



Valorización de residuos de comida mediante potencial bioquímico de metano

Food waste valorization through biochemical methane potential

Joel H. Elizondo-Luévano^{1*}; Denisse E. Díaz-Castro¹; Aidé Ríos-Velázquez¹;
Emiliano Ochoa-Sánchez¹; Xavier Castellanos-Vega¹; María F. Villalobos-Constantino^{1,2};
Diego A. Castro-Cepeda³; Diana E. Aguirre-Cavazos⁴

¹ Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, Madero s/n, Hacienda el Canadá, C.P. 66050, Cd General Escobedo, Nuevo León, México.

² Instituto de Biociencias, Universidad Autónoma de Chiapas, Blvd. Príncipe Akishino s/n Col. Solidaridad 2000, C.P. 30798, Tapachula, Chiapas, México.

³ Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Universidad s/n, Cd. Universitaria, C.P. 64451, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México.

⁴ Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Av. Universidad s/n, Cd. Universitaria, C.P. 64451, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México.

ORCID de los autores:

J. H. Elizondo-Luévano: <https://orcid.org/0000-0003-2954-5939>

A. Ríos-Velázquez: <https://orcid.org/0009-0009-6794-0420>

X. Castellanos-Vega: <https://orcid.org/0009-0000-5595-7115>

D. A. Castro-Cepeda: <https://orcid.org/0009-0005-5237-982X>

D. E. Díaz-Castro: <https://orcid.org/0009-0007-5335-4012>

E. Ochoa-Sánchez: <https://orcid.org/0009-0006-6595-9046>

M. F. Villalobos-Constantino: <https://orcid.org/0009-0005-7795-8385>

D. E. Aguirre-Cavazos: <https://orcid.org/0000-0001-9840-7455>

RESUMEN

Los residuos de alimentos (FW) son materiales desechados en las cadenas de producción, suministro y distribución de productos destinados al consumo humano. La digestión anaeróbica (DA) se ha consolidado como una práctica clave dentro de la economía circular, transformando estos residuos en biogás y fertilizantes orgánicos. Para evaluar la viabilidad de diferentes sustratos en procesos de DA, se utiliza ampliamente la metodología del potencial bioquímico de metano (BMP). Sin embargo, los resultados de BMP pueden variar significativamente debido a las condiciones experimentales y la heterogeneidad de los residuos. Este estudio presenta una revisión bibliométrica y sistemática de la literatura publicada entre 2019 y 2024 sobre el uso de BMP en la valorización de FW, analizando las variaciones en las metodologías y los factores que afectan los resultados experimentales. De un total de 497 estudios identificados, 34 fueron seleccionados para un análisis detallado. Los hallazgos ofrecen una visión integral de las tendencias actuales en la investigación, subrayando la necesidad de estandarizar metodologías y condiciones experimentales para obtener resultados más consistentes y replicables. Además, se identifican barreras y oportunidades para optimizar la eficiencia y sostenibilidad de los procesos de DA, con implicaciones para investigaciones futuras y su implementación a gran escala en la gestión de residuos.

Palabras clave: Biogás; BMP; economía circular; residuos de alimentos; revalorización de residuos.

ABSTRACT

Food waste (FW) refers to materials discarded throughout the production, supply, and distribution chains of products intended for human consumption. Anaerobic digestion (AD) has emerged as a key practice within the circular economy, converting this waste into biogas and organic fertilizers. To assess the feasibility of various substrates in AD processes, the biochemical methane potential (BMP) methodology is widely applied. However, BMP results can vary significantly due to experimental conditions and the heterogeneous nature of the waste. This study provides a bibliometric and systematic review of the literature published between 2019 and 2024 on the application of BMP in FW valorization, analyzing variations in methodologies and factors influencing experimental outcomes. From a total of 497 identified studies, 34 were selected for detailed analysis. The findings offer a comprehensive overview of current research trends, emphasizing the need to standardize methodologies and experimental conditions to achieve more consistent and replicable results. Furthermore, key barriers and opportunities are identified to optimize the efficiency and sustainability of AD processes, with implications for future research and large-scale implementation in waste management.

Keywords: Biogas; BMP; circular economy; food waste; waste revalorization.

1. Introducción

Los residuos de alimentos (*Food Waste* o FW, por sus siglas en inglés) se definen como aquellos materiales que se pierden o descartan a lo largo de la cadena de producción, suministro y distribución de productos destinados al consumo humano (Capson-Tojo et al., 2016). Actualmente, en países en desarrollo representan alrededor del 75% de los residuos sólidos urbanos (Parr-Orobio et al., 2022). Cerca de un tercio de los alimentos producidos por humanos se desperdicia o pierde globalmente, llegando a aproximadamente 1,3 billones de toneladas anuales (Dhungana et al., 2022). En México, anualmente se generan 8,95 millones de toneladas de FW, que en su mayoría son gestionadas en sitios de disposición final (SDF), comúnmente rellenos sanitarios. Por su naturaleza bromatológica, los FW no son aptos para su manejo en SDF, lo que resulta en la generación de 0,22 Mt CO₂ eq a⁻¹ (Albalade-Ramírez et al., 2024). Últimamente, ha aumentado la investigación relacionada a prácticas de economía circular para una revalorización de FW, entre ellas, la Digestión Anaerobia (DA) (Sarker et al., 2024).

La DA es un proceso de degradación de materia orgánica (carbohidratos, proteína y lípidos) por parte de distintos consorcios microbianos, lo que concluye en la producción de biogás (CH₄ y CO₂) y digestato, con posibles aplicaciones como biofertilizante. Laiq Ur Rehman et al. (2019) explican cómo esta transformación se divide en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

En la etapa de hidrólisis, polímeros complejos de la materia orgánica como carbohidratos, proteínas y lípidos son digeridos, terminando en monómeros solubles, tales como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga a través de la colaboración de enzimas como glucanasas, hemicelulasas y quitinasas, y de bacterias de filos como *Bacteroidetes* y *Firmicutes*. El proceso de degradación de carbohidratos es el más rápido, mientras que la digestión de proteínas y grasas puede llevarse a cabo después de días (Laiq Ur Rehman et al., 2019).

En la fase de acidogénesis, se añade la participación de los filos bacterianos *Proteobacteria* y *Actinobacteria*, los cuales consumen los monómeros que fueron resultado de la hidrólisis, degradando esta materia en ácidos orgánicos de cadena corta como ácido butírico, ácido propiónico y ácido acético, generando a su vez alcoholes, H₂ y CO₂ (Laiq Ur Rehman et al., 2019). Durante la acetogénesis se transforman los

ácidos orgánicos en acetato. Aquí, se genera el principal sustrato para los microorganismos metanogénicos que participarán en la última etapa. A su vez, esta fase requiere un equilibrio en la producción de H₂, si la presión parcial del gas aumenta, la actividad de las bacterias acetogénicas (la mayoría del género *Syntrophomonas*) parará, inhibiendo el proceso. Por esto, participan microorganismos metanógenos hidrogenotróficos, vitales para mantener la presión del H₂ (Laiq Ur Rehman et al., 2019). Finalmente, arqueas metanogénicas utilizan acetato como sustrato principal, oxidan el hidrógeno y reducen el CO₂ para producir metano. Los microorganismos metanógenos son estrictamente anaeróbicos y pueden degradar sustratos orgánicos limitados. Se pueden clasificar en tres grupos según la base de sus sustratos: metilotróficos (metilo y compuestos de un carbono), hidrogenotróficos (hidrógeno y CO₂) y acetoclásicos (acetato) (Laiq Ur Rehman et al., 2019).

La DA es un proceso cuya estabilidad y eficiencia puede verse afectada por factores bióticos y abióticos, tales como la temperatura, tasa de carga orgánica (cantidad de sólidos volátiles (SV) de materia orgánica que entran al digestor), tiempo de retención hidráulica, pH y la composición del sustrato. Uno de los casos más comunes de inhibición se da cuando durante la acetogénesis, los ácidos grasos volátiles (*volatile fatty acids* o VFAs, por sus siglas en inglés) generados en la acidogénesis no se convierten en acetato. Una conversión ineficiente puede provocar la acumulación de VFAs en el sistema, lo que eventualmente puede causar una acidificación del medio y caída de la productividad (Laiq Ur Rehman et al., 2019).

