que se alcanza un mejor ajuste con los modelos de Gompertz remodificado y de primer orden pseudo-paralelo frente a los tradicionales de Gompertz modificado y de primer orden. En general se encontró que mayores VR incrementan el TM del sustrato, lo que favorece la representatividad de residuos heterogéneos como RA; adicionalmente, VR más grandes tienen una mayor masa de inóculo que puede favorecer la adaptación de los microorganismos ante cambios del sistema. Con relación a los TP, los < 1 mm y 4 mm tuvieron rendimientos y comportamiento cinético similares que evidencian la pertinencia de evaluar TP finos, medios y gruesos en RA.

Palabras clave: PBM, residuos de alimentos, tamaño de partícula, volumen de reactor, cinética.

ABSTRACT

Anaerobic digestion (AD) is a biotechnology that allows the energetic and nutritional recovery of biodegradable organic wastes such as food waste (FW). The study of the variables and biological processes involved in AD can be studied at low technical and economic cost through laboratory scale Biochemical Potential Methane (BMP) tests for process optimization. However, this is a non-standardized method in which reactor volume (RV) and particle size (PS) are among the aspects with the greatest variation. Therefore, this work evaluated by means of technology watch the TP and VR, as well as their relationship with other variables at laboratory scale for an observation window from 2010 to 2022. Additionally, the interaction of RV (250, 500 and 1000 mL) and PS (< 1, 4 and 4.5 mm) on AD of FW in PBM trials was simultaneously evaluated by response surface. As a result of the technology watch, a very weak correlation (0.28) was found between PS and RV and weak (0.37) between PS and sample size (SS), while RV and SS had a very strong correlation (0.81). The interaction of PS and RV with other DA variables was also discussed, reflecting the need to continue studying variables related to the definition of SS and its representativeness, especially in relation to RV, on which there are few studies.

Regarding the experimental results, it was found that TP and RV significantly influenced CH₄ production ($p < 0.05$), with RV being the variable responsible for the greatest variation in CH₄ production, as well as in final parameters such as pH, bicarbonate alkalinity and concentration of volatile fatty acids. The worst treatment was < 1 mm-250 mL, which on average recorded 75.7 % lower production compared to 4 mm -1000 mL, which was the best treatment with only 3 % difference with respect to < 1 mm-1000 mL and which would be associated with the predominance of carbohydrates in the FW used. The high final pH value > 10 unds in the smaller reactors (250 mL) would explain the low yield and inhibition of the process due to the basic solution contamination resulting from the reaction of NaOH beads and CO₂ generated during the process. These results suggest a higher acidogenic activity (higher CO₂ production) and lower adaptation of the microbial consortium in smaller RVs possibly to a lower mass of inoculum added.

On the other hand, the kinetic analysis shows a biphasic behavior of CH₄ production coincides with a better fit to the remodified Gompertz and pseudo-parallel first-order models versus the traditional modified Gompertz and first-order models. Overall, medium (4 mm) and fine (< 1 mm) TP had similar kinetic behavior in terms of hydrolysis rates and lag phases, especially at the largest VR (1000 mL), which in general had the best fits in all kinetic models evaluated. In conclusion, larger RVs increase the SS of the substrate, which favors the representativeness of heterogeneous residues such as FW; additionally, larger RVs have a greater inoculum mass that can favor the adaptation of microorganisms to changes in the system. Finally, PS < 1 mm and 4 mm had similar yields and kinetic behavior, which evidences the relevance of evaluating fine, medium, and coarse PS in FW

Keywords: BMP, food waste, particle size, reactor volume, kinetic.

DEDICATORIA

A mi madre, Marleni Zapata Cano, por apoyarme cada día desde el primer momento del día recibíendome con un café hasta caída la noche con el abrigo de su amor lleno de pequeños y grandes detalles que inspiran a su hijo a seguir por muy duro que sea el camino

A mi padre, Alvaro Foronda Tobón, por confiar plenamente en mis propósitos y demostrarme que siempre se puede dar más, porque la vida se llena de sentido cuando se lucha día a día por lograr nuevas metas.

A mi hermana, Deisy Yulieth Foronda Zapata, quien siempre ha sido un ejemplo para mí sobre cómo se puede llegar a ser grande integralmente a partir de modestos comienzos.

A Laura Moreno Escandón, mi compañera sentimental y profesional, quien siempre ha demostrado un interés genuino en mi desarrollo personal y profesional. Gracias por ser esa compañía de la que todos necesitamos cuando no solo queremos cumplir la meta, sino también disfrutar del camino.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco inmensamente la Universidad del Valle, especialmente a la Facultad de Ingeniería por la formación académica y personal recibida, destacando el programa de Asistencias de Docencia, el cual además de ser apoyo económico, brinda la oportunidad de descubrir la vocación docente. Adicionalmente, agradezco por el apoyo brindado a través del proyecto de convocatoria interna titulado: "Evaluación de la digestión anaerobia de residuos de alimentos en condiciones de temperatura inferior a 20 °C para la producción de energía renovable" – C.I. 21118.

Al grupo de investigación de Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) por brindarme los espacios y tiempos necesarios para el desarrollo del presente trabajo de Maestría.

Agradezco al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de Colombia por apoyarme mediante el programa "Fortalecimiento de vocaciones y formación en ciencia, tecnología e innovación para la reactivación económica en el marco de la convocatoria post pandemia 2020" (891-2020-Mecanismo 1).

Finalmente, agradezco a la profesora Patricia Torres Lozada, quien doy fe de ser una gran persona y profesional. En particular agradezco por su paciencia y las innumerables oportunidades que me permitieron llegar hasta este punto. Desde la sinceridad de mi corazón, solo puedo decir GRACIAS.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	2
ABSTRACT.....	3
INTRODUCCIÓN.....	1
1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA	2
2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN.....	3
3. REVISIÓN DE LITERATIURA	7
3.1. Residuos Sólidos.....	7
3.2. Residuos Sólidos Municipales (RSM).....	7
3.3. Residuos de Alimentos (RA)	8
3.4. Aprovechamiento de RA mediante DA.....	8
3.5. Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....	10
3.6. Modelos Cinéticos	12
4. OBJETIVOS.....	13
4.1. Objetivo General.....	13
4.2. Objetivos Específicos	13
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
5.1. Fase I. Vigilancia Tecnológica.....	14
5.1.1. Conformación de base de datos	14
5.1.2. Revisión y análisis de documentos	14
5.2. Fase II. Ensayos de Potencial Bioquímico de Metano - PBM.....	15
5.2.1. Caracterización Fisicoquímica de Sustrato e Inóculo.....	15
5.2.2. Montajes de Ensayos PBM	16
5.2.3. Procesamiento y Análisis de los Resultados.....	20
5.3. Fase III. Modelación Cinética	20
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
6.1. Fase I. Vigilancia Tecnológica	21
6.1.1. Tamaño de partícula (TP) y Volumen de reactor (VR).....	22
6.1.2. Relación entre el tamaño de partícula y variables relevantes de la DA	24
6.2. Fase II. Ensayos de Potencial Bioquímico de Metano – PBM.....	30
6.2.1. Caracterización Fisicoquímica de Sustrato e Inóculo.....	30
6.2.2. Tamaño de Partícula (TP) de los RA	31
6.2.3. Efecto del VR y TP sobre el PBM	31
6.3. Fase III. Modelación Cinética	36
CONCLUSIONES	44
RECOMENDACIONES	45
REFERENCIAS	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fases de la Digestión Anaerobia	9
Figura 2. TP inicial de residuos de cáscaras de plátano y papa (izquierda); RA con TP < 12,5 mm (derecha).....	16
Figura 3. Configuración de reactores (izq); Capuchón para almacenamiento de perlas de NaOH (der)	19
Figura 4. Esquema de vigilancia tecnológica	21
Figura 5. Número de publicaciones en estudios de TP y VR en la DA (2010 – 2022).....	21
Figura 6. Mapa de co-ocurrencias de palabras claves (≥ 5 co-ocurrencias)	22
Figura 7. Relación entre el tamaño de partícula y volumen de reactor	23
Figura 8. Efecto del tamaño de partícula y volumen de reactor en el tamaño de muestra	24
Figura 9. Relación entre el TP y producción de CH ₄ en diferentes estudios de DA-RA.....	25
Figura 10. Relación entre el TP y producción de CH ₄ en residuos agrícolas.....	26
Figura 11. Distribución de los tres tamaños de partícula de estudio.....	31
Figura 12. Producción de CH ₄ a diferentes tamaños de partícula y volumen de reactor	32
Figura 13. Producción específica de metano (PEM) a diferentes tamaños de partícula y volumen de reactor.....	33
Figura 14. Efecto del tamaño de partícula y volumen del reactor en el PBM: superficie de respuesta (a) y gráfico de contornos (b)	34
Figura 15. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados ($p < 0,05$).....	35
Figura 16. Modelo Primer Orden Pseudo-Paralelo	38
Figura 17. Modelo Primer Orden.....	39
Figura 18. Modelo Remodificado de Gompertz.....	42
Figura 19. Modelo Modificado de Gompertz	43

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Resultados PBM de Residuos de Alimentos evaluados a diferentes volúmenes de reactor (escala laboratorio) y tamaños de partícula	5
Tabla 2. Definiciones de Residuos Sólidos	7
Tabla 3. Clasificación de los Residuos Sólidos Municipales (RSM)	7
Tabla 4. Principales biorreacciones de la digestión anaerobia	10
Tabla 5. Ecuaciones para el PBM Teórico (PBM _T).....	11
Tabla 6. Modelos cinéticos	12
Tabla 7. Fases y actividades para el desarrollo de la investigación	13
Tabla 8. Ecuaciones de búsqueda para la vigilancia tecnológica	14
Tabla 9. Composición física fina de los RA	15
Tabla 10. Parámetros de caracterización fisicoquímica del sustrato.....	16
Tabla 11. Diseño Experimental	17
Tabla 12. Composición de solución de nutrientes recomendada para ensayos PBM.....	18
Tabla 13. Composición de material agregado a los diferentes tratamientos	18
Tabla 14. Ecuaciones para el cálculo del PBM del método manométrico	19
Tabla 15. Clasificación del tamaño de partícula en varios estudios	27
Tabla 16. Caracterización fisicoquímica del sustrato	30
Tabla 17. Parámetros químicos finales	35
Tabla 18. Parámetros cinéticos de los modelos de primer orden psuedo-paralelo y primer orden	37
Tabla 19. Parámetros cinéticos de los modelos Gompertz remodificado y Gompertz modificado	41

LISTA DE ACRÓNIMOS

AGV	Ácidos Grasos Volátiles	NTC	Norma Técnica Colombiana
------------	-------------------------	------------	--------------------------

AB	Alcalinidad Bicarbonática	ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
AME	Actividad Metanogénica Específica	OPS	Organización Panamericana de Salud
AT	Alcalinidad Total	PBM	Potencial Bioquímico de Metano
BOM	Biorresiduos de Origen Municipal	PD	Países Desarrollados
CH₄	Metano	PeD	Países en Desarrollo
CO₂	Dióxido de Carbono	PMRS	Planta de Manejo de Residuos Sólidos
DA	Digestión Anaerobia	PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
DA-RA	Digestión Anaerobia de Residuos de Alimentos	RA	Residuos de Alimentos
DQO	Demanda Química de Oxígeno	RSM	Residuos Sólidos Municipales
ECCA	Estudio y Control de la Contaminación Ambiental	TP	Tamaño de Partícula
FORSU	Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Municipales	VR	Volumen de Reactor
GEI	Gases de Efecto Invernadero	MSR	Metodología de Superficie de Respuesta

INTRODUCCIÓN

Los residuos de alimentos (RA) y de jardín de origen doméstico y comercial, conocidos comúnmente como la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) o Biorresiduos de Origen Municipal (BOM) (Browne et al. 2014), representan entre el 50 y 70% de los Residuos Sólidos Municipales (RSM) en países en desarrollo (Oviedo-Ocaña et al. 2012; Thi et al. 2015), siendo los RA la fracción predominante de los mismos, los cuales son procedentes de casas, restaurantes, escuelas y hospitales (Boldrin et al. 2009; Ren et al. 2018). Estos residuos presentan una composición heterogénea debido a aspectos como el origen geográfico, la separación en la fuente (Fisgativa et al. 2016), el tiempo de almacenamiento (Påledal et al. 2018; Degueurce et al. 2019) y la recolección selectiva (Oviedo-Ocaña et al. 2017) que cambian su composición fisicoquímica.

En Colombia como en muchos otros países, la estrategia de gestión predominante de los RSM, incluidos los BOM y RA, es la disposición final, lo que no resulta ser la opción más adecuada, debido a que estos sitios aportan a la generación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) y lixiviados, que causan problemas a la salud y al ambiente (Hall et al. 2009; Pham et al. 2015), además de requerir mayores áreas de disposición, que cada vez es más problemático debido al agotamiento de la vida útil de los sitios de disposición final (Manyoma et al. 2015; Ren et al. 2018).

Por otro lado, la composición predominantemente orgánica de los BOM y los RA hace viable considerar alternativas de tratamiento y aprovechamiento biológico como el compostaje y la Digestión Anaerobia (DA), obteniendo productos como el compost (Onwosi et al. 2017; Soto-Paz et al. 2017) en el primer caso y energía renovable en forma de metano (CH_4) y biosólidos o digestatos, en el segundo (Murphy y Power, 2006; Kraemer y Gamble, 2014; Lalander et al. 2018). En la última década, el número de estudios sobre la DA de RSM, BOM y RA, ha aumentado significativamente respecto al compostaje, lo cual tiene relación con la creciente necesidad de buscar fuentes de energía renovable alternativas a los combustibles fósiles (Lin et al. 2018).

La DA es un proceso bioquímico que ocurre en ausencia de oxígeno molecular, en el que compuestos orgánicos complejos como carbohidratos, proteínas y lípidos, son transformados en biogás (CH_4 como gas predominante y dióxido de carbono- CO_2 , entre otros) con un alto potencial energético (Abbasi et al. 2012; Li et al. 2019b); adicionalmente, se obtiene un biosólido o digestato con alto potencial de aprovechamiento como fertilizante (Lu et al. 2012). Para la evaluación del potencial de aplicación de la DA de un determinado sustrato, se utilizan los ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) (Cárdenas-Cleves et al. 2016; Filer et al. 2019), los cuales permiten determinar a escala de laboratorio el potencial de CH_4 , la biodegradabilidad de un sustrato líquido o sólido (Angelidaki et al. 2009; Holliger et al. 2016) y el efecto de diferentes estrategias para la optimización del proceso (Lesteur et al. 2010); sin embargo, dado que éste no es un método estandarizado, la comparación y validez de los resultados dependen de las condiciones aplicadas.

La hidrólisis en la DA de RA (DA-RA) es considerada como la etapa limitante del proceso, razón por la cual se recomienda aplicar estrategias como realizar un pre-tratamiento del sustrato orientado a la reducción del Tamaño de Partícula (TP) del sustrato, antes de ser sometido al proceso (Alghoul et al. 2019); ésta es una de las variables con mayor variación e influencia en el proceso de DA (Aldin et al. 2011; Zhang y Banks, 2013); igualmente, el volumen del reactor (VR) (escala de laboratorio) es otro aspecto que varía ampliamente (Minoglou y Komilis, 2013; Holliger et al. 2016), lo que compromete la reproducibilidad de los ensayos PBM y por tanto la comparación de resultados entre estudios, principalmente para sustratos altamente heterogéneos como los RA (Cho et al. 1995; Fisgativa et al. 2016; Li et al. 2017a).

Por lo anterior, en la presente investigación se evaluó el efecto del TP y VR sobre el proceso de DA de residuos de alimentos (DA-RA) en los ensayos PBM. Los RA usados como sustrato, simulan los BOM procedentes de una localidad que realiza separación en la fuente y recolección selectiva de los RSM. El proyecto contó con el

apoyo del Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) de la Universidad del Valle y MINCIENCIAS, a través de una beca de joven investigador mecanismo 1 de la Convocatoria 891-2020.

1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

La gestión de RSM es una de las problemáticas más importantes a nivel global, debido al aumento significativo en su producción por el crecimiento económico y demográfico, principalmente en países en desarrollo (Melikoglu et al. 2013). En el año 2016 se registró una producción de 2010 millones de toneladas de RSM y se espera un crecimiento del 70% para el año 2050; es decir, 3.400 millones de toneladas si se mantiene el ritmo de producción actual (Kaza et al. 2018). Esta tendencia creciente de generación de RSM, supone retos sociales, económicos y ambientales, especialmente en países en desarrollo (Awasthi et al. 2014; Sukhthaman y Sharp, 2016; Xiong et al. 2019), donde el manejo tradicional es la disposición final, que representa fuertes costos socioeconómicos y ambientales por el requerimiento extensivo de terreno (Zhang y Sun, 2014), generación de olores, de gases de efecto invernadero y de lixiviados procedentes principalmente de los RA (Han y Shin, 2004; Adhikari et al. 2009; Armington et al. 2020; Septianto et al. 2020).

El actual manejo de RSM sigue los lineamientos de la economía tradicional (Economía Lineal), que promueve la disposición final sobre el aprovechamiento de alternativas biotecnológicas como la DA, que responde a los enfoques de la economía circular (Slorach et al. 2020; Wainaina et al. 2020), economía verde (Elagroudy et al. 2016; Brears, 2018) y ecología industrial (Smith et al. 2015; Singh y Basak, 2018). El alto contenido de humedad y de materia orgánica de los RA, convierten a este tipo de residuos en un sustrato atractivo para la obtención de energía por DA (Xiao et al. 2018), que ayuda a contrarrestar los problemas de manejo de residuos, calentamiento global y seguridad energética (Khanal, 2008; Deepanraj et al. 2017), convirtiéndola en una alternativa de producción energética con mayores beneficios económicos y ambientales que la explotación actual de combustibles fósiles a tasas insostenibles (Kumar y Samadder, 2017).

A pesar de lo anterior, la DA-RA presenta limitaciones que dificultan su aplicación a escala industrial, por lo que se han dedicado grandes esfuerzos en definir condiciones ambientales y parámetros operacionales óptimos, así como adecuaciones o pretratamientos a los RA para mejorar su rendimiento en la DA (Deepanraj et al. 2017; Ren et al. 2018). Para el estudio de estos factores y variables, se utilizan los ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) como una herramienta que simula los procesos de DA a escala de laboratorio; sin embargo, a pesar de los esfuerzos por estandarizar el método mediante normas como: DIN 38414 TL8 (1985), ASTM D 5210 (1992), ASTM D 5511 (1994), ISO 11734 (1995), ISO 14853 (1998) e ISO 15985 (2004), además de estudios como los de Soto et al. (1993), Angelidaki et al. (2009), Cárdenas-Cleves et al. (2016) y Jingura y Kamusoko (2017), aún no hay un consenso sobre la configuración del método. De acuerdo con Holliger et al. (2016) estas guías tienen un nivel de especificación que genera gran libertad de interpretaciones, lo que conlleva a la aplicación de diferentes protocolos entre los investigadores.

Entre las variaciones en los diferentes estudios de DA-RA en los que se usan los ensayos PBM como método de evaluación, se destaca el uso de diferentes volúmenes de reactor (Lauwers et al. 2013; Komilis et al. 2017), lo que puede conducir a errores al momento de comparar resultados; más aún, si se considera que las condiciones del sustrato, inóculo, operacionales y ambientales no son las mismas. Así mismo, se observa gran variación en el Tamaño de Partícula (TP) del sustrato, tanto en estudios a escala de laboratorio como en aplicación a escala real; en el primer caso, el TP es reducido a valores de milímetros para homogenizar el sustrato, -mientras que en escala real el TP alcanza valores de varios centímetros (Holliger et al. 2016).

De acuerdo con Casallas-Ojeda et al. 2020b), solo el 15,2% de los estudios sobre DA evalúan dos o más variables, lo cual reduce la posibilidad de conocer la interacción de múltiples variables sobre el comportamiento del proceso, por tanto, se evaluó de manera simultánea el efecto del TP y VR como dos de las variables con

mayor variación en los ensayos PBM. Para esto se utilizó el método de superficie de respuesta (MSR), el cual permite determinar el grado de incidencia de cada una de las dos variables sobre una variable respuesta de interés, así como identificar regiones de optimización (Casallas-Ojeda et al. 2020b; Parra-Orobio et al. 2020).

2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

El potencial de producción de CH_4 a partir de la DA-RA varía ampliamente, reportándose en la literatura rangos de 104 a 630 mL $\text{CH}_4/\text{g SV}$, lo que se debe a la variación de la cantidad de factores y variables que intervienen en el proceso como: la composición física y química de los RA, el tamaño de partícula, el tipo, calidad y cantidad del inóculo, la configuración y tamaño del reactor y el periodo de duración de la digestión, entre otros (Cárdenas-Cleves et al. 2016; Komilis et al. 2017; Garcia et al. 2019). El ensayo de más amplia aplicación para la evaluación del potencial de producción de CH_4 de un sustrato y un inóculo determinado es el PBM; sin embargo, una prueba internacional entre laboratorios (Raposo et al. 2011) y otros estudios (Wang et al. 2014; Cárdenas-Cleves et al. 2016; Filer et al. 2019) han demostrado que los ensayos no están lo suficientemente estandarizados como para obtener resultados consistentes para un mismo sustrato.

Algunos de los aspectos en que se observa mayor diversidad de criterios, están asociados al volumen o escala del reactor (Holliger et al. 2016; Komilis et al. 2017; Pearse et al. 2018) y al tamaño de partícula (Izumi et al. 2010; Agyeman y Tao, 2014; Okoro-Shekwaga et al. 2020). Respecto al VR, los ensayos PBM se realizan normalmente a un volumen de 500 mL o incluso a volúmenes menores (Soto et al. 1993; VDI-4630 2006; Angelidaki et al. 2009; Pabón et al. 2012; Degueurce et al. 2019). Pearse et al. (2018) indican que volúmenes de reactor cercanos a 125 mL podrían no asegurar condiciones reales de degradación del sustrato. Otros autores como Krause et al. (2016) mencionan que reactores con volúmenes mayores a 2.000 mL, presentan una mayor diversidad microbiológica que podría reducir los impactos por inhibición química o competencia microbiológica; además, que en mayores volúmenes de reactor existe una mayor cantidad de microorganismos, lo que favorece la fase de hidrólisis del sustrato, beneficiando así el desarrollo del proceso, ya que ésta es la fase limitante del proceso de DA de residuos sólidos como los RA (Zhang et al. 2014a; Ye et al. 2018). Sin embargo, de acuerdo con Wang et al. (1997), Dearman y Bentham (2007) y Xu y Li (2012) podría presentarse una hidrólisis acelerada en la que se produzca una acumulación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) que retrasaría la metanogénesis. En este sentido, Holliger et al. (2016), recomiendan adoptar volúmenes pequeños (≈ 100 mL) para sustratos homogéneos y volúmenes de 500 a 2000 mL para sustratos heterogéneos.

Con relación al TP, la representatividad de los resultados está condicionada por la necesidad de homogenizar el sustrato; una mayor reducción del TP incrementa la homogeneidad del sustrato y aumenta su superficie específica de contacto con los microorganismos, favoreciendo también la hidrólisis del sustrato y la producción de CH_4 (Palmowski y Müller, 2000; Izumi et al. 2010; Agyeman y Tao, 2014). Algunos autores recomiendan adoptar TP menores a 5 mm para homogenizar los RA (Carrère et al. 2010; Raposo et al. 2011; Frigon et al. 2012; Gomez-Tovar et al. 2012; Herrmann et al. 2012; Xiao et al. 2018), sin embargo, cuando se adoptan TP muy reducidos, autores como Izumi et al. (2010) y Agyeman y Tao (2014) indican que se corre el riesgo de generar un efecto inhibitorio por excesiva producción de AGV; estos autores indican valores del orden de 0,39 a 0,84 mm y de 2,5 mm a 8,0 mm, respectivamente. Por otro lado, la distribución del TP en reactores a escala real, puede alcanzar valores de centímetros ($0,10 \text{ mm} < d < 30 \text{ mm}$) (Raposo et al. 2011; Herrmann et al. 2012).

Kafle y Kim (2013) evaluaron dos configuraciones de reactor batch con un mismo TP y diferentes volúmenes de reactor, sin embargo, cada configuración tenía diferentes relaciones Sustrato/Inóculo (S/I): i) volumen útil de 800 mL y relación S/I de $0,5 \text{ gSV}_{\text{Subs}} \cdot \text{gSV}_{\text{Inóc}}^{-1}$, ii) volumen útil de 1.800 mL y S/I de $1 \text{ gSV}_{\text{Subs}} \cdot \text{gSV}_{\text{Inóc}}^{-1}$. El enfoque principal del estudio era observar el efecto de la relación S/I por lo que asumen que el VR no tuvo incidencia sobre los resultados obtenidos. Por otro lado, Kolbl et al. (2014), estudiaron el uso directo del inóculo de una planta de biogás de BOM, es decir sin incubación, empleando un VR de 500 mL y 5.000 mL, ambos con

pretratamiento mecánico de TP (10 mm - 1 mm) y relación 3,5 – 10 kgSV_{subs}.m⁻³_{inóc}. Los resultados del estudio mostraron que el PBM del ensayo con 5.000 mL no tuvo diferencias significativas con la producción a la escala real (343 ± 29 mLCH₄.gVS⁻¹ y 320 ± 45 mLCH₄.gVS⁻¹, respectivamente). En contraste, el ensayo con botellas de 500 mL, reportó un PBM de 397 ± 12 mLCH₄.gVS⁻¹.

Santos et al. (2020) emplearon botellas de 250 mL en ensayos PBM para determinar las constantes cinéticas para el diseño de un digestor anaerobio de frutas y verduras a escala real. Lo anterior resalta la importancia de los ensayos PBM como herramienta de estudio y de diseño para la DA de diferentes sustratos; sin embargo, Degueurce et al. (2019) mencionan que la poca cantidad de muestra empleada (3 – 5 g) en botellas pequeñas (572 mL, 140 mL de volumen útil), podría explicar la alta variación de los resultados, a pesar de garantizar una buena homogeneidad de sustratos altamente heterogéneos como los RA (TP de 2 mm). En la **Tabla 1** se presentan algunos estudios donde se evidencia la diversidad de volúmenes de reactores y tamaños de partícula, además de la diversidad de condiciones experimentales (sustrato, inóculo, configuración del reactor, operación). Por otro lado, Apul y Sanin (2010) evaluaron el efecto de la sonificación en botellas de 250 mL con 120 mL de volumen líquido sin encontrar diferencias importantes en los tratamientos, lo que atribuyen posiblemente al pequeño VR empleado.

Dada la alta variación de criterios y la influencia de estas variables sobre el PBM, en el presente trabajo se estudió el efecto del TP y del VR (relacionado a cantidad de muestra) en tres niveles diferentes, utilizando como sustrato RA, los cuales tienen una alta heterogeneidad. Se espera que los resultados de este estudio aporten información valiosa sobre la estandarización de los ensayos PBM en RA.

Tabla 1. Resultados PBM de Residuos de Alimentos evaluados a diferentes volúmenes de reactor (escala laboratorio) y tamaños de partícula

Sustrato	Volumen Reactor (mL)	Headspace (%)	Tamaño de Partícula	Inóculo	Temperatura (° C)	Método de Medición de biogás	S/I ($\text{gSV}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$)	TRS (d)	PMB ($\text{mLCH}_4 \cdot \text{gS V}^{-1}$)	Referencia
RA de restaurantes, plazas de mercado y hoteles (San Francisco, EE.UU)	1000	50 (500 mL)	Molido con molino de martillo PMRS N.E.	Lodo anaerobio de digestor termofílico de PTAR municipal	50	Desplazamiento líquido	N.R	28	425 – 445	(Zhang et al. 2007)
RA de restaurante Universitario (Braga, Portugal)	160	N.R	1 mm – 3 mm	Lodo granular de reactor UASB de efluente de cervecería	37	Presión por transductor	1,35	10	390 - 430	(Neves et al. 2008)
RA de restaurante y estiércol de ganado (Corea del Sur)	250	N.R	Molido con triturado eléctrica N.E.	Lodo anaerobio de digestor de PTAR municipal	35	Jeringa	0,73	140	544 - 602	(Shin et al. 2008)
BOM y estiércol de ganado (San Francisco, EE.UU)	1000	50 (500 mL)	Molido y cribado de PMRS N.E.	Lodo de digestor anaerobio de BOM a escala de laboratorio	35	Manómetro	N. R	30	241 - 353	(El-Mashad y Zhang, 2010)
Composición de RA típicos del país (Tokio, Japón)	2000	40 (800 mL)	0,391 mm – 0,888 mm	Lodo mesofílico anaerobio de una PTAR municipal	37	Desplazamiento líquido	N. R	16	375 - 503	(Izumi et al. 2010)
BOM y grasas de sedimentador primario de PTAR municipal (Cataluña, España)	600	N.R	Molida y cribado PMRS N.E.	Lodo de digestor de BOM a escala de laboratorio	37	Manómetro	N. R	35	380 - 550	(Martín-González et al. 2010)
BOM (Toronto, Canadá)	260	23 (60 mL)	Molida y cribado PMRS N.E.	1) Lodo de digestor de BOM 2) Lodo de digestor de lodo primario de PTAR municipal	37	Jeringa	0,25 - 1 ($\text{gDQO}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$)	40	440 - 1400	(Elbeshbishy et al. 2012)
RA de restaurante de hotel y estiércol de ganado (Nueva York, EE.UU)	2000	10 (200 mL)	Triturador de alimentos 2,5 mm – 8 mm	Mezcla de lodo anaerobio de PTAR municipal y lodo de digestor de estiércol de ganado	36	Manométrico automatizado	0,67 - 3 ($\text{SV}_{\text{sustrato}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	178	460 - 630	(Agyeman y Tao, 2014)
Residuo de pollo (China)	2300	35 (800 mL)	N.R	Lodo de digestor de laboratorio procedente de estiércol de ganado	36,5 / 55	Manómetro	0,5, 1 y 2	96	591 – 677 / 434 - 639	(Kafle et al. 2014)
RA domésticos (Saitama, Japón)	2000	40 (800 mL)	Triturado con licuadora N.E	Lodo anaerobio de PTAR municipal	37	Desplazamiento líquido	0,33 - 4	45	116 - 435	(Kawai et al. 2014)

RA domésticos' (Colombia)	250	20 (50 mL)	Trituradora industrial < 30 mm	Lodo floculento de digestor anaerobio de PTAR municipal de tratamiento primario avanzado	35	Manométrico (Oxitop ®)	0,25 - 9	40	17,56 – 176,19	(Parra-Orobio et al. 2015)
RA domésticos' (Colombia)	250	20 (50 mL)	Trituradora industrial 2 mm – 12, 5 mm	Lodo floculento de digestor anaerobio de PTAR municipal de tratamiento primario avanzado	35	Manométrico (Oxitop ®)	0,25	30	104 - 128	(Parra-Orobio et al. 2017b)
RA de restaurantes y domésticos	572	24,5 (432 mL)	2 mm	Lodo anaerobio de digestor piloto de estiércol de cerdo	38	Manométrico	1	40	50 – 77 (mL CH ₄ .g Sustrato)	(Degueurce et al. 2019)
RA domésticos	500	20 (100 mL)	5 mm, 2 mm Y 1 mm	Lodo mesofílico de PTAR municipal	37	AMPTS II	0,5 , 0, 33 y 0,25	28	393 - 543	(Okoro-Shekwaga et al. 2020)

PMRS: Planta de Manejo de Residuos Sólidos; SV: Sólidos Volátiles; N.E: No especifica; N.R: No Reportado; PTAR: Planta de Tratamiento de Agua Residual; TRS: Tiempo de Retención de Sólidos; AMPTS II: Sistema Automático de Potencial de Metano

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Residuos Sólidos

De acuerdo con Pongrácz y Pohjola (2004), la definición del concepto de residuos sólidos en cada legislación responde a la pregunta “¿qué se va a hacer con eso?”. En la **Tabla 2** se presentan algunas definiciones.

