



**EVALUACIÓN DEL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN DE LA MATERIA  
ORGÁNICA EN EL PROCESO DE CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS  
RESIDUALES CON RESIDUOS DE ALIMENTOS**

Carlos Esteven Pulgarín Muñoz

Trabajo de investigación para optar al título de Magíster en Gestión Ambiental

Director

Julio César Saldarriaga Molina, Doctor (PhD) en Ingeniería

Co-director

Mauricio Andrés Correa Ochoa, Magíster (MsC) en Ingeniería Ambiental

Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental (GLIMA)

Universidad de Antioquia

Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería

Maestría en Gestión Ambiental

Medellín, Antioquia, Colombia

2022

<b>Cita</b>	(Pulgarín-Muñoz et al, 2018)
<b>Referencia</b>	Pulgarín-Muñoz, E., Saldarriaga-Molina, J., & Correa-Ochoa, M. (2022). <i>Evaluación del proceso de estabilización de la materia orgánica en el proceso de co-digestión anaerobia de lodos residuales con residuos de alimento</i> . [Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
<b>Estilo APA 7 (2020)</b>	



Maestría en Gestión Ambiental.

Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental Glima.

Centro de Investigación Ambientales y de Ingeniería (CIA).



**Repositorio Institucional:** <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - [www.udea.edu.co](http://www.udea.edu.co)

**Rector:** Jhon Jairo Céspedes.

**Decano/Director:** Jesús Francisco Bonilla Vargas.

**Jefe departamento:** Diana Catalina Rodríguez Loaiza.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

## **Agradecimientos**

En primer lugar, quiero agradecer a mi mamá, por siempre estar, por su amor y apoyo invaluable e incondicional; a mi hermanito, Deibi, por su amor, cariño y cuidados; a Cristian Giraldo por su apoyo y paciencia; y, en general, a mi familia por hacerme sentir la persona más afortunada al tenerlos y contar con su apoyo.

De manera muy especial, quiero agradecer a Beatriz y Luzma Wills, a la primera por inculcarme el amor por la investigación y la docencia, y a las dos por acogerme con tanto cariño y amor.

A los profesores Julio César Saldarriaga y Mauricio Andrés Correa por acompañarme y guiarme en este camino investigativo, por guiar mi curiosidad con sus conocimientos y experiencia, siempre respetando mis anhelos.

Al Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental (GLIMA) por la financiación de la investigación y el uso de las instalaciones.

A la profesora Lida Arias Marín y al estudiante Sebastián Bedoya por su apoyo en el procesamiento y análisis microbiológico.

A la planta de tratamiento de aguas residuales San Fernando, particularmente, a Oladier Hoyos por suministrar los lodos empleados en la presente investigación.

Al Laboratorio de Estudios Ambientales (LEA) en donde se procesaron las muestras necesarias para el presente estudio.

A las profesoras y los profesores que hicieron parte de mi formación como magíster y que de una u otra forma contribuyeron con la realización y finalización de esta investigación.

A todos, muchas gracias, cada aporte fue fundamental para poder llegar a este punto.

## Tabla de contenido

<b>1. Planteamiento del problema .....</b>	<b>11</b>
<b>1.1. Uso del agua.....</b>	<b>11</b>
<b>1.2. Generación de lodos.....</b>	<b>12</b>
<b>1.3. Fracción orgánica de residuos municipales.....</b>	<b>14</b>
<b>2. Marco teórico y estado del arte .....</b>	<b>16</b>
<b>2.1. Digestión de residuos .....</b>	<b>16</b>
<b>2.2. Digestión anaerobia .....</b>	<b>16</b>
2.2.1. <i>Co-digestión anaerobia .....</i>	18
2.2.2. <i>Inóculo .....</i>	19
2.2.3. <i>Tamaño de partícula.....</i>	20
2.2.4. <i>Temperatura .....</i>	21
2.2.5. <i>Condiciones de mezcla .....</i>	22
2.2.6. <i>pH y alcalinidad .....</i>	23
2.2.7. <i>Tiempo de retención de sólidos (TRS).....</i>	23
<b>2.3. Biosólidos como abono.....</b>	<b>24</b>
2.3.1. <i>Carbono, nitrógeno y fósforo orgánico total .....</i>	25
2.3.2. <i>Características microbiológicas .....</i>	25
2.3.3. <i>Metales pesados.....</i>	26
<b>2.4. Modelos matemáticos .....</b>	<b>27</b>
<b>3. Objetivos.....</b>	<b>29</b>
<b>3.1. Objetivo general.....</b>	<b>29</b>
<b>3.2. Objetivos específicos .....</b>	<b>29</b>
<b>4. Metodología.....</b>	<b>30</b>
<b>4.1. Caracterización inicial.....</b>	<b>30</b>
<b>4.2. Preparación de las mezclas .....</b>	<b>31</b>
<b>4.3. Montaje experimental.....</b>	<b>31</b>
<b>4.4. Seguimiento de parámetros.....</b>	<b>33</b>
<b>4.5. Análisis estadístico .....</b>	<b>35</b>
4.5.1. <i>Producción de biogás y gas metano .....</i>	35
<b>4.6. Características del digestato .....</b>	<b>37</b>

<b>5. Resultados y discusión.....</b>	<b>38</b>
<b>5.1. Caracterización inicial.....</b>	<b>38</b>
5.1.1. <i>Caracterización inicial de los sustratos .....</i>	38
5.1.2. <i>Caracterización del inóculo .....</i>	40
5.1.3. <i>Caracterización de las mezclas .....</i>	41
<b>5.2. Potencial de biometanización.....</b>	<b>43</b>
5.2.1. <i>Efecto del porcentaje de co-sustrato sobre el potencial de biometanización .....</i>	43
5.2.2. <i>Efecto de la temperatura sobre la co-digestión anaerobia de LR y RA .....</i>	50
<b>5.3. Seguimiento de la degradación de la materia orgánica.....</b>	<b>53</b>
5.3.1. <i>Comportamiento de los sólidos totales, sólidos volátiles y SV/ST .....</i>	53
5.3.2. <i>Comportamiento del carbono orgánico total .....</i>	55
5.3.3. <i>Comportamiento del nitrógeno total Kjeldahl .....</i>	57
5.3.4. <i>Comportamiento de los ortofosfatos .....</i>	59
5.3.5. <i>Comportamiento de la alcalinidad.....</i>	61
<b>5.4. Dinámica microbológica.....</b>	<b>65</b>
5.4.1. <i>Seguimiento del comportamiento de Coliformes totales y Escherichia coli ..</i>	65
5.4.1. <i>Seguimiento del comportamiento de Salmonella Sp. ....</i>	69
5.4.2. <i>Seguimiento del comportamiento de los huevos de helminto .....</i>	71
<b>5.5. Concentración de metales pesados .....</b>	<b>73</b>
<b>6. Conclusiones.....</b>	<b>75</b>
<b>7. Referencias .....</b>	<b>77</b>

## Listado de gráficas

<b>Gráfica 1.</b> Ruta metabólica de la digestión anaerobia .....	17
<b>Gráfica 2.</b> <i>Características nutricionales de las mezclas.</i> .....	41
<b>Gráfica 3.</b> <i>Producción acumulativa de metano de las diferentes mezclas de co-digestión de residuos de alimento y lodos residuales.</i> .....	45
<b>Gráfica 4.</b> <i>Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.</i> .....	47
<b>Gráfica 5.</b> <i>Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 60/40 a temperatura ambiente.</i> .....	47
<b>Gráfica 6.</b> <i>Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 50/50 a temperatura ambiente</i> .....	47
<b>Gráfica 7.</b> <i>Modelo Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.</i> .....	49
<b>Gráfica 8.</b> <i>Modelo de Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 60/40 a temperatura ambiente.</i> .....	50
<b>Gráfica 9.</b> <i>Modelo de Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 50/50 a temperatura ambiente.</i> .....	50
<b>Gráfica 10.</b> <i>Comparación de la producción acumulativa de metano a temperatura ambiente y a 37±2 °C.</i> .....	51
<b>Gráfica 11.</b> <i>Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a 37±2°C.</i> .....	52
<b>Gráfica 12.</b> <i>Modelo de Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a 37±2°C.</i> .....	53
<b>Gráfica 13.</b> <i>Comportamiento de los sólidos totales y sólidos volátiles en las diferentes mezclas.</i> .....	54
<b>Gráfica 14.</b> <i>Dinámica de la mineralización de la materia orgánica medida a partir de la relación SV/ST (las barras de error evidencian la desviación estándar en las tres réplicas).</i> .....	55
<b>Gráfica 15.</b> <i>Comportamiento del carbono orgánico total para las diferentes mezclas.</i> .....	56
<b>Gráfica 16.</b> <i>Dinámica del carbono orgánico total para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.</i> .....	57

<b>Gráfica 17.</b> <i>Comportamiento del nitrógeno total Kjeldahl para las diferentes mezclas. ....</i>	58
<b>Gráfica 18.</b> <i>Dinámica del Nitrógeno total Khendal para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. ....</i>	59
<b>Gráfica 19.</b> <i>Comportamiento de los ortofosfatos para las diferentes mezclas. ....</i>	60
<b>Gráfica 20.</b> <i>Dinámica del fósforo asimilable total para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. ....</i>	61
<b>Gráfica 21.</b> <i>Comportamiento de la alcalinidad de las diferentes mezclas. ....</i>	62
<b>Gráfica 22.</b> <i>Comportamiento dinámico de la alcalinidad para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. ....</i>	64
<b>Gráfica 23.</b> <i>Relación entre la alcalinidad intermedia y alcalinidad parcial para la mezcla 70/30. ....</i>	65
<b>Gráfica 24.</b> <i>Comportamiento de los Coliformes totales para los diferentes tratamientos. .</i>	66
<b>Gráfica 25.</b> <i>Dinámica de los Coliformes totales para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. ....</i>	67
<b>Gráfica 26.</b> <i>Comportamiento de los Coliformes totales para los diferentes tratamientos. .</i>	68
<b>Gráfica 27.</b> <i>Dinámica de Escherichia coli para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. .</i>	69
<b>Gráfica 28.</b> <i>Comportamiento de Salmonella S.p. en los diferentes tratamientos. ....</i>	70
<b>Gráfica 29.</b> <i>Dinámica de Salmonella S.p para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. .</i>	71
<b>Gráfica 30.</b> <i>Comportamiento de los huevos de helmintos para los diferentes tratamientos. ....</i>	73

## Listado de tablas

<b>Tabla 1.</b> <i>Métodos analíticos para la caracterización inicial de residuos.</i> .....	31
<b>Tabla 2.</b> <i>Resumen de parámetros de montaje.</i> .....	32
<b>Tabla 3.</b> <i>Periodicidad de muestreo.</i> .....	34
<b>Tabla 4.</b> <i>Caracterización fisicoquímica inicial de los sustratos.</i> .....	38
<b>Tabla 5.</b> <i>Caracterización fisicoquímica del inóculo.</i> .....	40
<b>Tabla 6.</b> <i>Características iniciales de las mezclas más inóculo.</i> .....	43
<b>Tabla 7.</b> <i>Parámetros cinéticos del Modelo de Primer Orden para las diferentes mezclas a condiciones de temperatura ambiente.</i> .....	46
<b>Tabla 8.</b> <i>Parámetros cinéticos del modelo de Gompertz Modificado para las diferentes mezclas a condiciones de temperatura ambiente.</i> .....	49
<b>Tabla 9.</b> <i>Parámetros para el modelo de Primer Orden para la mezcla 70/30 a <math>37\pm 2^{\circ}\text{C}</math>.</i> .	52
<b>Tabla 10.</b> <i>Parámetros para el modelo Gompertz Modificado para la mezcla 70/30 a <math>37\pm 2^{\circ}\text{C}</math>.</i> .....	53
<b>Tabla 11.</b> <i>Concentraciones de metales pesado en los lodos.</i> .....	74

## Listado de ecuaciones

<b>Ecuación 1.</b> <i>Ecuación de los gases ideales.</i> .....	36
<b>Ecuación 2.</b> <i>Determinación de gas metano.</i> .....	36
<b>Ecuación 3.</b> <i>Estandarización de la producción de gas metano.</i> .....	36
<b>Ecuación 4.</b> <i>Determinación del metano por gramos de SV adicionado.</i> .....	36
<b>Ecuación 5.</b> <i>Ecuación del modelo de Gompertz Modificado.</i> .....	37
<b>Ecuación 6.</b> <i>Modelo de primer Orden.</i> .....	37

## Listado de fotografías

<b>Fotografía 1.</b> <i>Sustratos empleados en el montaje.</i> .....	30
<b>Fotografía 2.</b> <i>Montaje experimental.</i> .....	33
<b>Fotografía 3.</b> <i>Medición y gas metano</i> .....	35

## 1. Planteamiento del problema

### 1.1. Uso del agua

Los cambios sociales, culturales y económicos, y los impactos sobre el ambiente, generan preocupación especial debido al agotamiento del recurso hídrico, asociado con el crecimiento poblacional –de acuerdo con las proyecciones realizadas por la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2017)– llegará a 8.551 millones de habitantes en el 2030; que, según la Organización Mundial de la Salud (OMS), requerirán 100 litros de agua cada día para satisfacer sus necesidades básicas. Esto permite, entonces, estimar los requerimientos hídricos y plantear escenarios de escases.

Posterior al empleo del agua en diversas actividades cotidianas, se obtiene una matriz líquida conocida como aguas residuales (AR), cuya concentración de contaminantes está representado por sólidos suspendidos, sólidos disueltos, nutrientes (principalmente, nitrógeno y fósforo), lo que produce por una parte el fenómeno de la eutrofización en la fuente receptora y por otra, un acelerado crecimiento de plantas acuáticas. Luego, las plantas morirán y serán degradadas por la acción química y microbiológica, agotando el oxígeno disuelto en el agua y, por ende, produciendo la desaparición de especies del ecosistema (Koh et al., 2019)

De acuerdo con Henry & Heinke (1999); Koh et al. (2019); Siuda et al. (2020), la eutrofización de las fuentes hídricas se da cuando la concentración del nitrógeno y fósforo supera 0.1 mg/L y 0.01 mg /L, respectivamente; por lo que, se emplean las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) para disminuir la concentración de contaminantes descargados en estas fuentes. No obstante, de acuerdo con el *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos* (2017), menos del 80 por ciento de las AR son tratadas antes de ser devueltas al ambiente, y se considera a África, Asia y América Latina como los casos más críticos. En particular, para Colombia, el *Estudio sectorial de los servicios públicos domiciliarios de acueducto y alcantarillado 2014-2017*, indica que tan solo el 48.2 por ciento de los municipios del país, tienen algún tipo de tratamiento para las AR.

La remoción de los contaminantes en las AR se da por la combinación de procesos físicos, químicos y microbiológicos tal como se muestra a continuación *i) Sistemas preliminares* compuesto por *Cribado*: este proceso se realiza mediante rejillas, en las cuales se retienen los sólidos de mayor volumen; y *Canal de desarenado*: en este se produce la remoción de

partículas en suspensión que se depositan en el fondo del canal por la acción de la gravedad; *ii) Tratamiento primario*: en esta unidad se logra la sedimentación de las partículas en suspensión y disueltas contenidas en el agua residual; *iii) Tratamiento secundario*: en esta etapa del tratamiento se logra la mayor remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) y de la demanda biológica de oxígeno DBO por la acción de microorganismos que toman la materia orgánica presente en el agua para realizar su metabolismo (Díaz et al., 2002), y tratamientos *iv) tratamientos terciarios* donde se busca la remoción de contaminantes como lo son los procesos químicos como la oxidación avanzada o procesos biológicos donde se emplean bacterias específicas para la remoción de nitrógeno y fósforo (Berrio-Restrepo, Saldarriaga et al., 2017).

Los procesos biológicos se han convertido en una de las alternativas más utilizadas en el mundo para el tratamiento de AR, dado que son relativamente de fácil aplicación. En la etapa de tratamiento secundario, los consorcios de microorganismos toman la materia orgánica disuelta en el agua para realizar sus procesos metabólicos, generando subproductos estables y el crecimiento de la biomasa. Este crecimiento dependerá de las condiciones aerobias o anaerobias que gobiernen el proceso, la calidad de las AR y el origen de las mismas (Bedoya-Urrego et al., 2013).

## **1.2. Generación de lodos**

En los procesos gobernados por la oxidación aerobia, es decir, en presencia de oxígeno, más o menos el 50 por ciento de la DQO se convierte en biomasa Metcalf & Eddy (2003); mientras que, en los procesos anaerobios, tan solo un valor cercano al 10 por ciento de la DQO es transformada en biomasa (Díaz et al., 2002). En ambos casos, el crecimiento de la biomasa es fundamental, debido a que garantiza la eficiencia del proceso. Sin embargo, la biomasa ocupa un espacio considerable dentro de los biorreactores y por ello deberá ser retirada, convirtiéndose así en lodos biológicos.

A modo de ejemplo, de acuerdo con lo reportado por Bedoya-Urrego et al. (2013), en las principales PTAR de Colombia (San Fernando en el Valle de Aburrá, Salitre I en Bogotá y Cañaveralejo en la ciudad de Cali), se generan diariamente un total de 274 toneladas de lodos biológicos en estado seco; mientras países como Canadá, reportan la generación de 1.400 (Larney & Angers, 2011) y las Naciones del Sudeste Asiático (ASEAN) y 67.000 toneladas

por día (Lwin et al., 2015), mientras que, datos más recientes como los reportados por (Kiselev et al., 2020) evidencian una producción de 14, 6, 13 y 3 millones de toneladas de lodos de manera anual en Europa, China, Estados Unidos y Rusia, respectivamente, mientras que de manera más general Li et al., (2022) proyectan que para 2025 habrá una generación de 103.0 millones de toneladas de lodos a nivel global.

Ahora bien, de acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo desde 2009 un total de 2100 millones de personas han obtenido acceso a instalaciones sanitarias mejoradas, implicando un aumento progresivo en las instalaciones de redes de alcantarillado y PTAR, lo que significa una mayor producción de lodos biológicos. Retomando lo descrito por Lwin et al. (2015), para el año 2050 la producción de lodos biológicos tendrá un aumento del 66 por ciento en ASEAN, situación que se puede extrapolar a otros países.

Por otro lado, los lodos biológicos se caracterizan por contener altas concentraciones de materia orgánica (MO), nitrógeno, fósforo (Kulikowska & Sindrewicz, 2018), lípidos, proteínas, carbohidratos y ácidos nucleicos (Angelucci et al., 2018), por lo que pueden ser utilizados para enmienda de suelos o abonos de plantas (Kulikowska & Sindrewicz, 2018). Sin embargo, también contienen altas concentraciones de metales pesados y microorganismos patógenos, lo que puede generar daños en el medio ambiente y la salud de las personas (Chae et al., 2018), por lo tanto, deberán ser sometidos a procesos de estabilización para su posterior uso.

Debido al alto contenido de materia orgánica y nutrientes presente en los lodos residuales se ha propuesto su utilización para la enmienda de suelos o para ser empelado como abono (Martins et al., 2019), sin embargo, por la presencia de metales pesados y microorganismos patógenos su uso ha estado restringido de acuerdo a parámetros establecidos por la EPA en 1993 y que se ha venido adoptando en países latinoamericanos como por ejemplo, en Argentina con la resolución 97 de 2001, en Chile con el Decreto Superior N 004 de 2009 y en Colombia con el decreto 1287 de 2014. En general las cuatro normativas proponen alternativas para la caracterización, categorización, modo de uso, restricción y control de calidad.

El tratamiento de los lodos residuales se puede desarrollar mediante procesos físicos, químicos, biológicos o combinaciones. Al igual que en el tratamiento de las aguas residuales, debido a su fácil operación, bajos costos de operación y mantenimiento, y su capacidad para

recuperar energía en forma de biogás y sustratos húmicos, los procesos biológicos se han convertido en la alternativa más utilizada para el tratamiento de los lodos biológicos (Iacovidou et al., 2012).

### **1.3. Fracción orgánica de residuos municipales**

La generación de residuos –paralelo al crecimiento de la población humana–, la rápida urbanización, el crecimiento económico y las conductas de consumo se han convertido en uno de los mayores generadores de impactos sociales, económicos y ambientales (David et al., 2019; Arrieta et al., 2016). En concordancia con Kaza et al. (2018), en el 2018 se generaron dos mil millones de toneladas de residuos que en su gran mayoría fueron transportados hasta rellenos sanitarios, lo que contribuye a la generación de gases de efecto invernadero (Montecinos et al., 2018), y otros impactos; de acuerdo con Arrieta et al. (2016), en el caso particular de Colombia, más del 30% de los rellenos sanitarios no cumplen con los mínimos estándares ambientales.

En concordancia con Noguera y Olivero (2010), se calcula un promedio por persona, una producción mundial de un Kg de residuos por día, a modo de ejemplo, en Estado Unidos se generan entre 118 y 138 millones de toneladas de residuos biológicos cada año (Cabbai et al., 2016) mientras que de acuerdo con Chen et al., (2015) en China se genera 40 millones de toneladas de residuos de alimento, de manera más general Mehariya et al. (2018) plantean que se espera que para el 2025 haya una generación de 2.2 billones de toneladas de residuos a nivel global de los cuales en promedio el 56% corresponden a residuos orgánicos (Kaza et al., 2018) y que tienden a un aumento crecimiento de entre el 2-3% por año (Mehariya 2018).

### **1.4. Vacío del conocimiento**

Ahora bien, de acuerdo con la revisión bibliográfica realizada, para la cual se empleó el indexador Scopus usando las palabras “anaerobic digestión” y “sewage sludge” se pudo evidenciar que las investigaciones en relación con la digestión anaerobia de lodos residuales en Latinoamérica representan tan solo el 12 por ciento de las realizadas en el mundo, de las cuales Colombia solo ha tenido participación en el 3 por ciento. Otro aspecto a tener en consideración es que las primeras investigaciones de digestión anaerobia de lodos residuales aparecen en 2013, desde entonces se han podido evidenciar un total de 56 publicaciones.

En cuanto a la co-digestión anaerobia, se pudo evidenciar que es la temática más estudiada, con un total de 19 publicaciones comprendidas entre el 2013 y 2018, en las cuales se han empleado co-sustratos como aguas residuales de la industria de refrescos, glicerol crudo, glicerol pretratado, algas, residuos de alimentos, aguas residuales de casava, residuos de cacao, residuos bioindustriales y estiércol de cerdos. En relación con do-digestión de lodos residuales y residuos de alimento podemos evidenciar la investigación llevada a cabo por Julio et al., (2016) en la cual se evaluaron diferentes proporciones de lodos primarios, lodos secundarios y residuos de alimento, en esta investigación se evidencia que a medida que aumenta la proporción de residuos de alimento aumenta la generación de gas metano, situación similar, se encontró en la investigación desarrollada por Ferreira et al. (2018) quienes además de residuos de alimento emplearon glicerol crudo como co-sustrato evidenciando un aumento que paso de una producción de 3L/d a 21L/d.

En este orden de ideas, si bien se evidencia que la co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimento ha despertado gran interés de manera global y regional aun sigue presentando un vacío de conocimiento amplio, pues las investigaciones realizadas se han enfocado en determinar el potencial metanogenico de los sustratos, dejando de lado aspectos como la influencia que tienen las condiciones físicas como el clima, la temperatura, la humedad relativa, entre otros (dos Santos et al.,2020) y la posibilidad de obtener un digestato que pueda ser empleado como abono o para la enmienda de suelos.