La selección de los sustratos para la DA se basa en las características y composición fisicoquímica, pues afecta directamente al comportamiento y estabilidad de los microorganismos encargados de la degradación de la materia (Cabrita & Santos, 2023). Los FW se caracterizan por tener un alto porcentaje de humedad y materia orgánica (generalmente 90% de SV) (Pilarska et al., 2023). Se conforman principalmente por restos como cáscaras, semillas o huesos, así como desechos que son descartados en la producción de alimento. Su abundancia y características bromatológicas los hacen muy prometedores para su utilización en procesos de DA (He et al., 2024). Una de las metodologías más usadas para evaluar a los distintos tipos de sustratos es el Potencial Bioquímico de Metano (*biochemical methane potential* o BMP, por sus siglas en

inglés). Son conocidas por ser pruebas que permiten determinar las condiciones óptimas para el desarrollo de la DA, tales como pH y la relación adecuada de Sustrato/Inóculo (Toufexis et al., 2024). A pesar de compartir el mismo principio, aún no existe una metodología experimental aceptada por la variación de resultados, esto puede atribuirse a las diferencias de condiciones experimentales y equipos de medición. Por lo anterior, el principal objetivo de este trabajo es presentar una revisión bibliométrica y sistemática de literatura actual sobre la metodología BMP en la valorización de FW, destacando los estudios relevantes y accesibles para observar las variaciones en el enfoque de las diferentes etapas de la metodología.

2. Metodología

2.1. Análisis bibliométrico

En base a la metodología presentada por (García-Gómez, 2024), se desarrollaron dos *query* de búsqueda para la base de datos Web of Science (Clarivate, www.webofscience.com): el primero, con los términos "Food Waste" y "Management"; el segundo con "Food Waste", "BMP" y "Biochemical Methane Potential" para extraer el título, resumen, revista en la que fue publicado y palabras clave. Estos tuvieron el propósito de analizar los enfoques diferentes que se le dan al tratamiento de residuos orgánicos, y de observar las variaciones generales en la metodología de BMP. El periodo de publicación seleccionado es entre el primero de enero de 2019 y el primero de octubre de 2024, para artículos de investigación y de revisión, con 3,357 y 335 resultados totales.

Los datos fueron analizados con el paquete de R y el software de RStudio (www.rstudio.com) por la herramienta de Bibliometrix, de la cual se obtuvo una gráfica de tres campos. La metodología empleada para el análisis bibliométrico se resume en la Figura 2.

2.2. Cribado de información

En base a la metodología de (Fuentes et al., 2017) se realizó una revisión sistemática de la literatura con los lineamientos de la declaración PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*). Se seleccionó la base de datos de Web of Science gracias a su amplia cobertura de publicaciones científicas, lo que dio como resultado un total de 497 artículos. Para delimitar los resultados, se utilizó el filtro de año de publicación, seleccionando artículos publicados entre el primero de enero de 2019 y el primero de octubre de 2024, lo que redujo los resultados a 335 documentos.

Posteriormente, se identificaron 313 artículos de investigación, 21 artículos de revisión y 1 material editorial. Para asegurar la accesibilidad de la información, se incluyeron los 135 artículos de acceso abierto que fueron revisados en texto completo. En este proceso, se descartaron 13 artículos que no se encontraron disponibles en texto completo, por lo que no se pudo realizar una evaluación de su contenido. A su vez, se excluyeron 99 artículos que, aunque mencionaron la metodología BMP o los residuos de alimentos, no se centraron específicamente en la metodología para el tratamiento de dichos residuos.

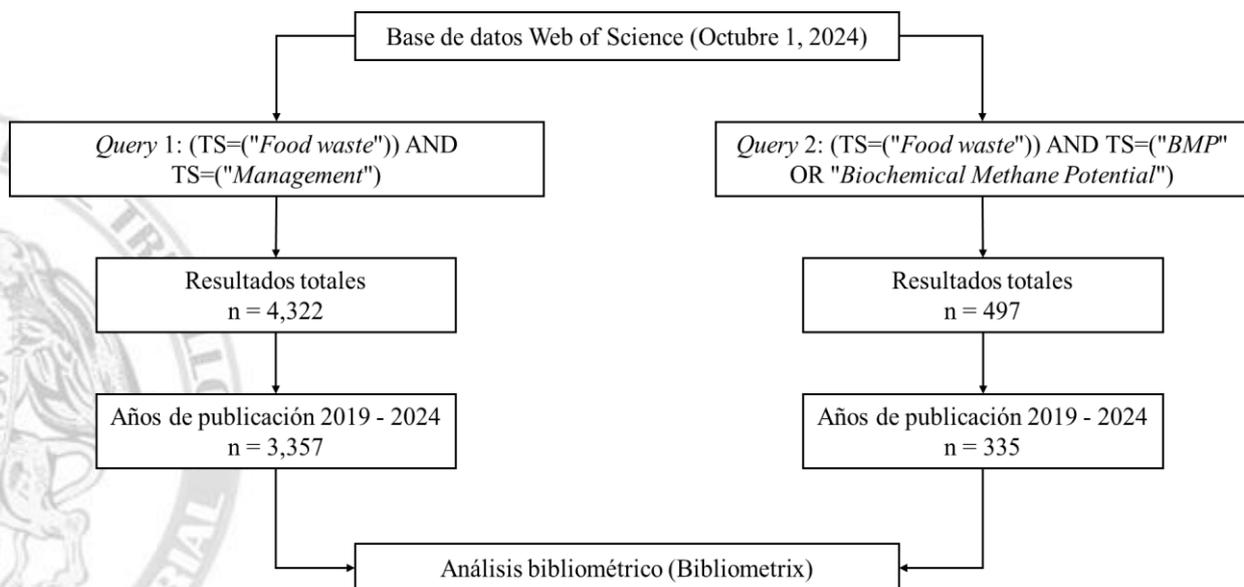


Figura 2. Metodología general para el análisis bibliométrico.

Finalmente, en el último filtro se excluyeron 14 artículos que, aunque trataron FW con BMP, no ofrecieron información metodológica nueva o relevante a lo presentado por otros estudios ya incluidos. Finalmente, se incluyeron 36 artículos en el análisis final de la revisión sistemática. Dicha metodología se encuentra resumida en la Figura 3.

3. Manejo actual de los residuos alimenticios

Se conformó un gráfico de tres campos (Figura 4) para visualizar la dinámica del flujo de información entre países, fuentes de publicación y los temas de interés más recientes en el contexto del

manejo de los residuos alimenticios. Se observa que el país de China parece tener una fuerte conexión con la fuente *Journal of Cleaner Production* y los temas de los residuos alimenticios y la economía circular. Por otro lado, Italia y Reino Unido están publicando en revistas como *Sustainability* y *Science of Total Environment* abordando los temas de manejo de residuos y la digestión anaerobia. Con ello, la información se encuentra ampliamente distribuida en varios países, con énfasis en la gestión de los residuos y la sostenibilidad, la cual está siendo publicada en revistas del ámbito ambiental y economía circular.