Tabla 2. Definiciones de Residuos Sólidos

Definición	Referencia
Objeto en sus diferentes estados (sólido, gaseoso, líquido) proveniente de un proceso extractivo de transformación o utilización, el cual no tiene o no representa valor para el generador	Unión Europea (CE, 1975)
Aquella basura, desperdicio, lodos de plantas de tratamiento de residuos o para agua potable, o instalaciones de control de calidad de aire y otros materiales de desecho dentro de los cuales se incluyen semisólidos, sólidos, líquidos o material con contenido gaseoso, referente como producto de la industria, comercio, minería y agricultura.	Ley <i>Resource Conservation and Recovery</i> de 1976. United States Environmental Protection Agency (EPA)
Todo aquel material destinado para la disposición final diferentes a los materiales radiactivos	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD, 1994, citado por Pongrácz y Pohjola, 2004).
Objeto, material o sustancia, principalmente en estado sólido resultante del consumo o un bien generado a partir de actividades industriales, domésticas, comerciales, de servicios o institucionales, así mismo se considera residuo sólido al producto obtenido del barrido y limpieza de áreas y vías públicas	Decreto 1077 de 2015. Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (MVCT) Colombia (MVCT, 2015)

Existen diversas clasificaciones de acuerdo con el tipo de residuos, aunque no existe uniformidad en los distintos países; por ejemplo, la Organización Panamericana de la Salud (OPS) tiene clasificaciones de fermentabilidad, inflamabilidad, procedencia, y volumen, dividiéndolos en: orgánicos e inorgánicos, combustibles y no combustibles domésticos, jardinería, de barrido y en convencionales y especiales respectivamente (Flores, 2009). De otro lado, el MVCT (2013) en Colombia clasificó los residuos en dos categorías, aprovechables y no aprovechables; los primeros corresponden a aquellos que son susceptibles de ser incorporados a un proceso productivo, mientras que los segundos generan un costo de disposición ya que no generan valor comercial alguno y requieren un tipo de tratamiento.

3.2. Residuos Sólidos Municipales (RSM)

Los RSM, generalmente llamados basura, desecho o residuos, están compuestos por residuos orgánicos (alimentos, excedentes de comida, residuos de poda etc.), cartón, madera y en general materiales inorgánicos como vidrio, plástico y metales (Rondón-Toro et al. 2016). En la **Tabla 3** se presenta la clasificación de RSM propuesta por (Tchobanoglous, 2009).

Tabla 3. Clasificación de los Residuos Sólidos Municipales (RSM)

Tipo de Residuo	Actividad, instalación u origen de procedencia	
RSM	Residencial	Hogar o establecimiento similar
	Comercial	Almacenes, depósitos, hoteles, restaurantes, plazas de mercado, entre otros
	Institucional	Hospitales, escuelas o colegios, universidades y entes gubernamentales

Fuente: (Tchobanoglous, 2009)

La dinámica de generación de residuos varía ampliamente entre países, llegando a ser más notoria la diferencia entre países desarrollados (PD) y países en desarrollo (PeD), tanto en términos de cantidad como de calidad; con relación a esto último, la diferencia principal está asociada al contenido de materia orgánica denominada

comúnmente BOM, cuyo principal componente son los RA y son del orden de 28 y 70 % respectivamente (Hoorweg y Bhada-Tata, 2012; Oviedo -Ocaña et al. 2012).

En general, la disposición final continúa siendo la estrategia predominante para el manejo de los RSM; (Themelis et al. 2013) estimaron que aproximadamente el 80 % de los RSM generados a nivel mundial, termina en rellenos sanitarios; sin embargo, tan solo el 20 % de éstos son construidos y operados de forma adecuada, lo que genera fuertes impactos ambientales, económicos y sociales generados por la producción de GEI, lixiviados, olores y ocupación de terreno con potencial de aprovechamiento para la agricultura (Tabata et al. 2011; Mat et al. 2017; Onwosi et al. 2017); estos impactos podrían ser mitigados con la implementación de la DA, de la que se espera una rápida expansión en países en desarrollo, debido a iniciativas gubernamentales enfocadas en reducir la fracción biodegradable de los RSM que llegan a los rellenos sanitarios (Council, 2016).

3.3. Residuos de Alimentos (RA)

Los RA corresponden a la fracción orgánica de alimentos crudos y procesados de las viviendas, restaurantes e instituciones y corresponden a la mayor fracción de los RSM (Zhang et al. 2014a; Zhou et al. 2018). Los RA tienen una alta biodegradabilidad, lo que les confiere un alto potencial de aprovechamiento a través de alternativas biológicas como el compostaje y DA (Pandey et al. 2019), siendo la DA la técnica que ha ganado mayor interés y ha tenido un incremento significativo en investigaciones en los últimos tiempos, debido a la preocupación global por buscar nuevas fuentes de energía alternativas a los combustibles fósiles (Lin et al. 2018).

3.4. Aprovechamiento de RA mediante DA

Entre las dos opciones tecnológicas de mayor aplicación para el aprovechamiento de los RA, se resalta el interés creciente por la digestión DA, dado que es un material de generación continua en crecimiento debido al incremento urbanístico y demográfico (Awasthi et al. 2014; Sukholthaman y Sharp, 2016), lo que supone importantes retos ambientales, sociales y económicos (Papargyropoulou et al. 2014) en su gestión. La DA es un proceso de transformación de material biodegradable por acción de microorganismos en ausencia de oxígeno molecular (Khalid et al. 2011), en el que se obtiene como principal subproducto la generación de biogás, compuesto principalmente por metano (CH_4 50 a 80 % v/v) y dióxido de carbono (CO_2 en un 30 a 50 % v/v) (Komilis et al. 2017); el CH_4 es una forma de energía renovable. Adicionalmente, se obtiene un subproducto en menor proporción, conocido como digestato, que puede ser empleado como fertilizante o mejorador de suelos después de un posible postratamiento, según sus características fisicoquímicas y microbiológicas (Zhang y Banks, 2013; Lin et al. 2018). La **Figura 1** muestra el balance de la transformación del sustrato (RA) en el proceso de DA, en la que se asume una conversión teórica del 100 % de materia orgánica en biogás, sin embargo, al menos un 10 % del sustrato es utilizado tanto para el crecimiento celular (5%) como en la producción de calor (5%) (Gerardi, 2003).

En el proceso de DA se presentan 4 fases bien conocidas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Wu et al. 2019; Lakeh et al. 2019), en las que intervienen grupos microbianos específicos de manera secuencial, como se observa en la **Figura 1**. La Tabla 4 muestra las principales biorreacciones presentes en la digestión anaerobia y los valores del cambio de la energía libre de Gibbs (ΔG^0) de cada reacción, de tal manera que las rutas de las especies con los valores más negativos implican una ventaja energética que les permite dominar el ambiente (Janssen, 2010).

La reacción de la fase de *hidrólisis* como la primera etapa de la DA, durante la cual enzimas extracelulares son excretadas por bacterias anaerobias facultativas y estrictas, con el fin de transformar materiales orgánicos insolubles y compuestos de alta masa molecular en materiales orgánicos solubles para ser empleados como fuente de energía (Adekunle y Okolie, 2015). Es de resaltar que ésta es la fase considerada como limitante en la degradación de RA por medio de DA, ya que el material predominante es particulado y la descomposición de

celulosa y hemicelulosa presente en los RA es un proceso lento y que, por tanto, puede limitar la digestión global del proceso (Kondusamy et al. 2014; Luo et al. 2019).

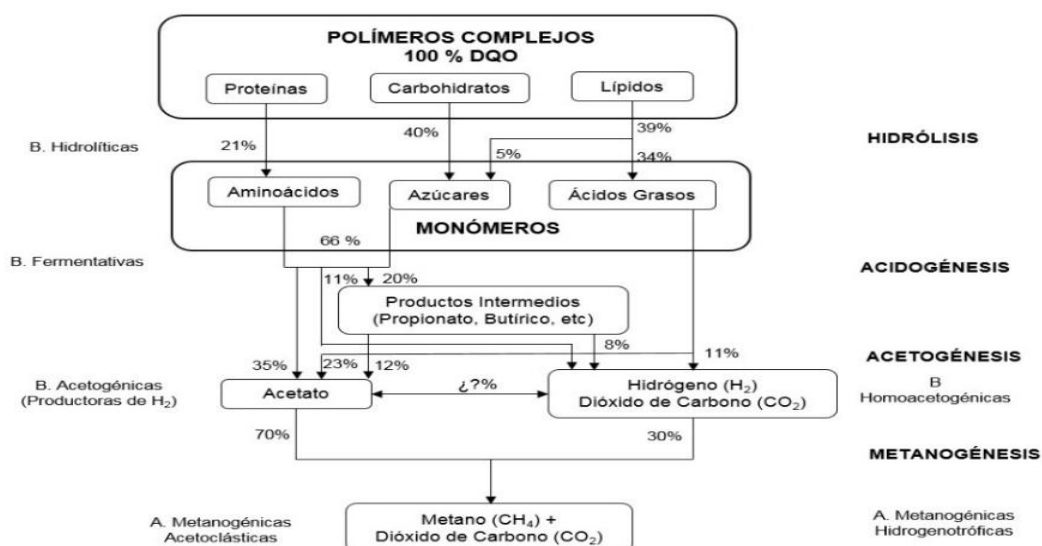


Figura 1. Fases de la Digestión Anaerobia
Fuente: Adaptado de Mata (2003) y Nayono (2010)

La segunda fase es la acidogénesis o acidificación resultado de la conversión de los productos hidrolizados de la fase anterior en moléculas más simples (menor peso molecular), como AGV (i.e., ácido acético, butírico y propiónico), alcoholes, aldehídos y gases como CO₂, H₂O y NH₃, con el ácido acético como el más importante para la producción de CH₄ (Yi et al. 2014). En esta fase la producción AGV generan una reducción del pH a valores de 4,5 y 5,5 unidades (Gerardi, 2003; Christy et al. 2014). Durante esta etapa las bacterias homoacetogénicas predominan, por lo que pueden llegar a jugar un papel importante en la reducción de la presión parcial del H₂ como aceptor de electrones y reducir el CO₂ del medio para producir ácido acético (Pan et al. 2021).

La *acetogénesis* es la tercera fase de la DA en la que los AGV son transformados en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por las bacterias acetogénicas que son anaerobias estrictas y con valores de la energía libre de Gibbs generalmente positivos bajo condiciones standard (**Tabla 4**), por tanto, la transformación a acetato es favorable solo cuando las arqueas metanogénicas mantienen la presión parcial del H₂ por debajo de 10⁻⁴ atm (Sieber et al. 2018). La *metanogénesis* es la última etapa en la cual, por acción de las *arqueas* metanogénicas (pueden ser bacilos cortos y largos) se produce el CH₄, pudiendo ser generado por diferentes rutas como se muestra en la **Tabla 4**. Generalmente la ruta predominante suele ser la reducción del ácido acético a CH₄ y CO₂ por *arqueas* acetoclásticas metanogénicas (responsables de generar aproximadamente el 70 % de CH₄ (Gerardi, 2003; Shah et al. 2014). De acuerdo con Zhu et al. (2020) la relación entre las bacterias homoacetogénicas (productoras de ácido acético) y las metanogénicas acetoclásticas a condiciones mesofílicas, jugaron un papel más importante en la conversión del H₂ a CH₄ que las hidrogenotróficas metanogénicas, que producen de CH₄ a partir de CO₂ como fuente de carbono e hidrógeno (H₂) como agente reductor y que mantienen una relación sistrófica con las bacterias oxidadoras de acetato (**Ecuación 21**) (Pan et al. 2021).

Tabla 4. Principales biorreacciones de la digestión anaerobia

Bioreacción	$\Delta G^0(\text{kJ})$
Reacciones acidogénicas:	
1. Acetato: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 4\text{H}_2 + 2\text{CO}_2$	-206
2. Butirato: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2$	-254
3. Propionato: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 2\text{H}_2 \rightarrow 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$	-279,4
4. Lactato: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 2\text{CH}_3\text{CHOHCOOH} + \text{H}^+$	-225,4
5. Etanol: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + 2\text{CO}_2$	-164,8
6. Butirato: $2\text{CH}_3\text{CHOHCOOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{HCO}_3^- + 2\text{H}^+ + 2\text{H}_2$	-56,3
7. Valerato: $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{CO}_2 + 6\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3(\text{CH}_2)_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-143,3
8. Valerato: $3\text{CH}_3\text{COO}^- + 3\text{H}_2 + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_3(\text{CH}_2)_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-96,7
9. Valerato: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COO}^- + \text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_3(\text{CH}_2)_3\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O}$	-48,0
10. Caproato: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COO}^- + 2\text{CO}_2 + 6\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3(\text{CH}_2)_4\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-143,3
Reacciones acetogénicas:	
11. Propionato: $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 3\text{H}_2 + \text{CO}_2$	+76,2
12. Butirato: $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$	+48,4
13. Lactato: $\text{CH}_3\text{CHOHCOOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{HCO}_3^- + 2\text{H}_2$	-4,2
14. Etanol: $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$	+9,6
Reacciones metanogénicas:	
15. Hidrógeno: $4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-135,0
16. Acetato: $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-31,0
17. Formato: $4\text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-304,2
18. Metanol: $4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2$	-312,8
19. Etanol: $2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{CH}_3\text{COOH}$	-31,6
Reacción sintrófica de oxidación del acetato:	
20. $\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2$	+104,6
Reacciones homoacetogénicas:	
21. Autotrófico: $4\text{H}_2 + 2\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$	-104,6
22. Heterotrófico $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COO}^- + 3\text{H}^+$	-310,9

Fuente: Adaptado de Pan et al. (2021)

3.5. Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

El valor del PBM de un material se puede estimar a partir de la DQO, composición elemental y composición bioquímica (**Tabla 5**) y aunque es un método rápido y económico, se asume una conversión total del sustrato (Nielfa et al. 2015; Ali et al. 2018), condición que en la práctica sucede debido a que la DA es un proceso biológico complejo en el que intervienen factores como el sustrato y ambientales, inóculo y condiciones operacionales y de configuración del reactor que inciden en el comportamiento y rendimiento del proceso (Casallas-Ojeda et al. 2020a; Rodríguez-Jiménez et al. 2022). Debido a la complejidad de la DA Owen et al. 1979) propuso los ensayos de PBM, los cuales permiten evaluar a escala de laboratorio la DA a condición batch, convirtiéndose en una herramienta ampliamente extendida debido a su bajo requerimiento técnico-económico que permite determinar el potencial de producción de biogás (principalmente CH_4) y la biodegradabilidad de residuos sólidos o líquidos (Rozzi y Remigi, 2004). Entre sus aplicaciones se resalta: *i.* la identificación del potencial de producción energético de un sustrato; *ii.* La determinación de la cinética de degradación, lo que permitiría simular procesos de digestión y poder predecir el comportamiento de un digestor a escala real; *iii.* la identificación y desarrollo de indicadores para evaluar nuevos sustratos, etc. (Esposito 2012; Lisboa y Lansing, 2013; Cárdenas-Cleves et al. 2016). Uno de los sustratos más ampliamente evaluados, han sido los BOM y los RA, como lo demuestran Banks et al. (2018) en su documento sobre digestión anaerobia de RA en países de Europa, Asia y Norte América.

El ensayo consiste en un reactor batch en el que se pone en contacto un sustrato (S) con microorganismos o inóculo (I) bajo condiciones anaerobias, con o sin nutrientes y se reporta en términos de $\text{mLCH}_4.\text{gSólidos Volátiles}^{-1}(\text{SV})$, $\text{mLCH}_4.\text{g Sólidos Totales}^{-1}(\text{ST})$ o $\text{mLCH}_4.\text{gDQO}^{-1}$ (Esposito, 2012; Sánchez-Reyes et al. 2016; Cárdenas-Cleves et al. 2016). Debido a que los ensayos PBM no se encuentran estandarizados, es común encontrar distintas configuraciones y protocolos experimentales, así como una gran diversidad de potenciales

sustratos e inóculos empleados, entre otros aspectos, lo que dificulta comparar los resultados, incluso cuando se realizan en condiciones similares (Raposo et al. 2012; Cárdenas-Cleves et al. 2016; Ohemeng-Ntiamoah y Datta, 2019), lo que puede llevar a resultados inconsistentes e incluso irreproducibles dados los distintos contextos de desarrollo.

Tabla 5. Ecuaciones para el PBM Teórico (PBM_T)

Modelo	Ecuación	Definición de Variables
DQO	$PBM_{TDQO} \left(\frac{mLCH_4}{gSV} \right) = \frac{n_{CH_4,R,T}}{p \cdot VS_{ad}} \times 1000$ $n_{CH_4} = \frac{DQO}{64 \left(\frac{g}{mol} \right)}$	n_{CH_4} : moles de CH ₄ p : presión (1 atm) R : 0,082 atm. L.mol ⁻¹ .K ⁻¹ T : 308 k VS_{ad} : sólidos volátiles del sustrato (g) DQO : g de DQO sustrato 1000 : factor de conversión para pasar de L a mL
Composición Elemental	$C_n H_a O_b N_c + \left(n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2} + \frac{3c}{4} \right) H_2O \rightarrow \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} \right) CH_4 + \left(\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4} + \frac{3c}{8} \right) CO_2$ $PBM_{TC,Elem} \left(\frac{mLCH_4}{gSV} \right) = \frac{22,4 \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} \right)}{12n + a + 16b + 14c}$	n : moles de carbono a : moles de hidrógeno b : moles de oxígeno c : moles de nitrógeno
Composición Bioquímica	$PBM_{TC,Bioq} \left(\frac{mLCH_4}{gSV} \right)$ $= 415 \times \% \text{ carbohidratos} + 496 \times \% \text{ proteínas} + 1014 \times \% \text{ lípidos}$	% carbohidratos : % ST % proteínas : %ST % lípidos : % ST

Fuente: Adaptado de Niefel et al. (2015) y Ali et al. (2018)

Para el desarrollo de estos ensayos, se debe tener en cuenta el origen y características tanto del sustrato como del inóculo, por lo que es deseable conocer la caracterización fisicoquímica de los mismos en términos de diferentes variables como el pH, AGV, alcalinidad total y bicarbonática, ST, SV, contenido de macro y micro-nutrientes, etc (Facchin et al. 2013; Leung y Wang, 2016; Chiu y Lo, 2016), con el fin de evidenciar alguna falencia que pueda alterar o inhibir el proceso. Adicionalmente, la medición del biogás o CH₄ es el indicador más ampliamente usado para monitoreo del proceso (Boe et al. 2010); sin embargo, existen diferentes métodos de cuantificación que pueden incluso reportar distintos resultados para un mismo sustrato (Wang et al. 2014).

Entre los métodos más comunes de cuantificación del gas de interés (biogás o CH₄) se encuentra el método manométrico y volumétrico (Raposo et al. 2011; Cárdenas-Cleves et al. 2016); en el primero, el volumen de biogás se mide de manera indirecta por cambios de presión en condiciones de volumen y temperatura constante; en el segundo caso, el biogás o CH₄ se pasa por un sistema de recolección externo que mide el volumen generado bajo presión constante (Valero et al. 2016), siendo el método por desplazamiento líquido el más empleado y que, puede ser ácido (medir biogás) o alcalino (medir CH₄) (Valero et al. 2016; Filer et al. 2019).

El método manométrico es bastante preciso para medir bajos volúmenes de biogás (James et al. 1990; Soto et al. 1993), sin embargo, las mediciones pueden ser afectadas por sobrepresiones, temperatura y relación de la fase líquida/gaseosa (Rozzi y Remigi, 2004; Angelidaki et al. 2009), además, requiere de un análisis posterior por cromatografía de gases para conocer el contenido de CH₄ (Cárdenas-Cleves et al. 2016). Por otro lado, el método volumétrico puede presentar errores en la medición relacionados con la solubilidad del biogás en el líquido utilizado para el desplazamiento o evaporación del líquido para extensos periodos de medición (Walker et al. 2009; Pham et al. 2013).

3.6. Modelos Cinéticos

Los modelos cinéticos son herramientas que permiten el diseño, operación y control de sistemas biológicos (Lübken et al. 2007). Actualmente no hay un modelo estandarizado de aplicación en los resultados del PBM. En la literatura existen varios modelos cinéticos que han sido utilizados para describir la producción de CH₄ de los ensayos PBM, entre algunos conocidos están: modelo de primer orden, modelo de Monod, Modelo modificado de Monod, combinación de dos ecuaciones de primer orden y el modelo de Chen y Hashimoto (Filer et al. 2019).

Así mismo, se han desarrollado modelos que permitan predecir la relación biomasa-subproductos priorizando la producción de CH₄; dentro de estos modelos se hallan algunos que permiten evaluar variables como la fase de latencia, que a su vez se relaciona con dos etapas de la degradación anaerobia (acidogénesis y acetogénesis) (Aldin et al. 2011). La **Tabla 6** algunos de los modelos cinéticos empleados para la DA. La variabilidad en la selección del modelo está basada en el tipo de sustrato usado, lo que hace que algunos modelos tengan mayor precisión que otros (Ali et al. 2018).

Tabla 6. Modelos cinéticos

Modelo	Ecuación	Definición de Variables	Fuente
PO	23. $PBM = PBM_0(1 - e^{-kt})$	PBM : Potencial Bioquímico de CH ₄ acumulado (MI CH ₄ g SV ⁻¹)	(Nielfa et al. 2015)
POSP	24. $PBM = PBM_0 \left((1 - Pe^{-k_1t}) - (1 - Pe^{-k_2t}) \right)$	PBM₀ : PBM teórico del sustrato (RA) (MI CH ₄ g SV ⁻¹) K : Constante de hidrólisis (d ⁻¹) K₁ : Constante de hidrólisis de fracción de fácil degradación (d ⁻¹) K₂ : Constante de hidrólisis de fracción de difícil degradación (d ⁻¹)	(Rincón et al. 2010)
SO	25. $PBM = PBM_0 \left(\frac{K*t}{1 - k*t} \right)$	P : Fracción fácilmente biodegradable del sustrato t : Tiempo de ensayo (d)	(Koch y Drewes 2014)
GM	26. $PBM = PBM_0 e \left\{ -e \left[\frac{R_{max} e}{PBM_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$	R_{máx} : Tasa máxima de producción de CH ₄ (MI CH ₄ g SV ⁻¹) λ : Fase de Latencia (d) e (Valor exponencial de 1) = 2,7183	(Filer et al. 2019)
GRM	27. $PBM = PBM_{01} e \left\{ -e \left[\frac{R_{1max} e^1}{PBM_{01}} (\lambda_1 - t) + 1 \right] \right\} + PBM_{02} e \left\{ -e \left[\frac{R_{2max} e^1}{PBM_{02}} (\lambda_2 - t) + 1 \right] \right\}$	PBM₀₁ : PBM teórico de los compuestos de fácil degradación del sustrato (RA) (MI CH ₄ g SV ⁻¹) PBM₀₂ : PBM teórico de los compuestos de difícil degradación del sustrato (RA) (MI CH ₄ g SV ⁻¹) t : Tiempo de ensayo (d) R_{1máx} : Tasa máxima de producción de CH ₄ para compuestos de fácil degradación (MI CH ₄ g SV ⁻¹) R_{2máx} : Tasa máxima de producción de CH ₄ para compuestos de difícil degradación (MI CH ₄ g SV ⁻¹)	(Kim et al. 2003); (Cadavid-Rodríguez y Horan 2013)
FT	28. $PBM = PBM_0 e \left\{ 1 - e \left[\frac{-R_{max} (t-\lambda)}{PBM_0} \right] \right\}$	λ₁ : Fase de Latencia (d) para compuestos de fácil degradación λ₂ : Fase de Latencia (d) para compuestos de difícil degradación	(Donoso-Bravo et al. 2010)
FL	29. $PBM = PBM_0 / \left\{ 1 + e \left[\frac{-R_{max} (\lambda - t)}{PBM_0} + 2 \right] \right\}$		

PO: Cinética de Primer Orden; POSP: Cinética de Primer Orden Pseudo-Paralelo; SO: Cinética de Segundo Orden; GM: Gompertz Modificado; GRM: Gompertz Remodificado; FT: Función de Transferencia; FL: Función Logística

En general, el modelo PO es ampliamente empleado para para estimar la constante de hidrólisis (k) durante el proceso de DA (Sanders et al. 2003; Nielfa et al. 2015; Filer et al. 2019); sin embargo, para residuos complejos

como RA es recomendable usar el modelo POSP, el cual permite determinar la constante de hidrólisis de los compuestos tanto de fácil (k_1) como de difícil degradación (k_2) (Rincón et al. 2010). Adicionalmente, la ecuación SO es adecuada en sustratos que tienen una fase de degradación más prologada al final del proceso (Koch y Drewes, 2014).

Por otro lado, Kim et al. (2003) propusieron el modelo GRM, una modificación de GM que permite determinar las cinéticas de degradación del material de rápida y lenta degradación, lo que lo convierte en un modelo más robusto que el modelo GM (Cadavid-Rodríguez y Horan, 2013), por lo que su aplicación en la DA de RA es de gran utilidad, considerando la importante fracción lignocelulósica que pueden llegar a presentar este tipo de residuos (Maitan-Alfenas et al. 2015; Ravindran y Jaiswal, 2016; Pagliaccia et al. 2019).

Kafle y Chen (2016), compararon el modelo de PO y el modelo GM, encontrándose que el PO tuvo un mayor ajuste que GM; sin embargo, cuando se presentaba una mayor fase de latencia, el modelo GM tuvo una mayor precisión en la predicción del PBM. Parra-Orobio et al. (2017a) estudiaron el nivel de ajuste de los modelos de PO, GM, FL y FT en la DA de RA para diferentes relaciones S/I (0,5, 1, 2, 4 g $SV_{\text{sustrato}}/gSV_{\text{inóculo}}^{-1}$), encontrando que el modelo que mejor se ajustó fue FL.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Evaluar la influencia del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre la digestión anaerobia de residuos de alimentos (DA-RA) en ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM).

4.2. Objetivos Específicos

- Identificar mediante vigilancia tecnológica el efecto del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre el proceso de DA en ensayos PBM.
- Determinar experimentalmente la influencia del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre la producción de CH_4 a partir de la DA-RA.
- Definir el efecto del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre el comportamiento cinético del proceso del proceso de DA-RA.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se desarrolló en tres fases, cada una correspondiente a cada objetivo. La **Tabla 7** muestra la relación entre los objetivos y fases con sus respectivas actividades requeridas para el desarrollo de este estudio.

Tabla 7. Fases y actividades para el desarrollo de la investigación

Objetivo General		
Evaluar la influencia del tamaño de partícula y del volumen del reactor, sobre la digestión anaerobia de residuos de alimentos (DA-RA) separados en la fuente y con recolección selectiva en ensayos de Potencial Bioquímico de Metano		
Objetivos Específicos		
Identificar mediante vigilancia tecnológica el efecto del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre el proceso de DA en ensayos PBM.	Evaluar experimentalmente la influencia del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre la producción de CH_4 a partir de la DA-RA.	Evaluar el efecto del tamaño de partícula y del volumen del reactor sobre el comportamiento cinético del proceso del proceso de DA-RA (hidrólisis, fase de latencia y tasa de producción de CH_4).
Principales Actividades		

Fase I → Vigilancia Tecnológica	→ Fase II → Ensayos PBM	→ Fase III Modelación Cinética
1. Búsqueda en bases de datos.	1. Caracterización fisicoquímica de sustrato e inóculo.	1. Identificación de parámetros asociados a modelos cinéticos semi-empíricos empleados en ensayos PBM.
2. Identificación de los rangos de TP y VR empleados en ensayos PBM.	2. Montaje y monitoreo (producción de CH ₄) del diseño experimental ³² (dos variables: TP y VR; cada una de tres niveles).	2. Evaluación de la influencia de las variables evaluadas sobre la cinética del proceso de DA-RA (al menos dos modelos cinéticos que evalúen el material de rápida y lenta degradación).
3. Relación del TP y VR con variables de la DA	3. Evaluación simultánea del TP y VR mediante superficie de respuesta	
	4. Identificación de la variable con mayor peso en el proceso.	

A continuación, se describen cada una de las fases para el desarrollo de la investigación:

5.1. Fase I. Vigilancia Tecnológica

Esta fase está conformada por dos actividades, en la primera se conformó la base de datos y en la segunda, la revisión y análisis de documentos asociados con el tópico de interés de este estudio. A continuación, se describe cada una de las actividades:

5.1.1. Conformación de base de datos

Para las búsquedas se emplearon ecuaciones (**Tabla 8**) construidas a partir de palabras claves asociadas con el tópico de interés (TP y VR) y conectores lógicos o booleanos (AND, OR, NOT), las cuales se ingresaron a la base de datos de Scopus considerada como una de las más grandes bases de datos de documentos técnico-científicos (Reyes-Torres et al. 2018; Parra Orobio et al. 2019). La ventana fue de 2010 a 2022, con el fin de observar las tendencias de la última década (Casallas-Ojeda et al. 2020a), adicionalmente, trabajos previos citados en los documentos revisados se tuvieron en cuenta.