## 2. Marco teórico y estado del arte

### 2.1. Digestión de residuos

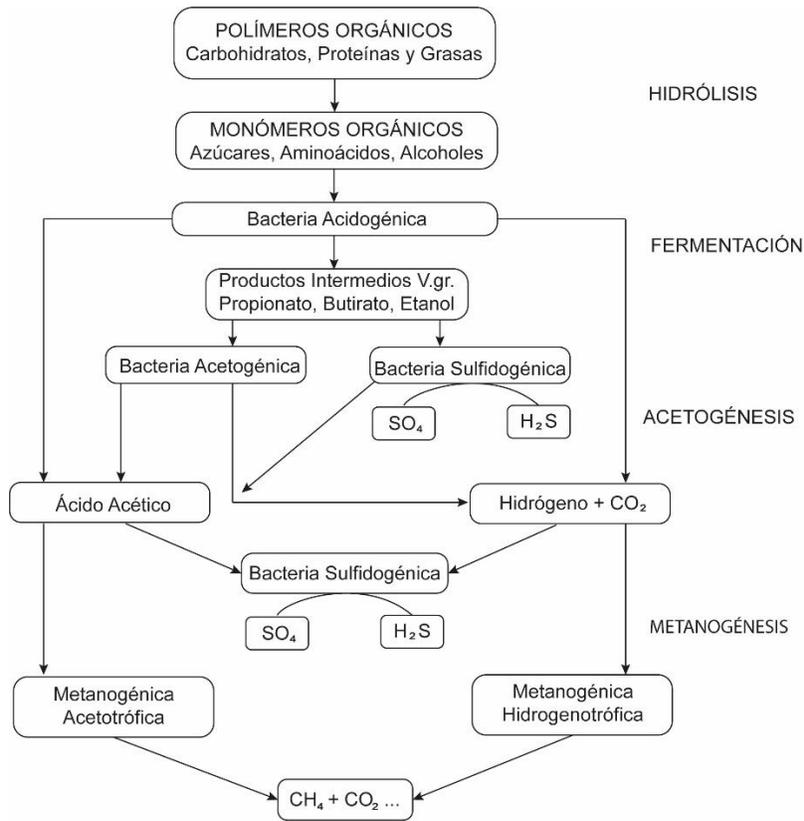
Tanto los lodos biológicos como los residuos de alimentos pueden ser tratados mediante procesos fisicoquímicos como la gasificación, la carbonización, la pirólisis y la combustión directa (Siddiqui et al., 2019) o incluso, a partir de procesos biológicos, siendo estos últimos más ampliamente usados, pues, requieren menos inversión económica y son más fáciles de operar (Rao & Baral, 2011).

En el tratamiento de los residuos orgánicos –mediante proceso biológicos, de manera similar al tratamiento de las aguas residuales– los microorganismos toman la materia biodegradable para realizar su proceso metabólico, generando subproductos menos complejos, en los procesos aerobios se genera  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , biomasa y sustratos húmicos; mientras que, en los procesos anaerobios se generan principalmente  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , agua, biomasa y sustratos húmicos (Al-addous et al., 2018).

### 2.2. Digestión anaerobia

En particular, tal como se observa en la Gráfica 1, los procesos anaerobios se desarrollan en diferentes etapas en las que participan comunidades microbianas. En la primera etapa se presentan procesos de *hidrólisis*, en el que bacterias hidrolíticas y fermentativas mediante la segregación de enzimas extracelulares transforman carbohidratos, proteínas y lípidos en elementos de bajo peso molecular como azúcares, aminoácidos y alcoholes los cuales son tomados por las bacterias mediante la membrana celular que posteriormente serán convertidos en productos intermedios (propionato, butirato, etanol y ácidos grasos volátiles) mediante fermentación que luego, serán usados por los microorganismos, generando ácido acético y, finalmente, mediante de la reducción de los anteriores compuestos se genera gas metano mediante el proceso de la metanogénesis (Díaz et al., 2002).

**Gráfica 1. Ruta metabólica de la digestión anaerobia**



Fuente: Adaptado de Espitia et al. (2002).

El biogás es una mezcla de gases compuesto principalmente por metano (CH<sub>4</sub>), que puede ser recuperado y empleado como fuente de energía en las actividades cotidianas de una PTAR; por lo que, en las últimas décadas ha despertado especial interés en investigadores y en la industria para hacer gestión de residuos orgánicos, como residuos de alimentos y lodos residuales (Wang et al., 2013). Sin embargo, estos residuos tienen particularidades provocando que los procesos de digestión anaerobia no se desarrollen de manera adecuada, por ejemplo, los lodos biológicos tienen una baja relación C/N, generalmente, ente 6 y 16 (Tong et al., 2019); diferente a los residuos de alimentos que generan gran cantidad de ácidos grasos volátiles (Prajapati & Singh, 2018)

Dentro de los procedimientos que se destacan para evaluar la digestión anaerobia, están el potencial de biometanización (BMP), el cual consiste en determinar a escala de laboratorio el máximo potencial de producción de gas metano de un residuo específico. Autores como

Angelidaki et al. (2009) han estudiado dicho procedimiento, con la intención de estandarizar tanto el montaje como el seguimiento de parámetros: En este sentido, han determinado la relevancia que tienen aspectos como el sustrato, el tamaño de partícula, el inóculo, la actividad microbiana, los blancos o control, las réplicas, la mezcla, la recolección de datos, la interpretación y el reporte de datos. Holliger et al. (2016) también, han buscado la estandarización de dicho método, incluyendo aspectos específicos como la calidad del inóculo, la preparación y almacenamiento, el tipo de recipientes, el contenido de sólidos volátiles (SV) y la relación inóculo sustrato (RIS), el control positivo, la incubación y la medición de gas metano. Algunos de estos aspectos mencionados serán descritos a continuación.

### ***2.2.1. Co-digestión anaerobia***

La proporción de los co-sustratos es quizás el parámetro de mayor relevancia en la co-digestión anaerobia, pues, es la manera de regular la relación C/N que limita el proceso metabólico de los microorganismos involucrados (Wang et al., 2018), debido a la acumulación de nitrógeno en su forma amoniacal (Li et al., 2017). De acuerdo con la búsqueda bibliográfica realizada por Iacovidou et al. (2012), autores como Xie et al. (2017) encontraron que la relación C/N debe estar entre 20 y 25, para alcanzar un mayor rendimiento en la producción de biogás y, por ende, en el proceso de digestión.

Adicionalmente, se han llevado a cabo otros estudios en los que se busca establecer la relación adecuada entre sustratos. Uno de los estudios, incluye el de Julio et al. (2016), quienes evaluaron el potencial de biometanización de la co-digestión de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales municipales mezclados con residuos de alimentos; en la investigación utilizaron lodos primarios (LP), lodos secundarios espesados (LSE) y residuos de alimentos (RA), en diferentes proporciones (LP/RA:30/70, LP/RA:50/50, LP/RA:70/30 y LP+LSE/RA:70/30), obteniendo la máxima producción de metano en la relación LP/RA:30/70.

Más reciente, Ferreira et al. (2018) evaluaron la producción de biogás en la co-digestión de lodos residuales, glicerol y residuos de alimentos. En su investigación encontraron que, al emplear mono-digestión de lodos residuales, la producción de biogás fue de 3L/día con un 23% de gas metano y una remoción de sólidos volátiles de 65.3%, mientras que, al mezclar los tres residuos se logró una producción de 21 L/día de biogás con un contenido de 43% de

metano y una remoción de SV de 73.4%. Por otro lado, Mora-Cortés et al. (2020) investigaron la estabilidad del proceso de co-digestión de lodos residuales mezclados con residuos de cáscara de cacao en la que se pudo evidenciar una producción máxima de 555.7 L CH<sub>4</sub>/KgSV cuando se empleó una relación de 1:0.804 entre lodos residuales y residuos de cascara de cacao.

En relación con la co-digestión, pero empleando el análisis de ciclo de vida, un estudio de Morero et al. (2017), evaluó la producción de biogás en la co-digestión de lodos residuales y residuos municipales en Argentina. En este, se pudo concluir que dicha co-digestión tiene gran potencial para reducir los impactos ambientales e incrementar la producción energética. En esta misma línea, Tong et al. (2019) emplearon el análisis de ciclo de vida, evaluando dos escenarios diferentes, uno de mono-digestión anaerobia y otro de co-digestión anaerobia de residuos de alimentos y lodos residuales, encontraron que el rendimiento de biogás aumentaba hasta en un 30% en el segundo escenario, además, reduciendo los impactos ambientales asociados a la digestión de residuos de alimentos y lodos residuales.

### **2.2.2. Inóculo**

El proceso de degradación de la materia orgánica mediante procesos biológicos, entre ellos la co-digestión anaerobia, se da por la acción metabólica de los microorganismos que se divide en catabolismo y anabolismo. El primero es un proceso bioquímico en el que los microorganismos desdoblan largas y complejas estructuras químicas que conforman la materia orgánica; mientras que, en el anabolismo, los microorganismos toman los elementos simples y lo transforman en nueva biomasa (Krause et al., 2018), para lo cual se requieren microorganismos especializados en la degradación de los compuestos del sustrato.

En los reactores por lotes, el crecimiento de la biomasa presenta cuatro fases bien diferenciadas. Iniciando por la fase lag o de aclimatación, donde los microorganismos se adaptan a las condiciones del sistema; después, la fase exponencial, donde los microorganismos se reproducen logarítmicamente llevando a un mayor consumo de la materia orgánica; seguido por la fase estacionaria, donde la reproducción de microorganismos es, más o menos, igual a la inhibición de los mismos y, por tanto, el crecimiento de la biomasa no es significativo. Finalmente, llega la fase de muerte, donde la materia orgánica ya es limitada y los microorganismos inician la fase endógena (Díaz et al., 2002).

Comúnmente, para el arranque de biorreactores se toma un volumen de biomasa presente en otros sistemas estabilizados que funcionen bajo condiciones similares a las que operará el nuevo biorreactor. Según Ohemeng-Ntiamoah & Datta (2019), la procedencia, calidad y la relación inóculo:sustrato (RIS) son los parámetros que tienen mayor importancia en el proceso de co-digestión anaerobia, debido a que influyen directamente en el proceso de hidrólisis inicial y, por consiguiente, en las etapas subsecuentes (Gaur & Suthar, 2017); además, debe ser un elemento suficiente para superar la inhibición de microorganismos del proceso inicial (Costa et al., 2016).

Si bien existen diferentes protocolos para determinar el proceso de biometanización (PBM) en los que se reconoce la importancia del inóculo, estos son pobres en la selección y RIS que debe emplearse (Vrieze et al., 2015) y muchos de los estudios de co-digestión anaerobia no reportan la procedencia del inóculo ni el RIS empleado. Por lo cual, diferentes investigadores y dentro de estos Angelidaki et al. (2009) sugieren que el inóculo debe provenir de cualquier biorreactor anaerobio con una amplia composición microbiana. En cuanto a RIS, Angelidaki & Sanders, (2004) aseguran que una alta RIS puede producir la inhibición de la co-digestión anaerobia (CDA).

Otros autores se han dado a la tarea de determinar la RIS óptima de tal manera que no genere inhibición del proceso y garantice el buen desarrollo del mismo, por ejemplo, Zhang & Banks (2013) sugieren una RIS de 4.5:1, mientras que, Costa et al. (2016) sugieren una RIS de 1:1 y Julio et al. (2016) una RIS 2:1, lo que concuerda con Reposo et al. (2011) que sugieren una RIS de 2:1 después de haber desarrollado un con participación de 19 trabajos y de los que 17 reportaron el efecto del RIS en el proceso de CDA.

### ***2.2.3. Tamaño de partícula***

En relación con esta variable, autores como Njuguna et al. (2018) definen el tamaño de partícula como uno de los parámetros de control en la co-digestión anaerobia y mencionan, además, que cuando el parámetro es optimizado, el rendimiento del proceso se mejora significativamente, esto por la influencia que puede tener en la velocidad y estabilidad de las reacciones (Zhang & Banks, 2013), que es a su vez, debido al aumento del área superficial y la generación de una muestra más homogénea (Krause et al., 2018), aumentando la velocidad en el proceso de hidrólisis.

Autores como Mshandete et al. (2006), sostienen que el rendimiento en producción de biogás es inversamente proporcional al tamaño de partícula. En su estudio, los investigadores analizaron la influencia que tiene el tamaño de partícula en el proceso de CDA para la fibra de sisal, encontrando un rendimiento del 23% cuando el tamaño de partícula fue de 2 mm, en comparación al rendimiento cuando el tamaño de partícula fue de 100 mm correspondiente a  $0.18 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{g SV}$  adicionado. Sin embargo, Zhang & Banks (2013) concluyen que, si bien el tamaño de partícula puede mejorar la tasa de reacción bioquímica medida en términos de producción de biogás, no necesariamente aumentan la producción total.

En un estudio realizado por Costa et al. (2016), que utilizaron el diseño de superficie de respuesta, definieron 1.88 mm como el tamaño de partícula óptima para aumentar el rendimiento en la producción de biogás. Raposo et al. (2011) sugieren trabajar con partículas menores a 10 mm; en cambio, Ahomeng-Ntiamonah & Datta (2019) indican que el tamaño de partícula debe ser superior a 1 mm, coincidiendo con lo propuesto por Zhang & Banks (2013). En este último trabajo, los autores emplearon sustratos macerados alcanzando un tamaño menor a un 1 mm, lo que generó tanto la conglomeración de las partículas, como el no paso o tránsito de los gases y, en consecuencia, la acidificación del medio por la acumulación de los ácidos producidos en la co-digestión anaerobia. Como resultado, la mayoría de las investigaciones para determinar PBM se inclinan por la investigación con partículas de tamaño cercano a los 2 mm (Krause et al., 2018).

#### ***2.2.4. Temperatura***

La eficiencia en la digestión de materia orgánica mediante co-digestión anaerobia depende de diferentes procesos de operación y monitoreo, entre ellos, la temperatura. En correspondencia con Athanasoulia et al. (2012), históricamente, los procesos de CDA se han desarrollado bajo condiciones mesofílicas, entre los 30 y 40°C, y termofílicas, entre 50 y 55°C. Aunque la generación de gas metano se da en un amplio rango de temperaturas, la mayoría de microorganismos prefieren condiciones mesófilas, teniendo como resultado un rápido crecimiento de la biomasa y, por ende, un mayor consumo de la materia orgánica (Montañése et al., 2015).

Aunque los microorganismos metanogénicos que prefieren condiciones termofílicas son menos, su reproducción y por ende, la eliminación de materia orgánica (SV) y producción de

biogás, son más rápidos. Sin embargo, los procesos de co-digestión anaerobia siguen operando bajo condiciones mesófilas, puesto que, ofrecen una mayor diversidad de microorganismos y, por consiguiente, más flexibilidad en la operación, estabilidad en el proceso y mayor producción de biogás. Mientras que, en los procesos termófilos un cambio de 1 a 2 °C en la temperatura podrá desequilibrar el proceso (Montañés et al., 2015). Por lo tanto, el proceso debe ser controlado a partir de elementos como calderas con alto requerimiento energéticos, haciendo que la co-digestión anaerobia sea inviable técnica y económicamente, principalmente, en latitudes donde no se presenta el cambio de estaciones y la implementación de estas calderas no es obligatorio (Krause et al., 2018).

### ***2.2.5. Condiciones de mezcla***

La mezcla de los biorreactores facilita el contacto entre los microorganismos, los sustratos y los subproductos intermedios, en el caso de la co-digestión anaerobia con los ácidos grasos volátiles (Vavilin & Angelidaki, 2004; Angelidaki et al., 2009; Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019); además que, contribuye con la homogenización del sustrato y la distribución del calor, manteniendo la temperatura uniforme (Njuguna et al., 2018; Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019).

Aunque se conoce de la importancia de las condiciones de mezcla en la determinación del PBM, es quizás uno de los parámetros menos estudiados, se convierte en una condición que representa limitantes a la hora de implementar la co-digestión anaerobia a escala real (Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019). En los ensayos de laboratorio realizados hasta el momento, se ha utilizado entre otros, la agitación manual, por lo general una vez al día (Zhang et al., 2007; Montañés et al., 2015; Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019a), la agitación por Shaker a 60 rpm (Kawai et al., 2014) y 200 rpm (Wagner et al., 2013) y la agitación magnética a 250 rpm (Amha et al., 2017),.

Si bien los estudios han demostrado que la mezcla es indispensable para lograr el contacto entre el sustrato y el inóculo, es fundamental una adecuada velocidad, pues, por el contrario, las altas velocidades producen una disminución en el rendimiento metanogénico, incluso, la caída total del biorreactor, especialmente, cuando la carga orgánica es significativamente alta (Vavilin & Angelidaki, 2004), lo que impide la formación de consorcios microbianos.

### **2.2.6. pH y alcalinidad**

Como consecuencia de la degradación de proteínas, lípidos y polisacáridos mediante las reacciones bioquímicas que tienen lugar en la co-digestión anaerobia, específicamente, en las etapas de hidrólisis y acidogénesis, se genera amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), ácidos grasos volátiles (AGVs) y otros subproductos (Morales-Polo et al., 2018; Ashekuzzaman, 2019). La acumulación de estos ácidos dentro de los biorreactores produce la disminución del pH en el medio y, en consecuencia, la disminución de la actividad metabólica de los microorganismos (Polo et al., 2018; Tong et al., 2019), de esta manera, es descrita como uno de las principales limitantes en el proceso de co-digestión anaerobia (Liotta et al., 2014), debido, principalmente, a los requerimientos ambientales de los microorganismos metanogénicos que prefieren medios con pH cercano a la neutralidad (Ashekuzzaman et al., 2019).

Sin embargo, otros investigadores sugieren la alcalinidad como una mejor herramienta para indicar la estabilidad del medio (Holliger et al., 2016; Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019), constituyéndose así, en un parámetro de control en el proceso de co-digestión anaerobia (Montañés et al., 2015) que puede ser regulado por la adición del inóculo, el cual, de acuerdo con Holliger et al. (2016), debe tener una alcalinidad por encima de  $3 \text{ g CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  y una acumulación de AGVs menor a un gramos de ácido acético por litro ( $1.0 \text{ g CH}_3\text{COOH L}^{-1}$ ). Según Julio et al. (2016), los lodos provenientes de los biodigestores anaerobios cuentan con una alcalinidad total en términos de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) de  $3.501 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , mientras que, los lodos secundarios presentan una alcalinidad promedio de  $764 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ .

### **2.2.7. Tiempo de retención de sólidos (TRS)**

El tiempo de retención de sólidos (TRS) se define como el tiempo que transcurre desde el ingreso hasta la salida de una partícula al sistema. Este tiempo deberá ser suficiente para que se den las reacciones bioquímicas para lograr la degradación de la materia orgánica y la obtención de biogás. El TRS dependerá de la carga orgánica del biorreactor, que por lo general, en procesos de PBM puede estar entre 14 y 23 días (Njuguna et al., 2018), mientras que, en los reactores por lotes, corresponde al tiempo requerido para disminuir la

concentración de sólidos volátiles (SV) del digestato hasta una concentración deseada (Julio et al., 2016).

El TRS es un parámetro de diseño y monitoreo, pues permite determinar la población, la actividad y las estructuras microbianas y el consumo del valor calorífico de los sustratos (Njuguna et al., 2018). En la co-digestión anaerobia de lodos y residuos de alimentos, un TRS inferior a diez días impide la aparición de microorganismos metanogénicos y la predominancia de microorganismos acetogénicos (Lee et al., 2011).

Lograr mayor eficiencia y poder reducir el TRS permite a su vez, la reducción del volumen de los biorreactores haciéndolos económicamente viables (Moñino et al., 2016). Sin embargo, un estudio realizado por Lee et al. (2011) en el que se evaluó el efecto que tiene el TRS en la digestión anaerobia de lodos espesados usando biorreactores por lotes, se evidenció que si bien en términos de producción de metano, un tiempo de retención menor a 5 días es suficiente para lograr la estabilización en la remoción de SV y DQO a medida que disminuye el TRS disminuye la eficiencia, siendo significativamente baja cuando el TRS es inferior a diez días.

### **2.3. Biosólidos como abono**

Los procesos de co-digestión anaerobia permiten la recuperación del potencial energético de los residuos con la generación de biogás y obtención de digestato –o biosólidos, nombre común para los lodos procesados (Dad et al., 2018)– y que puede ser utilizado como abono (Morero et al., 2020). Investigaciones recientes han desarrollado estudios para determinar y mejorar el rendimiento en la producción de biogás, sin embargo, estos estudios no han tenido en cuenta los impactos económicos y ambientales relacionados con la obtención y utilización de sustratos húmicos (Moreno et al., 2020).

Morero et al., (2017) mencionan que una de las principales ventajas de los biosólidos (lodos biológicos tratados) es que pueden ser esparcidos en los campos agrícolas de manera fácil; y proponen además, la utilización de lodos biológicos después de un proceso de deshidratación en campos de pinos. Sin embargo, desde el año 2014, en Colombia rige el Decreto 1287 por el cual se establecen criterios básicos para la utilización de biosólidos que correspondan a las características microbiológicas y el contenido de metales pesados.

La recuperación y utilización de sustratos húmicos generados mediante procesos biológicos permite el cierre de los ciclos biogeoquímicos y la disminución en la producción de agroquímicos (Morero et al., 2017), reduciendo los costos de operación (Martins et al., 2019) debido a las características muy parecidas de los sustratos, , incluso mayores, a las de los agroquímicos comerciales (Nicoletto et al., 2017). Así, en el estudio de Di et al. (2014), se reportó la baja fitotoxicidad y un índice de germinación superior al 77%.

### ***2.3.1. Carbono, nitrógeno y fósforo orgánico total***

Como consecuencia de la degradación biológica de la materia orgánica, resultan elementos simples mineralizados como carbono, nitrógeno y fósforo que pueden ser introducidos a los suelos como fuente de energía para organismos autótrofos. De acuerdo con Martínez (2008), la falta de estos elementos es uno de las mayores limitantes en el suelo para la instalación de cultivos debido a que la tasa de consumo de sustancias húmicas es mucho mayor a la formación de los mismos. Así, para el periodo 2019/2020, en Europa, se proyectó un consumo en millones de toneladas, de 10.8 para nitrógeno, 2.7 para fósforo y 3.2 de potasio (Vaneckhaute et al., 2013).

En el sustrato obtenido posterior a la co-digestión anaerobia (biosólido), Nicoletto et al. (2017) encontraron un 25% de carbono orgánico total (COT), un 3.48% de nitrógeno orgánico total (NOT) y una concentración de 5824 mg Kg<sup>-1</sup> de fósforo. Además, de trazas de otros elementos menores; mientras que, Di et al. (2014) reportaron una concentración de 20% y 3.6% para COT y NOT, respectivamente. Si bien la concentración de nutrientes en los biosólidos puede variar dependiendo del tratamiento, la calidad del agua residual y otros parámetros, Dad et al. (2018) encontraron valores típicos de 5.7% de NTK y 2.32% de fósforo.