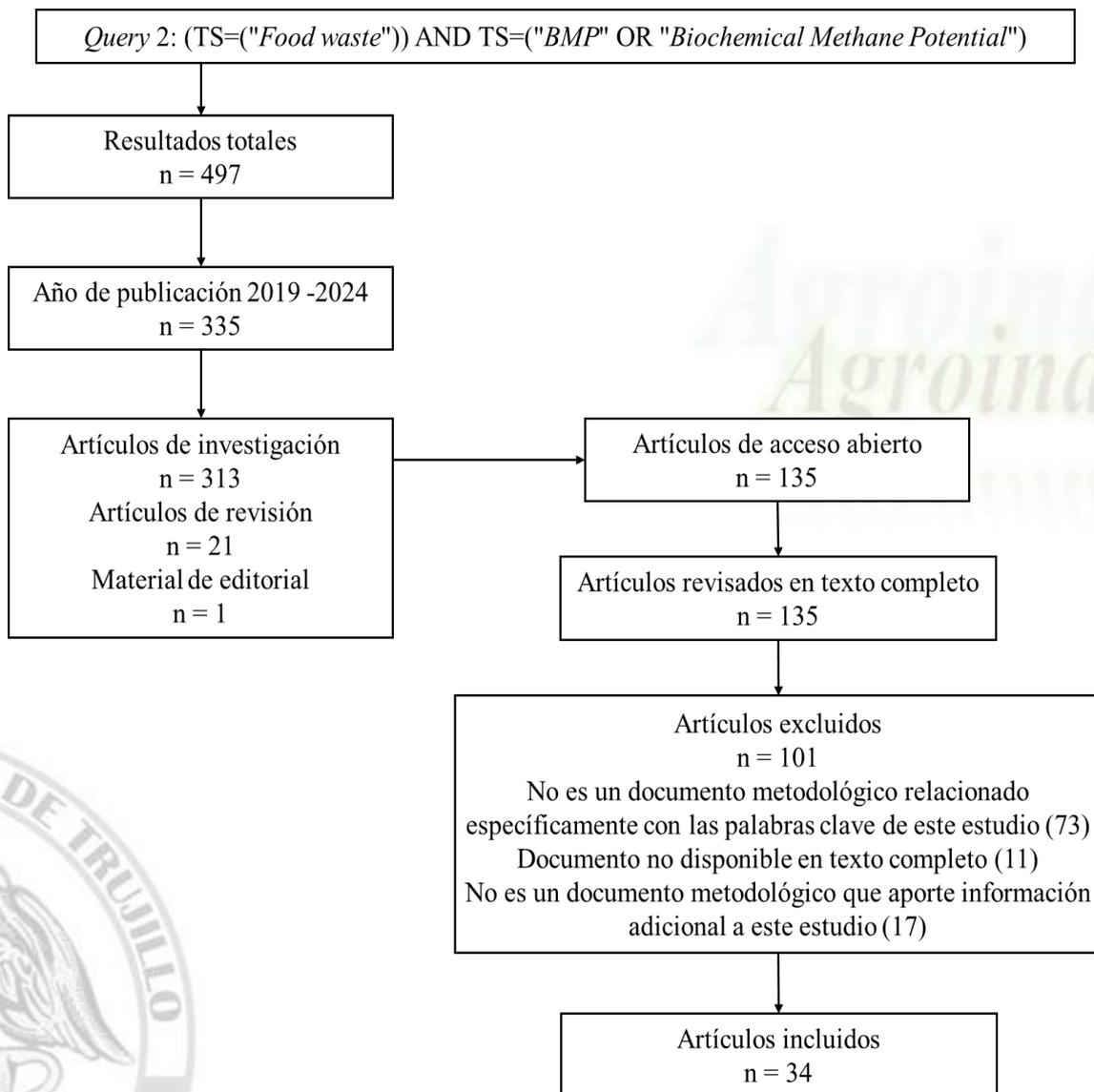


Figura 3. Diagrama de flujo PRISMA.

4. Potencial Bioquímico de Metano

Adicionalmente, se conformó otro gráfico de tres campos abordando la metodología de BMP con los residuos alimenticios donde vemos que los países de Estados Unidos de América y Corea del Sur se encuentran como los principales países publicando en revistas relacionadas con la sostenibilidad y energías renovables, desarrollando áreas como la digestión anaerobia y los residuos alimenticios. Sin embargo, *Bioresource Technology* y *Energies* son las principales fuentes donde se considera el método de BMP en la medición de la producción de metano como fuente de energía (Figura 5).

nibilidad y energías renovables, desarrollando áreas como la digestión anaerobia y los residuos alimenticios. Sin embargo, *Bioresource Technology* y *Energies* son las principales fuentes donde se considera el método de BMP en la medición de la producción de metano como fuente de energía (Figura 5).

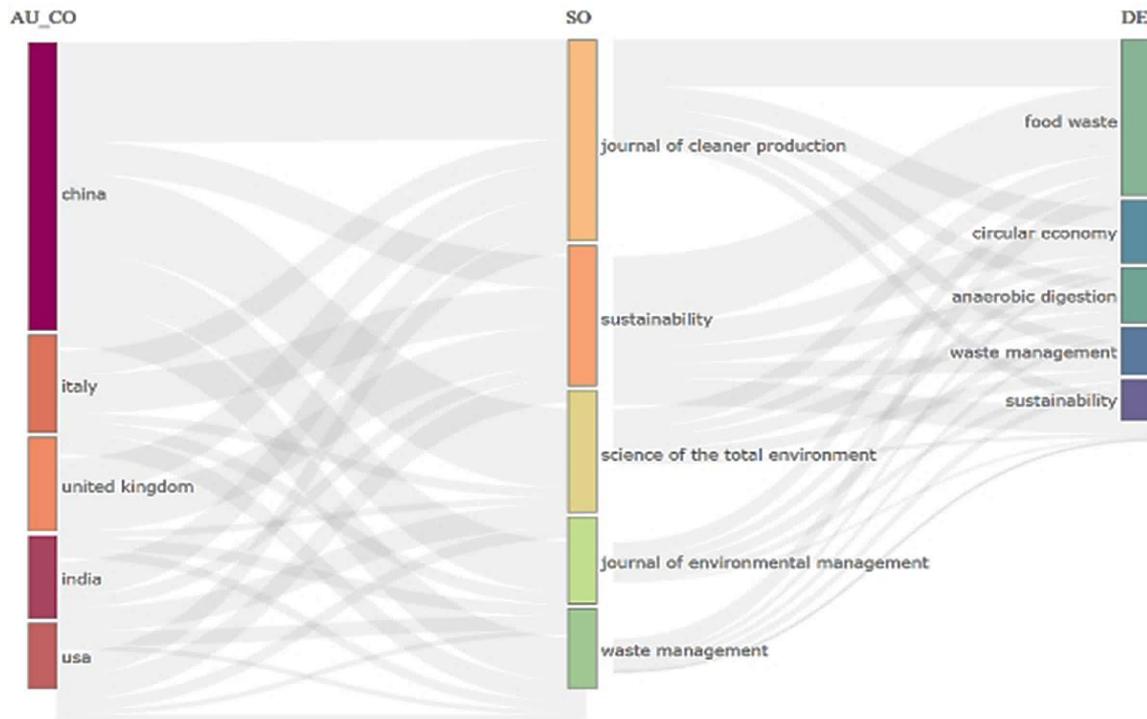


Figura 4. Gráfico de tres campos para el manejo de residuos de alimentos: AU_CO: Países; SO: Fuentes; DE: Palabras clave de los autores.