Tabla 8. Ecuaciones de búsqueda para la vigilancia tecnológica

Nombre de la ecuación	Ecuación
A	"Anaerobic digestion" AND "food waste" OR "kitchen waste" AND "Particle size"
B	"Anaerobic digestion" OR "AD" AND "food waste" AND "Composition" AND "particle size" OR "size reduction"
C	"Biochemical methane potential" OR "BMP" AND "food waste" OR "Kitchen waste" AND "particle size" OR "size reduction" AND "reactor volume"
D	"Anaerobic digestion" AND "Biochemical methane potential" OR "BMP" AND "reactor volume" OR "scale reactor" OR "size reactor"
E	"Biochemical methane potential" OR "BMP" AND "protocol" OR "standardization"

5.1.2. Revisión y análisis de documentos

Dado que en búsquedas iniciales se encontraron pocos estudios sobre DA-RA que evaluaran la incidencia del TP, lo cual coincide con Rodríguez-Jiménez et al. (2022), quienes mencionan que los trabajos sobre este tópico representan menos del 1% de estudios sobre DA-RA, se incluyeron estudios sobre otro tipo de sustratos lignocelulósicos como residuos agrícolas y BOM. Para la selección de los artículos que se revisaron se utilizó el software bibliométrico de acceso libre Reviz ® 2.0, el cual elimina automáticamente duplicidades y facilita la filtración de documentos mediante una interfaz gráfica que permite visualizar directamente el título, palabras claves y resumen de cada documento; de este modo y considerando únicamente estudios a escala de

laboratorio, i.e., $VR \leq 15$ L (Lauwers et al. 2013). Adicionalmente, los artículos seleccionados se exportaron en formato .ris de Refvz 2.0 al programa Vosviewer © de Leiden University; esto se hizo con el fin de obtener un mapa de co-ocurrencias de palabras claves que permita identificar los términos relacionados con el tópico de interés (TP y VR) (Gaviria-Cuevas et al. 2019; Rodríguez-Jiménez et al. 2022).

Finalmente, los resultados seleccionados se revisaron para su análisis con el fin de identificar la relación entre el TP y VR, así como la interacción de estas variables con otras de interés en la DA. Adicionalmente, se determinó el coeficiente de correlación de Pearson o Spearman dependiendo la distribución normal o no de los datos, respectivamente. La normalidad de los datos se determinó mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (Komilis et al. 2017). Las pruebas estadísticas descritas anteriormente se realizaron usando el programa estadístico Minitab versión 21.4.0 en versión de periodo de prueba.

5.2. Fase II. Ensayos de Potencial Bioquímico de Metano - PBM

La segunda fase se desarrolló a partir de dos actividades; la primera fue la caracterización fisicoquímica del sustrato e inóculo y la segunda el montaje experimental de los tratamientos (ensayos PBM) y el monitoreo del proceso.

5.2.1. Caracterización Fisicoquímica de Sustrato e Inóculo

Como sustrato se emplearon RA conformados de acuerdo con la composición que se muestra en la **Tabla 9**. Composición física fina de los RA, la cual corresponde a una localidad del Valle del Cauca en la que se realiza separación en la fuente y recolección selectiva de los RSM (Parra-Orobio et al. 2018). Los RA crudos previamente separados en la fuente se recolectaron de restaurantes y cafeterías de la Universidad del Valle, así como de plazas de mercado en la ciudad de Cali.

Tabla 9. Composición física fina de los RA

Categoría	%	Tipo de Residuo (Cáscaras)	Aporte por residuo (%)
Carbohidratos	56,00	Papa	34,00
		Plátano Verde	22,00
Frutas no cítricas	25,00	Mango (Tommy), Banano, Tomate de árbol, Papaya, Melón, Curuba	4,17
Frutas cítricas	8,20	Lulo, Naranja (Valencia), Mandarina, Cáscaras de Limón (Tahyti), Maracuya, Piña (Oro miel)	1,37
Fibras y minerales	8,20	Zanahoria, Tomate (Chonto), Cebolla cabezona, Pepino Cohombro, Zapayo, Cáscaras de Huevo	1,37
Otros tipos	3,20	Cilantro, Acelga, Espinaca	1,07

Fuente: Adaptado de Parra-Orobio et al. (2018)

Para la conformación de muestras representativas y homogéneas del sustrato, se realizó un programa de muestreo siguiendo las recomendaciones de Sakurai (2000), en el cual se esparce el material recolectado en una lona de polietileno para facilitar la separación de materiales no biodegradables (papel, plástico, piedras, entre otros). Las muestras se homogenizaron de manera manual y se tomaron muestras perimetrales para la conformación integrada de muestras de aproximadamente 2 kg, las cuales se almacenaron en una nevera a una temperatura de 4°C y transportadas a los laboratorios de Biotecnología Ambiental y Manejo de Residuos Sólidos de la Universidad del Valle. Cabe resaltar que la muestra de RA se adecuó manualmente hasta alcanzar un TP < 12,5 mm (tamiz ½") (O'Shea et al. 2016; Kang et al. 2019).

La **Figura 2** muestra dos de los componentes de los RA con mayor TP inicial (izquierda) y el TP final de la muestra de RA (derecha). Por otro lado, la caracterización fisicoquímica del sustrato (**Tabla 10**) se hizo a partir de una muestra conformada de una relación 1:1 (masa: masa) de agua destilada y RA triturados en un

procesador de alimentos industrial modelo *CB15 Waring Commercial* con velocidad de funcionamiento estándar de 15800 rpm durante 30 segundos (Parra-Orobio et al. 2017b). Esto se hizo con el fin de comparar los valores de los parámetros medidos con relación a estudios previos que emplearon una composición física similar a la descrita en la **Tabla 9**.



Figura 2. TP inicial de residuos de cáscaras de plátano y papa (izquierda); RA con TP < 12,5 mm (derecha)

Tabla 10. Parámetros de caracterización fisicoquímica del sustrato

Parámetro	Unidades	Método
Humedad	%	NTC 282
pH	Unidades	4500- H+ -SM
Alcalinidad Total (AT) y Bicarbonática (AB)	mg CaCO ₃ L ⁻¹	2320B- SM
Sólidos Totales (ST)	mg L ⁻¹	2540M- SM
Sólidos Volátiles (SV)	mg L ⁻¹	2540E- SM
Demanda Química de Oxígeno Total (DQO _{Total})	mg L ⁻¹	5220B – SM

NTC-Norma Técnica Colombiana (ICONTEC 2004, 2009); SM-Standard Methods; ASTM: American Society for Testing and Materials (APHA 2012).

En cuanto al inóculo, se utilizó un lodo semi-granular proveniente de un reactor UASB de una central de sacrificio de ganado porcino y bovino, el cual se caracteriza por tener mayor actividad hidrolítica y metanogénica específicas que un lodo floculento procedente de Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) de origen municipal (Parra-Orobio et al. 2018). El inóculo se caracterizó en términos de pH, AT, AB, AB/AT, ST, SV y SV/ST.

El número de mediciones de los parámetros fisicoquímicos del inóculo fue el mismo que el propuesto para el sustrato (3 muestras). Con el fin de mantener las propiedades fisicoquímicas de los RA para su caracterización y los ensayos PBM, las muestras se almacenaron a una temperatura de 4 °C un día antes del montaje (Souto et al. 2010). En cuanto al inóculo, éste se mantuvo a temperatura ambiente y con salida de biogás una semana previa al montaje (Astals et al. 2020).

5.2.2. Montajes de Ensayos PBM

El diseño experimental correspondió a un diseño factorial de variables cuantitativas de 3²: dos factores correspondientes al volumen del reactor (VR) y el tamaño de partícula (TP) y cada uno con tres niveles (Montgomery et al. 2009). Adicionalmente, se aplicó el método de superficie de respuesta con el fin de evaluar mediante interfaz gráfica la interacción simultánea de las dos variables (Montgomery et al. 2009). La **Tabla 11** muestra las condiciones experimentales evaluadas en este estudio.

Tabla 11. Diseño Experimental

Tratamiento	Codificación de Factores	
	TP	VR
< 1 mm-250 mL	< 1 mm	250 mL
< 1 mm-500 mL	< 1 mm	500 mL
< 1 mm-1.000 mL	< 1 mm	1.000 mL
4 mm-250 mL	4 mm	250 mL
4 mm-500 mL	4 mm	500 mL
4 mm-1.000 mL	4 mm	1.000 mL
4,5 mm-250 mL	4,5 mm	250 mL
4,5 mm-500 mL	4,5 mm	500 mL
4,5 mm-1.000 mL	4,5 mm	1.000 mL

Los tres VR evaluados se seleccionaron teniendo en cuenta el trabajo de Ohemeng-Ntiamoah y Datta (2019), en el cual sugieren evaluar los efectos de VR de 100 a 1000 mL sobre los ensayos PBM. En cuanto a los valores de TP evaluados, éstos se seleccionaron considerando dos criterios: i) TP < 5 mm, debido a que de acuerdo con los resultados de la vigilancia tecnológica (objetivo 1), éste es el valor generalmente reportado para la homogenización del sustrato en ensayos PBM y ii) evaluar al menos un TP fino ($\leq 2,5$ mm) y TP medio (4 mm) según la clasificación propuesta por Agyeman y Tao (2014).

Para el TP fino (< 1 mm) se empleó una relación 1:1 (masa:masa) de agua destilada y RA y se trituraron en un procesador de alimentos industrial modelo *CB15 Waring Commercial* con velocidad de funcionamiento estándar de 15.800 rpm durante 30 segundos (Parra-Orobio et al. 2017b); para el TP medio (4 mm) y medio-grueso (4,5 mm) se utilizó un triturador casero “pica todo” marca Samurai de 650 W modelo Pica 1,2,3 sin adición de agua. El TP medio se alcanzó después de 30 segundos de trituración dividido en tres fases de diez segundos, debido a la necesidad de incorporar manualmente el material al centro del recipiente. Finalmente, para el TP medio-grueso el tiempo de trituración fue de diez segundos (dos fases de cinco segundos).

Para la determinación de la distribución del tamaño de partícula (TP) se empleó un tamizado de la muestra en seco, de acuerdo con Parra-Orobio et al. (2017b); para esto se empleó un juego de tamices que retuvieron los tamaños de partícula con diámetro mayor al tamiz. El TP predominante se determinó mediante granulometría y la uniformidad del tamaño de partícula con el coeficiente de uniformidad (Cu), aplicando la **Ecuación 30**; para valores de Cu < 3 la distribución del tamaño de partículas es uniforme, mientras que valores de Cu > 3 indican una distribución heterogénea de la muestra (Parra-Orobio et al. 2017b).

$$Cu = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (30)$$

En los ensayos PBM, todos los tratamientos se evaluaron por triplicado manteniendo las mismas condiciones experimentales: temperatura de incubación a $35 \pm 0,5$ °C en una incubadora WTW TS 606-G/2-i i (WTW, Giessen, Germany), relación S/I de 1 gSV.gSV⁻¹ (Parra-Orobio et al. 2015, 2018), concentración de sustrato de 3 gSV.L⁻¹ (Cadavid-Rodríguez y Horan, 2013; Okoro-Shekwaga et al. 2020) y headspace del 50% (Panico et al. 2014; Krause et al. 2018). Adicionalmente, se adicionó una solución de nutrientes (1 mL por reactor) (**Tabla 12**) para favorecer el arranque y desarrollo del proceso (Torres y Pérez, 2010; Parra-Orobio et al. 2018), el pH no se ajustó debido a que estuvo cercano a la neutralidad (7,07 – 7,25) al interior de los reactores previo al sellado, lo cual se debió al aporte de alcalinidad bicarbonática presente en el inóculo empleado (Parra-Orobio et al. 2018).

La **Tabla 13** muestra la cantidad de sustrato e inóculo agregado al reactor de cada tratamiento. Así mismo, se dispuso de un control negativo (inóculo, agua destilada y nutrientes) para la corrección endógena de CH₄ y, un control positivo (celulosa, inóculo, agua destilada y nutrientes) para determinar la calidad del inóculo (Angelidaki

et al. 2009; Holliger et al. 2016; Filer et al. 2019; Hafner et al. 2020). Cabe resaltar que para el control positivo se empleó únicamente el VR de 1.000 mL.

Tabla 12. Composición de solución de nutrientes recomendada para ensayos PBM

Solución	Compuesto	Concentración	Unidades
Macronutrientes	NH ₄ Cl	170	g/L
	NaHCO ₃	1000	mg/L
	KH ₃ PO ₄	37	g/L
	MgSO ₄ ·4H ₂ O	9	g/L
	CaCl ₂ ·2H ₂ O	8	g/L
Micronutrientes	FeCl ₃ ·6H ₂ O	2000	mg/L
	ZnCl ₂	50	mg/L
	CuCl ₂ ·2H ₂ O	30	mg/L
	MnCl ₂ ·2H ₂ O	500	mg/L
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	90	mg/L
	AlCl ₃ ·6H ₂ O	20	mg/L
	CoCl ₂ ·6H ₂ O	2000	mg/L
	NiCl ₂ ·6H ₂ O	50	mg/L
	H ₃ BO ₃	50	mg/L
	Na ₂ SeO ₃ ·5H ₂ O	100	mg/L
	EDTA	1000	mg/L
	HCL 36 %	1	mg/L
	Indicador de Potencial Redox	0.5	g/L
	Resazurina		
Otros	Extracto de levadura (fuente de vitaminas)	0.2	g/L
	Agente reductor Na ₂ SO ₃ ·7H ₂ O	100	g/L

Fuente: Torres y Pérez (2010)

Tabla 13. Composición de material agregado a los diferentes tratamientos

TP (mm)	VR (mL)	Concentración Sustrato en reactor (gSV/L)	S/I (gSV/gSV)	Concentración sustrato (g fresco/gSV)	Cantidad de sustrato en el reactor (g SV)	Cantidad de sustrato en reactor (g fresco)	Inóculo (g)
< 1	250	3,00	1	56,79	0,375	42,60	23,68
	500				0,75	85,20	47,35
	1000				1,5	170,39	94,70
4	250	3,00	1	31,95	0,375	23,97	23,68
	500				0,75	47,94	47,35
	1000				1,5	95,87	94,70
4,5	250	3,00	1	34,54	0,375	25,91	23,68
	500				0,75	51,82	47,35
	1000				1,5	103,63	94,70

En cuanto al monitoreo de la producción de biogás, éste se hizo mediante el método manométrico con un manómetro de aguja marca WIKA modelo CPG500. La **Figura 3** (izquierda) muestra los reactores al interior de la incubadora (botellas de polietileno de alta densidad autoclavables con 3 VR: 250, 500 y 1.000 mL), los cuales fueron reforzados con soldadura epóxica para evitar fugas). La **Figura 3** (derecha) muestra el capuchón de polietileno con perlas de NaOH en su interior para la captura de CO₂, de tal manera que las presiones registradas correspondieran principalmente a CH₄ (Souto et al. 2010; Parra-Orobio et al. 2018). Para corroborar la composición del biogás y, por tanto, la efectividad de las perlas de NaOH, se tomaron muestras de biogás al final del ensayo para ser analizadas mediante cromatografía de gases.



Figura 3. Configuración de reactores (izq); Capuchón para almacenamiento de perlas de NaOH (der)

El volumen de CH_4 producido se determinó con las ecuaciones propuestas por Aquino (2007), Giménez et al. (2012) y Cárdenas-Cleves et al. (2016) (**Tabla 14**), en las cuales se considera la proporción de CH_4 disuelto y se registran las mediciones a condiciones estándar (1 atm, 0°C). Además del registro de producción para la determinación del PBM, se midió al final el pH, AT, AB, AGV como indicadores complementarios para el análisis del comportamiento y estabilidad del proceso (Boe et al. 2010; Li et al. 2014).

Tabla 14. Ecuaciones para el cálculo del PBM del método manométrico

# Ec.	Ecuación	Descripción de Variables	Finalidad
31	$n_{\text{CH}_4} = \frac{\Delta P * V_l}{R * T_e}$	n_{CH_4} : Moles de CH_4 (mol) ΔP : Incremento de la presión (atm) V_l : Volumen libre (L)	32-33 Cuantificar volumen de CH_4 libre a condiciones estándar
32	$V_{\text{CH}_4 \text{ CE}} = \frac{n_{\text{CH}_4} * R * T_{\text{CE}}}{P_{\text{CE}}}$	R : Constante de los gases ideales ($\text{atm L K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$) T_e : Temperatura del experimento ($^\circ\text{K}$) $V_{\text{CH}_4 \text{ CE}}$: Volumen de CH_4 condiciones estándar (L)	
33	$H_{\text{CH}_4} = 10^{\left(\frac{-675.75}{T_e + 273^\circ\text{K}} + 6.88\right)}$	T_{CE} : Temperatura a condiciones estándar ($^\circ\text{K}$) P_{CE} : Presión a condiciones estándar (atm) H_{CH_4} : Constante de Henry para el CH_4 (atm)	
34	$X_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}} = \frac{\Delta P}{H_{\text{CH}_4}}$	$X_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}}$: Fracción molar del CH_4 disuelto	34-38. Cuantificar el volumen de CH_4 disuelto
35	$M_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}} = \frac{X_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}} * M_{\text{H}_2\text{O}}}{1 - X_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}}}$	$M_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}}$: Concentración molar del CH_4 disuelto ($\text{mol} * \text{L}^{-1}$) $M_{\text{H}_2\text{O}}$: Concentración molar del agua ($\text{mol} * \text{L}^{-1}$)	
36	$n_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}} = M_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}} * V_u$	$n_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}}$: Moles de CH_4 disuelto (mol) V_u : Volumen útil del reactor	
37	$V_{\text{CH}_4 \text{ disuelto CE}} = \frac{n_{\text{CH}_4 \text{ disuelto}} * R * T_{\text{CE}}}{\Delta P}$	$V_{\text{CH}_4 \text{ disuelto CE}}$: Volumen de CH_4 disuelto $V_{\text{TCH}_4 \text{ CE}}$: Volumen total de CH_4 a condiciones estándar (L)	
38	$V_{\text{TCH}_4 \text{ CE}} = V_{\text{CH}_4 \text{ CE}} + V_{\text{CH}_4 \text{ disuelto CE}}$	$V_{\text{CH}_4 \text{ Blanco}}$: Volumen de CH_4 del blanco (L) $V_{\text{TCH}_4 \text{ C}}$: Volumen total de CH_4 corregido (L) PBM : Potencial Bioquímico de Metano ($\text{L} * \text{gSV}^{-1}$) gSV : SV iniciales del sustrato (gSV)	39. Cuantificar el volumen total de CH_4 a condiciones estándar
39	$V_{\text{TCH}_4 \text{ C}} = V_{\text{TCH}_4 \text{ CE}} - V_{\text{CH}_4 \text{ Blanco}}$		
40	$\text{PBM} = \frac{V_{\text{TCH}_4 \text{ C}}}{\text{gSV}}$		40-41. Cuantificar el Potencial Bioquímico de Metano

Fuente: Adaptado de Aquino (2007), Giménez et al. (2012) y Cárdenas-Cleves et al. (2016)

5.2.3. Procesamiento y Análisis de los Resultados

Los datos experimentales se procesaron inicialmente mediante estadística descriptiva como el promedio, mediana, moda y desviación estándar con el fin de identificar tendencias. Para la identificación del efecto de las variables de estudio y su interacción (TP*VR) sobre parámetros finales claves (pH, AB, AT y AGV) se realizó un análisis de varianza ANOVA de dos colas, considerando un nivel de confianza del 95% ($\alpha = 0,05$). Las pruebas estadísticas descritas anteriormente se realizaron usando el programa estadístico Minitab versión 21.4.0 en versión de periodo de prueba.

Finalmente, se empleó la metodología de superficie de respuesta (MSR) para identificar las regiones en las que la producción de CH₄ (PBM) se maximiza, para esto se utilizó herramienta de ajuste de curvas (Curve Fitting Toolbox) de la versión de Matlab R2022b. Adicionalmente, se obtuvo un modelo de regresión de segundo orden correspondiente al modelo de MSR (**Ecuación 41**). Este análisis incluye interacciones lineales, cuadráticas y de interacción para los factores TP y VR para la variable respuesta (PBM). Esta ecuación personalizada se halló utilizando el programa estadístico Minitab versión 21.4.0.

$$\mu_y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_{11} x_1^2 + \beta_{22} x_2^2 + \beta_{12} x_1 x_2 + \varepsilon \quad (41)$$

Donde μ_y es la variable respuesta del modelo de superficie de respuesta (dependiente); x_1 y x_2 son las variables independientes (factores) TP y VR, respectivamente; β_0 corresponde al término a contrarrestar; β_1 y β_2 son los coeficientes lineales; β_{11} y β_{22} son los coeficientes cuadráticos; β_{12} es la interacción de los coeficientes; y ε es el error residual. Cabe aclarar que los valores de los coeficientes el efecto de las variables en magnitud y dirección de participación frente a una variable respuesta; i.e., si el efecto es negativo, positivo fuerte y/o débil (Casallas-Ojeda et al. 2020a), sin embargo, no indica qué variables o interacción entre ellas tuvo el mayor efecto en la variación de los valores de la variable respuesta. Para esto se utilizó un diagrama de variables estandarizadas o diagrama de Pareto (Costa et al. 2016).

5.3. Fase III. Modelación Cinética

La evaluación de la influencia del VR y el TP sobre la cinética del proceso, se determinó mediante la aplicación de los modelos semi-empíricos de primer orden (PO), primer orden pseudo-paralo (POSP), Gompertz modificado (GM) y Gompertz remodificado (GRM) (**Tabla 6**), a partir de los datos experimentales de producción de PBM obtenidos de la fase anterior, lo que permitió estimar las constantes de hidrólisis del proceso, considerada como la etapa limitante de la DA-RA (Lim y Wang 2013; Cazier et al. 2015), tasas máximas de producción de CH₄, producción máxima de CH₄ y fases de latencia. Cabe resaltar que los modelos POSP y GRM, aunque son más complejos, son más adecuados para modelar el comportamiento de la DA de materiales complejos y heterogéneos que contienen fracciones rápida y lentamente biodegradable como los RA empleados como sustrato en este estudio (Cadavid-Rodríguez y Horan 2013; Liu et al. 2023).

Los modelos se simulaban usando la herramienta de ajuste de curva (Curve Fitting Toolbox) de Matlab R2022b, empleando el algoritmo de mínimos cuadrados. El grado de ajuste del modelo con los datos experimentales se midió mediante el coeficiente de determinación R² (valor maximizado, cercano a 1) y el cuadrado medio de error CME (valor minimizado). Los valores de los parámetros cinéticos se definieron ajustando al mínimo el rango de los límites con un nivel de confianza del 95 % (Donoso-Bravo et al. 2010; Parra-Orobio et al. 2017a). Para el ajuste de los modelos se tuvieron en cuenta las recomendaciones de Liu et al. (2023), especialmente para el modelo de cinética POSP (**Tabla 6, Ecuación 24**), debido a que los múltiples parámetros del modelo (PBM_{Máx}, P, k₁ y k₂) pueden generar múltiples soluciones óptimas y se generen valores que no sean acordes a los resultados experimentales.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Fase I. Vigilancia Tecnológica

La **Figura 4** muestra el esquema de vigilancia tecnológica con el que se pasó de 810 documentos encontrados en la base de datos de Scopus para el periodo de 2010 – 2022 a 93 artículos que se revisaron para su análisis. Se observa que el programa Refvizz 2.0® eliminó automáticamente 288 documentos duplicados y, se descartaron 429 estudios relacionados con el término de “particle size” para el caso de suplementos/aditivos para favorecer la estabilidad y rendimiento de la DA (e.g., metales, biochar, carbón activado).

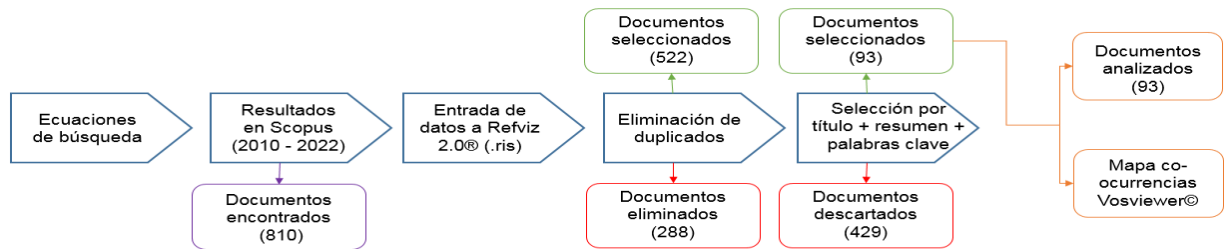


Figura 4. Esquema de vigilancia tecnológica

Respecto al número de publicaciones por año, la **Figura 5** muestra un paso del 3,00 % de artículos en el 2010 al máximo de 16,48 % en el 2019, lo que supone un incremento del 80 %. Sin embargo, la producción en el tópico de este trabajo se redujo en una tercera parte en el 2020 respecto al año anterior, lo cual podría estar relacionado con la situación sanitaria generada por el covid-19 y que, no solo fue el foco de atención en los próximos trabajos investigativos, sino que también limitó el acceso a espacios de investigación como laboratorios y universidades.

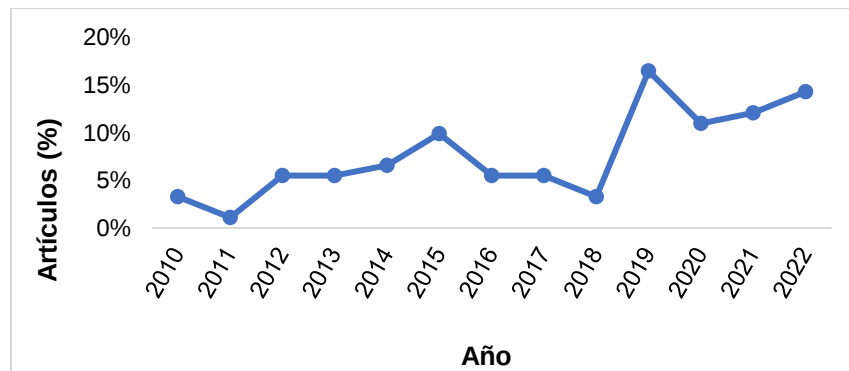


Figura 5. Número de publicaciones en estudios de TP y VR en la DA (2010 – 2022)

La **Figura 6** muestra el mapa de co-ocurrencias de palabras clave de los 93 artículos analizados. El tamaño de cada círculo indica la frecuencia de cada palabra clave, por tanto, mientras mayor sea el círculo, mayor es la co-ocurrencia. Respecto a las líneas, éstas definen la relación entre las palabras clave, de tal manera que, una distancia más corta indica una mayor cercanía entre los términos (Gaviria-Cuevas et al., 2021; Jiménez-Rodríguez et al., 2022). Se observa que el término “particle size” forma parte de dos clusters o galaxias definidas por los colores naranja y azul oscuro. En estas dos galaxias se relacionan términos como: “lignocellulose”, “agricultural wastes”, “pre-treatments”, “biogas”, “substrates” y “kinetics”. Estos resultados guardan relación con que alrededor del 70 % de los estudios encontrados corresponden a residuos agrícolas, los cuales se caracterizan por tener un alto contenido de compuestos lignocelulósicos (Ahmad et al. 2017; Dell’Omo y Spena, 2020; Zheng et al. 2022) y que, explicarían la relación con el término “lignocellulose”, así como “pre-treatments” y “kinetics”, términos que se asocian con la hidrólisis en el proceso de digestión anaerobia.

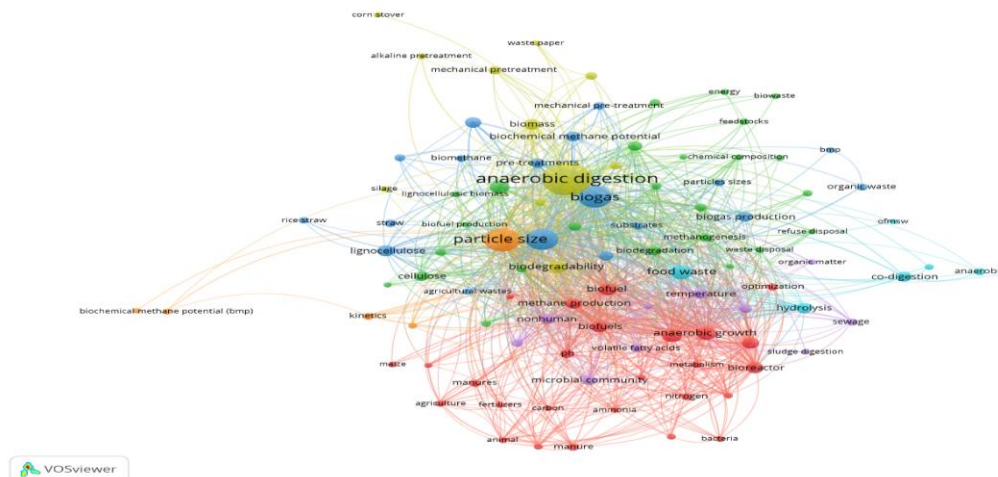


Figura 6. Mapa de co-ocurrencias de palabras claves (≥ 5 co-ocurrencias)

Por otro lado, se observa que el término “mechanical pre-treatment” aparece en tres diferentes galaxias, lo cual se debe a que el pretratamiento mecánico sigue siendo el más empleado para la evaluación del tamaño de partícula (TP), de hecho, representan el 62,00 % de pretratamientos físicos utilizados para la reducción del TP, seguido del ultrasonido y cavitación con una partición del 28,90 y 9,10 %, respectivamente. Adicionalmente, se encontró que el 10,75 % de los estudios evaluaban de manera simultánea dos o más variables, valor inferior al 18,00 % identificado por Casallas-Ojeda et al. (2020a) para la DA-RA, lo cual sugiere la necesidad de continuar abordando estudios sobre el TP y el volumen del reactor (VR), especialmente este último, el cual cuenta con pocos estudios, además, solamente se encontraron dos estudios que evaluaron el TP y VR en ensayos PBM (Krause et al., 2018; Başhan y Çetinkaya, 2022), lo cual evidencia la necesidad de continuar abordando estudios entre estas dos variables, así como su interacción con otras variables que inciden sobre el proceso de digestión anaerobia.

A continuación, se describe la relación entre el TP y VR identificada a partir de los 93 artículos revisados. Además, se discuten los resultados de los estudios que evaluaron la relación entre el TP y distintas variables que inciden en el proceso de DA.

6.1.1. Tamaño de partícula (TP) y Volumen de reactor (VR)

Se encontró que solo dos estudios han evaluado experimentalmente el efecto del TP y VR en ensayos (Krause et al. 2018; Başhan y Çetinkaya, 2022). En un reciente estudio que evaluó la incidencia de 15 variables sobre los ensayos de PBM se identificó que las variables de mayor relevancia en su orden fueron material del reactor > TP > mezcla del reactor > cantidad de sólidos totales, mientras que, el VR no tuvo mayores efectos en los resultados (Başhan y Çetinkaya, 2022). Por otro lado, Krause et al. (2018) evaluaron el efecto del TP (< 2 mm y > 20 – 100 mm) sobre diferentes sustratos lignocelulósicos (e.g., papel, madera, algodón, celulosa, etc). En ese estudio utilizaron VR de 0,25 y 2,0 L con el fin de incrementar la cantidad de sustrato en el reactor de 0,2 a 2,0 g SV con el fin de aumentar la representatividad de los sustratos con el TP más grande. Interesantemente, los autores reportan un incremento del 11 % en la producción de CH_4 con el incremento del VR para el caso de un sustrato homogéneo (celulosa microcristalina), ampliamente empleado como control positivo para evaluar la calidad del inóculo (Angelidaki et al. 2009; Holliger et al. 2016; Pearse et al. 2018; Filer et al. 2019). Este fenómeno estaría relacionado con el incremento de masa de inóculo a mayor VR, lo que aumentaría la probabilidad de contar con un consorcio microbiano más diverso que pueda adaptarse mejor ante cambios durante el proceso y, por tanto, alcanzar un mayor rendimiento (Krause et al. 2016, 2018).