### ***2.3.2. Características microbiológicas***

Una de las principales limitantes del uso de biosólidos para el abono de plantas o enmienda de suelos es el contenido de microorganismos patógenos como bacterias, virus, protozoos y helmintos (Lu et al., 2012), que pueden causar contaminación de las fuentes de agua superficiales, subterráneas, suelo y alimentos, hasta el punto de afectar la salud humana (Sidhu & Toze, 2009; Larney & Angers, 2011); por lo que los lodos biológicos deben

someterse a tratamientos que permitan la eliminación de microorganismos patógenos, entre estos se destaca la digestión anaerobia (Lu et al., 2012; Shamsollahi et al., 2019).

Por esta razón alrededor del mundo se han establecido límites de presencia de microorganismos en biosólidos antes de su implementación en el suelo. Entre ellos, en Colombia el Decreto 1287 de 2014 que establece el contenido de coliformes fecales, huevos de helminto viables, *Salmonella Sp.* y virus entéricos como indicadores de contaminación de microorganismos patógenos en biosólidos.

La remoción de microorganismos patógenos puede producirse por factores como la temperatura, la humedad, el pH, el tipo de tratamiento (Sidhu & Toze, 2009) y la acumulación de AGVs y amoníaco (Wang et al., 2018), siendo esta la alternativa de mayor eficiencia para la eliminación de patógenos en procesos de co-digestión anaerobia, pues, se genera la acumulación de AGVs no disociados que pueden atravesar fácilmente la pared celular de los microorganismos y variar el pH al interior de la célula, produciendo el decaimiento de la comunidad microbiana.

### **2.3.3. Metales pesados**

Aunque se reconocen los múltiples beneficios que tiene la CDA de lodos biológicos con residuos de alimentos como alternativa para la recuperación de la energía en forma de biogás o sustratos húmicos, una de las mayores preocupaciones, especialmente, en lo relacionado con la implementación de los sustratos como enmienda de suelo o abono, es el contenido de metales pesados y el impacto potencial que estos representan para el ambiente y la salud humana (Chae et al., 2018), puesto que, estas pueden acumularse de manera peligrosa en el suelo, agua y seres vivos (Lu et al., 2012).

De acuerdo con Cai et al. (2017), la adición de metales pesados en trazas puede aumentar la producción de biogás, debido a que tienen efecto directo sobre la producción de AGVs. Sin embargo, cuando la presencia de metales pesados es muy alta puede llegar a inhibir la actividad enzimática de los microorganismos (Guo et al., 2019) y disminuir significativamente la eficiencia de la co-digestión anaerobia. Así, por ejemplo, Guo et al. (2012) evidenciaron que, al añadir 150 mg/Kg de  $\text{Cu}^{2+}$ , el proceso de hidrólisis aumentó un 16% más que cuando se tenía 10.35 mg/Kg de  $\text{Cu}^{2+}$ ; pero, cuando la concentración subió a 300 mg/Kg de  $\text{Cu}^{2+}$ , la

actividad microbiana bajó al 5.86%, lo que los llevó a concluir que altas concentraciones de cobre son tóxicas para los microorganismos.

#### **2.4. Modelos matemáticos**

De acuerdo con Donoso-Bravo & Fdz-Polanco (2013), la digestión anaerobia es un proceso complejo, en el que cobran especial importancia aspectos como el diseño de los reactores, reacciones microbianas, fenómenos inhibitorios y estrategias para mejorar la eficiencia del proceso. En este sentido, Xie et al. (2017) son enfáticos en mencionar que los modelos matemáticos, como resultado de pruebas a escala de laboratorio y escala piloto donde se incluyan aspectos cuantitativos y cualitativos en relación con las reacciones fisicoquímicas y bioquímicas, son esenciales para el diseño y operación de plantas de co-digestión a escala real. Además, estos autores plantean la determinación de las constantes cinéticas como una de las tareas más desafiantes, debido a que, como se mencionó anteriormente, la co-digestión anaerobia es un proceso complejo con múltiples etapas y consorcios microbianos que pueden variar de acuerdo con el sustrato, los tiempos de retención de sólidos, las cargas orgánicas y la temperatura.

En este sentido, han aparecido modelos de gran relevancia como el de la Agencia Internacional del Agua (de sus siglas *International Water Association -IWA*), conocido como el modelo de digestión anaerobia o ADM 1, planteado por Batstone et al. (2002), en el cual se incluyen la descripción de las etapas bioquímicas y los procesos fisicoquímicos de la digestión anaerobia (Ver imagen procesos anaerobios), implementando un set de ecuaciones diferenciales y algebraicas. En concordancia con estos autores, el desarrollo de este primer modelo general y estandarizado ha permitido el incremento en la generación de nuevos estudios en relación con la modelación, la aplicación a gran escala y la optimización de parámetros de operación en la digestión anaerobia.

Algunos estudios como el desarrollado por García-Gen et al. (2014) han empleado el ADM 1 para estudiar la co-digestión anaerobia.; En particular, el estudio se centró en el cálculo de las proporciones de mezcla entre glicerina, gelatina y orina de cerdo. También, se destaca el estudio desarrollado por Arnell et al. (2016) en el cual se empleó el ADM 1 modificado para estudiar aspectos clave como la selección del co-sustratos y la dosis óptima de residuos generados en un matadero (panza, sangre y lodos residuales). Más reciente, han

surgido estudios como el desarrollado por Montecinos et al. (2018) en el que, específicamente, emplearon el ADM 1 para estudiar el efecto sinérgico de la co-digestión de lodos residuales con la fracción orgánica de residuos municipales. Para este estudio, los autores desarrollaron experimentos de PBM a escala de laboratorios y experimentos semicontinuos. Finalmente, los tres estudios concuerdan en que la mezcla de residuos tiene efectos positivos sobre la producción de gas metano y que, además, los modelos matemáticos permiten una aproximación a la realidad en la co-digestión anaerobia.

Otros modelos enfocados únicamente en la producción de biogás, incluyen el Gompertz y sus modificaciones (Lohani et al., 2021; Sandoval-Cobo et al., 2020). Como experiencias se destaca la desarrollada por Shamurad et al. (2020), que emplearon este modelo para predecir la generación de biogás en la co-digestión de residuos minerales con la fracción orgánica de residuos municipales; mientras que, Lohani et al. (2021) emplearon el modelo modificado de Gompertz para estudiar la cinética de la codigestión anaerobia de lodos residuales, residuos de alimentos y arenas residuales de corrales de aves. Ambos estudios encontraron que el modelo se ajustó de manera adecuada a los datos obtenidos en el laboratorio con un coeficiente de regresión  $R^2$  de 0.98.

## **4. Objetivos**

### **3.1. Objetivo general**

Evaluar la cinética de estabilización de la materia orgánica en el proceso de co-digestión anaerobia de lodos biológicos con residuos de alimentos.

### **3.2. Objetivos específicos**

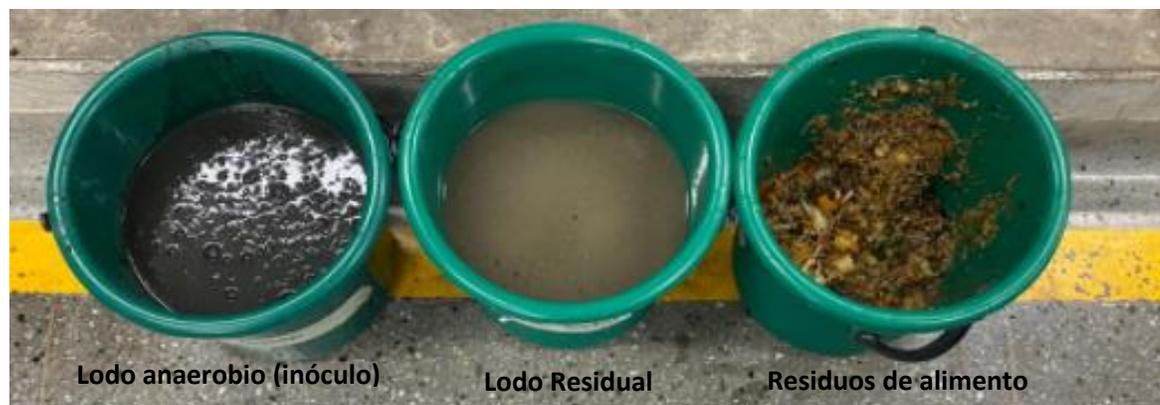
1. Establecer las constantes cinéticas que describa la degradación de la materia orgánica en el proceso de co-digestión de lodos biológicos y residuos de alimentos.
2. Identificar la relación entre los parámetros fisicoquímicos (pH, relación C/N y alcalinidad), los parámetros establecidos en el Decreto 1287 de 2014 y la cinética de degradación de materia orgánica (SV, ST) en el proceso de co-digestión de lodos biológicos con residuos de alimentos.
3. Describir la relación existente entre la cantidad de microorganismos patógenos establecidos en el Decreto 1287 de 2014 y la cinética de degradación de materia orgánica en el proceso de co-digestión de lodos biológicos y residuos de alimentos.
4. Determinar la relación entre la producción de biogás y la cinética de degradación de materia orgánica, ocurrida en el proceso de co-digestión de lodos biológicos con residuos de alimentos.

## 4. Metodología

### 4.1. Caracterización inicial

Para la presente investigación se emplearon lodos primarios y secundarios provenientes de despesador de lodos de la PTAR San Fernando, ubicada al sur del Área Metropolitana del Valle de Aburrá; y, como inóculo, lodos anaerobios provenientes de los digestores de lodos de esta PTAR y residuos de alimentos generados en la plaza minorista de la ciudad de Medellín. En la PTAR San Fernando se realiza, principalmente, el tratamiento de aguas residuales domésticas generadas en las viviendas de los municipios al sur del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Envigado, Itagüí, La Estrella, Sabaneta y Caldas) y aguas residuales industriales de la misma zona, que representan aproximadamente el 30% del caudal que llega a la planta. La plaza minorista es la segunda distribuidora más grande de alimentos percederos en Medellín, por lo que los residuos tomados allí estaban compuestos principalmente por verduras y frutas (ver Fotografía 1) Los lodos residuales y residuos de alimentos fueron almacenados a 4°C hasta el momento del montaje, y el inóculo se dejó a temperatura ambiente hasta la misma fecha. Tanto los lodos (espesados y anaerobios) como los residuos de alimentos se caracterizaron en términos de los parámetros presentados en la Tabla 1.

**Fotografía 1.** *Sustratos empleados en el montaje.*



**Tabla 1.** *Métodos analíticos para la caracterización inicial de residuos.*

Parámetro	Método
pH	Potenciométrico
Alcalinidad	Standard methods 2320
ST	Standard methods 2540 B
SV	Standard methods 2540 E
Carbono orgánico oxidable total	NTC 5167
Nitrógeno Kjeldahl	NTC 370
Fósforo asimilable total	
Salmonella	NTC 5021
Coliformes totales y e-coli.	
Huevos de helmintos	NTC 5167

Fuente: elaboración propia.

#### **4.2. Preparación de las mezclas**

De acuerdo con la caracterización inicial, se prepararon tres mezclas de residuos de alimentos y lodos residuales (RA/LR) en proporciones de 70/30, 60/40 y 50/50, que fueron caracterizadas en términos de ST, SV, pH, alcalinidad, carbono orgánico oxidable total, ortofosfatos y nitrógeno. Posteriormente, a cada una se les adicionó el inóculo en una relación inóculo/sustrato (RIS) de 2:1 en términos de SV; y, finalmente se caracterizó en términos de ST, SV, alcalinidad, pH, nitrógeno total Kjeldahl, carbono orgánico total, ortofosfatos, coliformes totales, *Escherichia coli*, *Salmonella* y huevos de helmintos.

#### **4.3. Montaje experimental**

El montaje experimental se realizó en el laboratorio del Grupo de Investigación G-Lima, adscrito a la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, siguiendo los protocolos propuestos por Angelidaki et al. (2009) y Holliger et al. (2016). En la Tabla 2 se presenta el resumen de parámetros de montaje, para los que se emplearon botellas de 1000 mL, en las que se ubicaron dos agujas y sus respectivas válvulas de tres vías, con los siguientes propósitos: la primer aguja para realizar la purga con nitrógeno gaseoso al iniciar el proceso y la segunda, para realizar la medición y caracterización de biogás. En total, se montaron 84

botellas como las mostradas en la Fotografía 2 distribuidas así: 36 contaron con mezcla RA/RL de 70/30 a temperatura ambiente; 36 solo tuvieron el inóculo a temperatura ambiente; 3 fueron empleadas para evaluar mezclas RA/RL 50/50 a temperatura ambiente; otras 3, con mezclas RA/RL 60/40 a temperatura ambiente. Adicionalmente, se tuvieron tres botellas de la mezcla RA/RL 70/30 y tres de inóculo a temperatura controlada de  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ . y 3 botellas con un blanco positivo, compuesto por inóculo y celulosa. Toda la experimentación se llevó a cabo por triplicado.

**Tabla 2.** *Resumen de parámetros de montaje.*

Parámetro	Unidades	Valor
Relación de sustratos en términos de SV	%	70/30 50/50 60/40
Tamaño de partícula	mm	<2
Relación inóculo sustrato (RIS)	-	2
Control	-	Inóculo
Réplicas	Unidad	3
Volumen de los reactores	mL	1000
Ocupación de las mezclas	mL	300
Mezcla	-	Manual 2 veces al día

Fuente: elaboración propia.

*Fotografía 2. Montaje experimental.*



Fuente: Propia

#### **4.4. Seguimiento de parámetros**

De acuerdo con lo descrito anteriormente en el marco teórico, se definió la relación 70/30 como la mezcla de mayor interés. El seguimiento experimental se desarrolló desde dos frentes, el primero, relacionado con la producción de fertilizantes que puedan ser empleados en la producción agrícola, ornamental o restauración de suelos; y, el segundo, en relación con producción de biogás y caracterización de gas metano.

Para analizar el primer frente la toma de muestras se llevó a cabo cada tres días, la periodicidad de medición de los parámetros se muestra en la Tabla 3 y los métodos empleados en la Tabla 1. En esta etapa, de acuerdo con lo planteado por (Leite et al., 2023) se seleccionaron de manera aleatoria, tres botellas de la proporción 70/30 y a partir del momento, las muestras seleccionadas, dejaron de ser parte del experimento, es decir, para la primera medición se tenía un total de 36 biorreactores de 70/30, para la segunda 33, para la

tercera 30 y así consecutivamente hasta el concluir la determinación y definir el final de experimento.

Pudiendo de esta manera determinar aspectos como el comportamiento de la materia orgánica relacionada con los SV/ST, COT, NTK, HPO<sub>4</sub>, pH y alcalinidad (Bella & Venkateswara Rao, 2022), además se identificó la presencia de microorganismos patógenos los cuales además de relacionar con el comportamiento de la alcalinidad fueron comparados con la normatividad colombiana vigente, específicamente con el Decreto 1287 de 2014 en relación con la calidad del digestato obtenido y la Norma Técnica Colombiana (NTC 5167)

**Tabla 3.** *Periodicidad de muestreo.*

	Parámetro	Periodicidad
Fisicoquímicos	Sólidos totales	Cada tres días
	Sólidos volátiles	Cada tres días
	Alcalinidad	Cada tres días
	Carbono orgánico oxidable total	Cada seis días
	Nitrógeno total Kjeldahl	Cada seis días
	Fósforo total	Cada seis días
	Metales pesados	Una al final
	Salmonella	Cada seis días
	Coliformes totales	Cada seis días
Microbiológicos	E-coli	Cada seis días
	Huevos de helmintos viables	Una muestra al inicio, una intermedia y una al finalizar.

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a la medición de biogás y caracterización de gas metano, estas variables se analizaron diariamente en todos los reactores, (70/30 a temperatura ambiente, 70/30 a

$37\pm 2^{\circ}\text{C}$ , de 50/50 a temperatura ambiente, 60/50 a temperatura ambiente, al inóculo que fue tomado como el blanco negativo y al inóculo más celulosa). La producción de biogás se realizó mediante la medición de la presión empleando un manómetro digital Wikai-model CPG1500 y la caracterización en términos de gas metano se realizó mediante caracterizador de gases GFG Multi-gas Detector G460. (ver Fotografía 3).

**Fotografía 3. Medición y gas metano**

a. Medición de la presión en las botellas



b. Caracterización del biogás



Fuente: Propia

## 4.5. Análisis estadístico

### 4.5.1. Producción de biogás y gas metano

Una vez conocida la presión en cada uno de los biorreactores se empleó la ecuación de los gases ideales (Ecuación 1), lo que permitió estimar las moles de biogás. Posteriormente, a partir de la caracterización se identificó la fracción volumétrica de gas metano (Ecuación 2), tanto en las mezclas como en el inóculo y se realizó la resta de ambos, obteniendo así la producción debido al sustrato. Luego, se realizó la estandarización ( $0^{\circ}\text{C}$  y 1 atm) mediante la Ecuación 3., y finalmente, se determinó el volumen de metano acumulado, generado por cada gramo de sólidos volátiles adicionados mediante la Ecuación 4.

**Ecuación 1.** *Ecuación de los gases ideales.*

$$Pv = nRT$$

**Ecuación 2.** *Determinación de gas metano.*

$$\text{Moles de } CH_4 = \frac{P * X_{CH_4} * V}{RT}$$

Donde:

P: Presión que se registra en cada biorreactor (Atm)

X(CH<sub>4</sub>): Fracción volumétrica de metano

V: Espacio libre en cada biorreactor (L)

n: Molaridad del gas metano (mol)

R: Constante de los gases ideales ( $0.08205746 \frac{\text{atm} * \text{L}}{\text{mol} * \text{K}}$ )

**Ecuación 3.** *Estandarización de la producción de gas metano.*

$$V \text{ de metano (L)} = \frac{n * R * T}{P}$$

Donde:

n: Moles de metano

T: 273°K

P: 1 atm

**Ecuación 4.** *Determinación del metano por gramos de SV adicionado.*

$$\frac{L(CH_4)}{g \text{ SV adicionado}} = \frac{\text{Volumen de metano acumulado (l)}}{\left[ \frac{\text{Concentración de SV } \left( \frac{g}{Kg} \right)}{1000} \right] * [\text{Cantidad de sustrato adicionado (g)}]}$$

#### 4.5.1.1. Cinética

Como se describió anteriormente la cinética de degradación de la materia orgánica se relaciona directamente con la producción de gas metano, en este sentido, los modelos

cinéticos se establecerán a partir de los modelos Gompertz Modificado que se muestra en la Ecuación 5 y el Modelo de Primer Orden presentado en la Ecuación 6

**Ecuación 5.** *Ecuación del modelo de Gompertz Modificado.*

$$B = B_0 \left( \exp \left( - \exp \left( \frac{R_m * e}{B_0} (\lambda - t) + 1 \right) \right) \right)$$

Donde,

B: Rendimiento de biogás acumulado en el tiempo t (NL/gSV)

B<sub>0</sub>: Máximo potencial de gas metano (L/KgSV)

e: Constante matemática (2.718)

R<sub>m</sub>: Máxima tasa de producción (mL CH<sub>4</sub>/ gSV \*d

λ: Constante de la etapa lag (días)

**Ecuación 6.** *Modelo de primer Orden.*

$$B = B_0 * (1 - e^{-kt})$$

Donde:

B: Rendimiento de biogás acumulado en el tiempo t (NL/gSV)

B<sub>0</sub>: Máximo potencial de gas metano (L/KgSV)

K: Constante de la fase lag (d<sup>-1</sup>)

#### 4.6. Características del digestato

Las características del digestato fueron analizadas a partir del comportamiento temporal en parámetros como COT, NTK, fósforo asimilable total, alcalinidad y microorganismos patógenos, construyendo series de tiempo para cada uno y relacionados con las NTC 5167 .

## 5. Resultados y discusión

### 5.1. Caracterización inicial

#### 5.1.1. Caracterización inicial de los sustratos

En la Tabla 4 se muestra la caracterización fisicoquímica inicial tanto para los lodos residuales como de los residuos de alimento, comprendida por sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), contenido de materia orgánica (SV/ST), alcalinidad parcial, alcalinidad intermedia, alcalinidad total, carbono orgánico total (COT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), relación C/N y ortofosfatos ( $PO_4^{3-}$ ).

**Tabla 4.** Caracterización fisicoquímica inicial de los sustratos.

Parámetro	Unidad	LR	RA
Sólidos totales (ST) *	g/Kg	11.4893 ± 0.07	119.2046±0.06
Sólidos volátiles (SV) *	g/Kg	8.6265±0.02	104.9653±1.69
SV/ST*	-	0.7508±0.00	0.8805±0.002
Alcalinidad Parcial*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	35.56±3.85	-
Alcalinidad intermedia*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	106.11±18.28	-
Alcalinidad total*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	141.67±14.43	-
COT*	%	21.9458±2.59	42.6311±1.59
NTK**	%	2.4523±0.96	2.0075±0.10
Relación C/N*	-	8.9488±0.58	21.23±0.00
$PO_4^{3-}$ **	%	1.2931±0.10	0.18±0.10

\*Desviación estándar calculada a partir de triplicados

\*\* Incertidumbre del método reportado por el laboratorio

*Nota:* Tanto el COT como el NTK y  $PO_4^{3-}$  se reportan en base seca

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a los lodos residuales se observan concentraciones de sólidos totales, sólidos volátiles y relación SV/ST de  $11.4893 \pm 0.07$  g/Kg,  $8.6265 \pm 0.02$  g/Kg y  $0.7505 \pm 0.00$ , respectivamente. Algunos valores reportados por autores como Maragkaki et al. (2017) evidencian concentraciones de  $26.3 \pm 4.5$ ,  $19.7 \pm 5.6$  y 0.74 para cada uno de los parámetros; en general, se pueden observar diferencias en el contenido de ST y SV. Sin embargo, estos

parámetros dependen de manera directa de factores ambientales como las lluvias y factores sociales y culturales (Julio et al., 2016).

En cuanto a la concentración de materia orgánica, medida en términos de la relación SV/ST, el valor reportado en la presente investigación es similar a la reportada por (Julio et al., 2016); se evidencia que, aproximadamente, el 75% de los sólidos presentes en los lodos corresponden a sólidos volátiles que podrán ser metabolizados por los microorganismos anaerobios. En la Tabla 4 también se muestra la alcalinidad parcial, intermedia y total correspondientes a  $35.53 \pm 3.85$ ,  $106.11 \pm 18.28$  y  $141.67 \pm 14.43$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , y en cuanto a la relación entre la alcalinidad intermedia y la alcalinidad parcial se evidenció un valor de 0.29 lo que de acuerdo con (Pérez & Torres, 2011) indican inconvenientes en el sustrato que se pueden ver reflejado en una alta producción de AGV's que no serán asimiliados por el inóculo a la misma velocidad de producción, cabe resaltar que este es uno de los parámetros de mayor relevancia, pues, como se mostró en la Gráfica 1 en el metabolismo anaerobio se da la generación de AGV's que pueden acidificar el medio y la alcalinidad propia de cada sustrato será la encargada de contrarrestar estos ácidos.