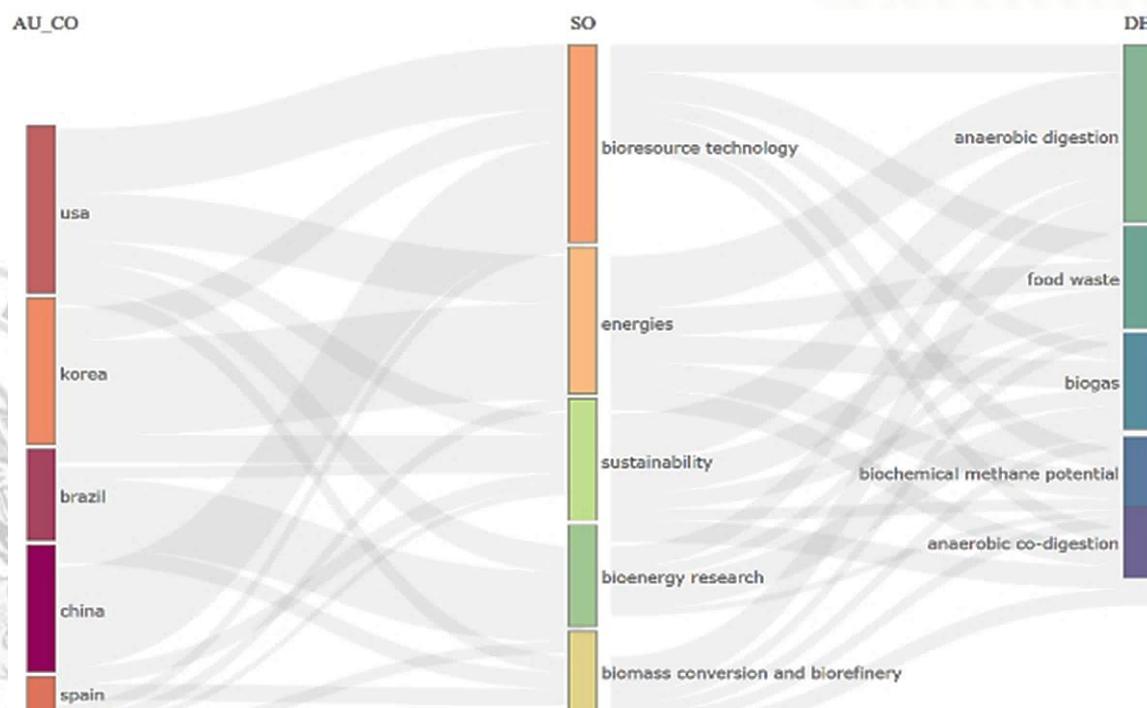


Figura 5. Gráfico de tres campos para la metodología BMP con residuos de alimentos: AU_CO: Países; SO: Fuentes; DE: Palabras clave de los autores.

El *Cluster* III, IV y V son parecidos entre sí ya que van dando paso a la implementación de estrategias de manejo de residuos para la recuperación de la energía.

El *Cluster* VI incluye palabras donde el sustrato va más enfocado a residuos agroindustriales, como excretas de ganado vacuno y de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), la comprensión de las dinámicas microbianas y la implementación de pretratamientos para mejorar la eficiencia en la producción de biogás, como el metano.

4.1. Metodología BMP

Debido a la diversidad de las características bromatológicas de los residuos de alimento, se pueden aplicar diferentes condiciones de operación para una monodigestión o co-digestión, así como la utilización de pretratamientos o aditivos que faciliten la degradación a realizar por el consorcio bacteriano (Neri et al., 2023). A continuación, se presentarán los resultados de la revisión sistemática que se llevó a cabo para el análisis de las condiciones de operación aplicadas de manera general para la monodigestión y co-digestión de FW, así como una variedad de

pretratamientos y aditivos que han sido estudiados en los últimos 5 años.

4.1.1. Monodigestión

El conjunto de estudios recopilados en la Tabla 2 ofrece una panorámica detallada de la monodigestión anaerobia como una tecnología prometedora para valorizar residuos orgánicos y producir biogás. Pacheco et al. (2022), García-Depraect et al. (2022) y Baek et al. (2020), entre otros, han explorado una amplia gama de sustratos orgánicos, desde residuos alimentarios domésticos hasta lodos de depuradora y residuos agroindustriales, con el objetivo común de optimizar la producción de metano.

La diversidad de sustratos empleados en la digestión anaerobia ha evidenciado que la composición química y la biodegradabilidad de los residuos influyen significativamente en la eficiencia del proceso y en la producción de biogás. Estudios como los de Baek et al. (2020), Morales-Polo et al. (2019) y Gandhi et al. (2022), utilizando diferentes tipos de residuos, desde estiércol hasta residuos alimentarios simulados, han destacado la importancia de una cuidadosa selección del sustrato.

Tabla 2

Condiciones experimentales para monodigestión anaerobia y su producción de metano

Referencia	Sustrato (FW)	Volumen (mL)	Relación I/S	Temperatura (°C)	Tiempo (días)	Método de medición	Producción de CH ₄
Pacheco et al. (2022)	Restos de alimentos en general	500	1:3 Base SV	37	60	Desplazamiento de columna de agua	507 mL CH ₄ /gSV
García-Depraect et al. (2022)	Carne, arroz cocido, pan, vegetales como lechuga, papas fritas, tomate, cebolla y aceite	50	0.6 SV/ST	36	24	Método de desplazamiento	382,6-425,3 NmL CH ₄ /gSV
Zainal et al. (2022)	Restos de alimentos cocidos, como arroz	900	30:1 Base SV	38	18	Método de desplazamiento	0,952 L CH ₄ / L.COD
Baek et al. (2020)	Estiércol de ganado y cerdo.	200	1:1 (v/v)	35	30	Jeringa de gases	527,5 L CH ₄ /kgSV
Gandhi et al. (2022)	Simulados	3500	1 SV/ST	37	27	Bolsas de gas de 10 L dependiendo de la producción diaria de biogás	152 mL CH ₄ /gSV
Mahmoud et al. (2023)	Planta de tratamiento de aguas residuales	250	1 g DQO/ gSSV	37	38	Jeringa de vidrio Luer-Lock hermética de 100 mL	354-347 mL CH ₄ /gDQO
Regueira-Marcos et al. (2023)	Simulados	500	0.25 Base SV	37	35	Método manométrico	494 NmL CH ₄ /gSV
Morales-Polo et al. (2019)	Frutas y verduras	NA	1:3 Base SV	37	19	Cromatografía de gases	26,4 NmL CH ₄ /gSV
Szilágyi et al. (2021)	Planta de tomate y restos secos de maíz	40	2:1 Base SV	37	30	Jeringa de vidrio Hamilton	280 ml CH ₄ /gSV

SV= Sólidos volátiles; ST= Sólidos totales; DQO= Demanda Química de Oxígeno; v/v= Volumen/Volumen.

Estos hallazgos subrayan la necesidad de personalizar cada proyecto, considerando optimizar la producción de biogás, así como la disponibilidad y características de los residuos locales.

Además de la composición del sustrato, las condiciones operativas también desempeñan un papel fundamental. La relación sustrato-volumen (I/S), la temperatura de incubación y el pH son variables clave que han sido objeto de estudio en los diferentes experimentos. Autores como Pacheco et al. (2022) y García-Depraect et al. (2022) han destacado la importancia de una relación SV adecuada para optimizar la producción de biogás. Baek et al. (2020), por su parte, han profundizado en el efecto de la temperatura, demostrando que una temperatura mesófila (alrededor de 35 °C) favorece la actividad de los microorganismos metanogénicos. Aunque no existe un consenso absoluto sobre los valores óptimos para estas variables, los resultados sugieren que una relación I/S adecuada, combinada con una temperatura mesófila y un pH entre 6,5 a 8, favorece la producción de metano.

La elección del método de medición también influye en la precisión y confiabilidad de los resultados. La diversidad de técnicas empleadas refleja la complejidad del proceso de digestión anaerobia. Mientras algunos investigadores, como Zainal et al. (2022), utilizan métodos más simples como el desplazamiento de agua, otros, como Mahmoud et al. (2023), emplean sistemas más sofisticados basados en cromatografía de gases. Asimismo, Szilágyi et al. (2021) demostraron la viabilidad de utilizar métodos más asequibles, como las jeringas, para evaluar la producción de biogás a pequeña escala. Como señalan Regueira-Marcos et al. (2023), la elección del método adecuado depende de las características específicas de cada experimento y de los objetivos del estudio.

4.2. Co-digestión

La co-digestión anaerobia ha revolucionado la producción de biogás al combinar estratégicamente diversos residuos orgánicos, como se presenta en la Tabla 3.