De acuerdo con Holliger et al. (2016) y Pearse et al. (2018) indican que para sustratos homogéneos es recomendable VR de 0,125 a 0,50 L y para sustratos heterogéneos de 0,50 a 2,00 L. Por tanto, una mayor reducción del TP para incrementar la homogenización del sustrato estaría relacionado con menores VR. Sin embargo, la **Figura 7** muestra diferentes valores de TP y VR empleados en estudios con RA y BOM sin una tendencia clara para este tipo de residuos altamente heterogéneos y que, de acuerdo con el coeficiente de correlación de Pearson de 0,28, hay una baja correlación entre ambas variables. De estos estudios alrededor del 46,0% de los estudios empleaban $VR \leq 0,5$ L, un 46,9 % $VR > 0,5$ L y ≤ 2 L y apenas un 7,1 % $VR > 2$ L.

Para el caso de estudios con RA y VR de 0,125 a 2,0 L se reporta el uso de TP de < 2 mm hasta 30 mm (Cho et al. 2013; Basaria y Priadi, 2016; Moñino et al. 2016; Okoro-Shekwaga et al. 2020; Basinas et al. 2021; Gu et al. 2021; Chen et al. 2021), con un 92,92 % de los estudios evaluado $TP \leq 5,0$ mm y de los cuales el 46,0 % y 46,92 % corresponden a valores $\leq 0,50$ mm y $> 0,5 - 5,0$ mm, respectivamente. Interesantemente, se encontró que para el caso de sustratos lignocelulósicos y homogéneos como residuos de papel, madera y agroindustriales, se utilizaban VR de 0,25 a 2,0 L para TP de hasta 100 mm (Mshandete et al. 2006; Krause et al. 2018) y para RA y BOM solamente se encontró un estudio que evaluaba un TP de 100 mm en un VR de 14 L (Hajji y Rhachi, 2013), lo cual podría estar relacionado con la alta heterogeneidad de este tipo de sustratos y la necesidad de emplear mayores VR para para obtener un tamaño de muestra (TM) más significativo (Holliger et al. 2016; Pearse et al. 2018; Filer et al. 2019; Ohemeng-Ntiamoah y Datta 2019).

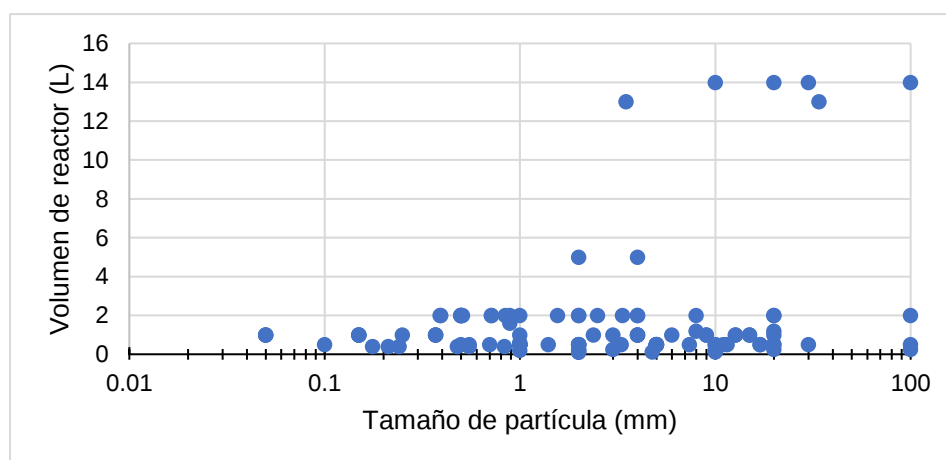


Figura 7. Relación entre el tamaño de partícula y volumen de reactor para RA, BOM y residuos agrícolas

La **Figura 8** muestra la relación entre los valores de VR, TP y TM de varios estudios. Se observa como la línea de tendencia polinómica (expresión con mayor ajuste) de los datos del VR vs TM tienen un mejor ajuste que la de TP vs TM ($R^2 = 0,669$ y $R^2 = 0,217$, respectivamente). En este sentido, el coeficiente de correlación de Pearson de 0,81 entre el VR y el TM indica una correlación positiva muy fuerte entre ambas variables, a diferencia de la correlación débil (0,37) existente entre el TP y el TM. Estos resultados indican que el TM y, por tanto, la representatividad del sustrato en los ensayos PBM estaría más relacionado con el VR que con el TP. Sin embargo, el bajo R^2 de 0,669 entre el VR y TM estaría explicado por la variabilidad del TM de 0,27 a 19,2 gSV para VR de 0,125 a 2,00 L debido a diferentes concentraciones de sustrato en el reactor.

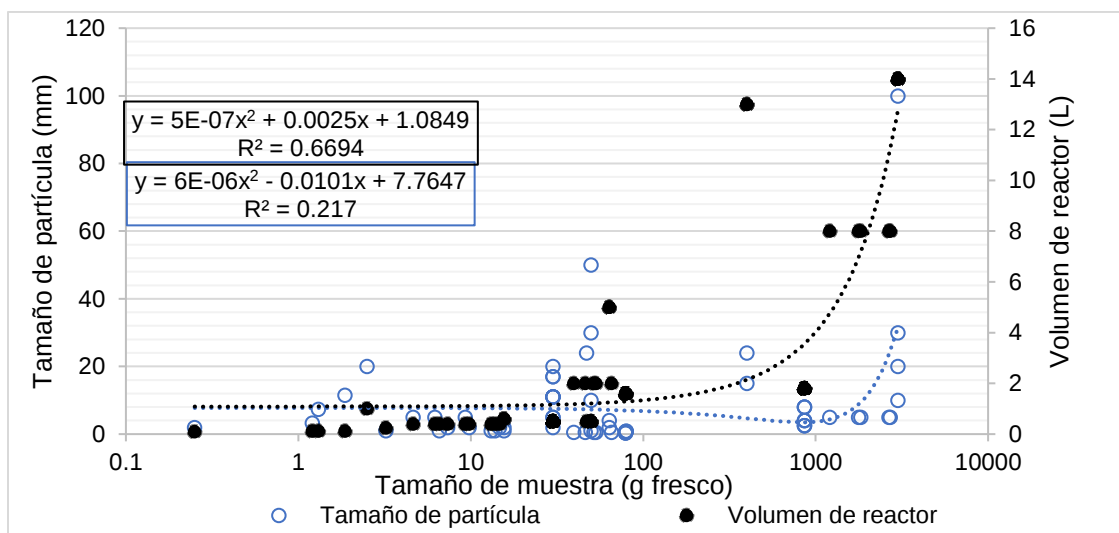


Figura 8. Efecto del tamaño de partícula y volumen de reactor en el tamaño de muestra

Recientes estudios (Wright, 2021; Başhan y Çetinkaya, 2022) han demostrado que la concentración del sustrato en el reactor tiene mayores efectos que el VR en ensayos de PBM. En este sentido, para casos con una baja concentración de sustrato en el reactor es recomendable mayores VR como lo demuestra Krause et al. (2018) en su estudio. En este se utilizó una relación sustrato/inóculo (S/I) de 0,02 g $SV_{Sus} \cdot mL_{Inó}^{-1}$ recomendada en la guía ASTM (1992), con la cual fue necesario aumentar el VR útil diez veces para pasar de un TM de 0,20 a 2,00 gSV (2 g $SV_{Sus} \cdot L_{Reactor}^{-1}$). En contraste, el VR requerido para alcanzar el mismo TM habría sido menor con una concentración de sustrato de 10 g $SV_{Sus} \cdot L_{Reactor}^{-1}$ y concentraciones de inóculo de 1,5 – 2 % para una relación S/I de 0,5 sugerida en la guía VD1 4630 (Raposo et al. 2012).

Los resultados encontrados muestran que el TM puede ser más importante que el TP y VR en la representatividad de la muestra en ensayos PBM. Por tanto, se recomienda continuar estudiando el efecto del TM con relación al TP y VR y otras variables determinantes en el valor del TM como lo es la concentración de sustrato en el reactor. Por otro lado, variables como el porcentaje de sólidos totales (% ST), relación sustrato/inóculo (S/I) y headspace (HS) inciden en la distribución del TM del sustrato y masa de inóculo en el reactor (Souto et al. 2010; Liotta et al. 2014; Okoro-Shekwa et al. 2020), lo cual puede llegar a comprometer los resultados si el TM llega a ser insuficiente en alguno de los tratamientos. Adicionalmente, la definición de un TM representativo en sustratos heterogéneos como los BOM y RA se convierte en una tarea aún más compleja. Por un lado, Guendouz et al. (2008) encontró incluso con un TP de 40 mm y VR de 0,500 L, el TM de 6 g de BOM fue lo suficientemente representativo como para presentar diferencias de tan solo el 10 % en la producción de metano con respecto a un reactor batch de 40 L; mientras que, Degueurce et al. (2019) reportan que a pesar de reducir el TP a 2,00 mm, se presentó alta variación en los valores de PBM debido a un TM de 3 – 5 g (0,140 L VR útil) insuficiente debido a la alta heterogeneidad de los RA.

6.1.2. Relación entre el tamaño de partícula y variables relevantes de la DA

A continuación, se describe la relación del TP con diferentes variables relevantes de la DA identificadas en los 93 artículos revisados.

Composición del sustrato

La fuerte incidencia de la composición bioquímica (i.e., carbohidratos, proteínas y lípidos) del sustrato y la tasa de hidrólisis de cada componente (Meng et al. 2015; Xu et al. 2018; Dandikas et al. 2018; Pramanik et al. 2019),

especialmente en residuos sólidos como los RA, cuya composición es altamente heterogénea debido a aspectos geográficos, temporales y culturales (Bozym et al. 2015; Fisgativa et al. 2016; Yang et al. 2017; Edwiges et al. 2018) dificultan la definición de un TP óptimo. La **Figura 9** muestra el efecto de la reducción del TP en diferentes RA con relación al PBM, de tal manera que el valor 0 o punto base corresponde al TP más grande evaluado en el estudio y, por tanto, valores negativos o positivos indican un incremento o decrecimiento en la producción de CH₄ por la reducción del TP.

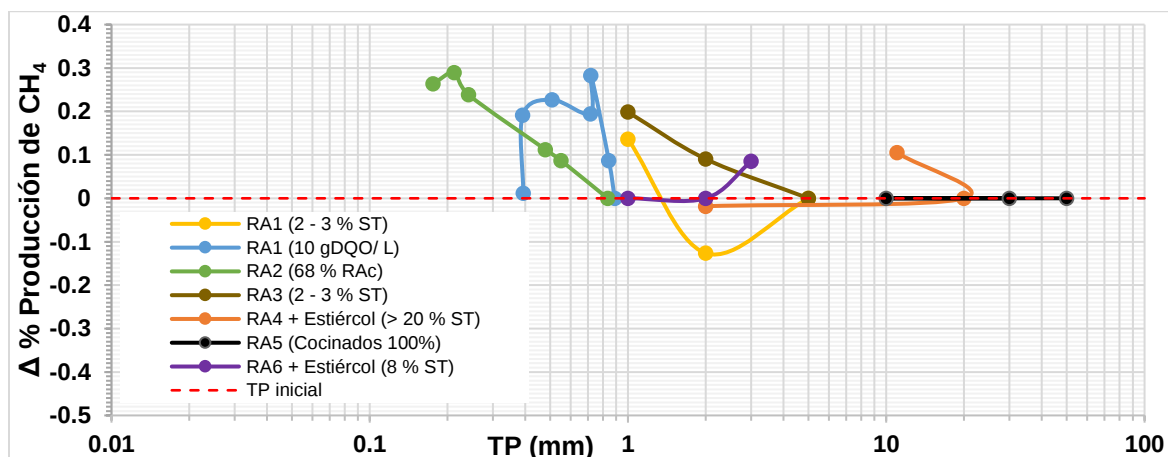


Figura 9. Relación entre el TP y producción de CH₄ en diferentes estudios de DA-RA

Se observa que no hay una tendencia clara entre la reducción del TP y la producción de CH₄, lo que estaría explicado por dos aspectos principales: i. la alta heterogeneidad inherente de los RA y, ii. las diferentes condiciones experimentales (Izumi et al. 2010; Cho et al. 2013; Agyeman y Tao, 2014; Okoro-Shekwaga et al. 2020; Gu et al. 2021; Chen et al. 2021). También se encontró un efecto sobre el TP, del contenido de RA crudos y cocinados (RAc), que en el caso de estos últimos, tras haber pasado por un pretratamiento térmico (cocción) tienen un mayor contenido de material soluble (Ariunbaatar et al. 2014; Pagliaccia et al. 2019) a diferencia de los crudos como los residuos de frutas y verduras, que presentan una mayor proporción de material lignocelulósico (Du y Li, 2016; Pagliaccia et al. 2019).

Chen et al. (2021) encontraron que la producción de biogás fue muy similar para RAc no tratados (sin reducción del TP) y con TP de < 30 mm, < 10 mm y consistencia pastosa (< 1 mm) (diferencias < 5 %), a lo que los autores atribuyen a suficiente tiempo de digestión para favorecer la degradación del sustrato (15 días) y la solubilidad del sustrato. Un comportamiento similar para sustratos crudos con alto contenido de carbohidratos (Liotta et al., 2014; Silvestre et al., 2015; Panaro et al., 2021). Liotta et al. (2014) evaluaron el TP en residuos de zanahoria y encontraron que para TP de 2,5; 4; 9 y 15 mm los efectos sobre la producción de CH₄ fueron despreciables pasados 60 días Silvestre et al. (2015) mencionan que después de 20 días la producción de CH₄ fue similar tanto para un TP de 8 y 20 mm. Finalmente, Panaro et al. (2021) no encontraron diferencias significativas en los valores de PBM de residuos de papa para TP de < 1, 4 y 20 mm. Cabe resaltar que, aunque en estos estudios la reducción del TP no tuvo efectos significativos sobre la producción de CH₄, la producción máxima de CH₄ se alcanzó en menor tiempo debido a un incremento en la tasa de hidrólisis (Liotta et al. 2014; Silvestre et al. 2015; Chen et al. 2021).

Por otro lado, López et al. (2016) evaluaron el efecto de la trituración y de la trituración + maceración de RA (mayoritariamente cocinados) procedentes de una universidad, hotel y un restaurante comercial. Los resultados indicaron que la reducción del TP no tuvo efectos significativos sobre la producción de CH₄, lo cual podría deberse al alto contenido de lípidos de los RA que estuvo en un rango de 27- 47,2 %, los cuales representaron el 59 - 70 % de la producción total de CH₄. Adicionalmente, la descomposición de los lípidos estuvo en el rango de 55 - 89 %, mientras que la celulosa y la hemicelulosa se degradaron en un 36 - 58 % y 21 - 65 %, respectivamente.

respectivamente. Es importante resaltar que los RA con un mayor contenido de lípidos tuvieron las menores tasas de producción de CH₄ y fases de latencia más extensas que se asocian con la producción de cadenas de AGV más largas que pueden llegar a inhibir el proceso (Angelidaki y Batstone, 2011; Silvestre et al. 2014).

La **Figura 10** muestra la relación entre el TP y residuos agrícolas. Se observa una relación predominantemente inversa entre el TP y la producción de CH₄ para este tipo de residuos, i.e., mayores producciones de CH₄ a menores TP (Sharma et al. 1988; Mshandete et al. 2006; Menardo et al. 2012; Dumas et al. 2015; Mendieta et al. 2020; Ji et al. 2022), lo cual estaría asociado a un efecto positivo entre la reducción del TP y al alto contenido de material lignocelulósico presente en residuos agrícolas (Ahmad et al. 2017; Dell'Omo y Spena 2020; Zheng et al. 2022). Dumas et al. (2015) no encontraron diferencias significativas en la producción de CH₄ para los TP evaluados; sin embargo, la reducción del TP de 0,76 a 0,05 mm produjo un incremento del 43 % en la hidrólisis del proceso, lo que supondría mayores tasas de producción y, por tanto, menores volúmenes de reactor.

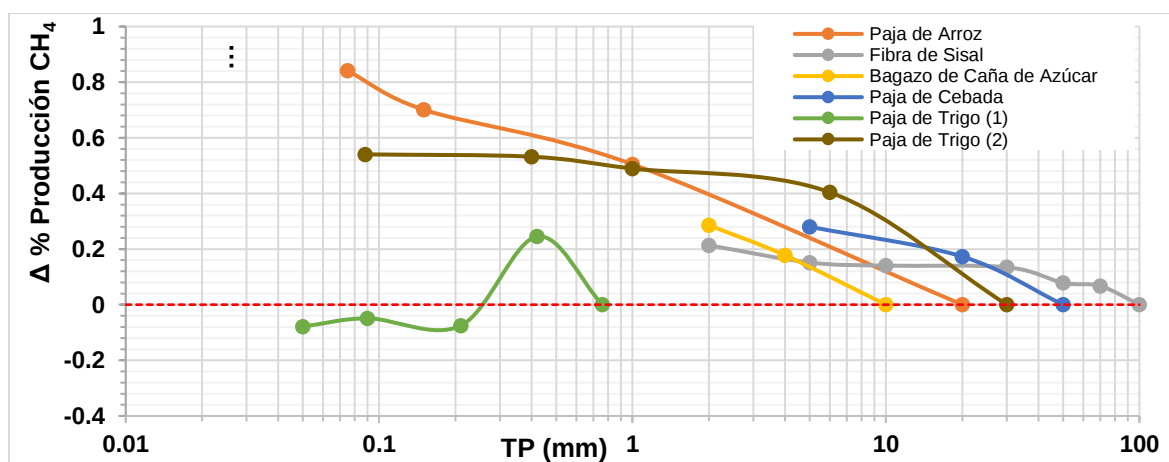


Figura 10. Relación entre el TP y producción de CH₄ en residuos agrícolas

Amin et al. (2017) reportaron la correlación entre el TP (área de superficie específica), contenido de lignina e índice de cristalinidad sobre la digestibilidad de sustratos lignocelulósicos (**Ecuación 42**). La cristalinidad de la planta y, por tanto, el efecto del TP dependen de la especie de la planta, parte de la planta, edad de cosecha y TP inicial (Monlau et al. 2013; Rodríguez et al. 2017; Cai et al. 2017; Kang et al. 2019).

$$Digestibilidad = 2,04 \left(\text{Área de superficie específica} \right)^{0,99} \times (100 - \text{índice de cristalinidad}) \times (\text{Contenido de lignina})^{-0,39} \quad (42)$$

Por lo anterior, se observa que sustratos solubles como RA cocinados, un alto contenido de carbohidratos no estructurales y de lípidos, serían menos susceptibles al efecto del TP en cuanto a la producción final CH₄, mientras que un menor TP sería más conveniente para sustratos con mayor contenido material lignocelulósicos. La **Tabla 15** muestra la clasificación del TP fino, medio y grueso propuesta por varios autores para RA y varios residuos agrícolas (Motte et al. 2013; Agyeman y Tao, 2014; Noori y Ismail, 2020; Chen et al. 2021). Interesantemente, se evidencia que para las tres categorías de TP (fino, medio y grueso), los valores más bajos corresponden a los sustratos con mayor fracción lignocelulósica, mientras que los TP más grandes en RA, especialmente para los cocinados (mayor solubilidad).

Tabla 15. Clasificación del tamaño de partícula en varios estudios

Sustrato	Fino (mm)	Medio (mm)	Grueso (mm)	Composición Sustrato	Fuente
Carrizo (<i>Arunda donax</i>)	0,3 - 0,6	0,6 - 1,18	1,18 - 2,36	Celulosa y hemicelulosa: 55 -60 %; Lignina: 20 -24 %	(Noori y Ismail, 2020)
Paja de trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	0,1	0,7	1,4	Celulosa: 38,5 - 44,1 %; Hemicelulosa: 30 - 36 %; Lignina: 6,5 - 6,9 %	(Motte et al. 2013)
Residuos de alimentos	2,5	4	8	Fibra Detergente Neutra: 29,1 %; Proteína: 27,3 %; Carbohidrato no fibroso: 38 %	(Agyeman y Tao, 2014)
Residuos de alimentos Cocinados	< 5	< 10	30	Residuos de alimentos procedentes de una escuela culinaria	(Chen et al. 2021)

De acuerdo con Li et al. (2018) para maximizar la degradación del % SV, proteínas y lípidos en un menor tiempo, el contenido de carbohidratos debe ser mayor al 47,6 % y el de proteínas y lípidos debe ser menor que 24,1 % y 28,3 %, respectivamente. Sin embargo, los resultados encontrados indican que tanto la distribución y la estructura de los componentes bioquímicos, así como las condiciones operacionales dificultan el consenso sobre un TP óptimo.

Porcentaje de Sólidos totales (% ST)

La digestión anaerobia húmeda (DAH), que se caracteriza por presentar % ST < 15%, sigue siendo la más estudiada y aplicada a escala real (Van et al. 2020; Casallas-Ojeda et al. 2020a); no obstante, hay un creciente interés en la optimización de sistemas de digestión anaerobia seca (DAS) (% ST > 15%) debido a que éstos requieren menores volúmenes de reactor y generan una menor cantidad de digestato (Karthikeyan y Visvanathan, 2012; Sayara y Sánchez, 2019; Van et al. 2020), aunque son más sensibles a cambios ambientales como el pH, AGV y temperatura, lo que dificulta su operación y aplicación industrial (Jha et al. 2011; Van et al. 2020).

Adicionalmente, un incremento en el % ST afecta las propiedades reológicas del sustrato como el aumento de la viscosidad, la cual puede reducir la transferencia de masa entre el sustrato y microorganismos, además, limita la mezcla del reactor, lo que puede generar zonas muertas o cortocircuitos (Garcia-Bernet et al. 2011; Van et al. 2020). De acuerdo con Garcia-Bernet et al. (2011) la reducción del TP puede incrementar la fluidez del sustrato, aunque la reducción excesiva también podría provocar inhibición por acumulación de AGV (De la Rubia et al. 2010; Izumi et al. 2010). De acuerdo con Motte et al. (2013), el TP y % ST tienen una relación positiva, i.e., a mayor TP y mayor % ST la producción de CH₄ aumenta, debido a que bajos valores de TP y altos % ST incrementan el riesgo de inhibición por acumulación de AGV (Cho et al. 2013; Motte et al. 2013; Ji et al. 2022). Motte et al. (2013) encontraron que la interacción entre el TP y % ST incidió en un 17 % sobre los resultados de PBM, mientras que la participación independiente del % ST y TP fue del 27 y 8%, respectivamente, lo que indicaría un mayor efecto del % ST sobre la producción de CH₄

Cho et al. (2013) evaluaron la co-digestión de RA y estiércol bajo condiciones de DAS (20 % ST). Se encontró que en el día 16 el TP de 20 y 2 mm reportaron el 52 y 78% de la producción final de CH₄, respectivamente. Sin embargo, la producción final de CH₄ para ambos fue similar debido a un mayor desbalance entre la tasa de consumo de AGV durante la metanogénesis y la tasa de acidogénesis para el menor TP como consecuencia de una mayor tasa de hidrólisis. Los resultados finales indicaron que el TP y relación C/N óptimos fueron 15,6 y 11,2 mm, respectivamente y con la relación C/N como la variable de mayor incidencia. Ji et al. (2022) evaluaron el TP (25, 15,5, 0,85 y 0,35 mm) en la co-digestión de residuos de paja de arroz y estiércol (C/N 27,5) para DAS (25 % ST) y encontraron que el TP óptimo fue de 0,85 mm, la cual alcanzó una producción de biogás 12,8 % mayor que para 0,35 mm, debido a que un menor TP en DAS puede compactar el material y de esta manera limitar la transferencia de calor y masa entre el sustrato y los microorganismos (Ji et al. 2022).

Por otro lado, Agyeman y Tao (2014) evaluaron la co-digestión de RA y estiércol con una relación C/N similar (12,9) en un sistema de DAH (4-5 % ST) y encontraron que para un TP de 2,5 mm la producción de CH₄ fue un 11,11 y 25,39 % mayor que 4 y 8 mm, respectivamente. Dai et al. (2019) encontraron que para la DAH (5 % ST) de residuos de paja de arroz, la reducción del TP de 20 a 0,075 mm incrementó la producción de CH₄ en un 45,7%, además, no se produjo inhibición por acumulación de AGV. En contraste, Izumi et al. (2010) reportan la inhibición por acumulación de AGV para un TP < 0,71 mm y % ST < 2 (valor estimado del estudio) para RA con 78,4% de residuos de frutas y verduras y el restante por RA cocinados (arroz, pasta, y pan, hojas de té, carne y pescado). Estos resultados sugieren un mayor efecto de la composición del sustrato que del % ST sobre el TP, de tal manera que la reducción del TP en sustratos más lignocelulósicos serían menos susceptibles a la acumulación de AGV (Izumi et al. 2010; Dai et al. 2019).

En síntesis, en sistemas de DAH la transferencia de masa entre microorganismos y el sustrato es mayor que en DAS, lo que favorece su transformación y reduce el riesgo por acumulación de metabolitos (e.g., AGV, NH₃) a concentraciones nocivas (Zhang y Banks 2013; Martínez et al. 2015; Kang et al. 2019; Van et al. 2020). Por otro lado, se encontró que el valor del TP crítico (inhibitorio) sería más alto cuanto mayor es el % ST y la biodegradabilidad del sustrato (menor contenido lignocelulósico) (Izumi et al. 2010; Cho et al., 2013; Dai et al. 2019; Ji et al. 2022).

Relación Sustrato/Inóculo (S/I)

Para que la DA ocurra adecuadamente, debe existir un balance entre el sustrato disponible y su tasa de consumo por parte de la biomasa; esta relación es comúnmente evaluada mediante la relación S/I, la cual indica la carga orgánica aplicada a un sistema batch como son los ensayos PBM (Mlaik et al. 2018). El efecto de esta variable depende del origen del inóculo y de sus actividades específicas (e.g., hidrolítica, acidogénica, acetogénica y metanogénica), así como de la composición del sustrato (Costa et al. 2014; Parra-Orobio et al. 2018; Okoro-Shekwaga et al. 2020).

Okoro-Shekwaga et al. (2020) evaluaron la influencia de la relación S/I (0,50, 0,33, y 0,25 g SV_{Sus}/g SV_{Inó}) y el TP (≤ 1, ≤ 2; ≤ 5 mm) de RA (frutas, verduras y alimentos cocinados), y encontraron que el TP fue la variable con mayor incidencia en el rendimiento del proceso y aunque en general hubo una relación inversa entre el TP y la producción de CH₄, el tratamiento con el TP más grande (≤ 5 mm) y la relación S/I más alta (0,5) reportó un 12 y 15 % mayor producción con respecto a las relaciones S/I de 0,33 y 0,25 para el mismo TP, respectivamente. Este comportamiento podría deberse a que el inóculo empleado se aclimató previamente al sustrato por 30 días adicionando 3 g_{RA}.L_{Inó}⁻¹ una vez a la semana (0,2 gSV_{RA}.L⁻¹.d⁻¹). Estos autores proponen tres ecuaciones (**Ecuación 43, 44 y 45**) para la estimación de la producción de CH₄ para rango de tamaño de partícula (TP) de 1 a 5 mm, que podrían emplearse para RA con composición de 24,5 % lípidos, 14,33 % proteínas y 57,52 % carbohidratos e inóculo aclimatado.

$$mL \frac{CH_4}{gSV} \text{ con } \frac{S}{I}: 0,50 = TP^2 - 6,74P + 39,08 \quad (43)$$

$$mL \frac{CH_4}{gSV} \text{ con } \frac{S}{I}: 0,33 = TP^2 - 8,52P + 45,60 \quad (44)$$

$$mL \frac{CH_4}{gSV} \text{ con } \frac{S}{I}: 0,25 = TP^2 - 8,64P + 45,44 \quad (45)$$

Por otro lado, Costa et al. (2016) evaluaron el efecto simultáneo del tipo de inóculo, relación S/I y TP sobre la DA de *Ulex* sp (arbusto con 17 % lignina). Los autores reportan que para una misma relación S/I de 0,25 la producción de CH₄ fue similar para un TP de 2,25 y 0,25 mm cuando se empleó un inóculo 100 % granular y una mezcla 50:50 (volumen:volumen) de lodo granular y lodo floculento, respectivamente. Esto estaría explicado por una actividad metanogénica acetoclástica 4,4 veces mayor en el lodo granular que el inóculo mixto, la cual permite soportar la mayor producción de AGV asociada a la reducción del TP (Costa et al. 2016).

Este fenómeno es similar al generado por una relación S/I baja que puede generar una sobrecarga de alimento (sustrato) en el sistema y una insuficiente concentración de microorganismos (inóculo) para su transformación (Mlaik, 2018; Okoro-Shekwaga et al., 2020).

Costa et al. (2016) concluyen que la relación S/I y el tipo de inóculo tuvieron mayor incidencia que el TP sobre la producción de CH₄. Por otro lado, Motte et al. (2013) evaluaron el efecto del TP (0,1, 0,7 y 1, 4 mm) en residuos de paja de trigo a relaciones de S/I altas (28, 37,5 y 47 gSV_{Sus}.gSV_{inó}⁻¹) y alto contenido de sólidos totales (15, 20 y 25 %). Los resultados indicaron que el TP y S/I tuvieron una menor relevancia (del 8 y 10 % en la producción de CH₄, respectivamente) que el % ST (27 %). Además, la interacción entre el TP y la relación S/I no incidió significativamente sobre el proceso, lo cual podría deberse a las condiciones experimentales, posiblemente por las altas relaciones S/I evaluadas.

Los resultados encontrados sugieren la necesidad de analizar simultáneamente la incidencia del TP, % ST, relación S/I, el tipo de inóculo y composición del sustrato sobre el comportamiento del proceso de la DA.

Temperatura

Son pocos los estudios enfocados en el estudio de TP y temperatura (Krause et al., 2018; Alghoul et al., 2019; Basinas et al., 2021; Olatunji et al., 2022). Olatunji et al. (2022) evaluaron el TP (< 2, 4 y 6 mm) y temperatura (27, 28, 29, 30, 31 y 35 °C) sobre la producción de CH₄ a partir de la DA de cáscaras de maní. Aunque la mayor producción se alcanzó con el menor TP y mayor temperatura, esta última no tuvo incidencia estadísticamente significativa sobre el rendimiento del proceso. Resultados similares se reportan en el estudio Alghoul et al. (2019). En este los autores evaluaron el tiempo de trituración (0, 15 y 30 min) de RA y la temperatura (35, 37 y 39 °C), y encontraron que la condición de 39°C y 30 min tuvo un 81% de mayor producción que a 35 °C y 0 min, además, la variable tiempo de trituración y que estaría asociada a diferentes TP (valores no especificados en el estudio) fue la que tuvo efectos estadísticamente significativos sobre los resultados ($p < 0,001$).