Finalmente, se presentan las características nutricionales, reportadas a partir de COT, NTK y  $\text{PO}_4^{3-}$  que corresponde a 21.9458%, 2.4523% y 1.2931%, a partir de estos datos se obtiene además la relación C/N, que para los lodos residuales corresponde a 8.9488, relación que está muy por debajo de la relación deseada que, como se ha mencionado debe estar entre 25 y 30 (Battista et al., 2013).

Los residuos de alimentos también fueron caracterizados en los mismos términos obteniendo valores de  $119.2046 \pm 0.067$  g/Kg para ST,  $104.9653 \pm 1.692$  g/Kg para SV y una relación entre SV/ST de  $0.8805 \pm 0.0021$ ; lo que indica que, similar a los lodos en los residuos de alimentos, hay un importante contenido de materia orgánica que puede ser aprovechada por los microorganismos anaerobios. En cuanto a la alcalinidad se evidencia que, tanto para la alcalinidad parcial como para la intermedia y la total, el valor es de 0, lo que permite inferir que en el proceso de mono-digestión anaerobia este sustrato no podrá contrarrestar la acidificación del medio. En cuanto al contenido nutricional, se observa que COT es aproximadamente el doble del contenido en los lodos con un valor de 42.63%, mientras que, el NTK es más o menos similar en ambos sustratos con un valor de 2.00% en residuos de alimentos y, finalmente, la relación C/N 21.23 que está más cercana al valor óptimo.

De acuerdo con lo descrito anteriormente se puede esperar que la mezcla entre lodos residuales y residuos de alimentos favorezca la digestión anaerobia; en este caso particular, debido al alto contenido de materia orgánica de ambos co-sustratos, y que los lodos además de los nutrientes, aportarán alcalinidad al sistema mientras que los residuos de alimentos aportarán igualmente nutrientes, pero, sobre todo, ayudarán a regular la relación C/N, ambos parámetros fundamentales para el arranque y la operación de los digestores anaerobios.

### 5.1.2. Caracterización del inóculo

Tal como se ha descrito la procedencia, calidad y la relación inóculo sustrato son parámetros fundamentales (Holliger et al., 2016)), sobre todo en la etapa de adecuación y arranque de los reactores. En este sentido, el inóculo también se caracterizó en términos de ST, SV, SV/ST, alcalinidad parcial, alcalinidad intermedia, alcalinidad total, COT, NTK y ortofosfatos. Los datos son reportados en la Tabla 5.

**Tabla 5.** Caracterización fisicoquímica del inóculo.

Parámetro	Unidad	Inóculo
Sólidos totales ST*	g/Kg	27.3446±0.06
Sólidos volátiles SV*	g/Kg	12.3851±0.10
SV/ST*	-	0.457±0.00
Alcalinidad parcial*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	3447.22±37.58
Alcalinidad intermedia*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	786.11±24.05
Alcalinidad total*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	4233.33±60.09
COT*	%	10.7599±1.24
NTK**	%	6.1938±0.94
C/N*	-	1.7371±0.54
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> *	%	2.5654±0.19

\*Desviación estándar calculada a partir de triplicados

\*\* Incertidumbre del método reportado por el laboratorio

*Nota:* Tanto el COT como el NTK y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> se reportan en base seca

Fuente: elaboración propia.

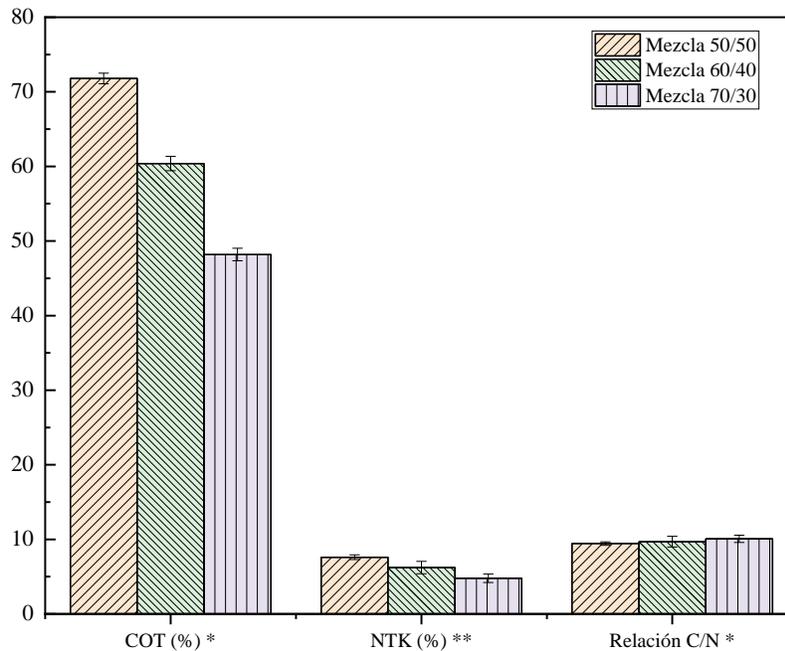
De acuerdo con la información suministrada en la Tabla 5, el inóculo presentó un contenido de sólidos totales de  $27.3446 \pm 0.06$  g/Kg,  $12.3851 \pm 0.10$  g/Kg de sólidos volátiles y una relación SV/ST del  $0.457 \pm 0.003$ , valor propio de un lodo digerido. En cuanto a la alcalinidad, se evidenció una alcalinidad total de  $4233.33 \pm 60.09$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , una alcalinidad intermedia de  $786.11 \pm 24.05$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , una alcalinidad parcial de  $3447.22 \pm 37.58$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y una relación entre AI/AP 0.22 e lo que permitió inferir que el inóculo empleado tiene la capacidad de contrarrestar los AGV's producidos en la digestión anaerobia y que logran superar la etapa de arranque. En cuanto al contenido nutricional se observó un contenido del 10.75 % para COT y 6.19% para NTK, valores típicos de un lodo digerido; en cuanto a la relación C/N se evidenció un valor de  $1.7371 \pm 0.54$  y el contenido de ortofosfatos igual a  $2.5654 \pm 0.19\%$ . Los valores mostrados anteriormente son cercanos a los reportados por julio et al. (2016) quienes en su investigación usaron lodos provenientes de la misma planta de tratamiento.

### **5.1.3. Caracterización de las mezclas**

#### **5.1.3.1. *Características fisicoquímicas***

Tal como se ha indicado antes, en la presente investigación se evaluó la influencia que tiene el porcentaje de co-sustratos en la co-digestión anaerobia. En este sentido, se prepararon tres mezclas, una de 50/50, otra 60/40 y 70/30 residuos de alimentos y lodos residuales. Las características nutricionales de cada una de las tres mezclas se presentan en la Gráfica 2.

**Gráfica 2.** *Características nutricionales de las mezclas.*



\*Desviación estándar calculada a partir de triplicados

\*\* Incertidumbre del método reportado por el laboratorio

*Nota:* El COT y el NTK se reportan en base seca

Fuente: elaboración propia.

En general, se puede observar que tanto el COT como el NTK disminuyen en la medida en que aumenta la proporción de alimentos; sin embargo, aunque la diferencia no es grande, la relación C/N de las mezclas aumentó cuando la proporción de residuos de alimentos es mayor con valores de 9.43 en la mezcla 50/50, 9.69 para 60/40 y 10.07 en la mezcla 70/30.

A estas mezclas se les adicionó lodo anaerobio como inóculo, y a partir de estas condiciones se hace el seguimiento de parámetros de acuerdo con lo descrito en la metodología. Las características iniciales de las mezclas completas se muestran en la Tabla 6.

**Tabla 6.** Características iniciales de las mezclas más inóculo.

Parámetro	Unidad	Mezcla 50/50	Mezcla 60/40	Mezcla 70/30
ST*	g/Kg	27.62±0.11	29.59±0.051	34.03±0.051
SV*	g/Kg	14.45±0.06	15.70±0.19	20.13±0.06
SV/ST*	-	0.52±0.002	0.53±0.002	0.59±0.001
Alcalinidad parcial*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	1761.11±96.23	1972.22±48.11	2177.78±125.09
Alcalinidad intermedia*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	683.33±43.30	638.89±24.05	644.44±216.88
Alcalinidad total*	mg CaCO <sub>3</sub> /L	2444.44±83.47	2611.11±24.06	2822.22±78.21
COT*	%	20.13±0.24	20.28±0.30	24.73±0.53
NTK**	%	4.78±0.72	5.46±0.82	6.34±0.96
Relación C/N*	-	4.21±0.52	4.52±0.60	3.18±0.75
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> *	%	3.12±0.23	1.11±0.08	1.00±0.075

\*Desviación estándar calculada a partir de triplicados

\*\* Incertidumbre del método reportado por el laboratorio

*Nota:* Tanto el COT como el NTK y P se reportan en base seca

Fuente: elaboración propia.

## 5.2. Potencial de biometanización

### 5.2.1. Efecto del porcentaje de co-sustrato sobre el potencial de biometanización

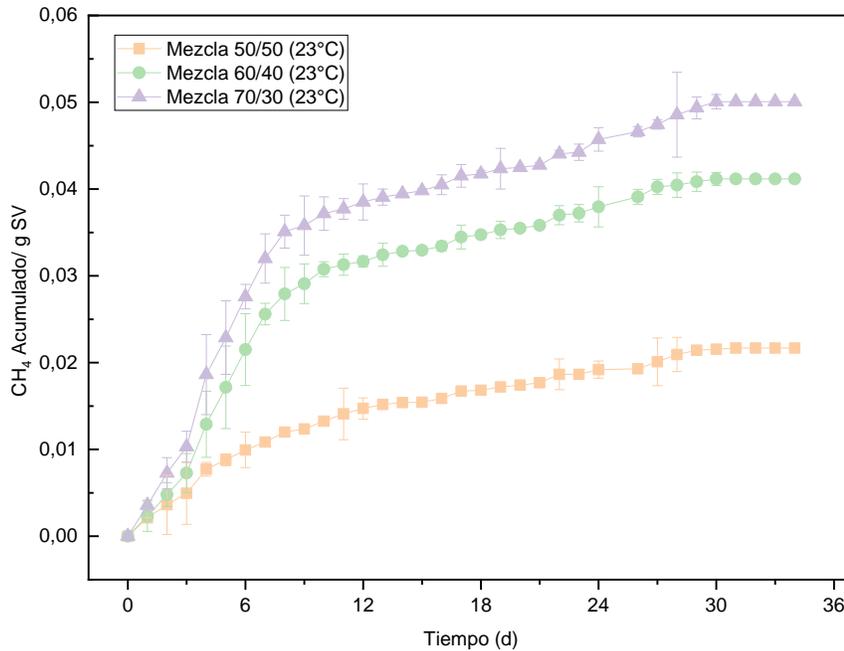
Como parte de la experimentación se estudió el efecto que tiene el porcentaje de co-sustratos sobre la producción de gas metano, evaluando las mezclas 60/40 y 50/50, además de la mezcla 70/30 de residuos de alimentos y lodos residuales. A cada una de las mezclas se le hizo seguimiento de acuerdo con lo descrito en la metodología. El seguimiento duró 34 días y se detuvo cuando la línea de tendencia de las tres mezclas tuvo un comportamiento más o menos asintótico. En la Gráfica 3 se muestra el rendimiento de gas metano para las tres mezclas que se mantuvieron a temperatura ambiente.

En la Gráfica 3 se observa que como era de esperarse, en la medida en que aumenta la concentración de residuos de alimentos, aumentó la producción de gas metano, obteniendo una producción acumulada a condiciones normales de 0.021 NLCH<sub>4</sub>/g SV adicionado para la mezcla 50/50, seguido de la mezcla 60/40 con una producción acumulada de 0.041 NLCH<sub>4</sub>/g SV, mientras que, la mayor producción se obtuvo para mezcla 70/30 con una

producción de 0.050 NLCH<sub>4</sub>/g SV, lo que representó un aumento del 18% con respecto a la mezcla 60/40 y del 58% con respecto a la de 50/50. De acuerdo con lo reportado por Donoso-Bravo et al. (2021), este compartimiento es el esperado y de su estudio, se comprueba que los residuos de alimentos tienen efecto sinérgico en la co-digestión con lodos biológicos. Sin embargo, para Donoso y Bravo, su mejor rendimiento estuvo representado para la mezcla 60/40 (LR/RA) y en un trabajo de Li et al. (2021), desarrollado a 35±2°C ; un compartimiento similar se reporta en el proceso de co-digestión de lodos en un reactor de membrana de alta retención de sólidos, donde obtuvieron un rendimiento de 0.352 NL/g SV (adicionado en la co-digestión 50/50 RA/LR), mientras que para la co-digestión 70/30 (LA/LR) obtuvieron un rendimiento de 0.482 NL/g SV adicionados, lo que significó un aumento de aproximadamente el 27%.

Con base en lo encontrado en la presente investigación, el comportamiento se relaciona directamente con la relación C/N reportada en la Gráfica 2, donde se logra ver que la mezcla con menor relación C/N corresponde a la combinación 50/50, seguida por 60/40 y, finalmente, 70/30, que con base en Mehariya (2018), además de regular los nutrientes disponibles para los microorganismos, disminuye el riesgo de inhibición de estos, por la producción de amoníaco dentro de los reactores.

**Gráfica 3.** Producción acumulativa de metano de las diferentes mezclas de co-digestión de residuos de alimento y lodos residuales.



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

### 5.2.1.1. Modelo de Primer Orden para las mezclas de co-digestión a temperatura ambiente.

La Gráfica 4, Gráfica 5 y Gráfica 6 muestran la producción de gas metano medida en el laboratorio para las mezclas 70/30, 60/40 y 50/50 respectivamente, y las curvas de ajuste para el Modelo de Primer Orden. Mientras que, la Tabla 7 muestra los parámetros cinéticos  $B_0$  y  $K$  el modelo de primero orden y el ajuste del modelo  $R^2$  para las mismas mezclas.

Respaldando la información suministrada en la Gráfica 3, se logra evidenciar que a medida que aumenta la concentración de residuos de alimentos, aumenta el valor de  $B_0$ , correspondiente a la producción máxima, con valores de 0.049, 0.041 y 0.022 NLCH<sub>4</sub>/gSV para las mezclas 70/30, 60/40 y 50/50; mientras que los valores del coeficiente de hidrólisis disminuyen a medida que aumenta la proporción de RA, obteniendo valores de 0.1231 d<sup>-1</sup> para 70/30, 0.1131 d<sup>-1</sup> en 60/40 y 0.086 d<sup>-1</sup> en 50/50, que, de acuerdo con Sandoval-Cobo et

al. (2020) indican una rápida estabilización del proceso, siendo mayor en la mezcla 70/30, seguida por 60/40 y 50/50. Los valores de K obtenidos en la presente investigación (0.049 NLCH<sub>4</sub>/gSV en 70/30), son significativamente más altos que los obtenidos por Zhang et al. (2014), quienes evaluaron la co-digestión anaerobia de lodos residuales con estiércol de cerdo y reportaron valores entre 0.044 y 0.062 d<sup>-1</sup>, lo que indica que la etapa de hidrólisis es menor cuando se emplea residuos de alimentos como co-sustrato. Por otro lado, en la investigación desarrollada por Lohani et al. (2021), en donde evaluaron el proceso de co-digestión de LR, RA y desechos de aves de corral bajo condiciones ambientales, obtuvieron un valor de K de 0,045 d<sup>-1</sup>.

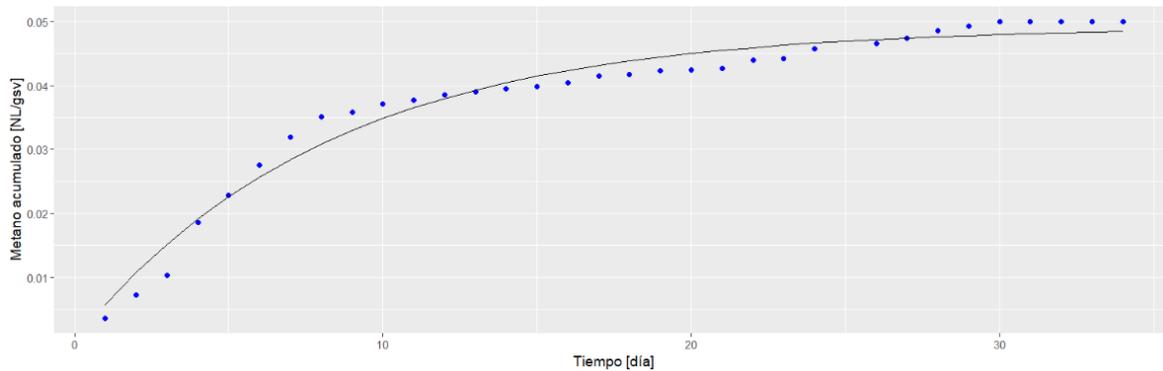
En cuanto al ajuste del Modelo de Primer Orden, en las tres mezclas se observa un ajuste de R<sup>2</sup> mayor a 0.970 correspondiente a la mezcla 70/30, comportamientos similares se ha evidenciado en otros trabajos como el desarrollado por Sandoval-Cobo et al. (2020) para la digestión anaerobia de residuos, encontrando ajustes cercanos a 0.98; igualmente Sedighi et al. (2022) evaluaron diferentes modelos en la digestión anaerobia de residuos de alimentos y lodos biológicos, encontrando coeficientes de determinación entre 0.93 y 0.98 para el modelo de primer orden; y Xie et al. (2017) quienes encontraron ajustes mayores a 0.82.

**Tabla 7.** *Parámetros cinéticos del Modelo de Primer Orden para las diferentes mezclas a condiciones de temperatura ambiente.*

Parámetros cinéticos	Mezclas		
	70/30	60/40	50/50
B <sub>0</sub> (NLCH <sub>4</sub> /gSV)	0.0492	0.0415	0.0223
K(d <sup>-1</sup> )	0.1231	0.1131	0.0867
R <sup>2</sup>	0.970	0.975	0.985

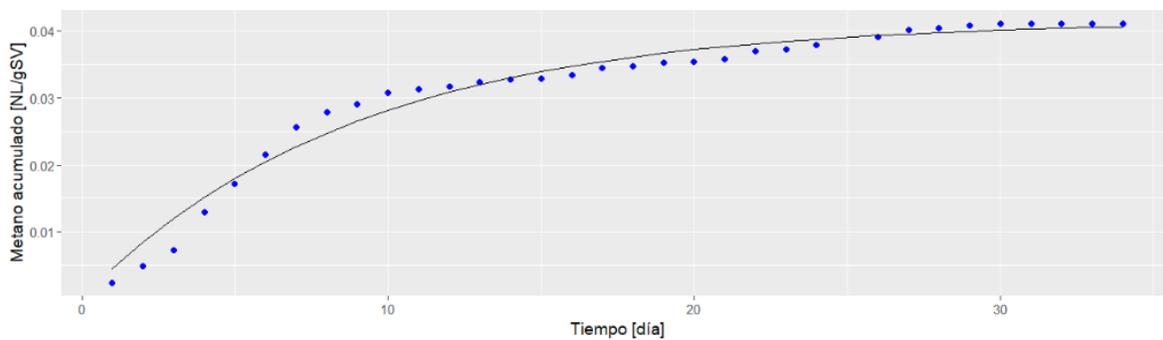
Fuente: elaboración propia

**Gráfica 4.** Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.



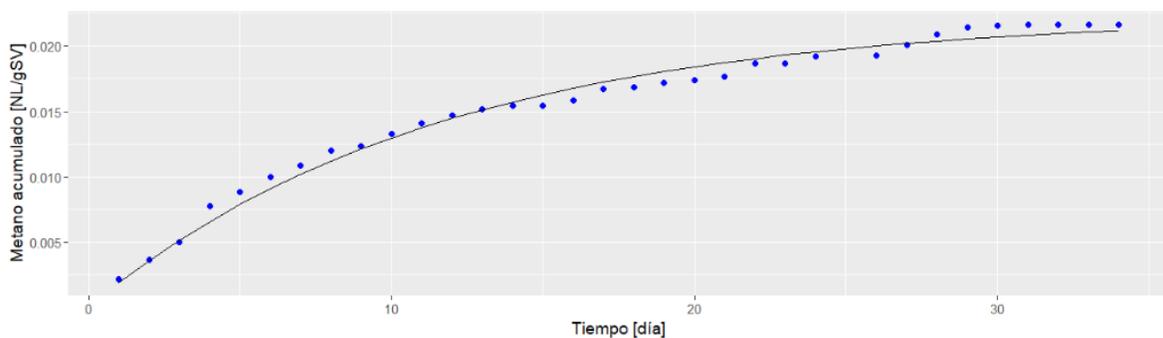
Fuente: elaboración propia.

**Gráfica 5.** Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 60/40 a temperatura ambiente.



Fuente: elaboración propia

**Gráfica 6.** Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 50/50 a temperatura ambiente



Fuente: elaboración propia.

### **5.2.1.2. Modelo de Gompertz Modificado para las mezclas de co-digestión a temperatura ambiente.**

Los valores de los parámetros cinéticos obtenidos del modelo de Gompertz Modificado para las tres mezclas bajo condiciones ambientales son reportados en la Tabla 8. Igualmente, en la Gráfica 7, Gráfica 8 y Gráfica 9 se muestran los comportamientos de los datos obtenidos empíricamente (puntos azules) y el comportamiento del modelo (línea continua).

En cuanto al valor  $B_0$ , correspondiente al máximo potencial de  $CH_4$  mediante el modelo de Gompertz, se obtuvieron valores de 0.0467 NLCH<sub>4</sub>/gSV para la mezcla 70/30, 0.0388 NLCH<sub>4</sub>/gSV en 60/40 y 0.0217 NLCH<sub>4</sub>/gSV en 50/50. En comparación con este mismo parámetro y obtenido mediante el Modelo de Primer Orden, que se reportan en la Tabla 7, se observa una leve disminución, por ejemplo, para la mezcla 70/30 se obtuvo un valor de 0.0492 NLCH<sub>4</sub>/gSV en el Modelo de primer Orden y 0.0467 NLCH<sub>4</sub>/gSV en el modelo de Gompertz Modificado, dicho comportamiento es similar a lo reportado por autores como Lohani et al. (2021). Quienes encontraron un valor de 0.0807 LCH<sub>4</sub>/gSV para el modelo de primer orden y de 0.0769 LCH<sub>4</sub>/gSV para el modelo de Gompertz Modificado. De otro lado, en relación con la tasa de producción diaria ( $R_m$ ), se evidenció un aumento en la medida en que aumenta la proporción de RA, obteniendo un valor de 0.0387 NLCH<sub>4</sub>/gSV-d en la mezcla 70/30, 0.0329 en 60/40 y de 0.0009 en 50/50, siendo menor este último valor. Autores como Lohani et al. (2021), encontraron valores de  $R_m$  de 0.012 L/gSV\*d para el proceso de co-digestión LR con RA a temperatura ambiente cuando la experimentación se desarrolló en verano. Sin embargo, para este parámetro los autores reportaron una disminución cuando el proceso experimental se desarrolló en invierno, llegando a valores de 0.0023 L/gSV\*d. Por otro lado, está el estudio de Zhang et al. (2014) que, como ya se mencionó anteriormente, estudiaron el proceso de co-digestión de lodos residuales con estiércol de cerdo, en dicho estudio se reportaron valores que van desde 0.00048 L/gSV\*d hasta 0.01512 L/gSV\*d, lo que permitió definir que los residuos de alimentos como el mejor co-sustrato en la digestión anaerobia de lodos situación que es similar a la encontrada en el presente estudio, Para la fase lag, definida como  $\lambda$  (d), se evidencia que en la mezcla 70/30 correspondió a -0.50 d, mientras que 60/40 y 50/50 correspondieron a 0.044 (d) y -3.2516 d, respectivamente. Lo anterior, indica una fase de adaptación drásticamente disminuida o inexistente, que de acuerdo con Sedighi et al. (2022) es un comportamiento típico en el proceso de co-digestión de LR con

RA, en esta misma línea, un trabajo reportado por Aljbour et al. (2021), evidencia un valor de  $\lambda$  de -0.8 para la co-digestión anaerobia de LR y RA cuando se empleó la mezcla de 20/80. Por otro lado, Gaur & Suthar (2017), obtuvieron valores menores (-0.17 d), y un resultado ahora muy diferente, incluye a Sedighi et al. (2022), cuyo valor fue de 0 d.