Tabla 3

Condiciones experimentales para co-digestión anaerobia y su producción de metano

Referencia	Sustratos (FW)	Volumen de trabajo	Relación I/S	Temperatura (°C)	Tiempo (días)	Método de medición	Producción de CH ₄
Sulaiman & Seswoya (2021)	Lodos de aguas residuales y FW de cafetería (arroz, vegetales y carnes)	400 mL	2:1 Base SV	37	15	Sistema automático de prueba de potencial de CH ₄ II (AMPTS II)	1233,57-995,5 mL CH ₄ /gSV
Mhlanga et al. (2023)	Residuos de cantina: estiércol de vaca (75:25)	350 mL	2:1 Base SV	55	35	Desplazamiento de solución barrera en tubo eudiómetro	401,887±1,981 mL CH ₄ /gSV
Burmistrova et al. (2022)	FW y sólidos de aguas residuales	150 mL	1:1 Base SV	35	35	Jeringa de gases	267 - 478 mL CH ₄ /gSV
Orangun et al. (2021)	FW domiciliario:estiércol de cabra (60:40)	100 mL	2:1 Base SV	36	66	Columna de desplazamiento	360 mL CH ₄ /gSV
Xue et al. (2019)	Arroz cocido, desechos de cerdo y aceite vegetal	700 mL	2:1 Base SV	55	45	Analizador de CH ₄ (Gasboard-3200P, Wuhan, China)	497,44 mL CH ₄ /gSV
Agrawal et al. (2024)	FW y lodo anaerobio: estiércol de vaca (1:1)	300 mL	0.3 Base SV	37	41	Desplazamiento de agua	468,82 mL CH ₄ /gSV
Lee et al. (2022)	Espuma de aceite: FW (33:67)	100 mL	2:1 Base SV	35	70	Medidor de presión	256 ± 31mL CH ₄ /gSV
(Rattanapan et al., 2019)	FW y aguas residuales domésticas (10:90 w/v)	1 L	30% (v/v)	35	25	Desplazamiento de agua	0,78 mL CH ₄ /mgSV
Choudhury & Lansing (2019)	Desechos de grasa y desechos vitamínicos gomosos y estiércol lechero	Masa del sustrato e inóculo entre 31,4 g y 58,8 g	1:1 Base SV	35	67	Jeringa de gases	336-374 mL CH ₄ /gSV
Batool et al. (2020)	Estiércol de ganado lechero y FW	500 mL	1:1 Base SV	35	30	Desplazamiento de agua	459,4 mL CH ₄ /gSV
Rakić et al. (2024)	Lodos anaerobios primarios y FW	4 L	2:1 Base SV	35	15	Caudalímetro de gas húmedo	618,7 mL CH ₄ /gSV
Osei-Owusu et al. (2024)	Excreta humana y FW	300 mL	1:1 Base SV	30	61	Desplazamiento de agua	764,79 mL CH ₄ /gSV
Zara et al. (2020)	Materias primas lácteas y macroalga <i>Ulva</i> sp.	4.5 L	1:8 (v/v)	30	35	No específica	0.118 L CH ₄ /gSV

SV= Sólidos volátiles; ST= Sólidos totales; DQO= Demanda Química de Oxígeno; v/v= Volumen/Volumen; w/v= Peso/ Volumen.

Este proceso sinérgico aprovecha las fortalezas de cada sustrato, compensando sus deficiencias y creando un ambiente óptimo para el crecimiento de microorganismos. Investigaciones recientes han explorado diversas combinaciones de sustratos, obteniendo resultados prometedores, por ejemplo, se han evaluado mezclas de residuos alimenticios con lodos (Burmistrova et al., 2022; Rakić et al., 2024; Sulaiman & Seswoya, 2021), estiércol de ganado (Agrawal et al., 2024; Batool et al., 2020; Mhlanga et al., 2023; Orangun et al., 2021), aceites (Lee et al., 2022; Xue et al., 2019), e incluso excretas humanas (Osei-Owusu et al., 2024).

La relación inóculo-sustrato (I/S) desempeña un papel fundamental en la eficacia de la co-digestión anaerobia, ya que determina el equilibrio entre los microorganismos y la cantidad de material orgánico a procesar. La relación 2:1 (base SV) se ha consolidado como una de las más comunes y exitosas, como evidencian los trabajos de Sulaiman & Seswoya (2021) y Mhlanga et al. (2023), quienes reportaron altos rendimientos en la producción de biogás al utilizar esta proporción. Sin embargo, otros estudios, como los de Choudhury & Lansing (2019) y Zara et al. (2020), han experimentado con relaciones diferentes, lo que resalta que no existe una proporción única ideal. La selección de la relación I/S óptima depende de factores como la composición y características específicas de los sustratos, así como de las condiciones operativas, incluyendo la temperatura y el tiempo de incubación.

La temperatura es un factor crítico en la co-digestión anaerobia, ya que influye directamente en la actividad de los microorganismos responsables del proceso. La mayoría de los estudios revisados han operado bajo condiciones mesofílicas, alrededor de 35 °C, como en los trabajos de Burmistrova et al. (2022) y Fernández-Rodríguez et al. (2023).

Por otro lado, investigaciones como las de Mhlanga et al. (2023) y Xue et al. (2019) han evaluado condiciones termofílicas a 55 °C, destacando que este rango térmico puede influir en la velocidad de biodegradación de los sustratos y las características del proceso.

Los tiempos de incubación y los métodos de medición de metano muestran variaciones significativas entre los estudios, reflejando enfoques experimentales y características de los sustratos. Investigaciones como las de Mhlanga et al. (2023) y Lee et al. (2022) emplearon periodos prolongados de 35 y 70 días para evaluar la estabilidad del proceso, mientras que Sulaiman & Seswoya (2021) y Rakić et al. (2023) usaron tiempos más cortos de 15 días, enfocados en la cinética inicial. En cuanto a la medición de metano, algunos estudios optan por métodos simples como el desplazamiento de agua, utilizado por Batool et al. (2019), mientras que otros emplearon tecnologías avanzadas, como caudalímetros de gas húmedo (Rakić et al., 2023) y analizadores de metano (Xue et al., 2019). Estas diferencias destacan la influencia de las herramientas utilizadas en la precisión de los resultados y la adaptabilidad de los enfoques según los recursos y objetivos.

4.1.3. Pretratamientos

En la aplicación de pretratamientos predominaron los físicos, tales como la molienda (Gu et al., 2021; Kalogiannis et al., 2024), la pasteurización (Zhang et al., 2020) y de temperatura (Liu et al., 2022) (Tabla 4). Gu et al. (2021) utilizaron un molino de bolsa en FW para reducir el tamaño de partícula, cuya acción incrementó la presencia de metanógenos hidrogenotróficos 1.6 veces que las muestras sin pretratar. A su vez, Kalogiannis et al., (2024) reportaron una tasa más alta de producción de metano. Estos estudios resaltan el potencial de la molienda para mejorar la generación de metano en DA.

Tabla 4
Condiciones de operación de pretratamientos par a digestión anaerobia

Referencia	Sustrato (FW)	Pretratamiento	Relación I/S	Temperatura (°C)	Tiempo (días)	Producción de CH ₄
Gu et al. (2021)	Vegetales, frutas, carne y cereales	Molino de bolas	2,67	37	15	430-490 mL CH ₄ /gSV
Kalogiannis et al. (2024)	FW simulados	Molienda	2:1 Base SV	37	20	406-429 L CH ₄ /gSV
Zhang et al. (2020)	Papa	Pasteurización	4 Base SV	36	132	819 mL CH ₄ /gSV
Liu et al. (2022)	Restos de cafetería y lodo activado	Pretratamiento térmico al lodo homogeneizado (165 °C por 15 min)	0,5 Base SV	37	15	0,395 ± 0,014 m ³ CH ₄ /kgSV

SV= Sólidos volátiles.

Por otro lado, Zhang et al. (2020) mencionaron la eficiencia de la pasteurización en residuos de FW con un alto contenido de almidón, en este caso, la papa, en donde expusieron un rendimiento muy alto para este residuo. Finalmente, Liu et al. (2022) le aplicaron un pretratamiento térmico al lodo homogeneizado, en donde lo sometieron a una temperatura de 165 °C por 15 minutos. Esto llevó a un incremento del 57% en la producción acumulada de metano.

4.1.4. Aditivos

El aditivo que más se expone en este estudio consiste en biocarbones de distintas fuentes, tales como FW (Świechowski et al., 2022), de aguas residuales (Sinan Akturk & Demirer, 2020), lodos de depuradora (Ambaye et al., 2020) y serrín de roble (Hu et al., 2023) en distintas concentraciones (Tabla 5).