Por otro lado, Basinas et al. (2021) evaluaron en un reactor semi-continuo de 13 L la DAS (23 – 24,7 % ST) de BOM a 35 y 55 °C y TP de 3,5-15 y 15-24 mm. Los autores reportan que a 35 °C la producción de CH₄ fue un 23% mayor para el menor TP. Sin embargo, el tratamiento con el TP más grande (15-24 mm) y temperatura de 55 °C tuvo en general un significativo mayor rendimiento (producción de CH₄ y tasa de hidrólisis) y menores perturbaciones que para un TP y temperaturas menores (i.e., 3,5-15 mm y 35 °C). Para el caso de residuos con mayor contenido lignocelulósico, Krause et al. (2018) evaluaron en ensayos de PBM (VR: 0,25 y 2 L) temperaturas de 35 y 55 °C y TP < 2 y > 20-100 mm y encontraron que en residuos de papel la reducción del TP no afectó significativamente la producción de CH₄, pero sí lo hizo el incremento de la temperatura, lo que estaría explicado por el poco grosor y alta homogeneidad en la estructura lignocelulósica del material debido a su proceso de fabricación.

Pommier et al. (2010) encontraron que el TP (< 1, 10 y 20 mm) no tuvo efectos significativos sobre el PBM de varias mezclas de residuos de papel coincidiendo con los resultados del estudio de Krause et al. (2018), lo cual sugiere que sustratos ricos en celulosa y procesados industrialmente como los residuos de papel, se verían menos afectados por el efecto del TP (Pommier et al. 2010; Krause et al. 2018). Por otro lado, residuos con estructura lignocelulósica más compleja y mayor contenido de lignina como la madera dura reportaron el mayor rendimiento a un menor TP (< 2 mm) y temperatura de 35 °C (Krause et al. 2018) y que estaría explicado por el aumentado del área superficial y disponibilidad del sustrato a causa de la reducción del TP, así como a una mayor diversidad microbiana en un régimen mesofílico, la cual favorece la estabilidad y rendimiento del proceso (Krause et al. 2018; Van et al. 2020; Casallas-Ojeda et al. 2020a; Rodríguez-Jiménez et al. 2022).

Por lo anterior, se entiende que, dependiendo de la composición de sustrato, el grado de incidencia de la temperatura y el TP pueden variar, con un mayor protagonismo de la temperatura en sustratos con compuestos

de fácil degradación predominantes como los BOM (Basinas et al. 2021) y con estructura lignocelulósica homogénea como residuos de papel (Krause et al. 2018). Además, para sustratos con estructura lignocelulósica compleja y altos contenidos de lignina sería recomendable un régimen de temperatura mesofílico y la reducción del TP (Krause et al. 2018), debido a que la acción de las bacterias hidrolíticas en la lignina es casi nula, siendo necesario un pretratamiento como la reducción del TP (Taherzadeh y Karimi, 2008; Leung y Wang, 2016).

Por otro lado, el TP tendría mayor incidencia si los valores de temperatura corresponden a un mismo régimen térmico, al menos así lo demuestran los estudios de Alghoul et al. (2019) y Olatunji et al. (2022) para el rango mesofílico, mientras que, un cambio de régimen (e.g., de mesofílico a termofílico) tendría mayores efectos que la reducción del TP (Krause et al. 2018; Basinas et al. 2021).

6.2. Fase II. Ensayos de Potencial Bioquímico de Metano – PBM

6.2.1. Caracterización Físicoquímica de Sustrato e Inóculo

La **Tabla 16** muestra el valor promedio y desviación estándar de los parámetros físicoquímicos medidos al sustrato empleado en este estudio. Adicionalmente, se muestra el promedio y el coeficiente de variación (CV) de varios parámetros medidos en estudios con composición física fina similar a la empleada en este estudio (Parra-Orobio et al. 2015, 2018, 2022; Cárdenas-Cleves et al. 2018; Casallas-Ojeda et al. 2020b). Se observa que la humedad, pH, SV, ST, y SV/ST fueron algunos de los parámetros con menor coeficiente de variación ($CV < 10\%$), mientras que en los valores de AT y principalmente de AGV fueron altos CV (54,92 y 121,67 %, respectivamente), que podrían explicarse por aspectos como la heterogeneidad del sustrato y las condiciones y tiempos de almacenamiento de los RA antes y después de su recolección en cada estudio (Påledal et al. 2018; Degueurce et al. 2019; Parra-Orobio et al. 2022). La relación C/N, con un valor promedio de 27,57 y CV del 30,00 %, sugiere que la composición de RA cumpliría con el rango de C/N de 15 a 35 recomendado para la DA (Zhang et al. 2014b; Shahbaz et al. 2020).

Tabla 16. Caracterización físicoquímica del sustrato

Parámetro	Este estudio (n = 3)	Promedio estudios previos	CV (%)	Unidades
Humedad	83,86 ± 5,20 %	80,48	7,12	%
pH	5,50 ± 0,23	5,31	5,31	Unidades
AT	3.555,7 ± 127,8	3.121,77	54,92	mg CaCO ₃ L ⁻¹
AB	0	0	--	mg CaCO ₃ L ⁻¹
AGV		91.57,26	121,67	mg.L ⁻¹
ST	95.307,1 ± 5.623,7	96.297,09	12,50	mg L ⁻¹
SV	87.682,44 ± 2.423,50	86.178,74	7,63	mg L ⁻¹
SV/ST	0,92 ± 0,08	0,87	8,00	
DQO _{Total}	110.898,13 ± 8.741,50	107.133,18	24,56	mg L ⁻¹
COT		37,07	20,02	% ST
NT		1,4	16,54	% ST
C/N		27,57	30,00	
PT		0,22	59,81	% ST
Carbohidratos		45,62	7,29	% SV
Proteínas		15,88	69,47	% SV
Lípidos		8,00	120,11	% SV
Hemicelulosa		14,57	31,00	% SV
Celulosa		8,80	27,50	% SV
Lignina		6,31	47,92	% SV

NTC-Norma Técnica Colombiana de (ICONTEC 2004, 2009); SM-Standard Methods; ASTM: American Society for Testing and Materials (APHA 2012). * medidos; ** estudios previos

Respecto a la composición bioquímica los carbohidratos, con un promedio de 45,62 % SV tuvieron el menor CV (7,29 %), lo cual estaría relacionado con la predominancia de cáscaras de papa y plátano que componen

cerca del 56,00 % de los RA. En contraste, los lípidos (8,00 %SV) tuvieron el mayor CV (120,11 %) debido a la alta variación en el contenido de grasas y aceites que puede estar asociado a los hábitos de manipulación de alimentos y la separación entre RA crudos y cocinados en los puntos de recolección. Por otro lado, los CV de las proteínas (69,47 %) y carbohidratos estructurales como la hemicelulosa (31,00 %) y celulosa (27,50 %), así como la lignina (47,97 %) son componentes más relacionados con la procedencia, temporada del año y tiempo de cosecha de los alimentos (Fisgativa et al. 2016; Edwiges et al. 2018).

En cuanto al inóculo, el valor básico del pH (8,07 unds) se debe que procede de un reactor UASB que trata residuos ricos en proteínas, lo que también explicaría los valores de AT ($1728,0 \pm 67,4 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) y AB ($1277,2 \pm 59,1 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) y que la relación AB/AT (0,75) cumpla con lo recomendado para la DA ($\text{AB/AT} > 0,70$) (Parra-Orobio et al. 2018). Por otro lado, el contenido de ST ($59500 \pm 1890,4 \text{ mg.L}^{-1}$) y SV ($31677,8 \pm 1269,3 \text{ mg.L}^{-1}$) da lugar a la relación SV/ST de 0,53, indicando que el inóculo tiene una adecuada actividad biológica para la DA (Liao y Li, 2015).

6.2.2. Tamaño de Partícula (TP) de los RA

La **Figura 11** muestra el análisis de la distribución del TP de los RA. Se observa que para los TP denominados como medio y medio-grueso, los valores promedio fueron muy similares (4 y 4,5 mm, respectivamente), lo que resulta interesante considerando que en ambos casos los equipos y condiciones experimentales fueron distintos, lo que resalta la importancia de reportar la distribución del TP y no solo el valor promedio, además del coeficientes de uniformidad (CU), ya que a pesar de la aparente similitud en términos de TP, los CU de los dos TP fueron distintos; mientras para el TP de 4 fue 2,2, para el TP 4,5 mm el CU fue 2,9 respectivamente, indicando una distribución del TP más heterogénea para el tamaño medio-grueso. En el caso del TP fino, se alcanzó un CU fue 1, que indicando una alta homogeneidad, que estaría asociada a la apertura mínima del juego de tamices empleados para la caracterización granulométrica.

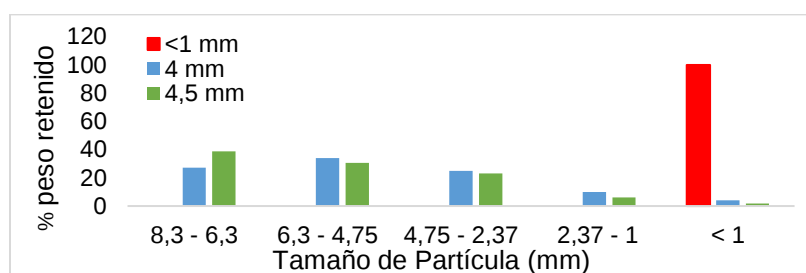


Figura 11. Distribución de los tres tamaños de partícula de estudio TP fino (< 1 mm), medio (4 mm) y medio-grueso (4,5 mm)

6.2.3. Efecto del VR y TP sobre el PBM

La **Figura 12** muestra la Producción de CH_4 a diferentes tamaños de partícula (TP) y volúmenes de reactor (VR); las figuras **a**, **b** y **c**, muestra el efecto del VR para los diferentes TP evaluados. Se observa que en general las barras de desviación estándar incrementaron una vez que la producción de CH_4 a partir de los compuestos de fácil degradación decayó (i.e., entre el segundo y cuarto día) para dar paso a la degradación de compuestos más complejos. Mayores barras de desviación estándar brindan una idea sobre el grado de perturbaciones en el proceso (Lü et al. 2016), las cuales estarían asociadas a un menor acceso de los microorganismos al sustrato, que es limitado por las menores tasas de hidrólisis durante esta segunda fase.

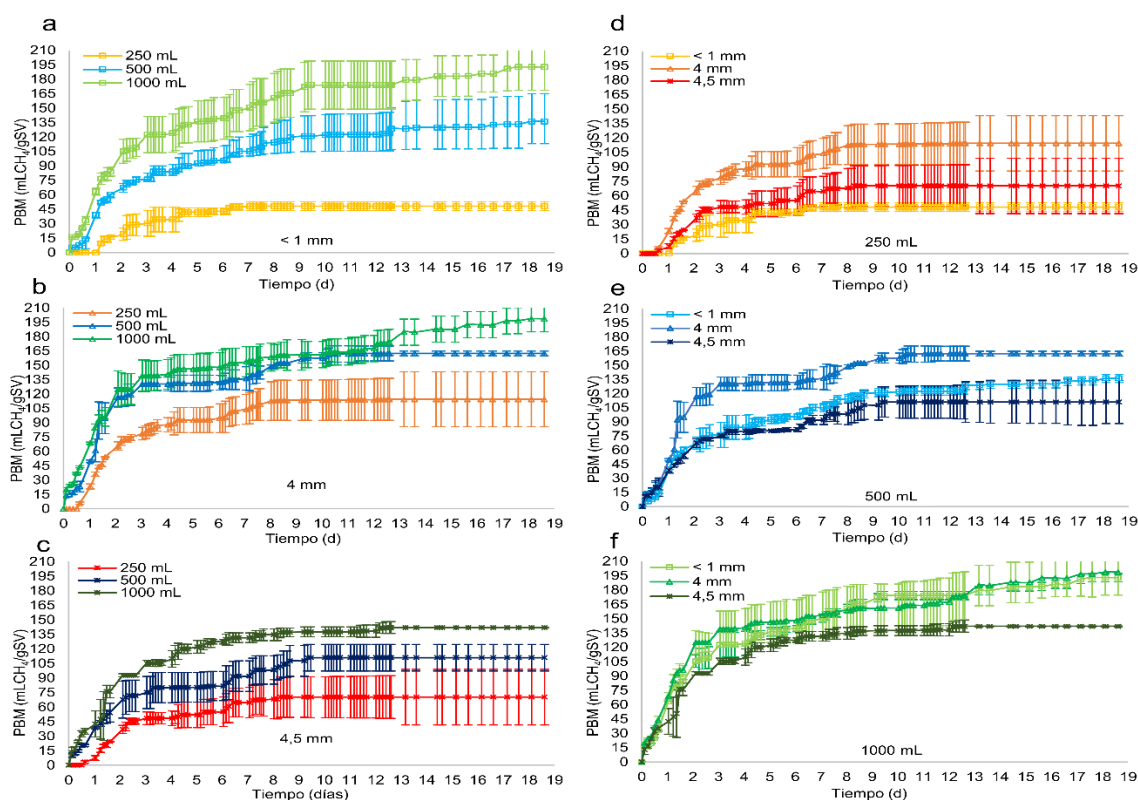


Figura 12. Producción de CH_4 a diferentes tamaños de partícula y volumen de reactor
a. TP (< 1 mm) vs VR, **b.** TP (4 mm) vs VR, **c.** TP (4,5 mm) vs VR, **d.** VR (250 mL) vs TP, **e.** VR (500 mL) vs TP, **f.** VR (1.000 mL) vs TP

En el caso del tratamiento <1 mm-250 mL el comportamiento fue inverso al mencionado, siendo las barras de error mayores entre los primeros días del ensayo (2-4 días) (**Figura 12 a**), sugiriendo una posible acumulación de AGV causada por una reducción excesiva del TP (Izumi et al. 2010); en este TP, el tratamiento <1 mm-1000 mL tuvo una producción de CH_4 75,7 % mayor ($199 \text{ mLCH}_4.\text{gSV}^{-1}$) que la de <1 mm-250 mL ($48,30 \text{ mLCH}_4.\text{gSV}^{-1}$), lo que sugiere que el VR puede tener un mayor efecto en la producción de CH_4 que el TP; esto se observó en todos los TP evaluados (**Figura 12 a, b y c**), en que los menores rendimientos se dieron con la disminución del VR, llegando a tener un 18,4-29,5% y 42,5-75,7% de menor producción en el VR de 250 y 500 mL con relación a 1000 mL, respectivamente. Estos resultados sugieren una mejor adaptación de la biomasa en VR más grandes. Los menores rendimientos para los VR de 500 y 1000 mL se registraron con el TP 4,5 mm, lo cual estaría relacionado con una menor área superficial y porosidad que limita el acceso al sustrato y, por tanto, una menor producción de CH_4 (Li et al. 2016; Basinas et al. 2021).

Degueurce et al. (2019) encontraron efectos similares en la reducción del TP, asociándolo al tamaño de muestra e indican que, a pesar de homogenizar el sustrato a un TP de 2 mm; tamaños de muestras muy pequeños (3 – 5 g) en sustratos heterogéneos como los RA presentaron un 26 % de variación en el valor del PBM. En este estudio, la **Figura 12 c** muestra cómo para el TP más grueso (4,5 mm) las barras de desviación son menores con el aumento del VR, lo que estaría explicado por un mayor tamaño de muestra que aumenta la reproducibilidad de la muestra y, por tanto, reduciría la variación en los resultados del PBM. Krause et al. (2018) encontraron que incluso en un sustrato homogéneo como la celulosa analítica microcristalina, la producción de CH_4 fue 11% mayor cuando se empleó un VR diez veces mayor, con el fin de aumentar el tamaño de muestra de 0,2 a 2,0 gSV.

Al analizar las **Figura 12 (d, e y f)**, se observa que en general, el TP de 4 mm tuvo los mejores rendimientos para los tres VR, ratificando que no sería necesario reducir el TP hasta < 1 mm, lo que además evitaría costos adicionales de la tritución. Panaro et al. (2021) no encontraron diferencias significativas en los valores de PBM de residuos de papa en TP de < 1 , 4 y 20 mm, lo cual es consistente con la composición de los RA de este estudio (34% cáscaras de papa) y explicaría la similitud del PBM entre los TP < 1 mm y 4 mm evaluados en el VR de 1000 mL (3 % mayor producción de CH_4 en 4 mm-1000 mL); sin embargo, la **Figura 12 f** muestra una menor producción para < 1 mm-1000 mL durante los primeros 8 d del ensayo con respecto a 4 mm-1000 mL y una mayor producción entre los días 8 y 13. Este fenómeno puede deberse a que un menor TP aumenta la disponibilidad de compuestos fácilmente biodegradables que pueden llegar a sobrecargar el sistema, sin embargo, autores como Lindmark et al. (2012) indican que, dependiendo de la adaptación de los microorganismos, se puede experimentar una fase de latencia y posterior incremento en la producción de CH_4 (como ocurrió en < 1 mm-1000 mL) o inhibición (como se observa en < 1 mm-250 mL) (**Figura 12 a**).

La **Figura 13** muestra la producción específica de metano (PEM) para los diferentes tratamientos y al igual que para el PBM, se observa una tendencia positiva entre la PEM y el VR (1000 > 500 > 250 mL). Para el caso del TP < 1 mm (**Figura 13 a**) los picos máximos de PEM para los VR 1000 y 500 fueron 40,8 y 34,7 $\text{mLCH}_4\cdot\text{gSV}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectivamente; ambos a los 1,04 d lo que indica que en ambos VR, la asimilación de compuestos más solubles y fácilmente biodegradables fue similar. En el caso de < 1 mm-250 mL, la PEM máxima fue 9 $\text{mLCH}_4\cdot\text{gSV}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ a los 4,28 d y el primer registro de producción de CH_4 fue a los 1,25 d (30 h), siendo un 70 y 81% después que las primeras producciones para VR de 500 y 1000 mL para el mismo TP, respectivamente. Este fenómeno se repite en todos los casos para el VR de 250 mL (**Figura 13 a, b y c**), lo que confirmaría una menor adaptación de los microorganismos al medio cuando el VR es más pequeño.

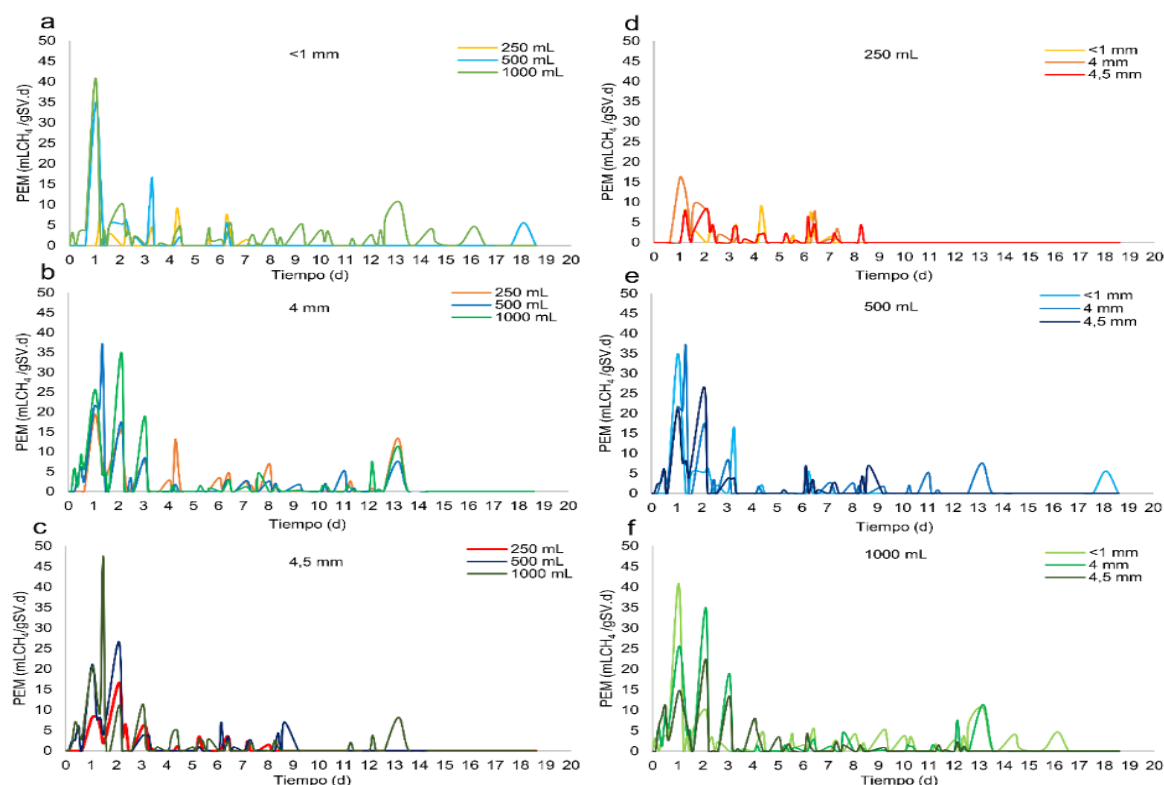


Figura 13. Producción específica de metano (PEM) a diferentes tamaños de partícula y volumen de reactor

La **Figura 14** muestra la interacción entre el VR y TP por medio de superficie de respuesta (**Figura 14 a**) y un gráfico de contorno (**Figura 14 b**). De acuerdo con ésta, se observa que el área delimitada por un VR entre 800 y 1000 mL y TP promedio entre 2 y 3,5 mm corresponde a la región en la que el PBM se maximiza.

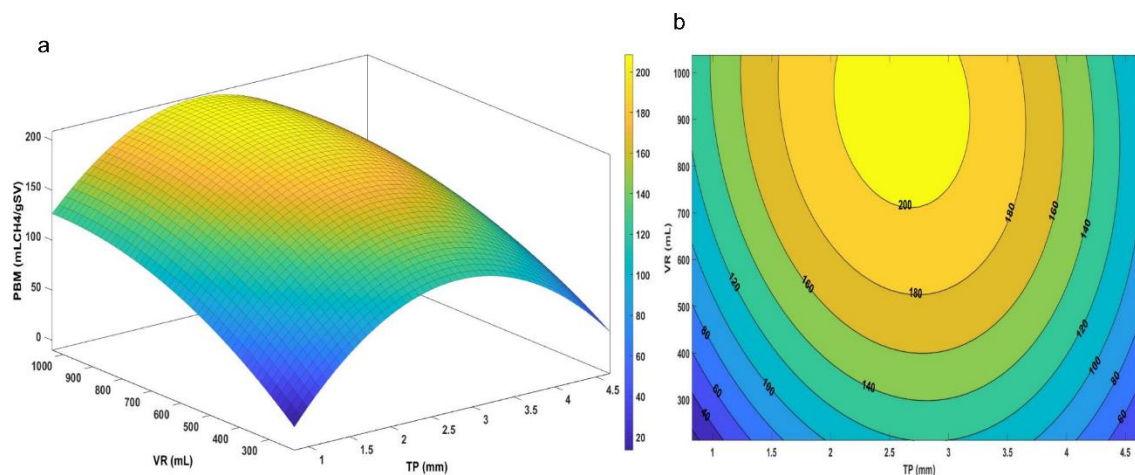


Figura 14. Efecto del tamaño de partícula y volumen del reactor en el PBM: superficie de respuesta (a) y gráfico de contornos (b)

La **Ecuación 46** muestra el modelo de regresión cuadrático de las dos variables de estudio, el cual permite ver la magnitud y dirección de las variables sobre una variable respuesta a partir del valor de los coeficientes (Costa et al. 2016). El coeficiente 148,1 de TP indica una relación lineal positiva fuerte con el PBM, i.e., a mayor tamaño de partícula hay una mayor producción de CH₄, lo cual va en contravía de la recomendación de reducir el TP para RA ricos en celulosa como residuos de frutas y verduras (RFV) (Chatterjee y Mazumder, 2020; Trujillo-Reyes et al. 2022), lo cual estaría asociado al alto contenido de carbohidratos de los RA empleados. Sin embargo, el coeficiente -25,41 TP² muestra una relación cuadrática negativa con el incremento del TP, de tal manera que un > 4,5 mm y < 1 mm generaría los menores rendimientos, lo que coincide con lo mostrado en la **Figura 14**.

$$PBM \left(\frac{mLCH_4}{gSV} \right) = -154,1 + 148,1xTP + 0,3497xVR - 25,41xTP^2 - 0,000159xVR^2 - 0,01697xTPxVR \quad (46)$$

Por otro lado, el coeficiente de VR (0,3497) muestra una relación lineal positiva con el PBM sugiriendo que mayores VR incrementarían la producción de CH₄ y aunque el coeficiente es bajo con respecto al del TP (148,1), el VR fue el factor que más incidió sobre el PBM como se muestra en el diagrama de Pareto (**Figura 15**) (Costa et al. 2016). El fuerte efecto del VR se evidencia del contraste entre el comportamiento inhibitorio del proceso observado para el VR más pequeño (250 mL) y el buen desarrollo del proceso para el VR más grande (1000 mL). De acuerdo con Krause et al. (2018), un mayor VR implica una mayor cantidad de inóculo y sustrato (**Tabla 13**) que incrementa la probabilidad de un consorcio microbiano más diverso, lo cual explicaría por qué para los diferentes TP, la producción de CH₄ siempre fue mayor en el VR más grande (1000 mL). También es posible que el rango de los TP propuestos no haya sido lo suficientemente amplio como para predecir adecuadamente el efecto del TP con el PBM, lo cual también explicaría el bajo valor de ajuste del modelo (R² = 52,08 %) si se considera la similitud entre el TP medio y medio-grueso (4 y 4,5 mm, respectivamente) evaluados.

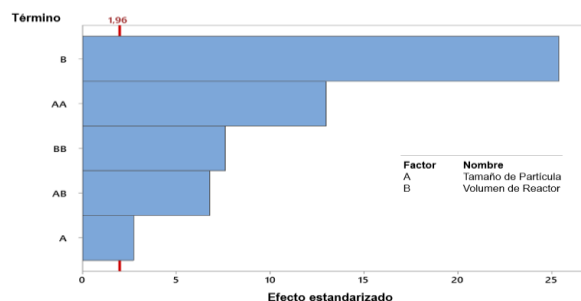


Figura 15. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados ($p < 0,05$)

La **Tabla 17** muestra las características finales de los tratamientos, los cuales de acuerdo con los resultados del análisis ANOVA de dos vías (TP y VR), el VR fue el único factor que incidió significativamente ($p < 0,05$) sobre el pH, AB, AT y AGV al final del proceso (**Anexo A**). En general, el VR de 1000 mL presentó un rango de pH cercano a la neutralidad (7,27 – 7,30 unidades), mientras que, los VR de 500 y 250 mL registraron valores de pH básicos que se salen del rango óptimo de pH de 6,5 a 7,5 unidades recomendado para la digestión anaerobia (Yang et al., 2015; Zhai et al., 2015; Cárdenas-Cleves et al., 2016).

Tabla 17. Parámetros químicos finales

TP (mm)	VR (mL)	pH (unds)	AB (mg CaCO ₃ /L)	AT (mg CaCO ₃ /L)	AGV (mg /L)
< 1	250	10,57 ± 0,87	1995,54 ± 82,53	2447,92 ± 118,72	455,00 ± 116,75
	500	7,91 ± 0,24	628,50 ± 23,84	816,79 ± 16,88	222,50 ± 8,66
	1000	7,30 ± 0,21	787,72 ± 56,40	993,86 ± 79,50	271,25 ± 10,83
4,0	250	11,01 ± 0,51	3505,42 ± 330,90	4073,33 ± 433,49	610,00 ± 286,61
	500	8,39 ± 0,46	679,74 ± 406,34	852,53 ± 500,30	248,75 ± 104,21
	1000	7,27 ± 0,46	819,72 ± 251,42	1062,60 ± 306,51	255,00 ± 43,25
4,5	250	10,57 ± 0,66	2287,33 ± 1342,44	2585,00 ± 1619,02	406,25 ± 233,11
	500	8,37 ± 0,69	759,83 ± 318,96	949,79 ± 337,62	180,00 ± 15,00
	1000	7,29 ± 0,26	700,87 ± 91,37	934,78 ± 127,36	288,75 ± 39,51

Aunque la mayor producción de CH₄ se registró para el mayor VR evaluado (199 mLCH₄.gSV⁻¹), ésta es inferior al PBM teórico determinado a partir de la DQO (435 mLCH₄.gSV⁻¹); sin embargo, es importante resaltar que en general los métodos teóricos asumen una transformación total del sustrato conllevando a una sobreestimación del valor del PBM (Nielfa et al. 2015). De todos modos, es posible que la inclusión de perlas de NaOH para la captura del CO₂ en los ensayos PBM haya reducido la producción de CH₄ a partir de las rutas tanto hidrogenotrófica como acetotrófica (Zhu et al. 2020; Pan et al. 2021). Bolaños y Sandoval (2022) evaluaron la degradación anaerobia de celulosa microcristalina bajo condiciones similares a las de este estudio (VR 1000 mL, S/I 1,0, headspace 50%, concentración de sustrato de 3 g.SV⁻¹ y mismo inóculo) y encontraron la inclusión de perlas de NaOH en el método manométrico no generó inhibición; sin embargo, la producción de CH₄ fue 33% menor que el método volumétrico por desplazamiento básico, cuyo PBM fue de 337,67 mLCH₄.gSV⁻¹, valor dentro del 80-85% teórico recomendado para la verificación de la actividad del inóculo, i.e., control positivo (Holliger et al. 2016).

De acuerdo con Weijma et al. (2002), el rendimiento es menor cuando la formación de CH₄ y acetato es a partir de CO₂ e H₂ y que, además, pudo verse limitado por la captura del CO₂ por acción de las perlas de NaOH. En este sentido, los valores neutros de pH en el VR de 1000 mL y la mayor producción de CH₄ con respecto a los VR más pequeños (**Figura 12**), sugieren el desarrollo de microorganismos metanogénicos acetoclásticos (MA), mientras que, a un pH > 8 unidades el ácido acético se encuentra en su forma ionizada, lo que dificulta su

entrada a la membrana de los microorganismos MA (Lier et al., 1993; Yang et al., 2023), por tanto, es posible que el VR de 500 mL la ruta metabólica predominante haya sido la hidrogenotrófica, lo que explicaría el aumento del pH debido a la formación de CH₄ a partir de CO₂ e H₂ (Tao et al., 2020). Esta hipótesis cobra sentido si se tiene en cuenta que el inóculo proviene de un reactor rico en proteínas y grasas, en los que se ha reportado una alta presencia de microorganismos metanogénicos hidrogenotróficos (MH) (Gu et al. 2021; Dalantai et al. 2022).