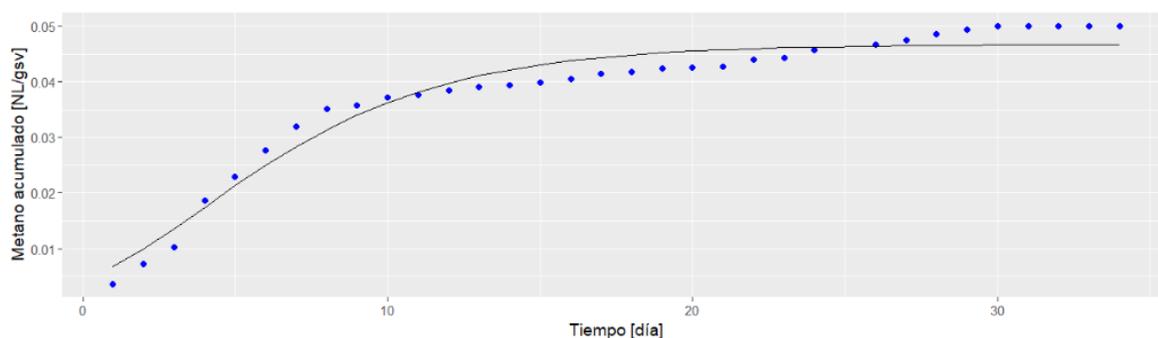
Finalmente, en la Tabla 8 se muestra el modelo de Gompertz Modificado para las tres mezclas, representado por  $R^2$  con valores superiores a 0.95. En comparación con el Modelo de Primer Orden, se observó una disminución en el ajuste de las mezclas. Estos valores permitieron inferir que el modelo de Gompertz Modificado describe de manera adecuada el comportamiento real de la co-digestión anaerobia de LR con RA a temperatura ambiente.

**Tabla 8.** *Parámetros cinéticos del modelo de Gompertz Modificado para las diferentes mezclas a condiciones de temperatura ambiente.*

Parámetros cinéticos	Mezclas		
	70/30	60/40	50/50
$B_0$ (NLCH <sub>4</sub> /gSV)	0.0467	0.0388	0.0217
$R_m$ (NL NLCH <sub>4</sub> /gSV*d)	0.0387	0.0329	0.0009
$\lambda$ (d)	-0.5035	0.0445	-3.2516
$R^2$	0.955	0.965	0.9740

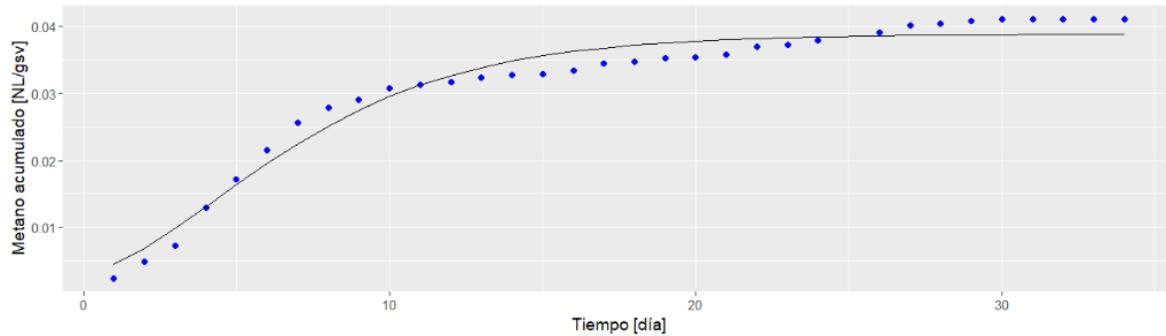
Fuente: elaboración propia.

**Gráfica 7.** *Modelo Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.*



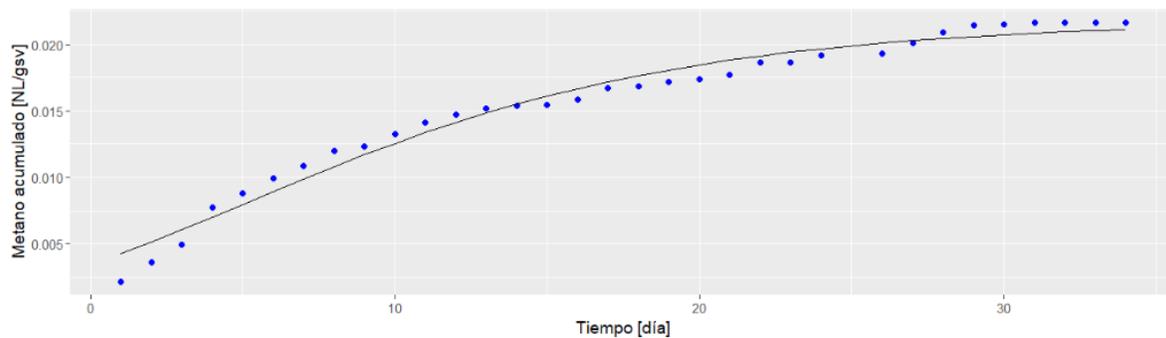
Fuente: elaboración propia.

**Gráfica 8.** Modelo de Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 60/40 a temperatura ambiente.



Fuente: elaboración propia.

**Gráfica 9.** Modelo de Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 50/50 a temperatura ambiente.



Fuente: elaboración propia.

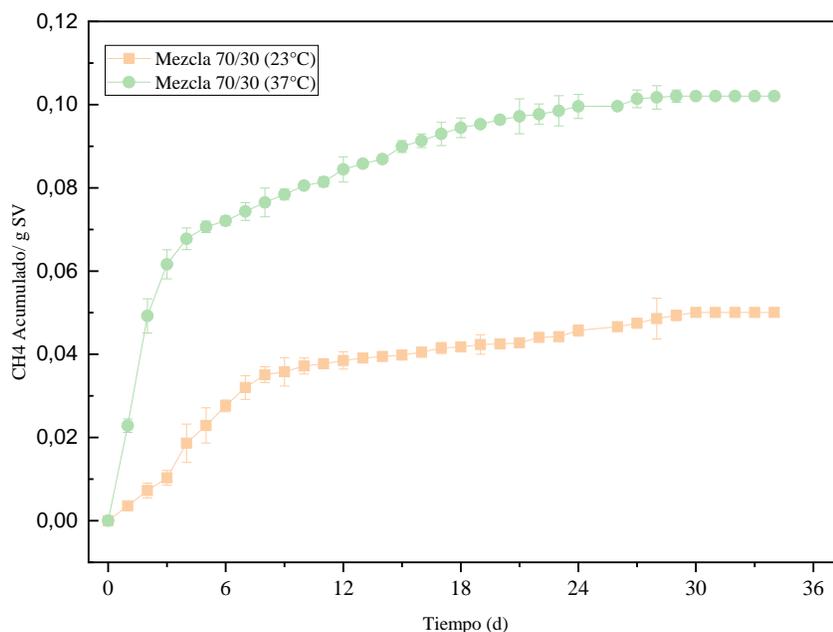
### 5.2.2. Efecto de la temperatura sobre la co-digestión anaerobia de LR y RA

Para evaluar el efecto de la temperatura sobre la producción de gas metano en la co-digestión de lodos residuales y residuos de alimentos se prepararon tres botellas de la mezcla 70/30, a las cuales se les garantizó una temperatura constante de  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ .

En la Gráfica 10 se presenta la influencia que tiene la temperatura sobre la producción de gas metano. Se observa un efecto importante de la temperatura sobre el proceso, cuando se desarrolló a temperatura ambiente ( $23\pm 3^{\circ}\text{C}$ ) se obtuvo una producción acumulada de 0.050 NL  $\text{CH}_4/\text{g}$  SV adicionados; mientras que, cuando el proceso se desarrolló a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$  se obtuvo una producción de 0.102 NL  $\text{CH}_4/\text{g}$  SV adicionados, lo que representa un aumento del 50%

en la producción total. Dicho valor se encuentra dentro del rango definido por autores como Chan et al. (2018), quienes afirman que la producción de gas metano en la co-digestión de lodos y residuos de alimentos se encuentra entre 0.0016 y 0.31 L CH<sub>4</sub>/g SV, y que la variación en la producción obtenida puede deberse a variaciones en las características de los residuos de alimentos o en las características de los lodos.

**Gráfica 10.** Comparación de la producción acumulativa de metano a temperatura ambiente y a 37±2 °C.



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

### 5.2.2.1. Parámetros cinéticos del Modelo de Primer Orden y Gompertz Modificado y el efecto de la temperatura sobre el proceso de co-digestión.

La Tabla 9 muestra los valores de los parámetros cinéticos obtenidos y la Gráfica 11 muestra el comportamiento del modelo experimental y el ajuste a partir del Modelo de Primer orden para la mezcla 70/30 a 37±2°C. Para la producción máxima, representada por B<sub>0</sub>, se evidenció un valor de 0.0973 NLCH<sub>4</sub>/gSV que, en comparación con la misma mezcla, pero a temperatura ambiente, representó un aumento cercano al 49%. El valor obtenido a temperatura ambiente se acercó a los valores indicados por trabajos como el Gaur & Suthar

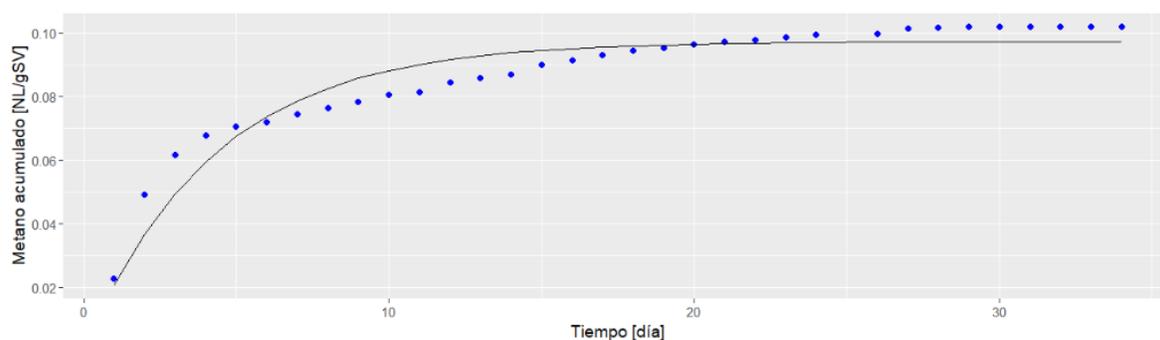
(2017), que reportan 0.00496 LCH<sub>4</sub>/gSV y 0.1723 NLCH<sub>4</sub>/gSV. Este comportamiento se repitió para el coeficiente de hidrólisis, a 37±2°C con un valor de 0.2359 d<sup>-1</sup> lo que representó un aumento aproximado del 48%. En cuanto al ajuste del modelo, se observó un R<sup>2</sup> de 0.91, sin embargo, bajo condiciones ambientales, este valor alcanzó más del 0.097. Si bien, el ajuste es menor, representó de manera adecuada lo obtenido en el laboratorio (El-Mashad, 2013).

**Tabla 9.** *Parámetros para el modelo de Primer Orden para la mezcla 70/30 a 37±2°C.*

B <sub>0</sub> (NLCH <sub>4</sub> /gSV)	K(d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>
0.0973	0.2359	0.915

Fuente: Elaboración propia

**Gráfica 11.** *Modelo de primer orden para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a 37±2°C.*



Fuente: elaboración propia.

Los valores de las constantes cinéticas del modelo de Gompertz Modificado son reportados en la Tabla 10. En la Gráfica 12 se muestra el comportamiento del modelo y los datos obtenidos de manera experimental.

De manera similar al modelo de primer orden se observó un aumento en la producción máxima, mientras que, a temperatura ambiente se reportó un valor para B<sub>0</sub> de 0.046 NLCH<sub>4</sub>/gSV, y al llevar a 37±2°C este parámetro es de 0.1010 NLCH<sub>4</sub>/gSV, lo que representa un aumento del 54%. Sin embargo, en la tasa de producción diaria se observa una disminución, pasando de 0.038 NLCH<sub>4</sub>/gSV-d a 0.0060 NLCH<sub>4</sub>/gSV-d. En cuanto a la fase lag ( $\lambda$ ) se reporta un valor negativo que, como se explicó anteriormente, indicando una disminución radical o inexistencia de la fase de adaptación y que, de acuerdo con

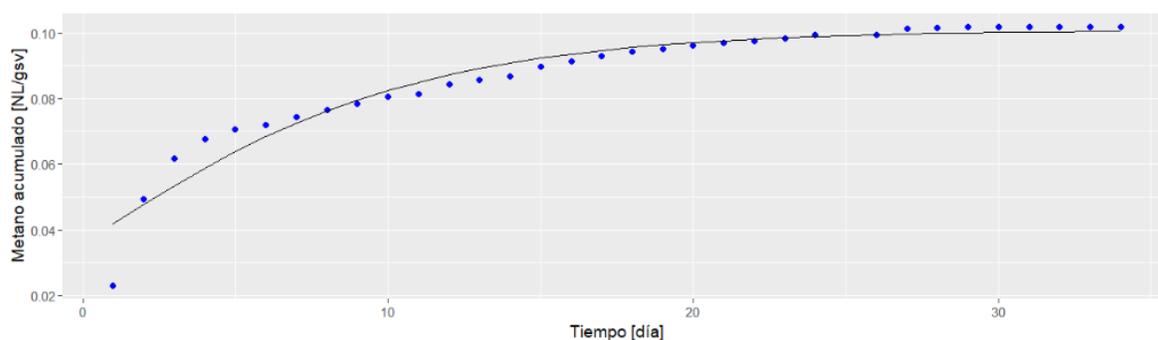
investigadores como Sedighi et al. (2022), es un comportamiento normal en los procesos de co-digestión.

**Tabla 10.** *Parámetros para el modelo Gompertz Modificado para la mezcla 70/30 a 37±2°C*

$B_0$ (NLCH <sub>4</sub> /gSV)	$R_m$ (NL NLCH <sub>4</sub> /gSV* d)	$\lambda$ (d)	$R^2$
0.1010	0.0060	-5.8436	0.9349

Fuente: elaboración propia.

**Gráfica 12.** *Modelo de Gompertz Modificado para la producción de gas metano en la mezcla 70/30 a 37±2°C.*



Fuente: elaboración propia.

### 5.3. Seguimiento de la degradación de la materia orgánica

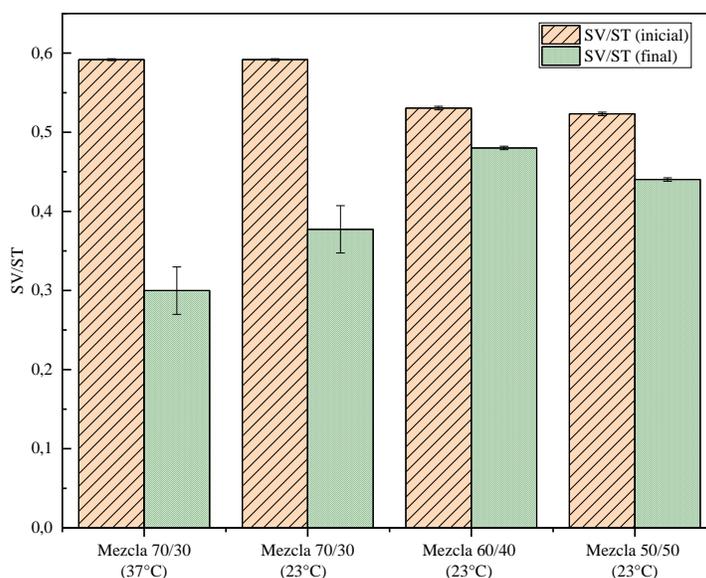
El seguimiento del proceso de degradación de la materia orgánica se realizó a partir de la medición de parámetros como ST, SV, SV/ST, COT, NTK, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y alcalinidad, el comportamiento de dichos parámetros se describe a continuación.

#### 5.3.1. Comportamiento de los sólidos totales, sólidos volátiles y SV/ST

En la Gráfica 13 se muestra el comportamiento de la materia orgánica medida en términos de SV/ST para cada una de las mezclas. En general, se observa que hay una disminución de la relación SV/ST. Al comparar la mezcla 70/30 a las diferentes temperaturas (ambiente y

37±2 °C). Se observó una mayor disminución en el contenido de materia orgánica cuando el proceso se desarrolló a 37±2°C con una disminución del 41.8%, mientras que, a temperatura ambiente se logró una disminución del 26.7%. En tanto que, para las mezclas 60/40 y 70/30, que fueron desarrolladas a temperatura ambiente, se lograron remociones del 9.5% y el 15.8%, respectivamente. Como ya se ha indicado, en la mezcla 70/30 bajo las mismas condiciones se logró una remoción del 26.7%.

**Gráfica 13.** Comportamiento de los sólidos totales y sólidos volátiles en las diferentes mezclas.



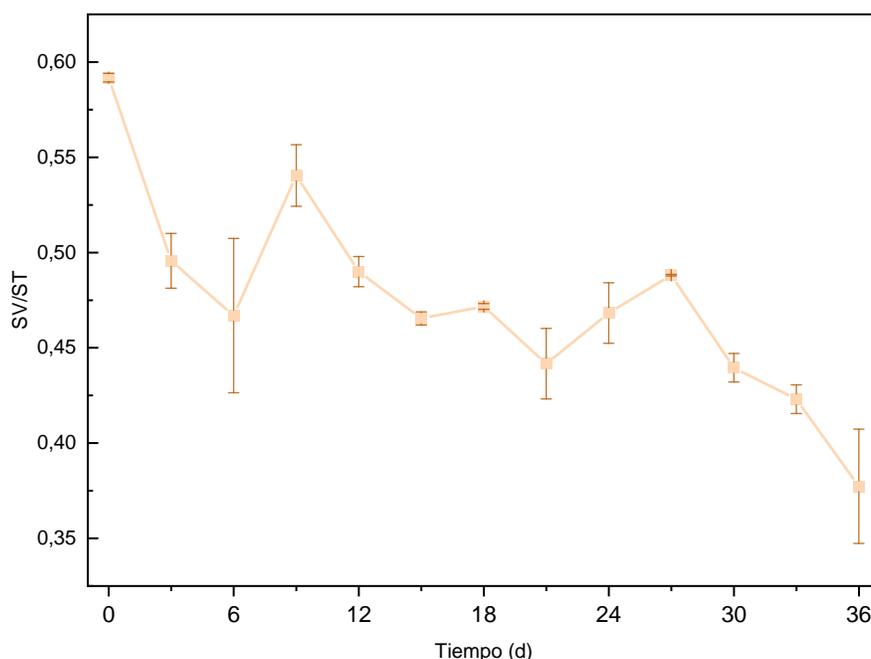
Nota: Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

El seguimiento dinámico de la degradación de la materia orgánica a partir de la relación SV/ST se muestra en la Gráfica 14. Como se mencionó la metodología, la mezcla 70/30 a temperatura ambiente se monitoreó cada tres días. En general, se puede observar una tendencia a la disminución en el contenido de materia orgánica, lo que respalda los resultados obtenidos en cuanto a la generación de CH<sub>4</sub>. También, se evidenciaron algunos picos de crecimiento, específicamente para la cuarta y decima medición, que corresponden a valores comparables con otros estudios, ejemplo el de Gaur & Suthar (2017), quienes entre los días

cinco y diez reportaron un aumento en el contenido de sólidos volátiles pasando del 80 g/ Kg a aproximadamente 92 g/kg. El mayor porcentaje de remoción se observaron entre el primer y el tercer día, pasando de una relación SV/ST de 0.6 a 0.5; posteriormente, aunque la tendencia fue a la disminución, la velocidad de degradación disminuyó.

**Gráfica 14.** *Dinámica de la mineralización de la materia orgánica medida a partir de la relación SV/ST (las barras de error evidencian la desviación estándar en las tres réplicas).*



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

### **5.3.2. Comportamiento del carbono orgánico total**

En la Gráfica 15 se muestra el comportamiento de COT para las diferentes mezclas, evidenciando que a medida que disminuye la proporción de residuos de alimentos disminuye el COT; este comportamiento también es corroborado en la investigación desarrollada por Julio et al. (2016), quienes además, encontraron similitudes en los valores obtenidos. Los valores alcanzados en este proyecto, oscilaron entre 24,73% y 20,13%, a diferencia de lo

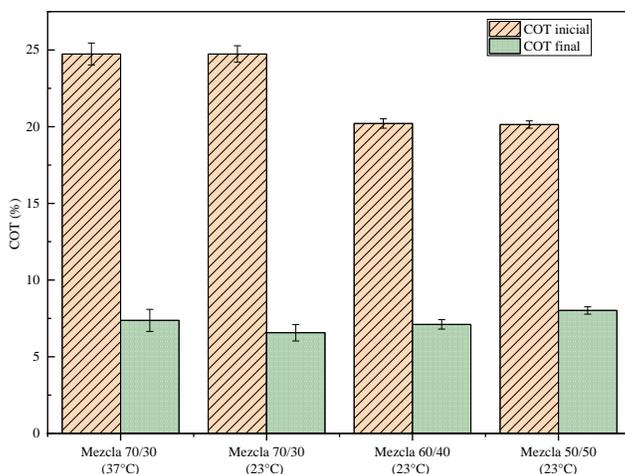
obtenido por Julio y colaboradores cuyos datos estuvieron entre el 31.13% y 26.25%, y los de Di et al. (2014), que reportan valores entre 29.3% y 23.1%.

En la Gráfica 15, se observa también, el porcentaje de remoción de COT para cada uno de los tratamientos, que en los cuatros casos corresponde a valores similares. Para la mezcla 70/30 bajo condiciones ambientales se obtuvo el 75% de remoción, seguido de la mezcla 70/30 a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$  con un 70%; 60/40 y 50/50 con el 65% y 60%, respectivamente. Estos valores son mayores a los obtenidos por Julio et al. (2016), quienes obtuvieron un 17%;, sin embargo, son valores cercanos al 58% reportados por Di et al. (2014).

Es importante resaltar, que lo encontrado en el presente trabajo de investigación, se ajusta a lo propuesto por la Norma Técnica Colombiana 5167 de 2011, en la que los productos sólidos de origen animal, vegetal o provenientes de lodos de tratamiento de aguas residuales domésticas o agroindustriales deben contener como mínimo el 5% de carbono orgánico total, dicho valor es cumplido por el digestato obtenido en los cuatro tratamientos.