Así como hay estudios que reportan un incremento en el rendimiento de metano (Saucedo & Lau, 2024), Akturk & Demirer, 2020), otros afirman que no hay efectos significativos en su implementación (Hu et al., 2023; Świechowski et al., 2022). Estos resultados sugieren la necesidad de realizar investigaciones adicionales para optimizar la aplicación de este aditivo.

A su vez, Dompara et al. (2023) mencionaron que la adición de polvos de ZnO/Ag y TiO₂ en concentraciones de 20 mg NPs/gSV a sus reactores, en donde reporta un incremento del 12% y 44% en acumulación de biogás, respectivamente, comparado al reactor de control.

5. Purificación del biogás

El biogás es un gas inflamable que normalmente tiene una composición del 50 - 70% de CH₄, 20 - 40% de CO₂ y trazas de gases como H₂S, NH₃, CO, N₂, H₂, O₂, y distintos vapores, como de H₂O. Según el porcentaje de metano presente en el biogás, su poder calorífico puede variar entre 4,740 - 7,500 kcal/Nm³. El CO₂ y gases como el H₂S afectan directamente la eficiencia del biogás al reducir su poder calorífico (Aworanti et al., 2023; Gadiri et al., 2024; Unpaprom et al., 2021; Usman et al., 2021). Debido a esto, se han desarrollado y priorizado los métodos más eficientes para la purificación y tratamiento de biogás, optimizando su poder calorífico (Domingues, 2021). Estas técnicas incluyen tecnologías fisicoquímicas y biológicas, cuyas características, ventajas y desventajas se destacan en la Figura 7.

Tabla 5

Condiciones experimentales para aditivos en digestión anaerobia y su producción de metano

Referencia	Sustrato (FW)	Tipo de aditivo	Concentración de aditivo	Relación I/S	Temperatura	Tiempo	Producción de CH ₄
Swiechowski et al. (2022)	FW (frutas, vegetales, arroz, pasta, carne y queso)	Biocarbones de FW	5% del peso total de sólidos de la fracción de FW	0,4 Base SV	37 °C	21 d	360,1-365,2 mL CH ₄ /gSV
Saucedo & Lau (2024)	Arroz cocido, frutas, vegetales, carne, alimento para perro y agua	Biocarbones	0,1 y 0,6 g/g ST de sustrato	2:1 Base SV	37 °C	18 d	525 ± 36 mL CH ₄ /gSV
Akturk & Demirer (2020)	FW de universidad	Biocarbones de aguas residuales secas y metales traza	2, 5, 10 y 20 g/L	No especifica	35 °C	34 d	545,2 ± 36,2 mL CH ₄ /gSV
Dompara et al. (2023)	FW de universidad (vegetales, pan y comida preparada)	Polvos de TiO ₂ y ZnO/Ag	20 mg NPs/gSV	2:1 Base SV	37 °C	60 d	628 mL CH ₄ /gSV
Ambaye et al. (2020)	FW (Frutas)	Biocarbones de lodo de depuradora	0,5, 1, 1,5 y 2 g en un volumen de trabajo de 400 mL en el reactor	2, 1,5 y 1 Base SV y COD	37 °C	50 h	285,7 mL CH ₄ /gCOD
Hu et al. (2023)	FW simulados	Biocarbones de serrín de roble	25% sobre la base de ST del sustrato	1:2 Base SV	37°C	26 d	El aditivo no tuvo impacto

SV= Sólidos volátiles; ST= Sólidos totales; DQO= Demanda Química de Oxígeno; v/v= Volumen/Volumen; w/v= Peso/ Volumen.

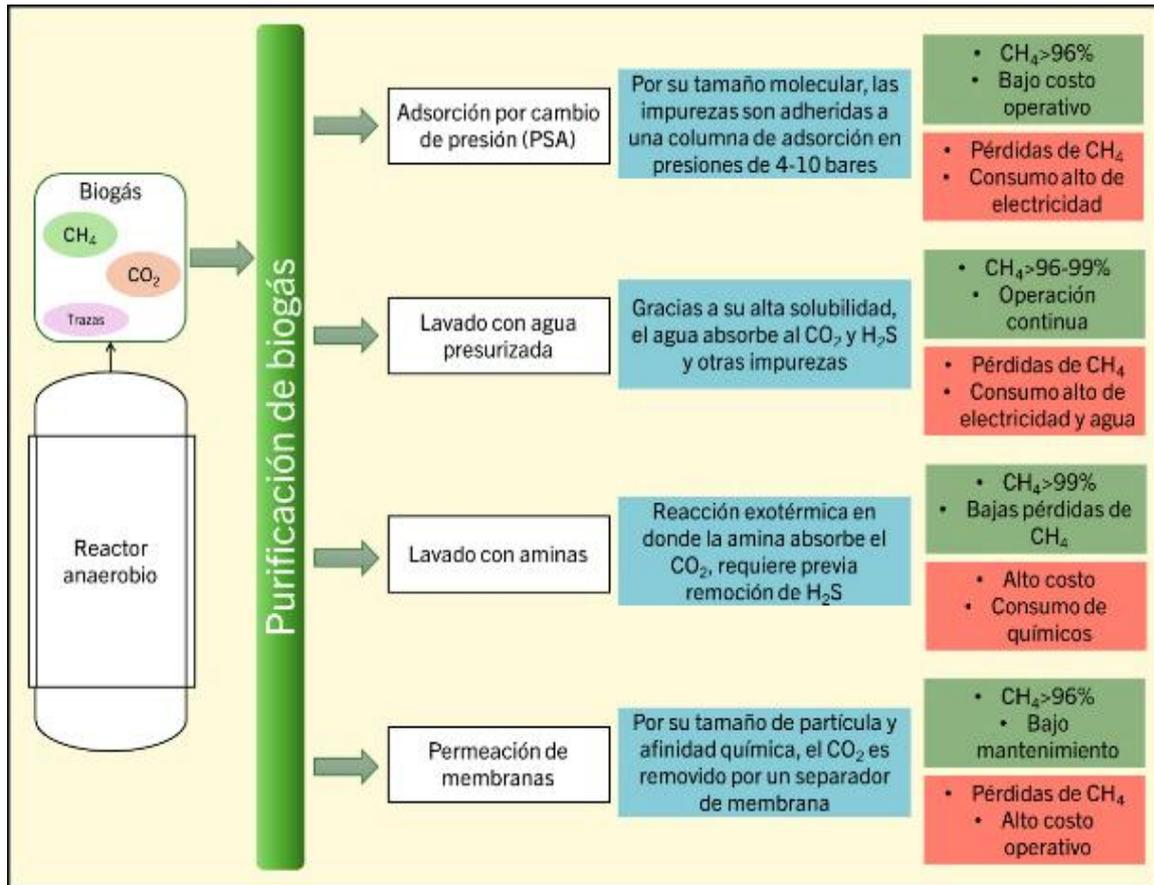


Figura 7. Principales técnicas para la purificación de biogás. Elaboración propia con información basada en Domingues (2021) y Usman et al., (2021). Figura realizada en Microsoft PowerPoint.

4. Conclusiones

Actualmente la digestión anaerobia es considerada una herramienta indispensable para la gestión de residuos de alimentos auxiliando en un marco sobre la economía circular. Contribuye positivamente en la generación de biogás como energía renovable, con este proceso se permite transformar desechos en recursos energéticos. El análisis hecho indica que los parámetros como la selección del sustrato, pretratamientos y aditivos pueden optimizar la eficiencia.

El uso de la digestión anaerobia debe ser abordado con cuidado, asegurando que los avances científicos y tecnológicos se alineen a principios de sostenibilidad y equidad. La comunidad científica, junto con las entidades gubernamentales y empresariales, tienen la responsabilidad de priorizar el bienestar ambiental y social, sobre los intereses económicos, promoviendo el establecimiento de marcos regulatorios.