Por otro lado, los altos valores de pH, AB y AT para el VR de 250 mL estarían asociados a la contaminación de la solución básica generada por la reacción entre las perlas de NaOH almacenadas al interior de los capuchones y el CO₂ generado durante el proceso (**Ecuación 47**). La alta producción de CO₂ se relaciona con una alta actividad acidogénica y baja actividad metanogénica (Guendouz et al. 2008; Li et al. 2019a y Basinas et al. 2021). Aunque los valores de AGV se encuentran por debajo de valores inhibitorios (1,8 – 2 g.L⁻¹) (Siegert y Banks, 2005; Romsaiyud et al. 2009), los bajos rendimientos durante los primeros días del proceso (**Figura 12.d** y **Figura 13.d**) sugieren la acumulación de AGV hasta alcanzar la inhibición total llegados los 8 días, cuando se cree que la contaminación generada por las perlas de NaOH alcanzó valores de pH > 10 unds. Pabón et al. (2012) indican que la adición de perlas de NaOH para la captura de CO₂ puede provocar la inhibición del proceso debido a un desbalance en el sistema carbónico e incremento en la presión parcial de H₂, resultando, resultando en una acumulación de AGV debido a un mayor desarrollo de las bacterias homoacetogénicas que compiten con las MH para la transformación del CO₂ e H₂ a ácido acético (Rafrati et al., 2021).



6.3. Fase III. Modelación Cinética

La **Tabla 18** muestra los parámetros cinéticos correspondientes a los modelos de primer orden pseudo-paralelo (POSP) (**Figura 16**) y cinético de primer orden (PO) (**Figura 17**). Se observa que en general el modelo POSP tuvo el mejor ajuste de acuerdo con el valor de R² y error cuadrático medio (ECM), siendo los tratamientos con VR de 1000 mL los que presentaron mejor ajuste (R²: 0.98 - 0.99), así como límites de predicción con un 95% de confianza (valores entre paréntesis) más acotados y que indican una mejor simulación de los datos experimentales. Un comportamiento contrario se observa para los tratamientos con VR de 250 mL, debido a que el coeficiente P (fracción fácilmente biodegradable del sustrato) está fijado en el valor límite de 1, de tal manera que el valor de k₁ (constante de hidrólisis de la fracción fácilmente biodegradable del sustrato) coincide con el valor de la constante de hidrólisis general del proceso (k) del modelo de PO. Estos resultados podrían deberse a que ambos modelos tendrían un menor ajuste en curvas con puntos de inflexión más pronunciados como ocurre en los VR de 250 mL, mientras que curvas con un comportamiento exponencial predominante y puntos de inflexión más suavizados como se observa en el tratamiento 4,5 mm-1000 mL presentarían un mejor ajuste (R²: 0.99), adicionalmente, es posible que este comportamiento suavizado explique la similitud de la constante k₁ del modelo de POSP (0,4871 d⁻¹), que fue muy similar a la constante k (0,4221 d⁻¹) del modelo de PO.

Respecto al TP < 1 mm, los VR de 500 y 1000 mL tuvieron valores similares de k₁ (0,8144, 0,8545 d⁻¹, respectivamente) y k₂ (0,137, 0,1207 d⁻¹, respectivamente), aunque la proporción del sustrato fácilmente biodegradable (P) para < 1 mm-1000 mL fue 41,75% y de 34,15% para < 1 mm-500 mL. La tendencia de un mayor k₁ y k₂ en el VR de 1000 mL respecto a 500 mL se mantiene para el TP de 4 mm, sin embargo, esta vez el valor P del tratamiento del VR de 500 mL fue mayor que en 1000 mL (63,28% y 56%, respectivamente). Zhang et al. (2012) encontraron que la constante k₁ fue mucho menor en RA que en BOM a pesar de una mayor degradabilidad de los RA, fenómeno que atribuyen a la composición heterogénea de los RA. En este sentido, es posible que una mayor heterogeneidad asociada a un TP más grande, así como tamaños de muestra más

pequeños (i.e., VR más pequeños) y, por tanto, menor representatividad del sustrato, explicarían el alto valor de la constante k_1 (1,097 d⁻¹) del tratamiento 4,5 mm-500 mL. Por tanto, los tratamientos con VR de 1000 mL definirían mejor el efecto del TP sobre los parámetros cinéticos.

Por lo anterior, el tratamiento 4 mm-1000 mL fue el que presentó mejor desempeño en términos de hidrólisis del proceso, aunque muy parecidos al de < 1 mm-1000 mL, lo cual indica que la reducción del TP de 4 mm a < 1 mm no incidió significativamente en la tasa de hidrólisis para el sustrato evaluado. Por otro lado, el tratamiento 4,5 mm-1000 mL reporta el menor valor de k_1 (0,4871 d⁻¹) y mayor de k_2 (0,1539 d⁻¹), lo cual es consistente con varios autores que mencionan que un mayor TP puede limitar la fase de hidrólisis (Izumi et al. 2010; De la Rubia et al. 2011; Okoro-Shekwa et al. 2020).

Tabla 18. Parámetros cinéticos de los modelos de primer orden pseudo-paralelo y primer orden

TP mm	VR mL	$\frac{PBM_{Exp}}{mLCH_4}$ $\frac{gSV}{gSV}$	PSEUDO-PARALELO DE PRIMER ORDEN						PRIMER ORDEN			
			k_1 d ⁻¹	k_2 d ⁻¹	P %	$\frac{P_{m\acute{a}x}}{mLCH_4}$ $\frac{gSV}{gSV}$	R^2	ECM	k d ⁻¹	$\frac{P_{m\acute{a}x}}{mLCH_4}$ $\frac{gSV}{gSV}$	R^2	ECM
< 1	250	48,26 ± 18,61	0,3162 (0,2881, 0,3443)	0,0002451 (± 1,27 e+06)	1 (ajustada al límite)	50,42 (49,19, 51,66)	0,9597	3,032	0,3162 (0,2883, 0,3441)	50,42 (49,19, 51,65)	0,9592	3,013
< 1	500	136,17 ± 22,89	0,8144 (0,4689, 1,16)	0,137 (0,08658, 0,1874)	0,3415 (0,2171, 0,4659)	143,1 (134,3, 151,9)	0,9873	3,817	0,2784 (0,2606, 0,2962)	129,2 (126,7, 131,7)	0,9737	5,492
< 1	1000	192,90 ± 24,23	0,8545 (0,6462, 1,063)	0,1207 (0,08157, 0,1598)	0,4145 (0,3448, 0,4842)	204,6 (193, 216,3)	0,9914	4,2	0,318 (0,297, 0,339)	179,3 (176,1, 182,6)	0,9686	8,025
4	250	114,46 ± 28,72	0,3447 (0,3239, 0,3654)	0,002352 (± 5,11 e+06)	1 (ajustada al límite)	116 (114,1, 117,8)	0,9782	4,748	0,3447 (0,3241, 0,3653)	116 (114,2, 117,8)	0,9784	4,719
4	500	162,43 ± 2,47	0,764 (0,5083, 1,02)	0,1023 (-0,0356, 0,2399)	0,6328 (0,5214, 0,7442)	177,8 (147,8, 207,9)	0,964	7,494	0,4631 (0,4222, 0,5039)	157 (154,1, 159,9)	0,9456	9,215
4	1000	198,74 ± 8,89	0,8987 (0,7173, 1,08)	0,07811 (0,01508, 0,1411)	0,56 (0,5169, 0,603)	210 (176,4, 243,6)	0,9811	5,718	0,469 (0,4235, 0,5145)	171 (167,5, 174,5)	0,9297	11,01
4,5	250	70,28 ± 7,01	0,2962 (0,2734, 0,3191)	0,000368 (± 2,19 e+06)	1 (ajustada al límite)	72,73 (70,85, 74,6)	0,9697	3,664	0,2962 (0,2742, 0,3183)	72,73 (71,16, 74,29)	0,9693	3,642
4,5	500	110,96 ± 13,71	1,097 (0,513, 1,681)	0,177 (0,1155, 0,2385)	0,3459 (0,2033, 0,4884)	118,5 (112,9, 124,2)	0,9753	4,362	0,3322 (0,3064, 0,358)	110,4 (108,1, 112,7)	0,9558	5,833
4,5	1000	142,01 ± 0,41	0,4871 (0,3329, 0,6412)	0,1539 (-0,2578, 0,5655)	0,8385 (0,4029, 1,274)	144 (134,8, 153,2)	0,9918	3,147	0,4221 (0,4076, 0,4366)	140,5 (139,4, 141,6)	0,9912	3,261

Valores entre paréntesis (límites de predicción del modelo con 95 % de confianza)

Por otro lado, los valores de k para el VR de 1000 mL (condición con mejor ajuste al modelo de PO) fueron 0,318 d⁻¹ (< 1mm), 0,469 d⁻¹ (4 mm) y 0,4221 d⁻¹ (4,5 mm), que clasifican al sustrato como rápidamente biodegradable ($k \geq 0,2$ d⁻¹) (Da Silva et al. 2018). Estos resultados difieren del rango de 0,02 – 0,19 d⁻¹ de estudios previos en los que se evaluó una composición física fina de RA similar a la empleada en este trabajo (Parra-Orobio et al. 2018, 2022; Casallas-Ojeda et al. 2020b). Aunque las condiciones operacionales y configuración experimental de estos estudios fueron similares, las características fisicoquímicas del sustrato variaron ampliamente (Tabla 13), lo que en parte explicaría la alta variabilidad en las tasas de hidrólisis (k). Otro factor de gran variación es el tipo de inóculo, debido a que el valor máximo de k : 0,19 d⁻¹ resultó del uso de lodo granular procedente de la misma planta de sacrificio de ganado bovino y porcino de donde se obtuvo el inóculo utilizado en este estudio, el cual tiene una mayor actividad hidrolítica y metanogénica que inóculos floculentos como los procedentes de Plantas de Tratamiento de Agua Residual Municipal (PTARM) (Parra-Orobio et al. 2018), tipo de inóculo mayoritariamente empleado de estos estudios.

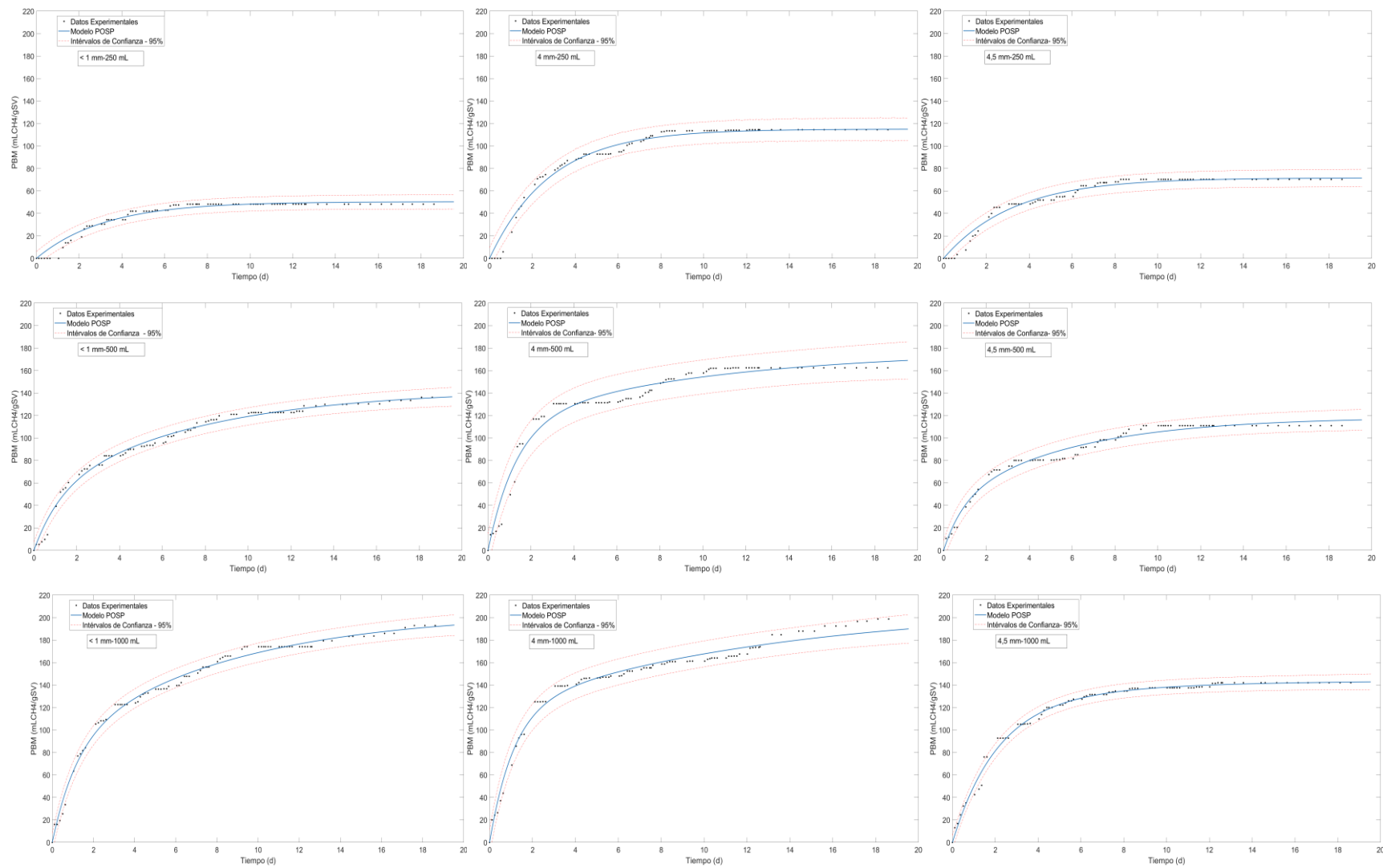


Figura 16. Modelo Primer Orden Pseudo-Paralelo

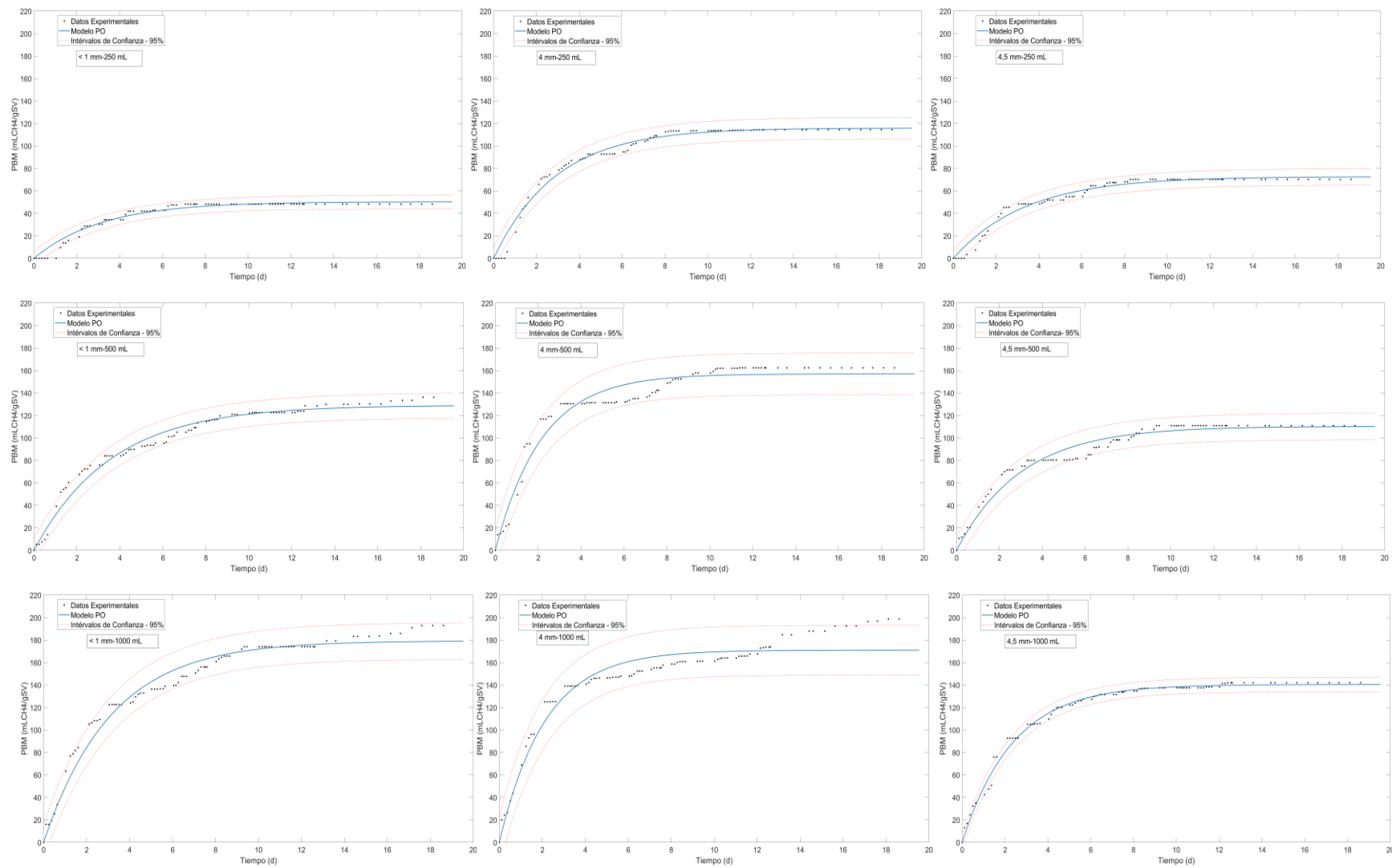


Figura 17. Modelo Primer Orden

La **Tabla 19** resume los parámetros cinéticos del modelo Gompertz remodificado (GRM) (**Figura 18**) y Gompertz modificado (GM) (**Figura 19**). Se observa que el modelo de GRM tuvo en general un mejor ajuste ($> R^2$ y $< ECM$) y que estaría explicado porque en todos los casos la curva de producción de CH_4 tuvo un comportamiento bifásico (Cadavid-Rodríguez y Horan 2013; Gomes et al. 2021). Este comportamiento bifásico puede deberse a la presencia de material de rápida y lenta degradación de sustratos complejos (Marin et al. 2010; Cadavid-Rodríguez y Horan 2013; Walter et al. 2016; Gomes et al. 2021), adaptación de microorganismos (Qu et al. 2009; Pommier et al. 2010; Kim y Kim 2017; Parra-Orobio et al. 2022) e inhibición por acumulación de AGV (Gomes et al. 2021), situación que se habría presentado especialmente en los tratamientos con VR de 250 mL, particularmente en el tratamiento $< 1\text{ mm}$ -250 mL (**Figura 18**).

La tasa de producción de CH_4 del material de fácil degradación R_1 (mL CH_4 /gSV.d) fue menor para todos los TP evaluados en el VR de 250 mL, lo que coincide con los mayores valores de λ_1 que indican una mayor dificultad de adaptación de los microorganismos al medio y, por tanto, menor producción de CH_4 (Kim y Kim 2017; Parra-Orobio et al. 2022). De acuerdo con Qu et al. (2009) y Pommier et al. (2010), un punto de inflexión abrupto o periodo de meseta más corto se puede relacionar al cambio subsecuente de actividad metanogénica hidrogenotrófica (MH) a acetoclástica (MA). Es posible que este fenómeno haya ocurrido en el VR más pequeño, si se considera que el inóculo empleado proviene de un reactor UASB que trata residuos de una central de sacrificio de ganado; un sustrato rico en proteínas y grasas que favorece la prevalencia de microorganismos MH (Gu et al. 2021; Daltan et al. 2022). Esta hipótesis confirmaría que una menor masa de microorganismos en VR más pequeños puede comprometer la adaptación del consorcio microbiano ante cambios ambientales. Adicionalmente, la contaminación con perlas de NaOH habría desfavorecido la adaptación de los microorganismos MA.

Por otro lado, las mayores tasas R_1 correspondieron al TP de 4 mm en todos los tratamientos, indicando que fue el TP óptimo entre los evaluados para la transformación de compuestos de fácil degradación. El VR de 1000 mL tuvo valores de λ_1 (GRM) y λ (GM) despreciables que se relacionan con una rápida producción de CH_4 y que podría atribuirse a la alta actividad metanogénica del inóculo empleado (Parra-Orobio et al. 2018) y al efecto de un posible incremento en la diversidad microbiana por la adición de una mayor cantidad de inóculo a causa de un VR más grande (Krause et al. 2016, 2018). Este fenómeno explicaría el bajo valor de la fase de latencia asociada a los compuestos de lenta degradación en el tratamiento 4,5 mm-1000 mL (λ_2 : 1,458 d) (Habchi et al. 2022), aunque también podría deberse a que un TP más grande (i.e., 4,5 mm) reduce la acumulación AGV en RA (i.e., 4,5 mm) (Izumi et al. 2010; Agyeman y Tao 2014), lo cual reduce el periodo de latencia a la segunda fase y, por tanto, un menor valor de λ_2 (Li et al. 2017b; Mao et al. 2017).

Tabla 19.Parámetros cinéticos de los modelos Gompertz remodelado y Gompertz modificado

TP mm	VR mL	PBM _{Exp} $\frac{mLCH_4}{gSV}$	Gompertz Remodificado									Gompertz Modificado				
			$\frac{P_1}{mLCH_4}$ $\frac{gSV}{gSV}$	$\frac{P_2}{mLCH_4}$ $\frac{gSV}{gSV}$	P* %	$\frac{R_1}{mLCH_4}$ $\frac{gSV \cdot d}{gSV \cdot d}$	$\frac{R_2}{mLCH_4}$ $\frac{gSV \cdot d}{gSV \cdot d}$	λ_1 d	λ_2 d	R ²	ECM	$\frac{P_{m\acute{a}x}}{mLCH_4}$ $\frac{gSV}{gSV}$	$\frac{R_{m\acute{a}x}}{mLCH_4}$ $\frac{gSV \cdot d}{gSV \cdot d}$	λ d	R ²	ECM
< 1	250	48,26 ± 18,61	32,55 (30,57, 34,53)	15,73 (13,69, 17,76)	67,42	21,8 (19,39, 24,21)	6,242 (5,56, 6,923)	0,8469 (0,7784, 0,9154)	3,291 (2,965, 3,617)	0,9977	0,7156	48,19 (47,62, 48,76)	12,65 (11,73, 13,57)	0,5083 (0,3549, 0,6617)	0,9842	1,874
< 1	500	136,17 ± 22,89	88,45 (85,11, 91,79)	40 (35,84, 44,16)	68,86	41,18 (36,95, 45,41)	7,866 (6,743, 8,989)	0,1722 (0,06687, 0,2775)	4,807 (4,174, 5,44)	0,9916	3,096	127,4 (124,1, 130,6)	17,5 (15,67, 19,32)	-1,052 (-1,46, - 0,6431)	0,9502	7,548
< 1	1000	192,90 ± 24,23	137,1 (132,8, 141,4)	43,5 (38,11, 48,89)	75,91	50,93 (46,36, 55,5)	9,676 (7,749, 11,6)	-0,07461 (-0,189, 0,0398)	5,556 (4,867, 6,246)	0,9902	4,478	178,6 (174,5, 182,8)	25,71 (23,04, 28,37)	-1,208 (-1,604, -0,8125)	0,95	10,13
4	250	114,46 ± 28,72	92,26 (90,93, 93,59)	21,7 (20,17, 23,23)	80,96	43,43 (40,8, 46,06)	11,07 (8,579, 13,55)	0,475 (0,409, 0,541)	5,819 (5,543, 6,095)	0,9963	1,958	11,9 (110, 113,8)	26,23 (23,64, 28,82)	-0,01399 (-0,2443, 0,2163)	0,9644	6,062
4	500	162,43 ± 2,47	132,4 (131, 133,8)	30,19 (28,23, 32,15)	81,43	74,34 (69,82, 78,87)	11,33 (8,673, 14)	0,2534 (0,1958, 0,311)	6,662 (6,309, 7,016)	0,9945	2,92	153 (149,9, 156,1)	44,52 (37,93, 51,11)	-0,2205 (-0,4985, 0,05743)	0,9207	11,13
4	1000	198,74 ± 8,89	147,5 (144,7, 150,4)	60,5 (47,49, 73,51)	70,91	63,79 (60,01, 67,56)	4,999 (4,397, 5,601)	-0,05657 (-0,1232, 0,0101)	6,854 (5,869, 7,839)	0,9941	3,179	168,9 (165,1, 172,7)	39,84 (33,84, 45,84)	-0,6232 (-0,9787, -0,2677)	0,9072	12,66
4,5	250	70,28 ± 7,01	50,78 (50,02, 51,54)	19,6 (18,74, 20,46)	72,15	32,01 (29,78, 34,25)	8,589 (7,566, 9,612)	0,7947 (0,7395, 0,85)	5,091 (4,909, 5,273)	0,9976	1,011	69,68 (68,31, 71,04)	14,33 (12,87, 15,8)	0,03364 (-0,2365, 0,3038)	0,9612	4,097
4,5	500	110,96 ± 13,71	81,41 (80,39, 82,42)	29,97 (28,7, 31,23)	73,09	36,86 (34,97, 38,74)	10,02 (8,878, 11,15)	0,01982 (-0,0364, 0,07604)	5,798 (5,579, 6,017)	0,9969	1,553	110,4 (107,6, 113,1)	16,07 (14,23, 17,9)	-1,253 (-1,687, -0,8184)	0,9394	6,832
4,5	1000	142,01 ± 0,41	99,67 (27,01, 172,3)	41,83 (-31,92, 115,6)	70,44	41,91 (27,35, 56,47)	6,563 (-2,008, 15,13)	-0,0905 (-0,196, 0,01503)	1,458 (-5,487, 8,403)	0,9919	3,125	138,4 (137, 139,9)	31,69 (29,67, 33,7)	-0,4308 (-0,5841, -0,2775)	0,9823	4,633

Valores entre paréntesis (límites de predicción del modelo con 95 % de confianza)

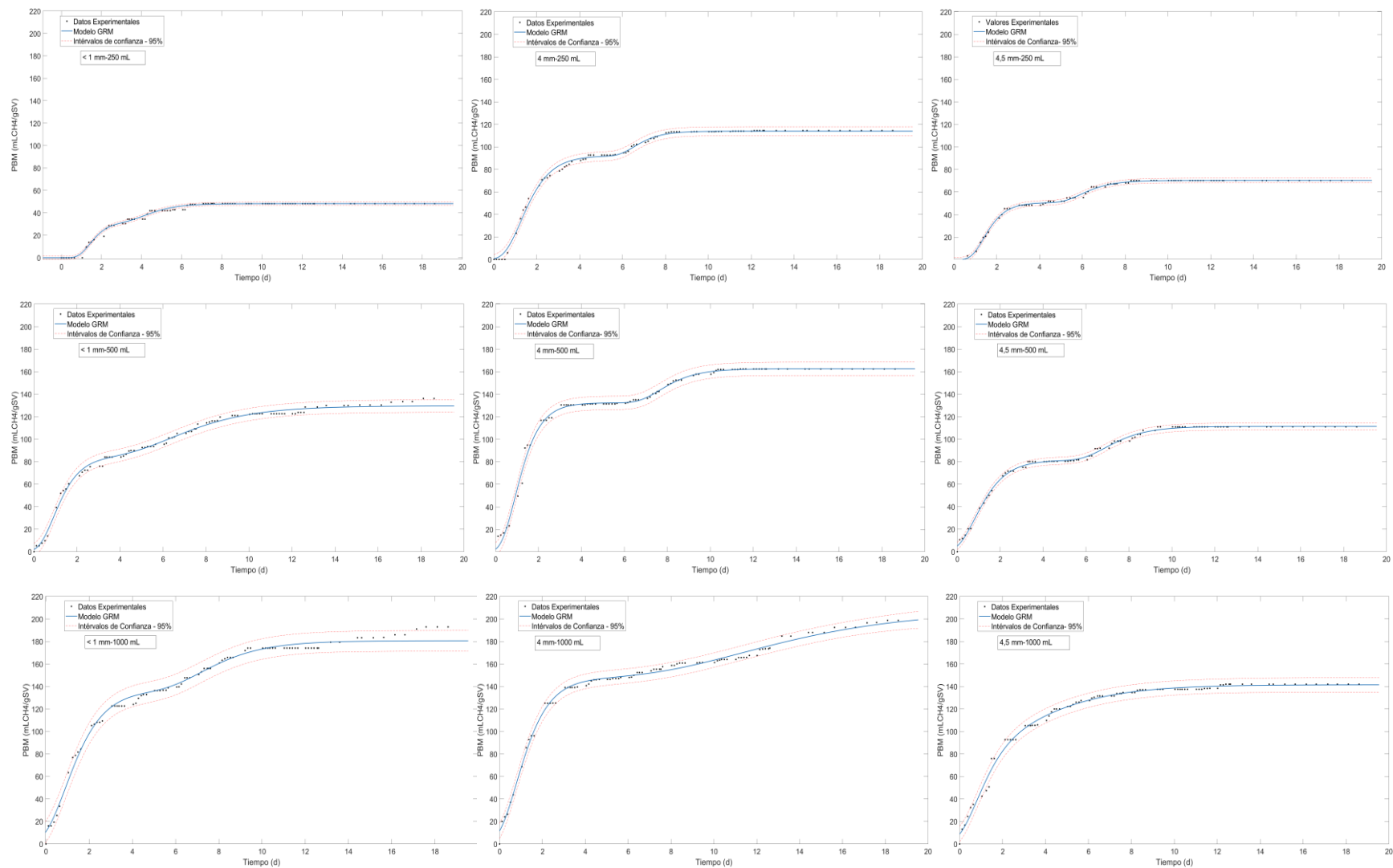


Figura 18. Modelo Remodificado de Gompertz

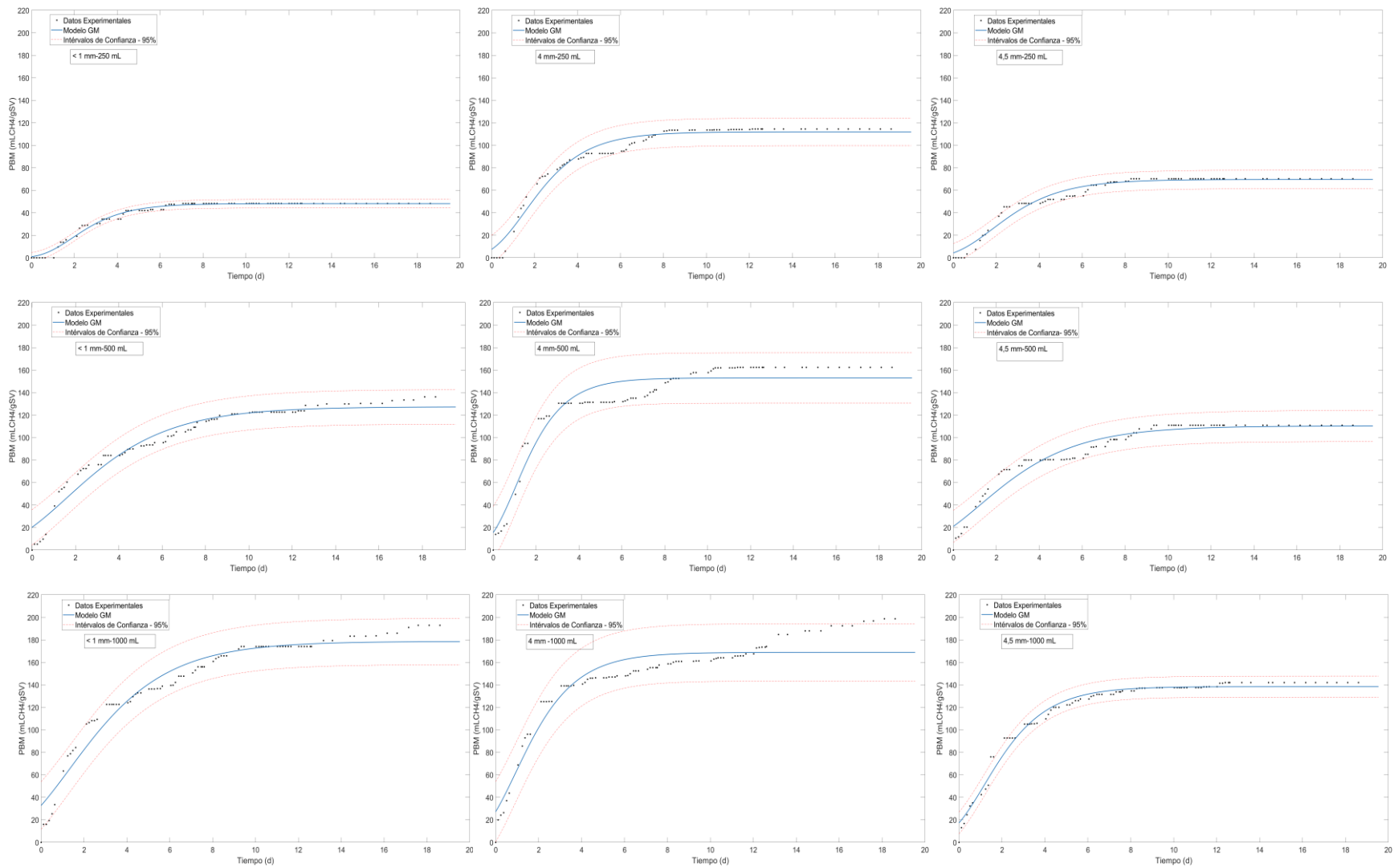


Figura 19. Modelo Modificado de Gompertz

Si se consideran únicamente los tratamientos con VR de 1000 mL (muestra de sustrato más representativa), se observa que los valores de P estimados a partir del modelo POSP fueron 41,45; 56 y 83,85% para los TP de < 1, 4 y 4,5 mm, respectivamente, dando lugar a una relación directa entre P y el TP, i.e., a mayor TP la proporción de material de fácil degradación es mayor. Estos resultados van en contra de varios estudios en los que se concluye que la reducción del TP en residuos de frutas y verduras (mayor componente del sustrato de estudio) aumenta la disponibilidad del sustrato (i.e., un mayor valor de P) (Chatterjee y Mazumder 2020; Trujillo-Reyes et al. 2022). Cabe resaltar que en el modelo de GRM los valores de P_1 fueron mayores que P_2 en todos los casos, indicando que el sustrato de estudio tuvo una fracción fácilmente biodegradable predominante, lo cual coincide con los valores de k_1 y k_2 del modelo de POSP, sin embargo, indicaría que este último no predijo adecuadamente la fracción del material fácilmente biodegradable (FMFB). En este sentido, las FMFB estimadas de la forma $P^* = P_1/(P_1 + P_2)$ son de 75,91, 70,91 y 70,44 %, para los TP de < 1, 4 y 4,5 mm, respectivamente, que indican que la reducción del TP no tuvo un impacto considerable en el cambio de la FMFB, lo cual sería explicado por el alto contenido de carbohidratos del sustrato (**Tabla 16**) debido a la predominancia de residuos de papa (Panaro et al. 2021).