El comportamiento temporal del COT para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente es presentado en la Gráfica 16 en la que se evidencia una disminución significativa en los primeros 12 días de seguimiento, por ejemplo, entre el día cero y el sexto día, que corresponden a la primera medición, se observó una disminución del 37% del carbono orgánico total; posterior a la segunda medición, el contenido de COT se estabilizó y empezó a disminuir más lentamente con valores cercanos al 10% hasta llegar al valor de 7.31% para la última medición.

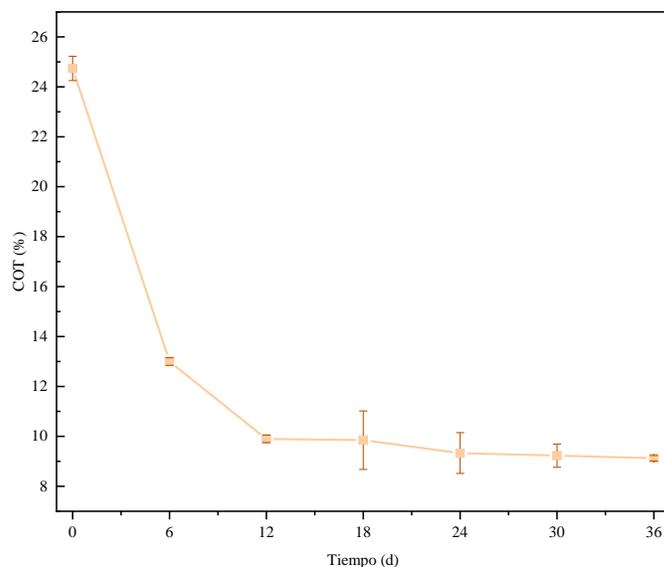
**Gráfica 15.** Comportamiento del carbono orgánico total para las diferentes mezclas.



*Nota:* Las barras de error evidencian la incertidumbre del método reportado por el laboratorio.

Fuente: elaboración propia.

**Gráfica 16.** *Dinámica del carbono orgánico total para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.*



*Nota:* Las barras de error evidencian la incertidumbre del método reportado por el laboratorio.

Fuente: elaboración propia.

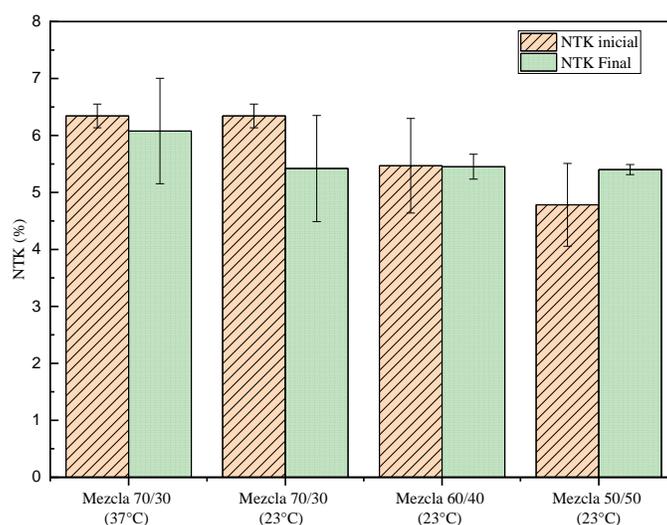
### **5.3.3. Comportamiento del nitrógeno total Kjeldahl**

El comportamiento del NTK para cada uno de los tratamientos se muestra en la Gráfica 17. En general, se observa que, en la medida en que disminuye la proporción de residuos de alimentos, disminuye la concentración inicial NTK; tanto para las mezclas 70/30 a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$  y las mezclas 70/30 a temperatura ambiente. Para las combinaciones indicadas, se observó una disminución en la concentración de nitrógeno correspondiente al 14%, al 4.16%. Por otro lado, para la 60/40 se evidenció una disminución casi imperceptible del 0.3%; mientras que 50/50 a temperatura ambiente se observó un aumento correspondiente al 12.94%, obteniendo valores finales de 5.40%, 6.00%, 5.45% y 5.40%, superiores a las reportadas por Di et al. (2014), quienes en la co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos obtuvieron valores inferiores a 3.40%. Por otro lado, el comportamiento observado en la

mezcla 50/50 se asemeja al reportado por Julio et al. (2016) con un aumento en la concentración de NTK superior al 15%.

En lo correspondiente a las propiedades nutricionales se evidencia que el digestato obtenido en los cuatro tratamientos cumple con lo requerido por la Norma Técnico Colombiana 5167, que sugiere que el digestato debe tener concentraciones por encima del 2% de nitrógeno.

**Gráfica 17.** Comportamiento del nitrógeno total Kjeldahl para las diferentes mezclas.

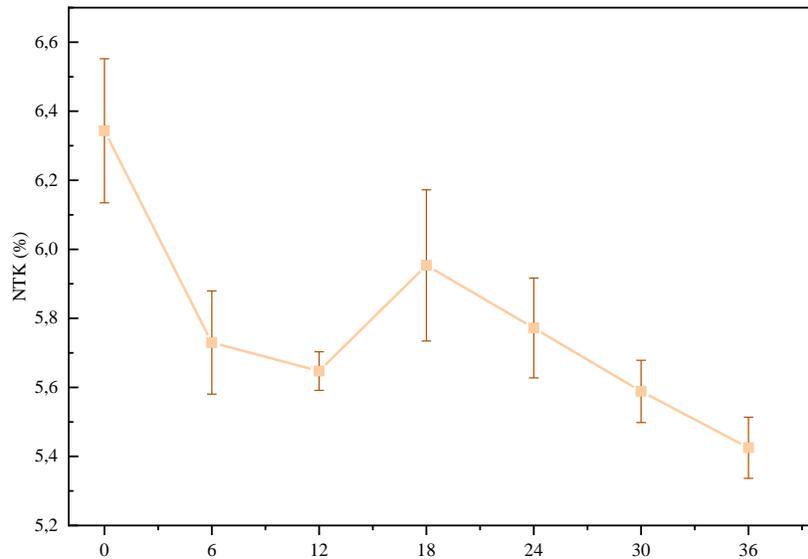


*Nota:* Las barras de error evidencian la incertidumbre del método reportado por el laboratorio.

Fuente: elaboración propia.

Lo concerniente al comportamiento dinámico del NTK para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente es presentada en la Gráfica 18, donde se observa una disminución en las primeras tres mediciones, seguida de un aumento y posterior disminución hasta llegar a valores de  $5.42 \pm 0.088\%$ .

**Gráfica 18.** *Dinámica del Nitrógeno total Khendal para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.*



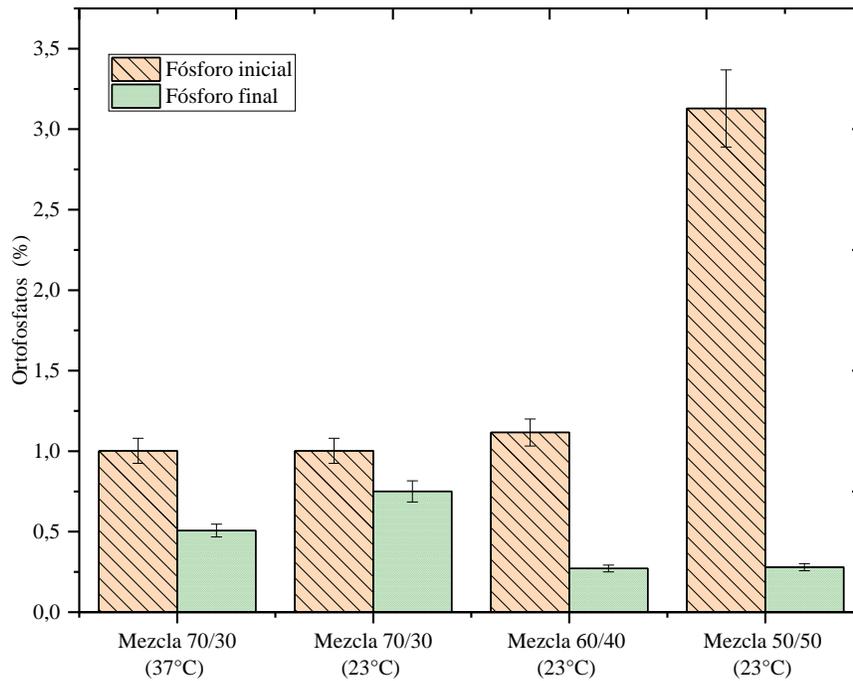
Nota: Las barras de error evidencian la incertidumbre del método reportado por el laboratorio.

Fuente: elaboración propia.

#### **5.3.4. Comportamiento de los ortofosfatos**

El comportamiento de los ortofosfatos presentes en cada uno de los tratamientos se muestra en la Gráfica 19, donde se observan remociones del 25% en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente, del 50% para el tratamiento 70/30 a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ , del 75% para la mezcla 60/40 y del 91% para la mezcla 50/50, llegando a concentraciones finales de 0.75%, 0.5%, 0.27% y 0.27%, respectivamente. Si bien estos valores son similares a los reportados por Julio et al. (2016), quienes encontraron concentraciones entre 0.17% y 0.22%, no cumplen con lo establecido por la Norma Técnica Colombiana 5167 que establece un valor mínimo de 5%, esto debido principalmente a que la PTAR de donde se obtuvieron los lodos actualmente tiene procesos terciarios para la remoción de fósforo.

**Gráfica 19.** Comportamiento de los ortofosfatos para las diferentes mezclas.

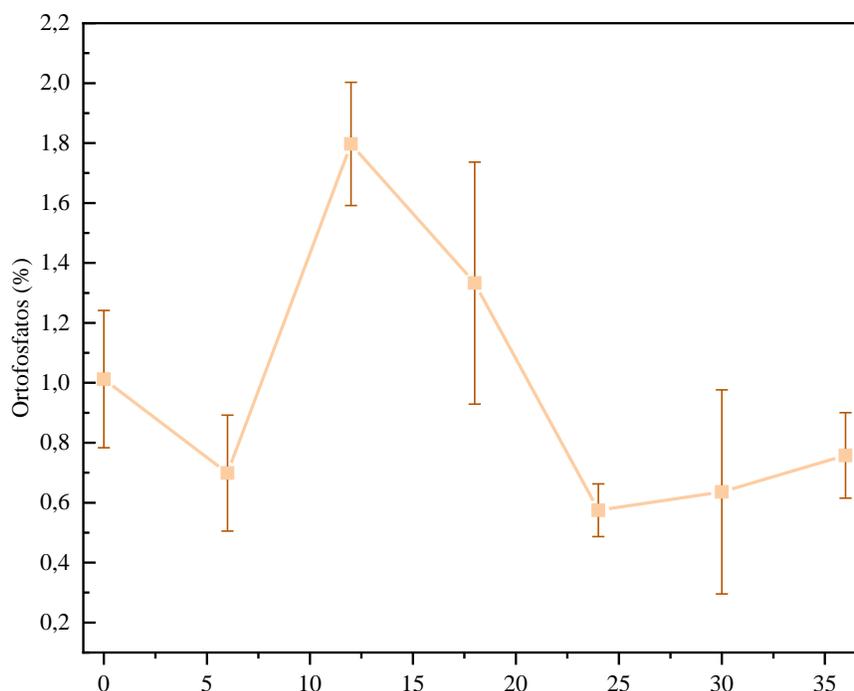


Nota: Las barras de error evidencian la incertidumbre del método reportado por el laboratorio.

Fuente: elaboración propia

El comportamiento dinámico del fósforo asimilable se presentó en la Gráfica 20, donde se evidencia una leve disminución, pasando del 1% a 0.69%. Posteriormente, se evidenció un aumento hasta valores cercanos a 1.79%; luego, disminuyó hasta la quinta medición donde se estabilizó en valores cercanos a 0.65% y hasta finalizar en 0.75%, que, como se mencionó anteriormente, coincide con datos reportados por Julio et al., (2016), pero no cumple con los requerimientos establecidos en la norma técnica colombiana (NTC) 5167.

**Gráfica 20.** Dinámica del fósforo asimilable total para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.



Nota: Las barras de error evidencian la incertidumbre del método reportado por el laboratorio.

Fuente: elaboración propia

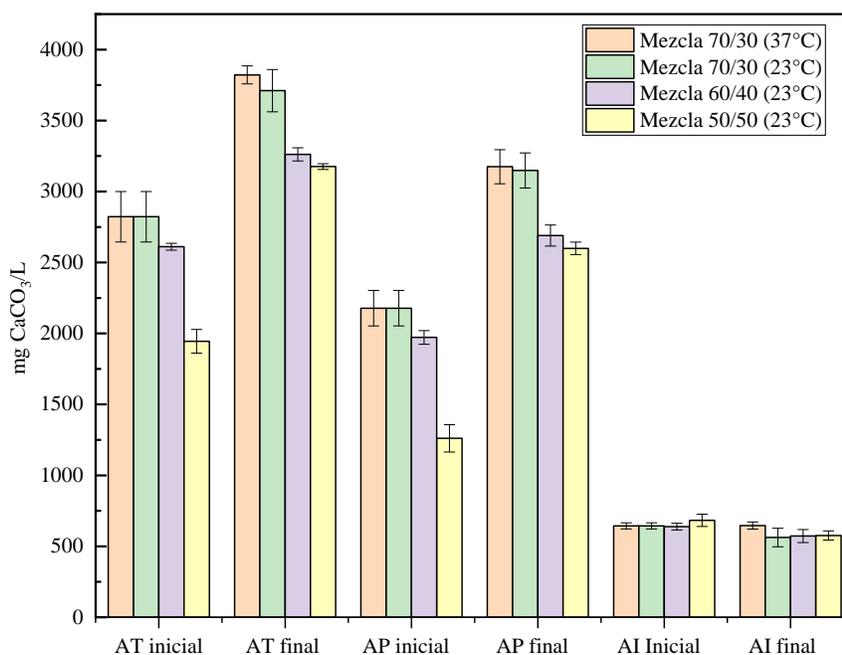
### 5.3.5. Comportamiento de la alcalinidad

En la Gráfica 21 se muestra el comportamiento de la alcalinidad parcial, total e intermedia de las mezclas estudiadas. Para los diferentes tratamientos se observó un aumento en la alcalinidad parcial, pasando de  $2177.78 \pm 125.09$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  a  $3174.94 \pm 120.12$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y  $3148.18 \pm 123.99$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  para los tratamientos 70/30 a  $37 \pm 2^\circ\text{C}$  y 70/30 a temperatura ambiente. Lo anterior, corresponde a un aumento del 31,42 % y del 30,82%, respectivamente. Mientras que para las mezclas 60/40 y 50/50 la alcalinidad pasó de  $1972.22 \pm 48.11$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y  $1261.11 \pm 96.25$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  a  $2689.56 \pm 74.29$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y  $2599.44 \pm 43.72$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  (respectivamente), lo que representa un aumento del 26,67% y 51,48% para estas dos últimas mezclas.

En la misma gráfica se evidencia la alcalinidad intermedia para cada uno de los tratamientos, con valores iniciales de  $644.44 \pm 21.6$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en la mezcla 70/30,  $638.89 \pm 24.05$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en la mezcla 60/40 y de  $683.33 \pm 24.05$  en la mezcla 50/50, pasando a  $646.49 \pm 25.50$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en la mezcla 70/30, a  $37 \pm 2^\circ\text{C}$ ,  $562.35 \pm 65.17$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente,  $572.47 \pm 45.68$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en la mezcla 60/40 y  $576.25 \pm 32.45$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en la mezcla 50/50. En general, se pudo observar una leve disminución en las alcalinidades intermedias de las mezclas, que de acuerdo con Chen et al. (2015), indica que los ácidos grasos volátiles generados como producto intermedio del proceso de digestión anaerobia, han sido transformados por los microorganismos en otros elementos.

Adicionalmente, la relación Alcalinidad intermedia/Alcalinidad parcial fue de 0.20 en la mezcla 70/30 a  $37 \pm 2^\circ\text{C}$ , 0.17 en 70/30 a temperatura ambiental, 0.20 en 60/40 y 0.22 en 50/50. De acuerdo con Molina & Rodríguez (2015), esto indica que el sistema de digestión anaerobia funcionó de adecuadamente, pues las relaciones fueron siempre inferiores a 0,3.

**Gráfica 21.** Comportamiento de la alcalinidad de las diferentes mezclas.



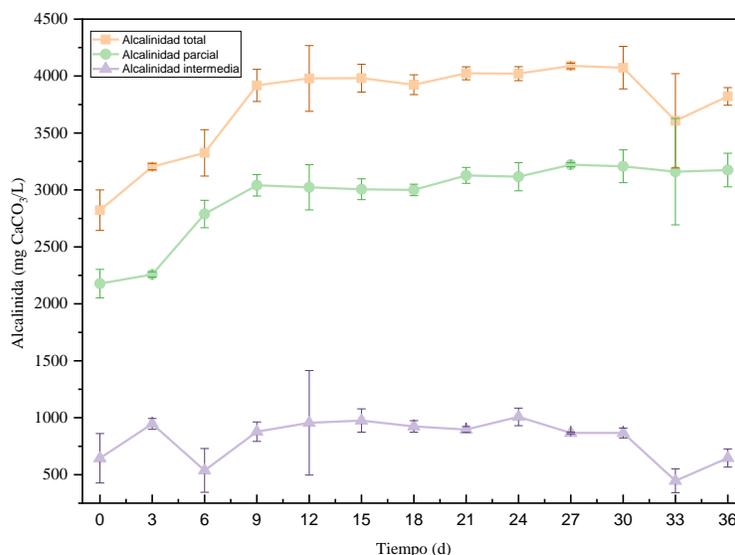
*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

En cuanto al comportamiento dinámico de la mezcla 70/30 a temperatura ambiente, esta se muestran en la Gráfica 22. En la gráfica, se observan los valores obtenidos para la alcalinidad total, parcial e intermedia. Tanto para la alcalinidad total como para la parcial y en ella, se observó una tendencia a aumentar en las primeras cuatro mediciones (12 días de seguimiento), posteriormente, ambos parámetros se estabilizaron en valores cercanos a los 4000 mg CaCO<sub>3</sub>/L para la alcalinidad total y valores cercanos a los 3000 mg CaCO<sub>3</sub>/L par la alcalinidad parcial. Los resultados obtenidos demostraron que el proceso de co-digestión de lodos residuales con residuos de alimentos tienen la capacidad de contrarrestar la acidificación del medio, generado por la producción de ácidos grasos volátiles, coincidiendo con lo reportado por Sedighi et al. (2022) quienes en su estudio hallaron un aumento en la alcalinidad entre el 20 y el 42%, y Gaur & Suthar (2017) que reportaron un aumento en la alcalinidad del 25%.

En cuanto a la alcalinidad intermedia, que es aportada por los ácidos grasos volátiles, se evidencia un leve aumento en los primeros tres días (segunda medición), pasando de 644.44±216.88 mg CaCO<sub>3</sub>/L a 946.11±47.61 mg CaCO<sub>3</sub>/L, seguido por un decaimiento, llegando a valores por debajo del valor inicial (537.26±192.11 mg CaCO<sub>3</sub>/L) y, posteriormente, un aumento. Dicha condición, logró valores más estables y cercanos a los 10000 mg CaCO<sub>3</sub>/L, lo que representó un aumento en los ácidos grasos volátiles como productos intermedios de la ruta metabólica anaerobia. A partir de la novena medición (27 días de seguimiento) se empieza a observar una tendencia a la disminución en la variable y que como se mencionó anteriormente, según Chen et al. (2015), corresponden a un comportamiento normal, pues estos productos intermedios han sido transformados en productos estables como CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>.

**Gráfica 22.** Comportamiento dinámico de la alcalinidad para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.

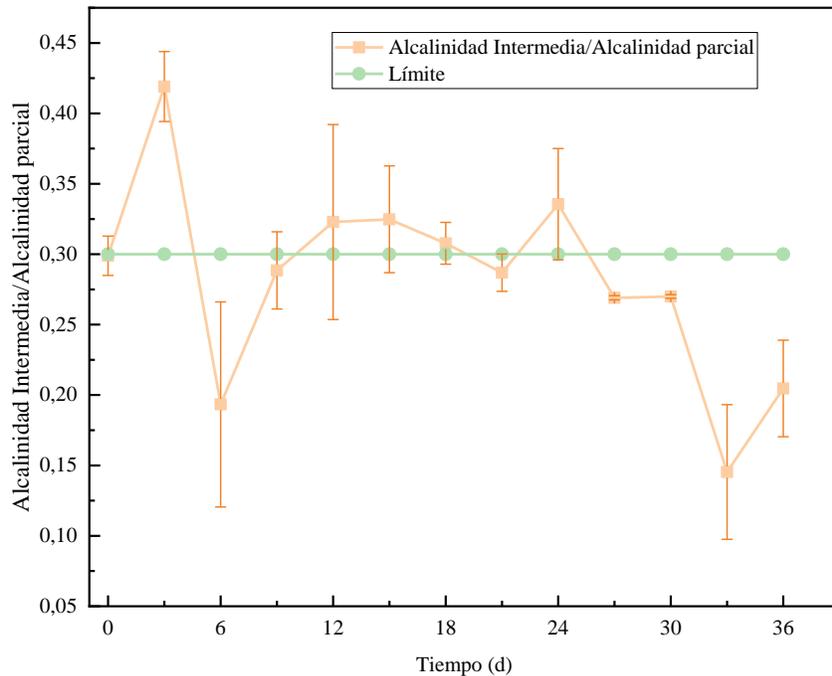


*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

En la Gráfica 23 se muestra la relación entre la alcalinidad intermedia y la alcalinidad parcial. El proceso inició con un valor de 0.29, que según Molina y Rodríguez (2015), favorece el proceso de digestión anaerobia. En cuanto a la segunda medición se observó un aumento en esta relación debido al aumento de la alcalinidad intermedia como respuesta a la generación de ácidos grasos volátiles que rápidamente, vuelve y disminuye hasta un valor de 0.19. A partir de este último dato, se evidenció un aumento, estabilizándose en valores por encima de 0.3 y alcanzando un valor máximo de 0.33 correspondiente a la novena medición. A partir de la décima medición se observó una tendencia a la disminución, debido a que los ácidos grasos volátiles son consumidos, representados en la alcalinidad intermedia hasta alcanzar un valor mínimo de 0.15 y un valor final de 0.2.