La digestión anaerobia representa un gran paso en la transición hacia sistemas energéticos más sostenibles y en la reducción del impacto ambiental de los residuos alimenticios. Para su desarrollo se exige enfoques éticos y multidisciplinarios, que

consideren los beneficios y desafíos a largo plazo para el éxito como una solución viable.

Agradecimientos

Agradecimiento a la Facultad de Agronomía (FA) de la Universidad Autónoma de Nuevo León (U.A.N.L.) por brindarnos apoyos económicos, infraestructura y acceso a bases de datos para llevar a cabo la presente revisión. E.O.S. agradece a la FA-U.A.N.L. por la beca deportiva otorgada; D.E.D.C. y A.R.V. agradecen a la beca de apoyo otorgada por la U.A.N.L.; M.F.V.C. agradece a la Universidad Autónoma de Chiapas (U.N.A.CH.) por la beca de movilidad académica. J.H.E.L., D.A.D.C. y D.E.A.C. agradecen al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por los apoyos económicos otorgados.

Conflictos de interés

No existen conflictos de intereses.

Contribución de los autores

D.A.D.C., D.E.A.C. Redacción - borrador original; D.E.D.C., D.A.D.C. Conceptualización; A.R.V., X.C.V. Análisis formal; A.R.V., X.C.V. Software; J.H.E.L., E.O.S. Investigación; E.O.S., M.F.V.C. Metodología; J.H.E.L., D.E.A.C. Redacción - revisión y edición.

Referencias bibliográficas

Agrawal, A., Chaudhari, P. K., & Ghosh, P. (2024). Effect of inoculums type and optimization of inoculum to substrate ratio on the kinetics of biogas production of fruit and vegetable

- waste. *Environmental Engineering Research*, 29(1), 220518. <https://doi.org/10.4491/eeer.2022.518>
- Albalade-Ramírez, A., Padilla-Rivera, A., Rueda-Avellaneda, J. F., López-Hernández, B. N., Cano-Gómez, J. J., & Rivas-García, P. (2024). Mapping the Sustainability of Waste-to-Energy Processes for Food Loss and Waste in Mexico—Part 1: Energy Feasibility Study. *Sustainability*, 16(14), 6111. <https://doi.org/10.3390/su16146111>
- Ambaye, T. G., Rene, E. R., Dupont, C., Wongrod, S., & van Hullebusch, E. D. (2020). Anaerobic Digestion of Fruit Waste Mixed With Sewage Sludge Digestate Biochar: Influence on Biomethane Production. *Frontiers in Energy Research*, 8, 31. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00031>
- Aworanti, O. A., Ajani, A. O., Agbede, O. O., Agarry, S. E., Ogunkunle, O., Laseinde, O. T., Kalam, M. A., & Fattah, I. M. R. (2023). Enhancing and upgrading biogas and biomethane production in anaerobic digestion: a comprehensive review. *Frontiers in Energy Research*, 11, 1170133. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1170133>
- Baek, G., Kim, D., Kim, J., Kim, H., & Lee, C. (2020). Treatment of cattle manure by anaerobic co-digestion with food waste and pig manure: Methane yield and synergistic effect. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(13), 4737. <https://doi.org/10.3390/ijerph17134737>
- Batool, N., Qazi, J. I., Aziz, N., Hussain, A., & Shah, S. Z. H. (2020). Bio-methane production potential assays of organic waste by anaerobic digestion and co-digestion. *Pakistan Journal of Zoology*, 52(3), 971–976. <https://doi.org/10.17582/journal.pjz/20190322170334>
- Burmistrova, J., Beutel, M., Hestir, E., Ryals, R., & Pandey, P. (2022). Anaerobic Co-Digestion to Enhance Waste Management Sustainability at Yosemite National Park. *Sustainability*, 14(19), 11877. <https://doi.org/10.3390/su141911877>
- Cabrita, T. M., & Santos, M. T. (2023). Biochemical Methane Potential Assays for Organic Wastes as an Anaerobic Digestion Feedstock. *Sustainability*, 15(15), 11573. <https://doi.org/10.3390/su151511573>
- Capson-Tojo, G., Rouez, M., Crest, M., Steyer, J., Delgenes, J., Escudé, R. (2016). Food waste valorization via anaerobic processes : a review. *Rev Environ Sci Biotechnol*, 15, 499–547. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9405-y>
- Choudhury, A., & Lansing, S. (2019). Methane and hydrogen sulfide production from co-digestion of gummywaste with a food waste, greasewaste, and dairy manure mixture. *Energies*, 12(23), 4464. <https://doi.org/10.3390/en12234464>
- Dhungana, B., Lohani, S. P., & Marsolek, M. (2022). Anaerobic Co-Digestion of Food Waste with Livestock Manure at Ambient Temperature: A Biogas Based Circular Economy and Sustainable Development Goals. *Sustainability*, 14(6), 3307. <https://doi.org/10.3390/su14063307>
- Domingues, P. S. (2021). Main Biogas Upgrading Technologies. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 27(4), 556219. <https://doi.org/10.19080/ijesnr.2021.27.556219>
- Dompara, I., Maragkaki, A., Papastefanakis, N., Floraki, C., Vemardou, D., & Manios, T. (2023). Effects of Different Materials on Biogas Production during Anaerobic Digestion of Food Waste. *Sustainability*, 15(7), 5698. <https://doi.org/10.3390/su15075698>
- Fernández-Rodríguez, J., Di Berardino, M., & Di Berardino, S. (2023). Promoting the Circular Economy on an Island: Anaerobic Co-Digestion of Local Organic Substrates as a Possible Renewable Energy Source. *Microorganisms*, 11(2), 285. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11020285>
- Fuentes, J. C., Cañón, L. A., Pérez, Á. V., Pinzón, C. E., Pérez, A. M., Avellaneda, P. A., Enrique, Á., & Enrique, J. (2017). Metodologías para la priorización en investigación en salud: una revisión sistemática de la literatura. *Pan American Journal of Public Health*, 41, e122. <https://doi.org/10.26633/RPSP.2017.122>
- Gadirli, G., Pilarska, A. A., Dach, J., Pilarski, K., & Kolasa-wi, A. (2024). Fundamentals, Operation and Global Prospects for the Development of Biogas Plants — A Review. *Energies*, 17(3), 568. <https://doi.org/10.3390/en17030568>
- Gandhi, B. P., Otite, S. V., Fofie, E. A., Lag-Brotons, A. J., Ezemonye, L. I., Semple, K. T., & Martin, A. D. (2022). Kinetic investigations into the effect of inoculum to substrate ratio on batch anaerobic digestion of simulated food waste. *Renewable Energy*, 195(5), 311–321. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.05.134>
- García-Depraect, O., Martínez-Mendoza, L. J., Diaz, I., & Muñoz, R. (2022). Two-stage anaerobic digestion of food waste: Enhanced bioenergy production rate by steering lactate-type fermentation during hydrolysis-acidogenesis. *Bioresource Technology*, 358, 127358. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127358>
- García-Gómez, C. (2024). Potential applications of microalgae bacteria consortia for waste treatment and valuable bioproducts. *Scientia Agricola*, 1(1), 21–29. <https://doi.org/10.29105/agricolis.v1i1.6>
- Gu, Y. M., Park, S. Y., Park, J. Y., Sang, B. I., Jeon, B. S., Kim, H., & Lee, J. H. (2021). Impact of attrition ball-mill on characteristics and biochemical methane potential of food waste. *Energies*, 14(8), 2085. <https://doi.org/10.3390/en14082085>
- He, K., Liu, Y., Tian, L., He, W., & Cheng, Q. (2024). Review in anaerobic digestion of food waste. *Heliyon*, 10(7), e28200. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28200>
- Hu, J., Stenchly, K., Gwenzi, W., Wachendorf, M., & Kaetzl, K. (2023). Critical evaluation of biochar effects on methane production and process stability in anaerobic digestion. *Frontiers in Energy Research*, 11, 1205818. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1205818>
- Kalogiannis, A., Diamantis, V., Eftaxias, A., & Stamatelatou, K. (2024). Long-Term Anaerobic Digestion of Seasonal Fruit and Vegetable Waste Using a Leach-Bed Reactor Coupled to an Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor. *Sustainability*, 16(1), 50. <https://doi.org/10.3390/su16010050>
- Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C. C., Li, W., & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water Environment Research*, 91(10), 1253–1271. <https://doi.org/10.1002/wer.1219>
- Lee, C., Kim, S., Park, M. H., Lee, Y. S., Lee, C., Lee, S., Yang, J., & Kim, J. Y. (2022). Valorization of petroleum refinery oil sludges via anaerobic co-digestion with food waste and swine manure. *Journal of Environmental Management*, 307, 114562. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114562>
- Liu, Y., Zong, Y., Xie, T., Song, H., & Zhang, J. (2022). Anaerobic Co-Digestion with Food Waste: A Possible Alternative to Overcome the Energy Deficit of Sludge Thermal Pretreatment. *ACS Omega*, 7(43), 38496–38504. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c03700>
- Mahmoud, A., Zaghloul, M. S., Hamza, R. A., & Elbeshbishy, E. (2023). Comparing VFA Composition, Biomethane Potential, and Methane Production Kinetics of Different Substrates for Anaerobic Fermentation and Digestion. *Fermentation*, 9(2), 138. <https://doi.org/10.3390/fermentation9020138>
- Mhlanga, P., Marenya, M. O., Tavengwa, N. T., & Tinarwo, D. (2023). Anaerobic co-digestion of canteen food waste and cow dung. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 45(4), 11341–11348. <https://doi.org/10.1080/15567036.2023.2257149>
- Morales-Polo, C., Cledera-Castro, M. del M., & Soria, B. Y. M. (2019). Biogas production from vegetable and fruit markets waste-compositional and batch characterizations. *Sustainability*, 11, 6790. <https://doi.org/10.3390/su11126790>
- Neri, A., Bernardi, B., Zimbalatti, G., & Benalia, S. (2023). An Overview of Anaerobic Digestion of Agricultural By-Products and Food Waste for Biomethane Production. *Energies*, 16(19), 6851. <https://doi.org/10.3390/en16196851>
- Orangun, A., Kaur, H., & Kommalapati, R. R. (2021). Batch anaerobic co-digestion and biochemical methane potential analysis of goat manure and food waste. *Energies*, 14(7), 1952. <https://doi.org/10.3390/en14071952>
- Osei-Owusu, B. A., Arthur, R., Baidoo, M. F., Oduro-Kwarteng, S., & Amenaghawon, A. N. (2024). Anaerobic co-digestion of human excreta, food leftovers and kitchen residue: 1 ternary mixture design, synergistic effects and RSM approach. *Heliyon*, 10(2), e24080. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24080>
- Pacheco, L. A., Tamayo-Peña, J., Moraes, B. de S., & Franco, T. T. (2022). Bioenergy, Electricity, Biogas Production, and Emission