CONCLUSIONES

A partir de la revisión de estudios previos con composición similar de residuos de alimentos (RA) a la empleada en este estudio se encontró que parámetros como el pH, SV/ST, contenido de humedad y % carbohidratos tuvieron un coeficiente de variación (CV) menor al 10 %, indicando que estos parámetros estarían sujetos a la composición del sustrato (56 % de residuos de papa y plátano). En contraste, variables como el contenido de ácidos grasos volátiles y contenido de lípidos registraron un CV > 100 % que se atribuye a prácticas de manejo de los RA (e.g., tiempo de almacenamiento); mientras que parámetros como el contenido de proteínas, hemicelulosa, celulosa y lignina con CV del 27,5 – 69,47 % estarían asociados al origen de los RA.

Aunque el análisis de variables como el tamaño de partícula (TP) y el volumen de reactor (VR), son de interés en la evaluación del proceso de digestión anaerobia de sustratos orgánicos como los RA, durante el periodo de 2010 a 2022 se encontraron únicamente dos trabajos que evaluaron el TP y el VR, los cuales no emplearon herramientas de evaluación simultánea como el método de superficie de respuesta empleado en este estudio. Adicionalmente, se encontró que alrededor del 46,0% de los estudios empleaban $VR \leq 0,5$ L, un 46,9 % $VR > 0,5$ L y ≤ 2 L y apenas un 7,1 % $VR > 2,0$ L y en cuanto al TP el 92,92 % de los estudios evaluaron $TP \leq 5,0$ mm, de los cuales el 46,0 % y 46,92 % corresponden a valores $\leq 0,50$ mm y $> 0,5 - 5,0$ mm, respectivamente.

Sustratos como los RA son altamente heterogéneos y de acuerdo con la literatura deberían emplearse mayores VR o menores TP con el fin de aumentar la homogenización del sustrato. Sin embargo, se identificó una baja correlación entre el TP y VR (0,28) en estudios a escala de laboratorio (< 15 L), encontrándose valores de TP de < 2 mm hasta 30 mm en VR de 0,125 a 2 L para estudios con RA. Además, se encontró que la representatividad del sustrato depende de una variable adicional que es el tamaño de muestra (TM), la cual guarda una correlación positiva fuerte con el VR (0,81) y débil con el TP (0,37). Se encontró que el TM también depende de variables del proceso como la composición y concentración del sustrato e inóculo, así como de la relación sustrato/inóculo, el headspace y el % de sólidos totales.

Las condiciones experimentales evaluadas en este estudio mostraron que la mayor producción de CH_4 se alcanzó en el VR de 1000 mL y TP 4 mm, aunque ésta solo fue un 3 % mayor que con <1 mm; sin embargo, la producción fue un 28,54 % menor con 4,5 mm. La similitud de los rendimientos alcanzados con un TP de < 1 y 4 mm estaría relacionada con la composición del sustrato, particularmente por el alto contenido de carbohidratos de los RA empleados, mientras que, la gran diferencia en el rendimiento alcanzado en TP similares como 4 y 4,5 mm refleja el impacto en la distribución del TP, ya que el coeficiente de uniformidad para el TP de 4 y 4,5 mm fue de 2,9 y 2,2, respectivamente, indicando una distribución del TP más heterogénea para el tamaño medio-grueso (4,5 mm).

Tanto el TP como el VR incidieron significativamente ($p < 0,05$) sobre la producción de CH_4 , sin embargo, el VR tuvo un mayor efecto. TP ≤ 1 mm y $\geq 4,5$ mm produjeron los menores rendimientos, y en el caso del VR, valores más grandes se correlacionaron con un mayor PBM y PEM ($1000 > 500 > 250$ mL). Los menores rendimientos en el VR de 250 mL estarían explicados por la contaminación de solución básica resultante de la reacción entre las perlas de NaOH almacenadas en el capuchón y el CO_2 generado durante el proceso, que pudo favorecer las condiciones ambientales para que ocurriera una mayor actividad acidogénica que en los VR de 500 y 1000 mL.

Desde el punto de vista cinético, los modelos de Gompertz remodificado (GRM) y de primer orden pseudo-paralelo (POSP), presentaron mejor ajuste que los modelos de Gompertz modificado (GM) y de primer orden (PO). Sin embargo, se encontró que la predicción del modelo POSP se ve comprometida en curvas bifásicas, principalmente cuando el cambio de fases es corto y abrupto como ocurrió en el tratamiento < 1 mm-250 mL. Para estos casos se recomienda utilizar el modelo de GRM para la estimación de la fracción fácilmente biodegradable (P^*) a partir de la producción de CH_4 de la fase de transformación del material de rápida (P_1) y lenta (P_2) ($P^* = P_1/P_1 + P_2$).

RECOMENDACIONES

Para futuros estudios se recomienda continuar evaluando el efecto del tamaño de partícula y del volumen de reactor sobre el desarrollo del proceso y su incidencia sobre el tamaño de muestra con relación a variables como la composición del sustrato, inóculo, headspace, % sólidos totales y relación sustrato/inóculo. Adicionalmente, se recomienda evaluar un rango de tamaño de partícula y de volumen de reactor más amplio, haciendo énfasis en un balance técnico-económico basado en el rendimiento del proceso de digestión anaerobia, equipos y condiciones de trituración empleados (tiempo e intensidad), particularmente para TP promedio < 1 y 4 mm, los cuales reportaron producciones de CH_4 y comportamientos cinético similar.

Desde el punto de vista del método de determinación experimental de los ensayos PBM, se recomienda evaluar el método manométrico tanto con, como sin perlas de NaOH, así como otras configuraciones de medición de biogás como los métodos volumétricos y la cromatografía gaseosa.

Se recomienda que para futuros estudios se evalúe la actividad hidrolítica específica, metanogénica específica y acidogénica con el fin de determinar la incidencia del tipo de inóculo en el comportamiento bifásico, así como los menores rendimientos observados para volúmenes de reactores más pequeños.

Debido a la relación entre el volumen de reactor y la masa de inóculo presente en el reactor, se recomienda continuar evaluando esta variable sobre diferentes tipos de inóculo y diferentes relaciones S/I, así como evaluar las actividades bioquímicas específicas del inóculo tanto al inicio como al final de los ensayos PBM, con el fin de determinar la influencia de las condiciones experimentales evaluadas sobre las mismas.

Se recomienda seguir evaluando modelos cinéticos diferentes a los de Gompertz modificado y de primer orden, con el fin de aplicar un modelo con los mejores ajustes a los datos experimentales y de este modo disponer de parámetros cinéticos más confiables que puedan aportar a aspectos de diseño de plantas piloto o escala real.

REFERENCIAS

- Abbasi T, Tauseef SM, Abbasi SA (2012) Anaerobic digestion for global warming control and energy generation - An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16:3228–3242. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.046>
- Abunde Neba F, Asiedu NY, Addo A, Seidu R (2020) Attainable regions and fuzzy multi-criteria decisions: Modeling a novel configuration of methane bioreactor using experimental limits of operation. *Bioresour Technol* 295:122273. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122273>
- Adekunle KF, Okolie JA (2015) A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology* 06:205–212. <https://doi.org/10.4236/abb.2015.63020>
- Adhikari BK, Barrington SF, Martinez JM (2009) Urban food waste generation: Challenges and opportunities. *Int J Environ Waste Manag* 3:4–21. <https://doi.org/10.1504/IJEWM.2009.024696>
- Agyeman FO, Tao W (2014) Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *J Environ Manage* 133:268–274. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.016>
- Ahmad S, Pathak V V., Kothari R, Singh RP (2017) Prospects for pretreatment methods of lignocellulosic waste biomass for biogas enhancement: opportunities and challenges. <https://doi.org/10.1080/1759726920171378991> 9:575–594. <https://doi.org/10.1080/17597269.2017.1378991>
- Aldin S, Nakhla G, Ray MB (2011) Modeling the influence of particulate protein size on hydrolysis in anaerobic digestion. *Ind Eng Chem Res* 50:10843–10849. <https://doi.org/10.1021/ie200385e>
- Alghoul O, El-Hassan Z, Ramadan M, Olabi AG (2019) Experimental investigation on the production of biogas from waste food. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 41:2051–2060. <https://doi.org/10.1080/15567036.2018.1549156>
- Ali MM, Dia N, Bilal B, Ndongo M (2018) Theoretical models for prediction of methane production from anaerobic digestion: A critical review. *International Journal of Physical Sciences* 13:206–216. <https://doi.org/10.5897/IJPS2018.4740>
- Amin FR, Khalid H, Zhang H, et al (2017) Pretreatment methods of lignocellulosic biomass for anaerobic digestion. *AMB Express* 7:1–12. <https://doi.org/10.1186/S13568-017-0375-4/TABLES/2>
- Angelidaki I, Alves M, Bolzonella D, et al (2009) Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology* 59:927–934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Angelidaki I, Batstone DJ (2011) *Anaerobic Digestion: Process*. Wiley, Chichester, West Sussex, UK
- APHA (2012) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. (22nd ed.), American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington D.C, Washington DC
- Apul OG, Sanin FD (2010) Ultrasonic pretreatment and subsequent anaerobic digestion under different operational conditions. *Bioresour Technol* 101:8984–8992. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.06.128>
- Aquino SF (2007) Influência das Condições de Incubação no Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) de Lodos Anaeróbios. Aquino, S. F. (2007). Influência das Condições de Incubação no Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) de Lodos Anaeróbios. Escola de En

- Ariunbaatar J, Panico A, Esposito G, et al (2014) Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Appl Energy* 123:143–156. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2014.02.035>
- Armington WR, Babbitt CW, Chen RB (2020) Variability in commercial and institutional food waste generation and implications for sustainable management systems. *Resour Conserv Recycl* 155:104622. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104622>
- Astals S, Koch K, Weinrich S, et al (2020) Impact of Storage Conditions on the Methanogenic Activity of Anaerobic Digestion Inocula. *Water* 2020, Vol 12, Page 1321 12:1321. <https://doi.org/10.3390/W12051321>
- Awasthi MK, Pandey AK, Khan J, et al (2014) Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresour Technol* 168:214–221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.048>
- Banks C, Heaven S, Zhang Y, Baier U (2018) Food waste digestion: anaerobic digestion of food waste for a circular economy. *IEA Bioenergy*
- Basaria P, Priadi CR (2016) INFLUENCE OF ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE PARTICLE SIZE ON BIOGAS PRODUCTION. *International Journal of Technology* 8:1431–1437. <https://doi.org/10.14716/ijtech.v7i8.6895>
- Başhan V, Çetinkaya AY (2022) Application fuzzy DEMATEL methodology to investigate some technical parameters of biochemical methane potential (BMP) test produced vegetable waste anaerobic biogas. *Environ Monit Assess* 194:1–14. <https://doi.org/10.1007/S10661-022-10330-2/FIGURES/5>
- Basinas P, Rusín J, Chamrádová K (2021) Assessment of high-solid mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of mechanically-separated municipal solid waste. *Environ Res* 192:110202. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2020.110202>
- Boe K, Batstone DJ, Steyer JP, Angelidaki I (2010) State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. *Water Res* 44:5973–5980. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.043>
- Bolaños Arcos AM, Sandoval Rodriguez LA (2022) Evaluación de la influencia de métodos volumétricos y manométricos sobre la cuantificación de biogás/metano en la biodegradabilidad anaerobia de la celulosa. *Universidad del Valle*
- Boldrin A, Andersen JK, Møller J, et al (2009) Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* 27:800–812. <https://doi.org/10.1177/0734242X09345275>
- Bozym M, Florczak I, Zdanowska P, et al (2015) An analysis of metal concentrations in food wastes for biogas production. *Renew Energy* 77:467–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.11.010>
- Brears RC (2018) The Green Economy and the Water-Energy-Food Nexus. In: *The Green Economy and the Water-Energy-Food Nexus*. Palgrave Macmillan UK, pp 23–50
- Browne JD, Allen E, Murphy JD (2014) Assessing the variability in biomethane production from the organic fraction of municipal solid waste in batch and continuous operation. *Appl Energy* 128:307–314. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.097>
- Cadavid-Rodríguez LS, Horan N (2013) Methane production and hydrolysis kinetics in the Anaerobic degradation of wastewater screenings. *Water Science and Technology* 68:413–418. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.267>

- Cai J, He Y, Yu X, et al (2017) Review of physicochemical properties and analytical characterization of lignocellulosic biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 76:309–322.
<https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.03.072>
- Cárdenas-Cleves LM, Marmolejo-Rebellón LF, Torres-Lozada P (2018) Improvement of the biochemical methane potential of food waste by means of anaerobic co-digestion with swine manure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering* 35:1219–1229. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20180354s20170297>
- Cárdenas-Cleves LM, Parra-Orobio B, Torres-Lozada P, Vásquez-Franco CH (2016) Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos procesos en Ingeniería* 29:95–108.
<https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>
- Carrère H, Dumas C, Battimelli A, et al (2010) Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *J Hazard Mater* 183:1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>
- Casallas-Ojeda MR, Marmolejo-Rebellón LF, Torres-Lozada P (2020a) Identification of Factors and Variables that Influence the Anaerobic Digestion of Municipal Biowaste and Food Waste. *Waste Biomass Valorization* 1:3.
<https://doi.org/10.1007/s12649-020-01150-x>
- Casallas-Ojeda MR, Marmolejo-Rebellón LF, Torres-Lozada P (2020b) Evaluation of simultaneous incidence of head space and temperature on biochemical methane potential in food waste. *Cogent Eng* 7:1729514.
<https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1729514>
- Cazier EA, Trably E, Steyer JP, Escudie R (2015) Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 190:106–113. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.055>
- Chatterjee B, Mazumder D (2020) New approach of characterizing fruit and vegetable waste (FVW) to ascertain its biological stabilization via two-stage anaerobic digestion (AD). *Biomass Bioenergy* 139:105594.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2020.105594>
- Chen H, Hung JM, Hsu KC, et al (2021) Effects of operating conditions on biogas production in an anaerobic digestion system of the food and beverage industry. *J Sci Food Agric* 101:2974–2983.
<https://doi.org/10.1002/JSFA.10930>
- Chiu SLH, Lo IMC (2016) Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. *Environmental Science and Pollution Research* 23:24435–24450. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7159-2>
- Cho JK, Park SC, Chang HN (1995) Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. *Bioresour Technol* 52:245–253. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(95\)00031-9](https://doi.org/10.1016/0960-8524(95)00031-9)
- Cho S-K, Im W-T, Kim D-H, et al (2013) Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: Performance and methanogenic community analysis. *Bioresour Technol* 131:210–217.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.100>
- Christy PM, Gopinath LR, Divya D (2014) A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34:167–173.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.010>
- Costa JC, Oliveira JV, Alves MM (2014) Influence of inoculum, particle size and inoculum-substrate ratio on CH₄ production from *Ulex* sp.

- Costa JC, Oliveira J V., Alves MM (2016) Response surface design to study the influence of inoculum, particle size and inoculum to substrate ratio on the methane production from *Ulex* sp. *Renew Energy* 96:1071–1077. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2015.10.028>
- Council WE (2016) *World Energy Resources: Waste to Energy*
- Dai X, Hua Y, Dai L, Cai C (2019) Particle size reduction of rice straw enhances methane production under anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 293:122043. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122043>
- Dalantai T, Rhee C, Kim DW, et al (2022) Complex network analysis of slaughterhouse waste anaerobic digestion: From failure to success of long-term operation. *Bioresour Technol* 361:127673. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2022.127673>
- Dandikas V, Heuwinkel H, Lichti F, et al (2018) Correlation between hydrolysis rate constant and chemical composition of energy crops. *Renew Energy* 118:34–42. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2017.10.100>
- Da Silva C, Astals S, Peces M, et al (2018) Biochemical methane potential (BMP) tests: Reducing test time by early parameter estimation. *Waste Management* 71:19–24. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.10.009>
- Dearman B, Benthall RH (2007) Anaerobic digestion of food waste: Comparing leachate exchange rates in sequential batch systems digesting food waste and biosolids. *Waste Management* 27:1792–1799. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.08.006>
- Deepanraj B, Sivasubramanian V, Jayaraj S (2017) Multi-response optimization of process parameters in biogas production from food waste using Taguchi – Grey relational analysis. *Energy Convers Manag* 141:429–438. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.12.013>
- Degueurce A, Picard S, Peu P, Trémier A (2019) Storage of Food Waste: Variations of Physical–Chemical Characteristics and Consequences on Biomethane Potential. *Waste Biomass Valorization* 1–14. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-00570-0>
- De la Rubia MA, Fernández-Cegri V, Raposo F, Borja R (2011) Influence of particle size and chemical composition on the performance and kinetics of anaerobic digestion process of sunflower oil cake in batch mode. *Biochem Eng J* 58–59:162–167. <https://doi.org/10.1016/J.BEJ.2011.09.010>
- De la Rubia MT, Walker M, Heaven S, et al (2010) Preliminary trials of in situ ammonia stripping from source segregated domestic food waste digestate using biogas: Effect of temperature and flow rate. *Bioresour Technol* 101:9486–9492. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.096>
- Dell'Omo PP, Spina VA (2020) Mechanical pretreatment of lignocellulosic biomass to improve biogas production: Comparison of results for giant reed and wheat straw. *Energy* 203:117798. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2020.117798>
- Donoso-Bravo A, Pérez-Elvira SI, Fdz-Polanco F (2010) Application of simplified models for anaerobic biodegradability tests. Evaluation of pre-treatment processes. *Chemical Engineering Journal* 160:607–614. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.082>
- Du H, Li F (2016) Effects of varying the ratio of cooked to uncooked potato on the microbial fuel cell treatment of common potato waste. *Science of the Total Environment* 569–570:841–849. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.023>
- Dumas C, Silva Ghizzi Damasceno G, Abdellatif B, et al (2015) Effects of grinding processes on anaerobic digestion of wheat straw. *Ind Crops Prod* 74:450–456. <https://doi.org/10.1016/J.INDCROP.2015.03.043>

- Edwiges T, Frare L, Mayer B, et al (2018) Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management* 71:618–625. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.05.030>
- Elagroudy S, Warith MA, El-Zayat M (2016) *Solid Waste Management System and Green Economy*. Global Young Academy, Berlin
- 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. *Bioresour Technol* 110:18–25. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.025>
- El-Mashad HM, Zhang R (2010) Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresour Technol* 101:4021–4028. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027>
- Esposito G (2012) Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. *The Open Environmental Engineering Journal* 5:1–8. <https://doi.org/10.2174/1874829501205010001>
- Facchin V, Cavinato C, Fatone F, et al (2013) Effect of trace element supplementation on the mesophilic anaerobic digestion of foodwaste in batch trials: The influence of inoculum origin. *Biochem Eng J* 70:71–77. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2012.10.004>
- Fdez-Güelfo LA, Álvarez-Gallego C, Sales D, Romero García LI (2012) Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: Methane production modeling. *Waste Management* 32:382–388. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.002>
- Filer J, Ding HH, Chang S (2019) Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. *Water (Switzerland)* 11:921. <https://doi.org/10.3390/w11050921>
- Fisgativa H, Tremier A, Dabert P (2016) Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management* 50:264–274. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.041>
- Flores CB (2009) La problemática de los desechos sólidos The solid waste problem
- Frigon JC, Mehta P, Guiot SR (2012) Impact of mechanical, chemical and enzymatic pre-treatments on the methane yield from the anaerobic digestion of switchgrass. *Biomass Bioenergy* 36:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.013>
- Garcia-Bernet D, Loisel D, Guizard G, et al (2011) Rapid measurement of the yield stress of anaerobically-digested solid waste using slump tests. *Waste Management* 31:631–635. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2010.12.013>
- Garcia NH, Mattioli A, Gil A, et al (2019) Evaluation of the methane potential of different agricultural and food processing substrates for improved biogas production in rural areas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 112:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.040>
- Gaviria-Cuevas JF, Soto-Paz J, Manyoma-Velasquez PC, et al (2019) Tendencias de Investigación en la Cadena de Suministro de Residuos Sólidos Municipales. *Información tecnológica* 30:147–154. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642019000400147>
- Gerardi MichaelH (2003) *The Microbiology of Anaerobic Digesters* - Michael H. Gerardi - Google Libros. John Wiley y Sons

- Giménez JB, Martí N, Ferrer J, Seco A (2012) Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent. *Bioresour Technol* 118:67–72. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.019>
- Gomes CS, Strangfeld M, Meyer M (2021) Diauxie Studies in Biogas Production from Gelatin and Adaptation of the Modified Gompertz Model: Two-Phase Gompertz Model. *Applied Sciences* 2021, Vol 11, Page 1067 11:1067. <https://doi.org/10.3390/APP11031067>
- Gomez-Tovar F, Celis LB, Razo-Flores E, Alatríste-Mondragón F (2012) Chemical and enzymatic sequential pretreatment of oat straw for methane production. *Bioresour Technol* 116:372–378. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.109>
- Guendouz J, Buffière P, Cacho J, et al (2008) High-solids anaerobic digestion: comparison of three pilot scales. *Water Science and Technology* 58:1757–1763. <https://doi.org/10.2166/WST.2008.521>
- Guendouz J, Buffière P, Cacho J, et al (2010) Dry anaerobic digestion in batch mode: Design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. *Waste Management* 30:1768–1771. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2009.12.024>
- Gu YM, Park SY, Park JY, et al (2021) Impact of attrition ball-mill on characteristics and biochemical methane potential of food waste. *Energies (Basel)* 14:2085. <https://doi.org/10.3390/EN14082085/S1>
- Habchi S, Lahboubi N, Karouach F, et al (2022) Effect of Thermal Pretreatment on the Kinetic Parameters of Anaerobic Digestion from Recycled Pulp and Paper Sludge. *Ecological Engineering & Environmental Technology* Vol. 23, iss. 1:192–201. <https://doi.org/10.12912/27197050/143568>
- Hafner SD, de Lacroix HF, Koch K, Holliger C (2020) Improving Inter-Laboratory Reproducibility in Measurement of Biochemical Methane Potential (BMP). *Water* 2020, Vol 12, Page 1752 12:1752. <https://doi.org/10.3390/W12061752>
- Hajji A, Rhachi M (2013) The Influence of Particle Size on the Performance of Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste. *Energy Procedia* 36:515–520. <https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2013.07.059>
- Hall KD, Guo J, Dore M, Chow CC (2009) The Progressive Increase of Food Waste in America and Its Environmental Impact. *PLoS One* 4:e7940. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007940>
- Han SK, Shin HS (2004) Performance of an innovative two-stage process converting food waste to hydrogen and methane? *J Air Waste Manage Assoc* 54:242–249. <https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470895>
- Herrmann C, Heiermann M, Idler C, Prochnow A (2012) Particle Size Reduction during Harvesting of Crop Feedstock for Biogas Production I: Effects on Ensiling Process and Methane Yields. *Bioenergy Res* 5:926–936. <https://doi.org/10.1007/s12155-012-9206-2>
- Holliger C, Alves M, Andrade D, et al (2016) Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology* 74:2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Hoornweg D, Bhada-Tata P (2012) WHAT A WASTE: A Global Review of Solid Waste Management. World Bank: Washington, DC, USA
- ICONTEC (2004) Norma Técnica Colombiana 5167. Productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo

- ICONTEC (2009) Norma Técnica Colombiana 1369. Determinación de Boro, Calcio, Cobalto, Cobre, Hierro, Magnesio, Manganeso, Molibdeno, Níquel, Silicio y Zinc por absorción atómica
- Izumi K, Okishio Y ki, Nagao N, et al (2010) Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *Int Biodeterior Biodegradation* 64:601–608. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013>
- James A, Chernicharo CAL, Campos CMM (1990) The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity. *Water Res* 24:813–825. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90131-O](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90131-O)
- Janssen PH (2010) Influence of hydrogen on rumen methane formation and fermentation balances through microbial growth kinetics and fermentation thermodynamics. *Anim Feed Sci Technol* 160:1–22. <https://doi.org/10.1016/J.ANIFEEDSCI.2010.07.002>
- Jha AK, Li J, Nies L, Zhang L (2011) Research advances in dry anaerobic digestion process of solid organic wastes. *Afr J Biotechnol* 10:14242–14253. <https://doi.org/10.5897/AJB11.1277>
- Ji JL, Chen F, Liu S, et al (2022) Co-production of biogas and humic acid using rice straw and pig manure as substrates through solid-state anaerobic fermentation and subsequent aerobic composting. *J Environ Manage* 320:115860. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.115860>
- Jingura RM, Kamusoko R (2017) Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: A review. *Biofuel Research Journal* 4:573–586
- Kafle GK, Bhattarai S, Kim SH, Chen L (2014) Effect of feed to microbe ratios on anaerobic digestion of Chinese cabbage waste under mesophilic and thermophilic conditions: Biogas potential and kinetic study. *J Environ Manage* 133:293–301. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.006>
- Kafle GK, Chen L (2016) Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. *Waste Management* 48:492–502. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.021>
- Kafle GK, Kim SH (2013) Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: Batch and continuous operation. *Appl Energy* 103:61–72. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.10.018>
- Kang X, Zhang Y, Song B, et al (2019) The effect of mechanical pretreatment on the anaerobic digestion of Hybrid Pennisetum. *Fuel* 252:469–474. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2019.04.134>
- Karthikeyan OP, Visvanathan C (2012) Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2012 12:3 12:257–284. <https://doi.org/10.1007/S11157-012-9304-9>
- Kawai M, Nagao N, Tajima N, et al (2014) The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresour Technol* 157:174–180. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.018>
- Kaza S, Yao L, Bhada-Tata P, Woerden F Van (2018) What a Waste 2.0 Everything You Should Know About Solid Waste Management. The World Bank
- Khalid A, Arshad M, Anjum M, et al (2011) The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management* 31:1737–1744. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>
- Khanal SK (2008) *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK

- Kim H-W, Han S-K, Shin H-S (2003) The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. *Waste Management & Research* 21:515–526.
<https://doi.org/10.1177/0734242X0302100604>
- Kim MJ, Kim SH (2017) Minimization of diauxic growth lag-phase for high-efficiency biogas production. *J Environ Manage* 187:456–463. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.11.002>
- Koch K, Drewes JE (2014) Alternative approach to estimate the hydrolysis rate constant of particulate material from batch data. *Appl Energy* 120:11–15. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.01.050>
- Kolbl S, Palocz A, Panjan J, Stres B (2014) Addressing case specific biogas plant tasks: Industry oriented methane yields derived from 5L Automatic Methane Potential Test Systems in batch or semi-continuous tests using realistic inocula, substrate particle sizes and organic loading. *Bioresour Technol* 153:180–188.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.010>
- Komilis D, Barrena R, Grando RL, et al (2017) A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential operating parameters on methane yield. *Rev Environ Sci Biotechnol* 16:347–360
- Kondusamy D, Kalamdhad AS, Krishna D, Kalamdhad AS (2014) Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production - A review. *J Environ Chem Eng* 2:1821–1830.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.024>
- Kothari R, Pandey AK, Kumar S, et al (2014) Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 39:174–195.
<https://doi.org/10.1016/J.RSER.2014.07.011>
- Kraemer T, Gamble S (2014) Integrating Anaerobic Digestion With Composting. *Biocycle* 55:32
- Krause MJ, Chickering GW, Townsend TG, Pullammanappallil P (2018) Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components. *Waste Management* 71:25–30.
<https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.11.015>
- Krause MJ, W. Chickering G, Townsend TG, Reinhart DR (2016) Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste. *Crit Rev Environ Sci Technol* 46:1117–1182.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812>
- Kumar A, Samadder SR (2017) A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Management* 69:407–422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>
- Lakeh AAB, Azizi A, Koupaie EH, et al (2019) A comprehensive study for characteristics, acidogenic fermentation, and anaerobic digestion of source separated organics. *J Clean Prod* 228:73–85.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.223>
- Lalander C, Nordberg Å, Vinnerås B (2018) A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces - assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion. *GCB Bioenergy* 10:84–91. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12470>
- Lauwers J, Appels L, Thompson IP, et al (2013) Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: Power and limitations. *Prog Energy Combust Sci* 39:383–402
- Lesteur M, Bellon-Maurel V, Gonzalez C, et al (2010) Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry* 45:431–440

- Leung DY, Wang J (2016) An overview on biogas generation from anaerobic digestion of food waste. *Int J Green Energy* 13:119–131. <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. *Appl Energy* 148:252–259. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2015.03.082>
- Li C, Liu G, Nges IA, et al (2016) Fresh banana pseudo-stems as a tropical lignocellulosic feedstock for methane production. *Energy Sustain Soc* 6:1–9. <https://doi.org/10.1186/S13705-016-0093-9/FIGURES/4>
- Li C, Zhou Y, Lu W, Nges IA (2019a) Enhancement of the solid-state anaerobic digestion of rice straw by liquor supplementation. *Bioresour Technol Rep* 5:59–65. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2018.12.003>
- Lier JVB, Grolle KCF, Frijters CTMJ, et al (1993) Effects of acetate, propionate, and butyrate on the thermophilic anaerobic degradation of propionate by methanogenic sludge and defined cultures. *Appl Environ Microbiol* 59:1003–1011. <https://doi.org/10.1128/AEM.59.4.1003-1011.1993>
- Li L, He Q, Wei Y, et al (2014) Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste. *Bioresour Technol* 171:491–494. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.089>
- Lim JW, Wang J-Y (2013) Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Management* 33:813–819. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.013>
- Lindmark J, Leksell N, Schnürer A, Thorin E (2012) Effects of mechanical pre-treatment on the biogas yield from ley crop silage. *Appl Energy* 97:498–502. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2011.12.066>
- 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
- Liotta F, D'Antonio G, Esposito G, et al (2014) Effect of moisture on disintegration kinetics during anaerobic digestion of complex organic substrates. *Waste Management and Research* 32:40–48. https://doi.org/10.1177/0734242X13513827/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_0734242X13513827-FIG9.JPEG
- Lisboa MS, Lansing S (2013) Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments. *Waste Management* 33:2664–2669. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.004>
- Liu Y, Guo W, Longhurst P, Jiang Y (2023) Shortening the Standard Testing Time for Residual Biogas Potential (RBP) Tests Using Biogas Yield Models and Substrate Physicochemical Characteristics. *Processes* 2023, Vol 11, Page 441 11:441. <https://doi.org/10.3390/PR11020441>
- Li Y, Chen Y, Wu J (2019b) Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Appl Energy* 240:120–137
- Li Y, Jin Y, Borrión A, et al (2017a) Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Bioresour Technol* 244:213–224. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.006>
- Li Y, Jin Y, Li H, et al (2018) Kinetic studies on organic degradation and its impacts on improving methane production during anaerobic digestion of food waste. *Appl Energy* 213:136–147. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.01.033>

- Li Y, Jin Y, Li J, et al (2017b) Effects of thermal pretreatment on degradation kinetics of organics during kitchen waste anaerobic digestion. *Energy* 118:377–386. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.12.041>
- Lopez VM, De la Cruz FB, Barlaz MA (2016) Chemical composition and methane potential of commercial food wastes. *Waste Management* 56:477–490. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.07.024>
- Lübken M, Wichern M, Schlattmann M, et al (2007) Modelling the energy balance of an anaerobic digester fed with cattle manure and renewable energy crops. *Water Res* 41:4085–4096. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.061>
- Lü F, Xu X, Shao L, He P (2016) Importance of storage time in mesophilic anaerobic digestion of food waste. *J Environ Sci (China)* 45:76–83. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.11.019>
- Luo L, Kaur G, Wong JWC (2019) A mini-review on the metabolic pathways of food waste two-phase anaerobic digestion system. *Waste Manag Res* 37:333–346. <https://doi.org/10.1177/0734242X18819954>
- Lu Q, He ZL, Stoffella PJ (2012) Land application of biosolids in the USA: A review. *Appl Environ Soil Sci* 2012:. <https://doi.org/10.1155/2012/201462>
- Maitan-Alfenas GP, Visser EM, Guimarães V, et al (2015) Enzymatic hydrolysis of lignocellulosic biomass: Converting food waste in valuable products. *Curr Opin Food Sci* 1:44–49. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2014.10.001>
- Manyoma P, Orejuela JP, Torres P, et al (2015) Landfill Location with Expansion Possibilities in Developing Countries. *International Journal of Industrial Engineering* 22:292–300
- Mao C, Wang X, Xi J, et al (2017) Linkage of kinetic parameters with process parameters and operational conditions during anaerobic digestion. *Energy* 135:352–360. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.06.050>
- Marin J, Kennedy KJ, Eskicioglu C (2010) Effect of microwave irradiation on anaerobic degradability of model kitchen waste. *Waste Management* 30:1772–1779. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2010.01.033>
- Martínez EJ, Rosas JG, Morán A, Gómez X (2015) Effect of Ultrasound Pretreatment on Sludge Digestion and Dewatering Characteristics: Application of Particle Size Analysis. *Water* 2015, Vol 7, Pages 6483–6495 <https://doi.org/10.3390/W7116483>
- Martín-González L, Colturato LF, Font X, Vicent T (2010) Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: Recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield. *Waste Management* 30:1854–1859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.029>
- Mata AJ (2003) Biomethanization Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Wastes. In: *Fundamentals Of The Anaerobic Digestion Process*. Padstow: IWA Publishing, p 15
- Mat NA, Benjamin AM, Abdul-Rahman S (2017) A review on criteria and decision-making techniques in solving landfill site selection problems. *Journal of Advanced Review on Scientific Research Journal homepage* 37:14–32
- Melikoglu M, Lin CSK, Webb C (2013) Analysing global food waste problem: Pinpointing the facts and estimating the energy content. *Central European Journal of Engineering* 3:157–164. <https://doi.org/10.2478/s13531-012-0058-5>

- Menardo S, Airoidi G, Balsari P (2012) The effect of particle size and thermal pre-treatment on the methane yield of four agricultural by-products. *Bioresour Technol* 104:708–714. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2011.10.061>
- Mendieta O, Castro L, Rodríguez J, Escalante H (2020) Synergistic effect of sugarcane scum as an accelerant co-substrate on anaerobic co-digestion with agricultural crop residues from non-centrifugal cane sugar agribusiness sector. *Bioresour Technol* 303:. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122957>
- Meng Y, Li S, Yuan H, et al (2015) Evaluating biomethane production from anaerobic mono- and co-digestion of food waste and floatable oil (FO) skimmed from food waste. *Bioresour Technol* 185:7–13. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.036>
- Minoglou M, Komilis D (2013) Optimizing the treatment and disposal of municipal solid wastes using mathematical programming - A case study in a Greek region. *Resour Conserv Recycl* 80:46–57. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.08.004>
- Mlaik N, Khcharem M, Kouas M, et al (2018) Improvement of anaerobic biodegradability of organic fraction of municipal solid waste by mechanical and thermochemical pretreatments. *International Journal of Environmental Science and Technology* 15:1913–1920. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1563-0>
- Moñino P, Jiménez E, Barat R, et al (2016) Potential use of the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic co-digestion with wastewater in submerged anaerobic membrane technology. *Waste Management* 56:158–165. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.07.021>
- Monlau F, Barakat A, Trably E, et al (2013) Lignocellulosic Materials Into Biohydrogen and Biomethane: Impact of Structural Features and Pretreatment. <http://dx.doi.org/10.1080/106433892011604258> 43:260–322. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.604258>
- Montgomery DC, Runger GC, Hubele NF (2009) *Engineering statistics*. John Wiley & Sons
- Moretti P, Morais de Araujo J, Borges de Castilhos A, et al (2020) Characterization of municipal biowaste categories for their capacity to be converted into a feedstock aqueous slurry to produce methane by anaerobic digestion. *Science of The Total Environment* 716:137084. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137084>
- Motte JC, Escudié R, Bernet N, et al (2013) Dynamic effect of total solid content, low substrate/inoculum ratio and particle size on solid-state anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 144:141–148. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2013.06.057>
- Mshandete A, Björnsson L, Kivaisi AK, et al (2006) Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. *Renew Energy* 31:2385–2392. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2005.10.015>
- Murphy JD, Power NM (2006) A Technical, Economic and Environmental Comparison of Composting and Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Waste. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 41:865–879. <https://doi.org/10.1080/10934520600614488>
- MVCT (2015) Decreto 1077 de 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Vivienda, Ciudad y Territorio. Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. Colombia.
- MVCT (2013) Decreto 2981 de 2013. Por el cual se reglamenta la prestación del servicio público de aseo. Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. Colombia.
- Nayono SE (2010) *Aspects And Developments In Anaerobic Digestion Of Organic Solid Waste: A Literature Review*. Anaerobic Digestion Of Organic Solid Waste For Energy Kit Scientific Publishing

- Neves L, Gonçalo E, Oliveira R, Alves MM (2008) Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. *Waste Management* 28:965–972.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.031>
- Nielfa A, Cano R, Fdz-Polanco M (2015) Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports* 5:14–21.
<https://doi.org/10.1016/j.btre.2014.10.005>
- Noori NA, Ismail ZZ (2020) Process optimization of biogas recovery from giant reed (*Arundo donax*) alternatively pretreated with acid and oxidant agent: experimental and kinetic study. *Biomass Convers Biorefin* 10:1121–1135. <https://doi.org/10.1007/S13399-019-00481-7/TABLES/4>
- Ohemeng-Ntiamoah J, Datta T (2019) Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007 and 2018. *Science of the Total Environment* 664:1052–1062. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.088>
- Okoro-Shekwaga CK, Turnell Suruagy M V, Ross A, Camargo-Valero MA (2020) Particle size, inoculum-to-substrate ratio and nutrient media effects on biomethane yield from food waste. *Renew Energy* 151:311–321.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.028>
- Olatunji KO, Madyira DM, Ahmed NA, et al (2022) Modelling the effects of particle size pretreatment method on biogas yield of groundnut shells. *Waste Management and Research* 40:1176–1188.
https://doi.org/10.1177/0734242X211073852/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_0734242X211073852-FIG4.JPEG
- Onwosi CO, Igbokwe VC, Odimba JN, et al (2017) Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J Environ Manage* 190:140–157.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>
- O'Shea R, Wall D, Murphy JD (2016) Modelling a demand driven biogas system for production of electricity at peak demand and for production of biomethane at other times. *Bioresour Technol* 216:238–249.
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.05.050>
- Oviedo-Ocaña ER, Marmolejo-Rebellon LF, Torres-Lozada P (2017) Avances en investigación sobre el compostaje de biorresiduos en municipios menores de países en desarrollo. *Lecciones desde Colombia. Ingeniería, investigación y tecnología* 18:31–42
- Oviedo -Ocaña R, Marmolejo -Rebellon L, Torres -Lozada P (2012) PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS PROVENIENTES DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES. UN ENFOQUE DESDE LO GLOBAL A LO LOCAL. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* 11:67–76
- Owen WF, Stuckev DC, Healv JB, et al (1979) BIOASSAY FOR MONITORING BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL AND ANAEROBIC TOXICITY. Pergamon Press Lid
- Pabón Pereira CP, Castañares G, Van Lier JB (2012) An OxiTop® protocol for screening plant material for its biochemical methane potential (BMP). *Water Science and Technology* 66:1416–1423.
<https://doi.org/10.2166/wst.2012.305>
- Pagliaccia P, Gallipoli A, Gianico A, et al (2019) Variability of food waste chemical composition: Impact of thermal pre-treatment on lignocellulosic matrix and anaerobic biodegradability. *J Environ Manage* 236:100–107.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.084>

- Påledal SN, Hellman E, Moestedt J (2018) The effect of temperature, storage time and collection method on biomethane potential of source separated household food waste. *Waste Management* 71:636–643. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.034>
- Palmowski LM, Müller JA (2000) Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 41:155–162. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0067>
- Panaro DB, Frunzo L, Mattei MR, et al (2021) Calibration, validation and sensitivity analysis of a surface-based ADM1 model. *Ecol Modell* 460:109726. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2021.109726>
- Pandey SC, Pandey A, Joshi T, et al (2019) Microbiological Monitoring in the Biodegradation of Food Waste. 116–140. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-7706-5.ch007>
- Panico A, D'Antonio G, Esposito G, et al (2014) The Effect of Substrate-Bulk Interaction on Hydrolysis Modeling in Anaerobic Digestion Process. *Sustainability* 2014, Vol 6, Pages 8348-8363 6:8348–8363. <https://doi.org/10.3390/SU6128348>
- Pan X, Zhao L, Li C, et al (2021) Deep insights into the network of acetate metabolism in anaerobic digestion: focusing on syntrophic acetate oxidation and homoacetogenesis. *Water Res* 190:116774. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116774>
- Papargyropoulou E, Lozano R, K. Steinberger J, et al (2014) The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. *J Clean Prod* 76:106–115. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.020>
- Parra-Orobio BA, Angulo-Mosquera LS, Loaiza-Gualtero JS, et al (2018) Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. *J Environ Chem Eng* 6:1529–1535. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.048>
- Parra-Orobio BA, Correa-Betancourt MA, Lozano-Messa MT, et al (2022) Influence of Storage Time of Food Waste on the Substrate Characteristics and Energetic Potential Through Anaerobic Digestion. *Water Air Soil Pollut* 233:1–16. <https://doi.org/10.1007/S11270-022-05657-Y/TABLES/6>
- Parra-Orobio BA, Donoso-Bravo A, Torres-Lozada P (2017a) Anaerobic digestion of food waste. Predicting of methane production by comparing kinetic models. *Ingeniería y competitividad* 19:219–227
- Parra-Orobio BA, Girón-Bol LM, Gómez-Muñoz DF, et al (2021) Thermal pre-treatment as a tool for energy recovery from food waste through anaerobic digestion. Effect on kinetic and physicochemical characteristics of the substrate. *Environ Technol Innov* 21:101262. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.101262>
- Parra Orobio BA, Nieto Mendoza M, Rivera Henao D, et al (2019) Selection of inocula conditioning methodologies for the anaerobic digestion of food waste. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia* 9–18. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.20190510>
- Parra-Orobio BA, Torres-López WA, Torres-Lozada P (2020) Response Surface Methodology as an Optimization Tool for Anaerobic Digestion of Food Waste. *Water Air Soil Pollut* 231:1–12. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04764-y>
- Parra-Orobio BA, Torres-Lozada P, Marmolejo-Rebellón LF, et al (2015) Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 16:515–526. <https://doi.org/10.1016/j.riit.2015.09.004>

- Parra-Orobio BA, Torres-Lozada P, Marmolejo-Rebellón LF (2017b) Anaerobic digestion of municipal biowaste for the production of renewable energy: Effect of particle size. *Brazilian Journal of Chemical Engineering* 34:481–491. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20170342s20150331>
- Pearse LF, Hettiaratchi JP, Kumar S (2018) Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresour Technol* 254:312–324
- Pham CH, Triolo JM, Cu TTT, et al (2013) Validation and recommendation of methods to measure biogas production potential of animal manure. *Asian-Australas J Anim Sci* 26:864–873. <https://doi.org/10.5713/ajas.2012.12623>
- Pham TPT, Kaushik R, Parshetti GK, et al (2015) Food waste-to-energy conversion technologies: Current status and future directions. *Waste Management* 38:399–408. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.004>
- Pommier S, Llamas AM, Lefebvre X (2010) Analysis of the outcome of shredding pretreatment on the anaerobic biodegradability of paper and cardboard materials. *Bioresour Technol* 101:463–468. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.034>
- Pongrácz E, Pohjola VJ (2004) Re-defining waste, the concept of ownership and the role of waste management. *Resour Conserv Recycl* 40:141–153. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(03\)00057-0](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(03)00057-0)
- Pramanik SK, Suja FB, Zain SM, Pramanik BK (2019) The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. *Bioresour Technol Rep* 8:100310. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2019.100310>
- Qu X, Vavilin VA, Mazéas L, et al (2009) Anaerobic biodegradation of cellulosic material: Batch experiments and modelling based on isotopic data and focusing on aceticlastic and non-aceticlastic methanogenesis. *Waste Management* 29:1828–1837. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2008.12.008>
- Rafrafi Y, Laguillaumie L, Dumas C (2021) Biological Methanation of H₂ and CO₂ with Mixed Cultures: Current Advances, Hurdles and Challenges. *Waste Biomass Valorization* 12:5259–5282. <https://doi.org/10.1007/S12649-020-01283-Z/METRICS>
- Raposo F, De La Rubia MA, Fernández-Cegri V, Borja R (2012) Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16:861–877
- Raposo F, Fernández-Cegri V, De la Rubia MA, et al (2011) Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 86:1088–1098. <https://doi.org/10.1002/jctb.2622>
- Ravindran R, Jaiswal AK (2016) A comprehensive review on pre-treatment strategy for lignocellulosic food industry waste: Challenges and opportunities. *Bioresour Technol* 199:92–102. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.106>
- Ren Y, Yu M, Wu C, et al (2018) A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresour Technol* 247:1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>
- Reyes-Torres M, Oviedo-Ocaña ER, Dominguez I, et al (2018) A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management* 77:486–499. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>

- Rincón B, Banks CJ, Heaven S (2010) Biochemical methane potential of winter wheat (*Triticum aestivum* L.): Influence of growth stage and storage practice. *Bioresour Technol* 101:8179–8184. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.039>
- Rodriguez C, Alaswad A, Benyounis KY, Olabi AG (2017) Pretreatment techniques used in biogas production from grass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 68:1193–1204. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.02.022>
- Rodríguez-Jiménez LM, Pérez-Vidal A, Torres-Lozada P (2022) Research trends and strategies for the improvement of anaerobic digestion of food waste in psychrophilic temperatures conditions. *Heliyon* 8:e11174. <https://doi.org/10.1016/J.HELİYON.2022.E11174>
- Romsaiyud A, Songkasiri W, Nopharatana A, Chaiprasert P (2009) Combination effect of pH and acetate on enzymatic cellulose hydrolysis. *Journal of Environmental Sciences* 21:965–970. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62369-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62369-4)
- Rondón-Toro E, Szantó-Narea M, Pacheco JF, et al (2016) Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios | Publicación | Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)
- Rozzi A, Remigi E (2004) Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: A literature review. *Rev Environ Sci Biotechnol* 3:93–115
- Sakurai K (2000) Guía HDT 17: Método sencillo del análisis de residuos sólidos. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Lima-Perú
- Sánchez-Reyes C, Patiño-Iglesias ME, Alcántara-Flores JL, et al (2016) Determination of biochemical methane potential (BMP) of fruits and vegetables wastes at home . *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental* 32:191–198. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.05>
- Sanders WTM, Veeken AHM, Zeeman G, Van Lier JB (2003)). Analysis and optimisation of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste. London: IWA Publishing 63–88
- Santos LA dos, Valença RB, Silva LCS da, et al (2020) Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. *J Clean Prod* 256:120389. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120389>
- Sayara T, Sánchez A (2019) A Review on Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Wastes: Pretreatments and Operational Conditions. *Applied Sciences* 2019, Vol 9, Page 4655 9:4655. <https://doi.org/10.3390/APP9214655>
- Septianto F, Kemper JA, Northey G (2020) Thanks, but no thanks: The influence of gratitude on consumer awareness of food waste. *J Clean Prod* 258:120591. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120591>
- Shah AF, Mahmood Q, Maroof Shah M, et al (2014) Microbial ecology of anaerobic digesters: The key players of anaerobiosis. *The Scientific World Journal* 2014:. <https://doi.org/10.1155/2014/183752>
- Shahbaz M, Ammar M, Korai RM, et al (2020) Impact of C/N ratios and organic loading rates of paper, cardboard and tissue wastes in batch and CSTR anaerobic digestion with food waste on their biogas production and digester stability. *SN Appl Sci* 2:1–13. <https://doi.org/10.1007/S42452-020-03232-W/TABLES/2>
- Sharma SK, Mishra IM, Sharma MP, Saini JS (1988) Effect of particle size on biogas generation from biomass residues. *Biomass* 17:251–263. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(88\)90107-2](https://doi.org/10.1016/0144-4565(88)90107-2)

- Shin J-D, Han S-S, Eom K-C, et al (2008) Predicting Methane Production Potential of Anaerobic Co-digestion of Swine Manure and Food Waste. *Environmental Engineering Research* 13:93–97. <https://doi.org/10.4491/eer.2008.13.2.093>
- Sieber JR, McInerney MJ, Müller N, et al (2018) Methanogens: Syntrophic Metabolism. *Biogenesis of Hydrocarbons* 1–31. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53114-4_2-1
- Siebert I, Banks C (2005) The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. *Process Biochemistry* 40:3412–3418. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2005.01.025>
- Silvestre G, Bonmatí A, Fernández B (2015) Optimisation of sewage sludge anaerobic digestion through co-digestion with OFMSW: Effect of collection system and particle size. *Waste Management* 43:137–143. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.029>
- Silvestre G, Illa J, Fernández B, Bonmatí A (2014) Thermophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge with grease waste: Effect of long chain fatty acids in the methane yield and its dewatering properties. *Appl Energy* 117:87–94. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2013.11.075>
- Singh A, Basak P (2018) Economic and environmental evaluation of municipal solid waste management system using industrial ecology approach: Evidence from India. *J Clean Prod* 195:10–20. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.097>
- Slorach PC, Jeswani HK, Cuéllar-Franca R, Azapagic A (2020) Assessing the economic and environmental sustainability of household food waste management in the UK: Current situation and future scenarios. *Science of the Total Environment* 710:. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135580>
- Smith RL, Sengupta D, Takkellapati S, Lee CC (2015) An industrial ecology approach to municipal solid waste management: II. Case studies for recovering energy from the organic fraction of MSW. *Resour Conserv Recycl* 104:317–326. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.05.016>
- Soto M, Méndez R, Lema JM (1993) Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Res* 27:1361–1376. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90224-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90224-6)
- Soto-Paz J, Oviedo-Ocaña R, Torres-Lozada P, et al (2017) Composting of biowaste: Research trends and relevance in developing countries. *DYNA (Colombia)* 84:334–342. <https://doi.org/10.15446/dyna.v84n203.61549>
- Souto TF, Aquino SF, Silva SQ, Chernicharo CAL (2010) Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. *Biodegradation* 21:411–424. <https://doi.org/10.1007/s10532-009-9311-x>
- Sukholthaman P, Sharp A (2016) A system dynamics model to evaluate effects of source separation of municipal solid waste management: A case of Bangkok, Thailand. *Waste Management* 52:50–61. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.026>
- Tabata T, Hishinuma T, Ihara T, Genchi Y (2011) Life cycle assessment of integrated municipal solid waste management systems, taking account of climate change and landfill shortage trade-off problems. *Waste Management and Research* 29:423–432. <https://doi.org/10.1177/0734242X10379493>
- Taherzadeh M, Karimi K (2008) Pretreatment of Lignocellulosic Wastes to Improve Ethanol and Biogas Production: A Review. *Int J Mol Sci* 9:1621–1651. <https://doi.org/10.3390/ijms9091621>

- Tao B, Zhang Y, Heaven S, Banks CJ (2020) Predicting pH rise as a control measure for integration of CO₂ biomethanisation with anaerobic digestion. *Appl Energy* 277:115535. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2020.115535>
- Tchobanoglous G (2009) *Environmental Engineering: Environmental Health And Safety For Municipal Infrastructure, Land Use And Planning, And Industry. Solid Waste Management.*, 6th edn. New Jersey: John Wiley And Sons
- Themelis NJ, Barriga MD, Estevez P, Velasco MG (2013) Guidebook for the application of waste to energy technologies in Latin America and the Caribbean. Earth Engineering Center, Columbia University. Julho.
- Thi NBD, Kumar G, Lin CY (2015) An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. *J Environ Manage* 157:220–229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.022>
- Torres P, Pérez A (2010) Actividad Metanogénica Específica: Una Herramienta de Control y Optimización de Sistemas de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente-EIDENAR* 9:5–14
- Trujillo-Reyes Á, Serrano A, Cubero-Cardoso J, et al (2022) Does seasonality of feedstock affect anaerobic digestion? *Biomass Convers Biorefin* 1:1–10. <https://doi.org/10.1007/S13399-022-03336-W/FIGURES/2>
- Valero D, Montes JA, Rico JL, Rico C (2016) Influence of headspace pressure on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Waste Management* 48:193–198. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.012>
- Van DP, Fujiwara T, Tho BL, et al (2020) A review of anaerobic digestion systems for biodegradable waste: Configurations, operating parameters, and current trends. *Environmental Engineering Research* 25:1–17. <https://doi.org/10.4491/eer.2018.334>
- VDI-4630 (2006) Fermentation of organic materials - Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests
- Wainaina S, Awasthi MK, Sarsaiya S, et al (2020) Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies. *Bioresour Technol* 301:122778
- Walker M, Zhang Y, Heaven S, Banks C (2009) Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion processes. *Bioresour Technol* 100:6339–6346. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.018>
- Walter A, Silberberger S, Juárez MFD, et al (2016) Biomethane potential of industrial paper wastes and investigation of the methanogenic communities involved. *Biotechnol Biofuels* 9:1–12. <https://doi.org/10.1186/S13068-016-0435-Z/TABLES/3>
- Wang B, Nges IA, Nistor M, Liu J (2014) Determination of methane yield of cellulose using different experimental setups. *Water Science and Technology* 70:599–604. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.275>
- Wang YS, Odle WS, Eleazer WE, Barlaz MA (1997) Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition. *Waste Management and Research* 15:149–167. <https://doi.org/10.1006/wmre.1996.0073>
- Weijma J, Gubbels F, Hulshoff Pol LW, et al (2002) Competition for H₂ between sulfate reducers, methanogens and homoacetogens in a gas-lift reactor. *Water Science and Technology* 45:75–80. <https://doi.org/10.2166/WST.2002.0294>

- Wright TJ (2021) Effects of reactor volume, headspace volume, and inoculum source on methane production from biomethane potential tests. Doctoral dissertation, Tennessee Technological University
- Wu D, Li L, Zhao X, et al (2019) Anaerobic digestion: A review on process monitoring. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 103:1–12. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.039>
- Xiao B, Qin Y, Wu J, et al (2018) Comparison of single-stage and two-stage thermophilic anaerobic digestion of food waste: Performance, energy balance and reaction process. *Energy Convers Manag* 156:215–223. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.10.092>
- Xiong X, Yu IKM, Tsang DCW, et al (2019) Value-added chemicals from food supply chain wastes: State-of-the-art review and future prospects. *Chemical Engineering Journal* 375:121983. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.121983>
- Xu F, Li Y (2012) Solid-state co-digestion of expired dog food and corn stover for methane production. *Bioresour Technol* 118:219–226. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.102>
- Xu F, Li Y, Ge X, et al (2018) Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresour Technol* 247:1047–1058
- Yan M, Wang C, Li Y, et al (2023) Effect of bioaugmentation on psychrotrophic anaerobic digestion: Bioreactor performance, microbial community, and cellular metabolic response. *Chemical Engineering Journal* 455:140173. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2022.140173>
- Yang L, Huang Y, Zhao M, et al (2015) Enhancing biogas generation performance from food wastes by high-solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment. *Int Biodeterior Biodegradation* 105:153–159. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.09.005>
- Yang Z, Wang W, Zhang S, et al (2017) Comparison of the methane production potential and biodegradability of kitchen waste from different sources under mesophilic and thermophilic conditions. *Water Science and Technology* 75:1607–1616. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.026>
- Ye M, Liu J, Ma C, et al (2018) Improving the stability and efficiency of anaerobic digestion of food waste using additives: A critical review. *J Clean Prod* 192:316–326. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.244>
- Yi J, Dong B, Jin J, Dai X (2014) Effect of increasing total solids contents on anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: Performance and microbial characteristics analysis. *PLoS One* 9:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102548>
- Zhai N, Zhang T, Yin D, et al (2015) Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Management* 38:126. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.027>
- 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
- Zhang L, Sun X (2014) Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresour Technol* 171:274–284. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.079>

- Zhang R, El-Mashad HM, Hartman K, et al (2007) Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 98:929–935. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039>
- Zhang Y, Banks CJ (2013) Impact of different particle size distributions on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 33:297–307. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.024>
- Zhang Y, Banks CJ, Heaven S (2012) Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. *J Environ Manage* 104:166–174. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2012.03.043>
- Zheng B, Yu S, Chen Z, Huo YX (2022) A consolidated review of commercial-scale high-value products from lignocellulosic biomass. *Front Microbiol* 13:933882. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2022.933882/BIBTEX>
- Zhou M, Yan B, Wong JWC, Zhang Y (2018) Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. *Bioresour Technol* 248:68–78. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.121>
- Zhu X, Chen L, Chen Y, et al (2020) Effect of H₂ addition on the microbial community structure of a mesophilic anaerobic digestion system. *Energy* 198:117368. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2020.117368>

ANEXO 1

(RESULTADOS ANÁLISIS DE VARIANZA DE DOS COLAS)

pH

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
TP	2	0.3961	0.1980	0.71	0.506
VR	2	56.6164	28.3082	101.13	0.000
TP*VR	4	0.4322	0.1081	0.39	0.816
Error	18	5.0386	0.2799		
Total	26	62.4832			

Alcalinidad bicarbonática (AB)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
TP	2	1410246	705123	2.81	0.087
VR	2	20936253	10468127	41.68	0.000
TP*VR	4	2487327	621832	2.48	0.081
Error	18	4521215	251179		
Total	26	29355041			

Alcalinidad total (AT)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
TP	2	1781367	890683	2.43	0.117
VR	2	26538303	13269151	36.14	0.000
TP*VR	4	3147523	786881	2.14	0.117
Error	18	6608563	367142		
Total	26	38075755			

Ácidos grasos volátiles (AGV)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
TP	2	29889	14944	0.82	0.458
VR	2	376626	188313	10.28	0.001
TP*VR	4	46958	11740	0.64	0.640
Error	18	329653	18314		
Total	26	783126			