**Gráfica 23.** Relación entre la alcalinidad intermedia y alcalinidad parcial para la mezcla 70/30.



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

#### 5.4. Dinámica microbiológica

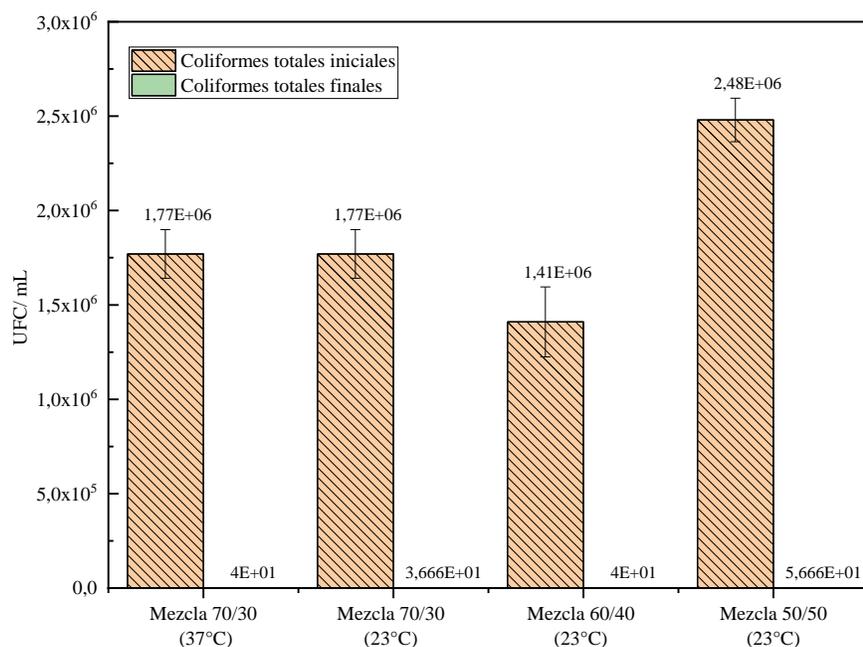
El seguimiento microbiológico se realizó para la especie *Salmonella S.p.*, *Coliformes totales*, *Escherichia coli* y huevos de helmintos; todos los tratamientos fueron analizados al inicio y al final y, como en los demás parámetros, el seguimiento dinámico se realizó para la muestra 70/30 a condiciones de temperatura ambiente.

##### 5.4.1. Seguimiento del comportamiento de *Coliformes totales* y *Escherichia coli*

Como se mencionó anteriormente, una de las limitantes en el uso de biosólidos como abono o enmienda de suelos es la presencia de microorganismos patógenos; por lo tanto, se estudió la efectividad del proceso de digestión anaerobia para la sanitización de los lodos. En la

Gráfica 24 se muestra el comportamiento de los Coliformes Totales para las diferentes mezclas, en las cuales se evidencia una eliminación del 99.99% de los Coliformes totales.

**Gráfica 24.** Comportamiento de los Coliformes totales para los diferentes tratamientos.

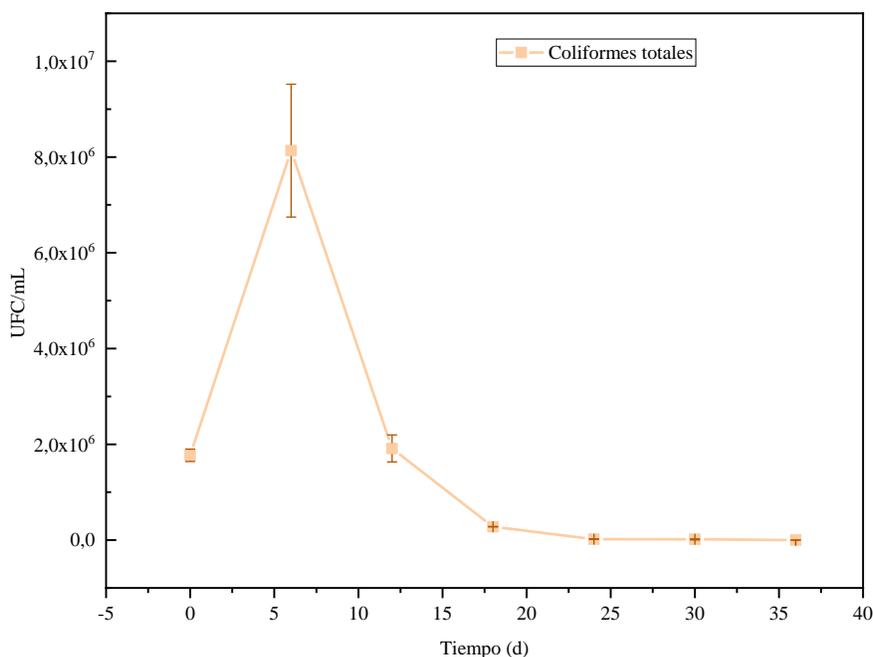


*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

En cuanto al comportamiento dinámico de los *Coliformes totales* para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente, como se evidencia en la Gráfica 25, inició con un valor de  $1.77 \cdot 10^6$ . En los seis primeros días de medición se reportó un aumento llegando hasta valores de  $8 \cdot 10^6$ , condición que se asemeja a la indicada por Arias et al. (2020) quienes en la co-digestión de estiércol de vaca con residuos de maíz pudieron evidenciar la efectividad de la digestión anaerobia para eliminar microorganismos tipo Coliformes.

**Gráfica 25.** Dinámica de los Coliformes totales para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

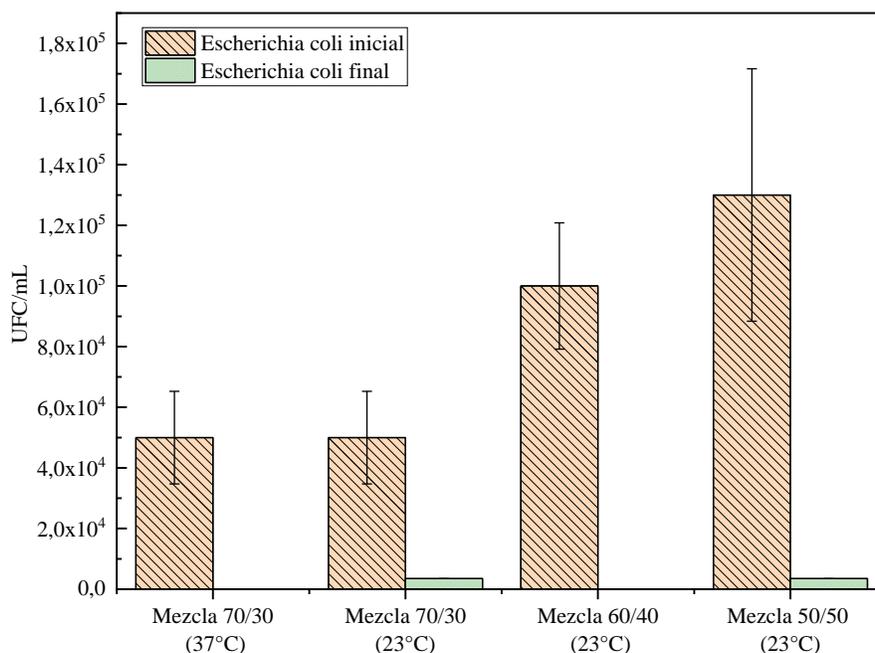
Fuente: elaboración propia.

Un comportamiento similar al observado en los Coliformes totales se evidencia en la Gráfica 26 donde se muestra la eliminación de *Escherichia coli* en las diferentes mezclas, evidenciando porcentajes de remoción superiores al 90% para los cuatro tratamientos. De otro lado, al comparar la mezcla 70/30 a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$  y a temperatura ambiente, se evidenció que en este último tratamiento hay mayor remoción de *Escherichia coli* con una remoción de 99.99%, mientras que a temperatura ambiente se logra la remoción del 92%. En cuanto a las mezclas 60/40 y 50/50 (temperatura ambiente), se evidenció la eliminación del 99.99% y 96.92%, respectivamente. Esto permite inferir que la digestión anaerobia es un medio adecuado para la inhibición de microorganismos patógenos como la *Escherichia coli*.

Según el Decreto 1287 de 2014, los biosólidos tipo A deben tener una concentración de *Escherichia coli* menor a  $1.00 \text{ E } (^{+3})$ , que, como se observa en la Gráfica 26, es cumplida por los tratamientos 70/30 y 60/40, ambos a temperatura ambiente. Aunque para los tratamientos 70/30 a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$  y 50/50 a temperatura ambiente no se cumple con este requisito, los valores

están muy cercanos al límite y pese a que no podrían ser usados como biosólidos tipo A, sí podrían usarse como biosólidos tipo B.

**Gráfica 26.** Comportamiento de los Coliformes totales para los diferentes tratamientos.

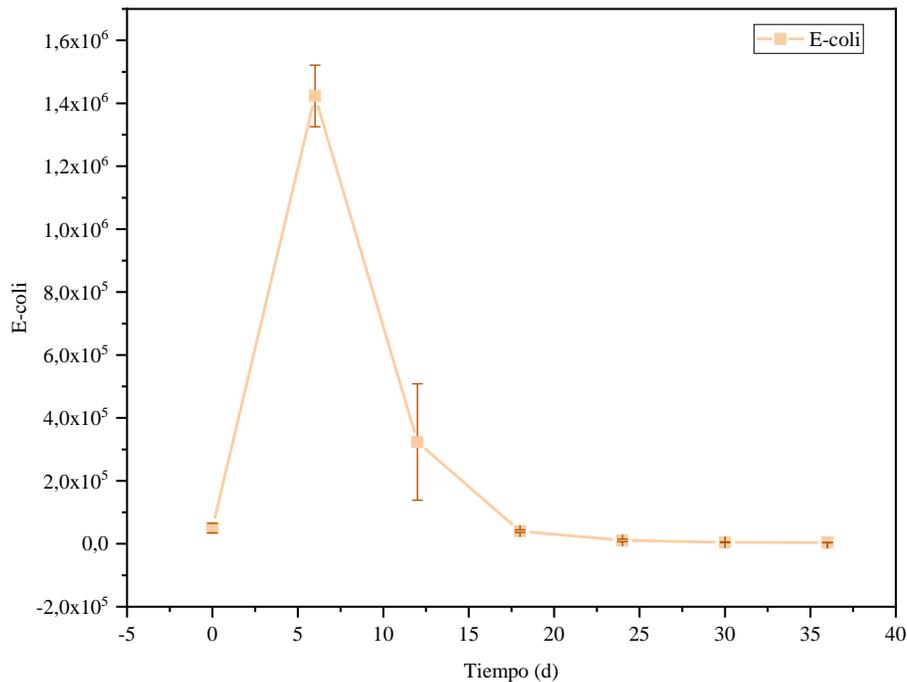


*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

Con respecto al comportamiento dinámico de *Escherichia coli* en la mezcla 70/30 a temperatura ambiente es presentado en la Gráfica 27, mostrando un comportamiento similar al de los *Coliformes* totales (Gráfica 25), con un aumento significativo en los primeros 6 días de seguimiento de parámetros, pasando de 5.0 E (+4) a 1.40 E (+6). Sin embargo, se observó una disminución vertiginosa en la concentración de microorganismo a partir de la segunda medición (día 12 de seguimiento), que de acuerdo con la Gráfica 23, corresponde a la mayor producción de AGVs en el sistema.

**Gráfica 27.** Dinámica de *Escherichia coli* para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

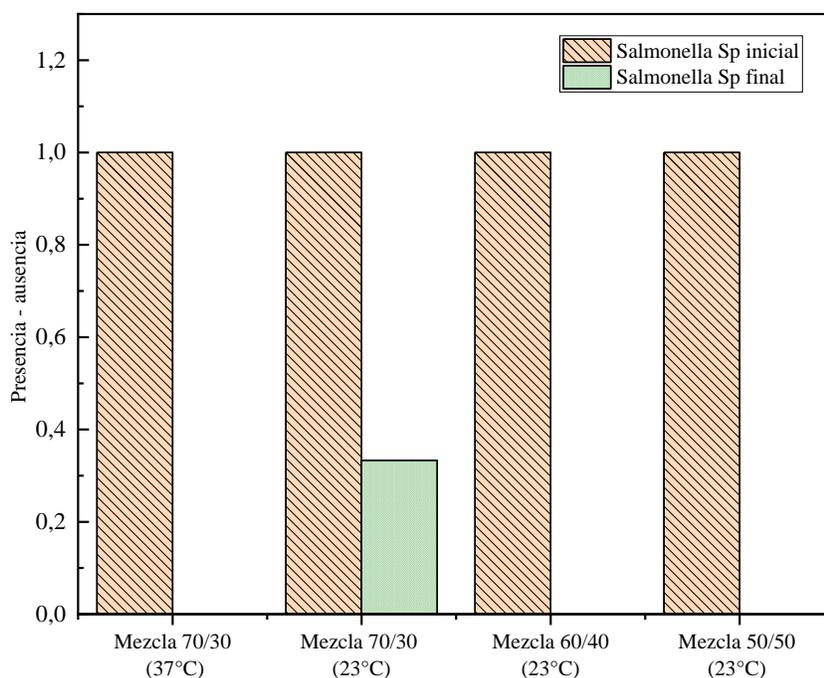
Fuente: elaboración propia.

#### 5.4.1. Seguimiento del comportamiento de *Salmonella Sp.*

El comportamiento de las *Salmonella Sp.* en los diferentes tratamientos, se evidencia en la Gráfica 28. La concentración de este microorganismo se presenta como presencia o ausencia, sin embargo, como las gráficas son obtenidas a partir del promedio de tres botellas o reactores. En el caso de la mezcla 70/30 (temperatura ambiente), dos de las muestras dieron ausencia y una presencia, por tanto, en la gráfica se reportó con un valor de 0.33. En las demás mezclas se evidenció que en la caracterización final no hay presencia de *Salmonella Sp.*

En cuanto a *Salmonella Sp.*, el Decreto 1287 establece que en los biosólidos tipo A deberán contar con ausencia de la especie, mientras que en los biosólidos tipo B, estos deberán estar en una concentración máxima de  $1,00 \times 10^3$ . De acuerdo con la Gráfica 28, esta condición es cumplida por todos los tratamientos, excepto por la mezcla 70/30 a condiciones ambiente.

**Gráfica 28.** Comportamiento de *Salmonella S.p.* en los diferentes tratamientos.

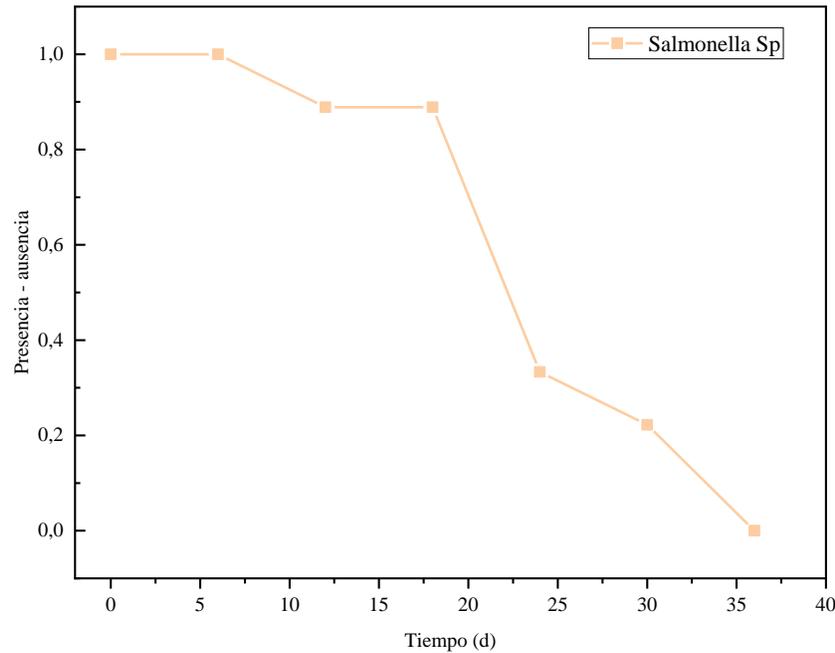


*Nota:* Debido a que la prueba de *Salmonella s.p* es presuntiva no se calcula la desviación estándar.

Fuente: elaboración propia.

La dinámica de *Salmonella S.p.* es presentada en la Gráfica 29 donde también se reportan bajo la condición presente o ausente, sin embargo, por el origen de los datos y según lo obtenido a partir de ensayos en cajas Petri donde no se dio crecimiento, se asignó un valor de cero y en las cajas Petri con presencia de *Salmonella Sp.*, se asignó un valor de 1. Posteriormente, se procedió a calcular los valores promedio entre las cajas estudiadas. En este sentido, se reportan valores decimales entre 0 y 1, sin embargo, es posible apreciar que, a medida que pasa el tiempo, disminuyen las cajas con presencia de *Salmonella Sp.* hasta llegar a la última medición donde todas las cajas analizadas dieron negativo. En la gráfica se observa que la mayor disminución de *Salmonella S.p* se dio a partir de la segunda medición (12 días de seguimiento), que como se explicó anteriormente, coincide con el inicio de la producción de AGVs.

**Gráfica 29.** Dinámica de *Salmonella S.p* para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente.



*Nota:* Debido a que la prueba de *Salmonella s.p* es presuntiva no se calcula la desviación estándar.

Fuente: elaboración propia.

#### 5.4.2. Seguimiento del comportamiento de los huevos de helminto

Como se aclaró anteriormente, para todos los tratamientos el seguimiento de los huevos de helmintos se realizó al inicio y al final de los procesos. Por lo tanto, se pudo evidenciar la presencia de especies como *Hymenolepis nana*, que se relaciona directamente con contaminación fecal y que, de acuerdo con Simón et al. (2010), es la causa más frecuente de infección por cestodos en el sureste de Estados Unidos y Latinoamérica. La segunda especie más encontrada corresponde a *Ancylostoma S.p*, de especial importancia porque infecta tanto a humanos como a animales, induciendo a enfermedades zoonóticas (Campos et al., 2018), con fuertes síntomas como dolores abdominales y acompañados de anemia (Puerta & Vicente, 2015). En menor cantidad, especies como *Trichuris trichiura*, *Ascaris lumbricoides*, *Taenia S.p* y *Enterobius*, que de acuerdo con Campos et al. (2018), corresponden a las especies más encontradas en matrices como aguas residuales y lodos. En la Imagen 1 se muestran las principales especies encontradas.

**Imagen 1.** Principales especies de huevos de helmintos encontrados en las mezclas.



3.a. *Ascaris lumbricoides*  
decorticado



3.b. *Ascaris lumbricoides*  
corticado



3.c. *Trichuris trichiura*



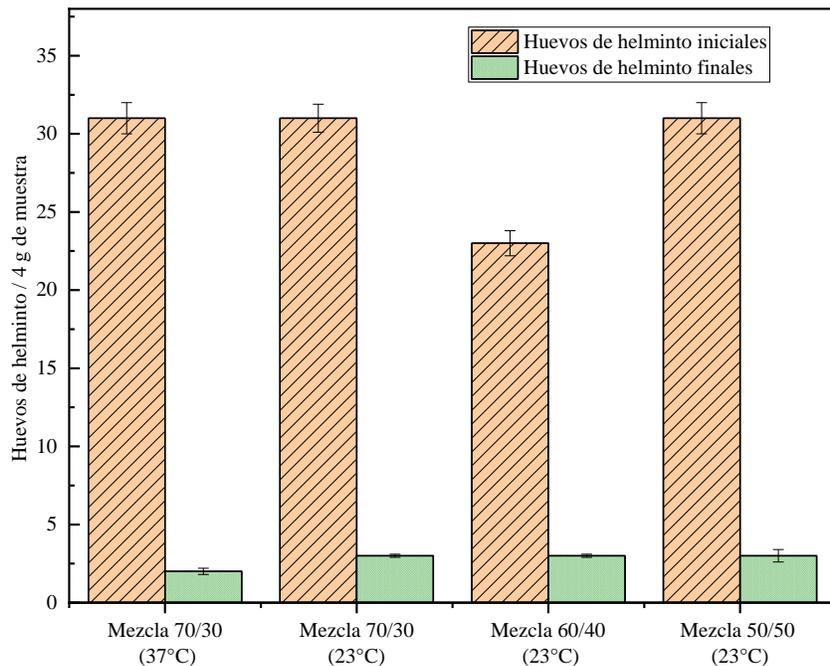
3.d. *Ancylostoma* spp



3.f. *Hymenolepis diminuta*

El comportamiento de los huevos de helmintos en los diferentes tratamientos se muestra en la Gráfica 30, donde se evidencian remociones superiores al 86% para todos los casos. Se observó que la mezcla 70/30 a  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ , fue levemente mayor en la cual se presenta una remoción del 93%, seguido de las mezclas 70/30 y 50/50 (temperatura ambiente), con el mismo porcentaje de remoción equivalente al 90% y, finalmente, la mezcla 60/40 con un porcentaje de remoción del 86%. Si bien los porcentajes de remoción obtenidos son significativos, el digestato final no cumple con las condiciones necesarias para ser categorizado como biosólidos tipo A. Por lo tanto, de acuerdo con el Decreto 1287 de 2014, la concentración de huevos de helmintos superó lo expuesto en la norma (esta indica que su valor debe ser menor a 1 huevo de helmintos/4 gramos de muestra en estado seco). Sin embargo, de acuerdo con la misma clasificación, el digestato obtenido se clasificó como biosólidos tipo B.

**Gráfica 30.** Comportamiento de los huevos de helmintos para los diferentes tratamientos.



*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

### 5.5. Concentración de metales pesados

La caracterización de metales pesados solo se realizó para la mezcla 70/30 a temperatura ambiente. En esta muestra, se analizó la concentración de metales como arsénico, cadmio, cobre, mercurio, molibdeno, níquel, plomo, selenio y zinc, y se compararon de acuerdo con lo establecido en Colombia el Decreto 1287 de 2014.

Para todos los metales pesados analizados se logró evidenciar una concentración significativamente menor a la máxima establecida por dicho decreto para caracterizar el digestato como biosólido tipo A. Como ejemplo, en el decreto se establece un límite de 20 mg/Kg de biosólido en estado seco, mientras que, como se observa en la Tabla 11, para este metal pesado se obtuvo una concentración de  $1.03 \pm 0.07$  mg/Kg en base seca, situación muy similar fue observada para los demás metales. Por lo tanto, de acuerdo con las concentraciones de metales pesados, se logró clasificar el biosólido como tipo A.

**Tabla 11.** *Concentraciones de metales pesado en los lodos.*

Variable	Concentración (mg/Kg en base seca)
Arsénico	1.03±0.07
Cadmio	0.27±0.03
Cobre	276.67±30
Mercurio	0.33±0.03
Molibdeno	<1.67 ±NA
Níquel	63.33±0.83
Plomo	24.40±2
Selenio	0.43±0.03
Zinc	926.67±30

*Nota:* Las barras de error evidencian la desviación estándar para tres réplicas.

Fuente: elaboración propia.

## 6. Conclusiones

El análisis de la co-digestión de lodos residuales con residuos de alimentos permitió encontrar que, a medida que aumenta la proporción de residuos de alimentos, aumenta la producción de gas metano. Lo anterior, debido a que mejoran las condiciones en cuanto a la relación C/N, evidenciando un aumento en los parámetros cinéticos de producción tanto para el Modelo de Primer Orden como para el Modelo de Gompertz Modificado; lo que hará posible la gestión de lodos en conjunto con residuos orgánicos mejorando sus condiciones iniciales, en cuanto a carbono y a nitrógeno, además se evidencia una relación inversa con la mineralización de la materia orgánica representada en términos de SV/ ST y nutrientes como el carbono, el nitrógeno y el fósforo.