- Reduction Using the Anaerobic Digestion of Organic Municipal Solid Waste in Campinas, One of the Largest Brazilian Cities. *Processes*, 10(12), 2662. <https://doi.org/10.3390/pr10122662>
- Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., & Torres-Lozada, P. (2022). Pre-dimensioning of Small-Scale Anaerobic Reactors of Food Waste Through Biochemical Methane Potential Assays and Kinetic Models. *Bioenergy Research*, 15(1), 573–588. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10291-3>
- Pilarska, A. A., Kulupa, T., Kubiak, A., Wolna-maruwka, A., Pilarski, K., & Niewiadomska, A. (2023). Anaerobic Digestion of Food Waste — A Short Review. *Energies*, 16(15), 5742. <https://doi.org/10.3390/en16155742>
- Rakić, N., Šušteršič, V., Gordić, D., Jovičić, N., Bošković, G., & Bogdanović, I. (2024). Characteristics of Biogas Production and Synergistic Effect of Primary Sludge and Food Waste Co-Digestion. *Bioenergy Research*, 17(1), 646–659. <https://doi.org/10.1007/s12155-023-10620-8>
- Regueira-Marcos, L., Garcia-Depraect, O., & Muñoz, R. (2023). Elucidating the role of pH and total solids content in the co-production of biohydrogen and carboxylic acids from food waste via lactate-driven dark fermentation. *Fuel*, 338, 127238. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.127238>
- Sarker, A., Ahmmed, R., Ahsan, S. M., Rana, J., Ghosh, M. K., & Nandi, R. (2024). A comprehensive review of food waste valorization for the sustainable management of global food waste. *Sustainable Food Technology*, 2(1), 48–69. <https://doi.org/10.1039/d3fb00156c>
- Saucedo, S. L., & Lau, A. (2024). Anaerobic Digestion of Food Waste with the Addition of Biochar Derived from Microwave Catalytic Pyrolysis of Solid Digestate. *Sustainability*, 16(18), 7997. <https://doi.org/10.3390/su16187997>
- Sinan Akturk, A., & Demirel, G. N. (2020). Improved food waste stabilization and valorization by anaerobic digestion through supplementation of conductive materials and trace elements. *Sustainability*, 12, 5222. <https://doi.org/10.3390/su12125222>
- Sulaiman, S. M., & Seswoya, R. (2021). The Performance Evaluation on Co-Digestion of Domestic Sewage Sludge and Food Waste for Methane Yield and Kinetics Analysis. *International Journal of Integrated Engineering*, 13(3), 28–36. <https://doi.org/10.30880/ijie.2021.13.03.004>
- Świechowski, K., Matyjewicz, B., Telega, P., & Białowiec, A. (2022). The Influence of Low-Temperature Food Waste Biochars on Anaerobic Digestion of Food Waste. *Materials*, 15(3), 945. <https://doi.org/10.3390/ma15030945>
- Szilágyi, Á., Bodor, A., Tolvai, N., Kovács, K. L., Bodai, L., Wirth, R., Bagi, Z., Szepesi, Á., Markó, V., Kakuk, B., Bounedjoun, N., & Rákhely, G. (2021). A comparative analysis of biogas production from tomato bio-waste in mesophilic batch and continuous anaerobic digestion systems. *PLoS ONE*, 16(3), e0248654. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248654>
- Toufexis, C., Makris, D., Vlachokostas, C., Michailidou, A. V., Mertzianakis, C., & Vachtsiavanou, A. (2024). Bridging the Gap between Biowaste and Biomethane Production: A Systematic Review Meta-Analysis Methodological Approach. *Sustainability*, 16(15), 6433. <https://doi.org/10.3390/su16156433>
- Unpaprom, Y., Pimpimol, T., Whangchai, K., & Ramaraj, R. (2021). Sustainability assessment of water hyacinth with swine dung for biogas production, methane enhancement, and biofertilizer. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 11(3), 849–860. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00850-7>
- Usman, M., Tian, J., Lee, E., Aamir, M., Dulanja, P., Sik, Y., Wah, Y., & Ali, M. (2021). Current status of biogas upgrading for direct biomethane use: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 149(3), 111343. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111343>
- Xue, S., Zhao, N., Song, J., & Wang, X. (2019). Interactive effects of chemical composition of food waste during anaerobic co-digestion under thermophilic temperature. *Sustainability*, 11(10), 2933. <https://doi.org/10.3390/su11102933>
- Zainal, A., Harun, R., & Idrus, S. (2022). Performance Monitoring of Anaerobic Digestion at Various Organic Loading Rates of Commercial Malaysian Food Waste. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 10, 775676. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.775676>
- Zara, S., Rihani, R., Blel, W., & Bentahar, F. (2020). Anaerobic co-digestion of dairy raw by-products and *Ulva* sp. macroalgae: Effect of organic and inorganic additives. *Comptes Rendus Chimie*, 24(S1), 23–37. <https://doi.org/10.5802/CRCHIM.74>
- Zhang, Y., Kusch-Brandt, S., Heaven, S., & Banks, C. J. (2020). Effect of pasteurisation on methane yield from food waste and other substrates in anaerobic digestion. *Processes*, 8(11), 1351. <https://doi.org/10.3390/pr8111351>