De otro lado, se evidenció el efecto sinérgico que tiene el aumento de temperatura, cuando esta se encuentra cercana a los  $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ . De allí que se logró un aumento del 50% en la producción de gas metano cuando el proceso se desarrolló a dicho valor de temperatura. Es importante destacar que estudios futuros deberán concentrarse en el análisis financiero e incluir la demanda económica para garantizar el incremento de la temperatura a valores como los indicados. En este sentido, de acuerdo con los estimados energéticos, será viable la inclusión de una alternativa como la digestión anaerobia en poblaciones pequeñas, pudiéndose incluir sistemas de calefacción y alcanzar los mejores resultados de la co-digestión, de igual manera, se recomienda que en futuras investigaciones se consideren aspectos como la evaluación de impactos ambientales empleando herramientas como en análisis de ciclo de vida.

Si bien se pudo corroborar la generación de ácidos grasos volátiles durante el proceso de digestión anaerobia, en todos los tratamientos se observó aumento en su alcalinidad total ( $>3500 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ ), lo que garantiza un medio adecuado para el buen desempeño de los microorganismos y por ende, la eficiente co-digestión.

En cuanto a la calidad del digestato obtenido, en términos nutricionales, con la presente investigación se logró corroborar que mediante el proceso de co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos, se logró un fertilizante rico en nutrientes (carbono y nitrógeno), aunque con bajas concentraciones de fósforo. La baja concentración del elemento en mención, puede corresponderse con el sistema de tratamiento que tiene la planta de la cual

procede el lodo. De allí, que se hacen necesarios, otros estudios que permitan evaluar la co-digestión con otros sustratos que aporten fósforo al proceso, además de evaluar la concentración de otros macro y micro nutrientes.

Otro aporte del estudio, está relacionado con las concentraciones de organismos patógenos. De lo anterior, aunque se reconoce legal y teóricamente que los microorganismos patógenos son un limitante para el uso de los biosólidos, con el presente estudio se pudo concluir que la co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos es eficiente en la eliminación de dichos microorganismos, permitiendo la clasificación de los biosólidos dentro de las categorías que permiten su uso (tipo A o tipo B). Adicionalmente, la caracterización final permitió determinar bajas concentraciones de metales pesados, muy por debajo de lo establecido en la normatividad colombiana, posibilitando el uso del biosólido resultante de la co-digestión como abono o en la recuperación de suelos, sin que esto signifique un riesgo latente para la salud humana o del ambiente.

## 7. Referencias

- Al-addous, M., Saidan, M. N., Bdour, M., & Alnaief, M. (2018). Evaluation of Biogas Production from the Co-Digestion of Municipal Food Waste and Wastewater Sludge at Refugee Camps Using an, 1–11. <https://doi.org/10.3390/en12010032>
- Aljbour, S. H., El-Hasan, T., Al-Hamiedeh, H., Hayek, B., & Abu-Samhadaneh, K. (2021). Anaerobic co-digestion of domestic sewage sludge and food waste for biogas production: A decentralized integrated management of sludge in Jordan. *Journal of Chemical Technology and Metallurgy*, 56(5), 1030–1038.
- Amha, Y. M., Sinha, P., Lagman, J., Gregori, M., & Smith, A. L. (2017). Elucidating microbial community adaptation to anaerobic co-digestion of fats , oils , and grease and food waste. *Water Research*, 123, 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.065>
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., ... Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59(5), 927–934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Angelidaki, Irini, & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants, 117–129.
- Angelucci, D. M., Cesare, S. M. Di, & Tomei, M. C. (2018). Kinetic study of two-step mesophilic anaerobic-aerobic waste sludge digestion : Focus on biopolymer fate. *Process Safety and Environmental Protection*, 118, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.06.008>
- Arias, D. E., Veluchamy, C., Dunfield, K. E., Habash, M. B., & Gilroyed, B. H. (2020). Hygienization and microbial metabolic adaptation during anaerobic co-digestion of swine manure and corn stover. *Bioresource Technology*, 306(March), 123168. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123168>
- Arnell, M., Astals, S., Åmand, L., Batstone, D. J., Jensen, P. D., & Jeppsson, U. (2016).

- Modelling anaerobic co-digestion in Benchmark Simulation Model No. 2: Parameter estimation, substrate characterisation and plant-wide integration. *Water Research*, 98, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.070>
- Arrieta, G., Requena, I., & Toro, J. (2016). Adaptation of EVIAVE methodology for monitoring and follow-up when evaluating the environmental impact of landfills. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 168–179. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.10.001>
- Ashekuzzaman, S. M., Forrestal, P., Richards, K., & Fenton, O. (2019). Dairy industry derived wastewater treatment sludge : Generation , type and characterization of nutrients and metals for agricultural reuse. *Journal of Cleaner Production*, 230, 1266–1275. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.025>
- Athanasoulia, E., Melidis, P., & Aivasidis, A. (2012). Optimization of biogas production from waste activated sludge through serial digestion. *Renewable Energy*, 47, 147–151. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.04.038>
- Batstone, D. J., & Keller, J. (2002). Industrial applications of the IWA anaerobic digestion model No. 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 47(12), 199–206. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0647>
- Battista, F., Ruggeri, B., Fino, D., Erriquens, F., Rutigliano, L., & Mescia, D. (2013). Journal of Environmental Chemical Engineering Toward the scale-up of agro-food feed mixture for biogas production. *Biochemical Pharmacology*, 1(4), 1223–1230. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.09.008>
- Bedoya-Urrego, K., Acevedo-Ruíz, J. M., Peláez-Jaramillo, C. A., & Agudelo-López, S. del P. (2013). Caracterización de biosólidos generados en la planta de tratamiento de agua residual San Fernando, Itagüí (Antioquia, Colombia), 15(5), 778–790.
- Bella, K., & Venkateswara Rao, P. (2022). Anaerobic co-digestion of cheese whey and septage: Effect of substrate and inoculum on biogas production. *Journal of Environmental Management*, 308(January), 114581. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114581>

- Berrio-Restrepo, J. M., Saldarriaga, J. C., Correa, M. A., & Aguirre, N. J. (2017). Extracellular enzymatic activity of two hydrolases in wastewater treatment for biological nutrient removal. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *101*(19), 7385–7396. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8423-1>
- Cai, Y., Hua, B., Gao, L., Hu, Y., Yuan, X., Cui, Z., ... Wang, X. (2017). Bioresource Technology Effects of adding trace elements on rice straw anaerobic mono-digestion : Focus on changes in microbial communities using high-throughput sequencing. *Bioresource Technology*, *239*, 454–463. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.071>
- Campos, M. C., Beltrán, M., Fuentes, N., & Moreno, G. (2018). Huevos de helmintos como indicadores de contaminación de origen fecal en aguas de riego agrícola, biosólidos, suelos y pastos. *Biomedica*, *38*(1), 42–53. <https://doi.org/10.7705/biomedica.v38i0.3352>
- Chae, M., Xia, L., Zhu, C., & Bressler, D. C. (2018). Accelerating settling rates of biosolids lagoons through thermal hydrolysis. *Journal of Environmental Management*, *220*(October 2017), 227–232. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.044>
- Chan Gutiérrez, E., Wall, D. M., O’Shea, R., Novelo, R. M., Gómez, M. M., & Murphy, J. D. (2018). An economic and carbon analysis of biomethane production from food waste to be used as a transport fuel in Mexico. *Journal of Cleaner Production*, *196*, 852–862. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.051>
- Chen, S., Zhang, J., & Wang, X. (2015). Effects of alkalinity sources on the stability of anaerobic digestion from food waste. *Waste Management and Research*, *33*(11), 1033–1040. <https://doi.org/10.1177/0734242X15602965>
- Costa, J. C., Oliveira, J. V., & Alves, M. M. (2016). Response surface design to study the influence of inoculum , particle size and inoculum to substrate ratio on the methane production from *Ulex sp* . *Renewable Energy*, *96*, 1071–1077. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.10.028>
- Dad, K., Wahid, A., Khan, A. A., Anwar, A., Ali, M., Sarwar, N., ... Javed, M. (2018). Saudi Journal of Biological Sciences Nutritional status of different biosolids and their impact on various growth parameters of wheat ( *Triticum aestivum* L .). *Saudi Journal*

*of Biological Sciences*, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2018.09.001>

David, V. E., Wenchao, J., Johna, Y., & Mmerekib, D. (2019). Solid Waste Management in Monrovia, Liberia: Implications for Sustainable Development. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 45(1), 102–110.

<https://doi.org/10.5276/JSWTM.2019.102>

Di, F., Sordi, A., Cirulli, G., Gigliotti, G., & Massaccesi, L. (2014). Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters . An analysis of the relationship among bio-methane generation , process stability and digestate phytotoxicity. *Waste Management*, 34(9), 1603–1608. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.017>

Donoso-Bravo, Andres, & Fdz-Polanco, M. (2013). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and grease trap: Assessment of enzyme addition. *Process Biochemistry*, 48(5–6), 936–940. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.005>

Donoso-Bravo, Andrés, Toledo-Alarcón, J., Ortega, V., Barría, V., Lesty, Y., Fontana, J., & Vanden Bossche, H. (2021). New findings on the anaerobic co-digestion of thermally pretreated sludge and food waste: Laboratory and pilot-scale studies. *Water Science and Technology*, 84(9), 2530–2540. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.422>

El-Mashad, H. M. (2013). Kinetics of methane production from the codigestion of switchgrass and *Spirulina platensis* algae. *Bioresource Technology*, 132, 305–312. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.183>

Ferreira, J. S., Volschan, I., & Cammarota, M. C. (2018). Enhanced Biogas Production in Pilot Digesters Treating a Mixture of Sewage Sludge, Glycerol, and Food Waste. *Energy and Fuels*, 32(6), 6839–6846. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.8b00742>

García-Gen, S., Rodríguez, J., & Lema, J. M. (2014). Optimisation of substrate blends in anaerobic co-digestion using adaptive linear programming. *Bioresource Technology*, 173, 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.089>

Gaur, R. Z., & Suthar, S. (2017). Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production. *Journal of Cleaner Production*, 164, 557–566.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.201>

- Guo, Q., Majeed, S., Xu, R., Zhang, K., Kakade, A., Khan, A., ... Li, X. (2019). Heavy metals interact with the microbial community and affect biogas production in anaerobic digestion: A review. *Journal of Environmental Management*, 240(February), 266–272. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.104>
- Guo, X., Gu, J., Gao, H., Qin, Q., Chen, Z., Shao, L., ... Liu, J. (2012). Bioresource Technology Effects of Cu on metabolisms and enzyme activities of microbial communities in the process of composting. *Bioresource Technology*, 108, 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.087>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., ... Koch, K. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests Czech Republic, 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Iacovidou, E., Ohandja, D. G., & Voulvoulis, N. (2012). Food waste co-digestion with sewage sludge - Realising its potential in the UK. *Journal of Environmental Management*, 112, 267–274. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.029>
- Julio Guerrero, I. C., Peláez Jaramillo, C. A., & Molina Perez, F. J. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos Procesos En Ingeniería*, 29(1), 63–70. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016005>
- Julio, I. (2016). *Evaluación Del Potencial De Biometanización De La Codigestión De Lodos Provenientes Del Tratamiento De Aguas Residuales Municipales Mezclados Con Residuos De Alimentos*.
- Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., & Toda, T. (2014). Bioresource Technology The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate / inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 157, 174–180. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.018>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). What a waste. (W. B. Group,

- Ed.), *Manager*. Washington D.C. <https://doi.org/10.1680/imuen.2000.32747>
- Kiselev, A., Glushankova, I., Rudakova, L., Baynkin, A., Magaril, E., & Rada, E. C. (2020). Energy and material assessment of municipal sewage sludge applications under circular economy. *International Journal of Energy Production and Management*, 5(3), 234–244. <https://doi.org/10.2495/EQ-V5-N3-234-244>
- Koh, K. Y., Zhang, S., & Chen, J. P. (2019). Hydrothermal synthetic lanthanum carbonate nanorod for adsorption of phosphorus: material synthesis and optimization and demonstration of excellent performance. *Chemical Engineering Journal*, 380(March 2019), 122153. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122153>
- Krause, M. J., Chickering, G. W., Townsend, T. G., & Pullammanappallil, P. (2018). Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components. *Waste Management*, 71, 25–30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.015>
- Kulikowska, D., & Sindrewicz, S. (2018). Effect of barley straw and coniferous bark on humification process during sewage sludge composting. *Waste Management*, 79, 207–213. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.042>
- Larney, F. J., & Angers, D. A. (2011). The role of organic amendments in soil reclamation : A review The role of organic amendments in soil reclamation : A review, 92(1), 19–38. <https://doi.org/10.4141/CJSS2010-064>
- Lee, I., Parameswaran, P., & Rittmann, B. E. (2011). Bioresource Technology Effects of solids retention time on methanogenesis in anaerobic digestion of thickened mixed sludge. *Bioresource Technology*, 102(22), 10266–10272. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.079>
- Leite, V. D., Ramos, R. O., Silva, P. M. U., Lopes, W. S., & Sousa, J. T. (2023). Kinetic models describing the hydrolytic stage of the anaerobic co-digestion of solid vegetable waste and anaerobic sewage sludge. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13(1), 343–353. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01574-y>
- Li, R., Gong, M., Biney, B. W., Chen, K., Xia, W., Liu, H., & Guo, A. (2022). Three-stage

- pretreatment of food waste to improve fuel characteristics and incineration performance with recovery of process by-products. *Fuel*, 330(February), 125655. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.125655>
- Li, Y., Jin, Y., Li, J., Li, H., Yu, Z., & Nie, Y. (2017). 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>
- Liotta, F., Antonio, G., Esposito, G., Hullebusch, E. D. Van, Lens, P. N. L., Pirozzi, F., & Pontoni, L. (2014). Effect of total solids content on methane and volatile fatty acid production in anaerobic digestion of food waste. <https://doi.org/10.1177/0734242X14550740>
- Lohani, S. P., Shakya, S., Gurung, P., Dhungana, B., Paudel, D., & Mainali, B. (2021). Anaerobic co-digestion of food waste, poultry litter and sewage sludge: seasonal performance under ambient condition and model evaluation. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 00(00), 1–16. <https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1887976>
- Lu, Q., He, Z. L., & Stoffella, P. J. (2012). Land Application of Biosolids in the USA : A Review, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/201462>
- Lwin, C. M., Maung, K. N., & Hashimoto, S. (2015). Future sewage sludge generation and sewer pipeline extension in economically developing ASEAN countries, 290–302. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0356-0>
- Maragkaki, A. E., Fountoulakis, M., Gypakis, A., Kyriakou, A., Lasaridi, K., & Manios, T. (2017). Pilot-scale anaerobic co-digestion of sewage sludge with agro-industrial by-products for increased biogas production of existing digesters at wastewater treatment plants. *Waste Management*, 59, 362–370. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.043>
- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de La Ciencia Del Suelo y Nutricion Vegetal*, 8(1), 68–96. <https://doi.org/10.4067/s0718-27912008000100006>

- Martins, F., Buligon, E. L., Pires, J. C., Restrepo, S., Chiarello, M., Krauss, R., ...  
Mendonça, S. De. (2019). Science of the Total Environment Semi-continuous  
anaerobic co-digestion of flotation sludge from broiler chicken slaughter and sweet  
potato : Nutrients and energy recovery. *Science of the Total Environment*, 683, 773–  
781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.314>
- Mehariya, S. (2018). Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane  
production: Current status and perspective. *Bioresource Technology*, 265(April), 519–  
531. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030>
- Molina Perez, F. J., & Rodríguez Loaiza, D. C. (2015). *Procesos biológicos*.
- Moñino, P., Jiménez, E., Barat, R., Aguado, D., Seco, A., & Ferrer, J. (2016). Potential use  
of the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic co-digestion with  
wastewater in submerged anaerobic membrane technology. *Waste Management*, 56,  
158–165. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.021>
- Montañés, R., Solera, R., & Pérez, M. (2015). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and  
sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. *Bioresource  
Technology*, 180, 177–184. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.056>
- Montecinos, J., Ouhimmou, M., Chauhan, S., & Paquet, M. (2018). Forecasting multiple  
waste collecting sites for the agro-food industry. *Journal of Cleaner Production*, 187,  
932–939. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.127>
- Mora-Cortés, D., Garcés-Gómez, Y. A., & Pacheco, S. I. (2020). Improvement of  
biomethane potential by anaerobic co-digestion of sewage sludge and cocoa pod  
husks. *International Journal of Technology*, 11(3), 482–491.  
<https://doi.org/10.14716/ijtech.v11i3.4079>
- Morales-Polo, C., Cledera-Castro, M., & Moratilla Soria, Y. . (2018). Reviewing the  
anaerobic digestion of food waste: From waste generation and anaerobic process to its  
perspectives. *Applied Sciences (Switzerland)*, 8(10).  
<https://doi.org/10.3390/app8101804>
- Morero, B., Montagna, A. F., Campanella, E. A., & Cafaro, D. C. (2020). Optimal process

- design for integrated municipal waste management with energy recovery in Argentina. *Renewable Energy*, 146, 2626–2636. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.085>
- Morero, B., Vicentin, R., & Campanella, E. A. (2017). Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Management*, 61, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>
- Mshandete, A., Bjo, L., Kivaisi, A. K., Rubindamayugi, M. S. T., & Mattiasson, B. (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste, 31, 2385–2392. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.10.015>
- Nicoletto, C., Galvao, A., Maucieri, C., Borin, M., & Sambo, P. (2017). Scientia Horticulturae Distillery anaerobic digestion residues : A new opportunity for sweet potato fertilization. *Scientia Horticulturae*, 225(August 2016), 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.06.048>
- Njuguna, A., Ntuli, F., Catherine, J., Seodigeng, T., Zvinowanda, C., & Kinuthia, C. (2018). Quantitative characterization of carbonaceous and lignocellulosic biomass for anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 92(April), 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.070>
- Noguera M, K., & Olivero, J. (2010). LOS RELLENOS SANITARIOS EN LATINOAMÉRICA : CASO COLOMBIANO. *Revista Académica Colombiana*, 34(132), 347–356.
- 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>
- Pérez, A., & Torres, P. (2011). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería Y Competitividad*, 10(2), 41–52. <https://doi.org/10.25100/iyc.v10i2.2473>
- Prajapati, K. B., & Singh, R. (2018). Kinetic modelling of methane production during bio-electrolysis from anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste.

*Bioresource Technology*, 263(April), 491–498.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.036>

Puerta, I., & Vicente, M. (2015). *Parasitología en el laboratorio guía básica de diagnóstico*. (3 ciencias, Ed.).

Rao, P. V., & Baral, S. S. (2011). Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge. *Chemical Engineering Journal*, 172(2–3), 977–986.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.07.010>

Raposo, F., Rubia, M. A. De, & Borja, R. (2011). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode : An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 861–877.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>

Sandoval-Cobo, J. J., Casallas-Ojeda, M. R., Carabalí-Orejuela, L., Muñoz-Chávez, A., Caicedo-Concha, D. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020). Methane potential and degradation kinetics of fresh and excavated municipal solid waste from a tropical landfill in Colombia. *Sustainable Environment Research*, 30(1).

<https://doi.org/10.1186/s42834-020-00048-6>

Sedighi, A., Karrabi, M., Shahnava, B., & Mostafavinezhad, M. (2022). Bioenergy production from the organic fraction of municipal solid waste and sewage sludge using mesophilic anaerobic co-digestion: An experimental and kinetic modeling study.

*Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 153(October 2021), 111797.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111797>

Shamsollahi, H. R., Alimohammadi, M., Momeni, S., Naddafi, K., Nabizadeh, R., Khorasgani, F. C., ... Yousefi, M. (2019). Assessment of the Health Risk Induced by Accumulated Heavy Metals from Anaerobic Digestion of Biological Sludge of the Lettuce. *Biological Trace Element Research*, 188(2), 514–520.

<https://doi.org/10.1007/s12011-018-1422-y>

Shamurad, B., Gray, N., Petropoulos, E., Tabraiz, S., Membere, E., & Sallis, P. (2020). Predicting the effects of integrating mineral wastes in anaerobic digestion of OFMSW using first-order and Gompertz models from biomethane potential assays. *Renewable*

*Energy*, 152, 308–319. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.01.067>

Siddiqui, M. T. H., Nizamuddin, S., Mubarak, N. M., Shirin, K., Aijaz, M., Hussain, M., & Baloch, H. A. (2019). Characterization and Process Optimization of Biochar Produced Using Novel Biomass, Waste Pomegranate Peel: A Response Surface Methodology Approach. *Waste and Biomass Valorization*, 10(3), 521–532.

<https://doi.org/10.1007/s12649-017-0091-y>

Sidhu, J. P. S., & Toze, S. G. (2009). Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review. *Environment International*. Elsevier B.V.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.006>

Simón Andreu, P., Lardín Mifsut, C., & Pacheco Ballarín, S. (2010). Recuento e identificación de huevos de helmintos en aguas residuales urbanas de la Región de Murcia. *Tecnología Del Agua*, 30(316), 30–36.

Siuda, W., Grabowska, K., Kali, T., Kiersztyn, B., & Chróst, R. J. (2020). Polish River Basins and Lakes - Part I : Hydrology and Hydrochemistry, 86, 1–356.

<https://doi.org/10.1007/978-3-030-12123-5>

Tong, H., Tong, Y. W., & Peng, Y. H. (2019). A comparative life cycle assessment on mono- and co-digestion of food waste and sewage sludge. *Energy Procedia*, 158, 4166–4171. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.814>

Vaneekhaute, C., Meers, E., Michels, E., Buysse, J., & Tack, F. M. G. (2013). Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. *Biomass and Bioenergy*, 49, 239–248.

<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.12.036>

Vavilin, V. A., & Angelidaki, I. (2004). Anaerobic Degradation of Solid Material : Importance of Initiation Centers for Methanogenesis , Mixing Intensity , and 2D Distributed Model, (2003). <https://doi.org/10.1002/bit.20323>

Vrieze, J. De, Raport, L., Willems, B., Verbrugge, S., Volcke, E., Meers, E., ... Boon, N. (2015). Inoculum selection influences the biochemical methane potential of agro-industrial substrates. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12268>

- Wagner, A. O., Lins, P., Malin, C., Reitschuler, C., & Illmer, P. (2013). Science of the Total Environment Impact of protein-, lipid- and cellulose-containing complex substrates on biogas production and microbial communities in batch experiments. *Science of the Total Environment*, *458–460*, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.034>
- Wang, P., Wang, H., Qiu, Y., Ren, L., & Jiang, B. (2018). Bioresource Technology Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production – A review. *Bioresource Technology*, *248*, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.152>
- Wang, X., Yang, G., Li, F., Feng, Y., Ren, G., & Han, X. (2013). Evaluation of two statistical methods for optimizing the feeding composition in anaerobic co-digestion: Mixture design and central composite design. *Bioresource Technology*, *131*, 172–178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.174>
- Xie, S., Wickham, R., & Nghiem, L. D. (2017). Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *International Biodeterioration and Biodegradation*, *116*, 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.037>
- Zhang, R., El-mashad, H. M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., & Gamble, P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion, *98*, 929–935. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039>
- Zhang, W., Wei, Q., Wu, S., Qi, D., Li, W., Zuo, Z., & Dong, R. (2014). Batch anaerobic co-digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions. *Applied Energy*, *128*, 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.071>
- Zhang, Y., & Banks, C. J. (2013). Impact of different particle size distributions on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, *33*(2), 297–307. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.024>

