ANÁLISIS COMPARATIVO DE MÉTODOS TEÓRICOS Y EXPERIMENTALES EMPLEADOS EN LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE METANO MEDIANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS

VALERIA TORRES CHAURRA
201740586 -3754



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

ANÁLISIS COMPARATIVO DE MÉTODOS TEÓRICOS Y EXPERIMENTALES EMPLEADOS EN LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE METANO MEDIANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS

VALERIA TORRES CHAURRA
201740586-3754

Trabajo de Grado presentado como requisito parcial para optar por el título de Ingeniera Sanitaria y Ambiental

DIRECTORA:
Prof. PATRICIA TORRES LOZADA
Ing. Sanitaria, MSc., PhD.



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

LISTA DE ABREVIACIONES

AT: Alcalinidad total
AB: Alcalinidad bicarbonatica
AGV: Ácidos grasos volátiles
AME: Actividad metanogénica específica
AR: Agua residual
BOM: Bioresiduos de origen municipal
CB: Capacidad buffer
CG: Cromatografía de gases
CLG: Compuestos lignocelulósicos
C/N: Carbono nitrógeno
DA: Digestión anaerobia
DA-RA: Digestión anaerobia de residuos de alimentos
DBO: Demanda biológica de oxigeno
DQO: Demanda química de oxigeno
EC: Estiércol de cerdo
ECCA: Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental
EV: Estiércol de vaca
HC: Hemicelulosa
K_h: Constante de hidrolisis
LC: Lignocelulosa
LG: Lignina
LP: Lípidos
MAA: Modelos de aprendizaje automáticos
NC: No calculado
NE: No establecido
PBM: Potencial bioquímico de metano
PBM_e: Potencial bioquímico de metano experimental
PBM_t: Potencial bioquímico de metano teórico
PEN: Plan energético nacional
PND: Plan nacional de desarrollo
PTAR: Planta de tratamiento de agua residual
RA: Residuos de alimentos
RJ: Residuos de jardín
RM: Residuos de matadero
RPT: Residuos de planta de tomate
RSI o S:I: Relación sustrato inóculo
RSM: Residuos sólidos municipales
SAC: Superficie accesible de celulosa
ST: Sólidos totales
SV: Sólidos volátiles
TDP: Tamaño de partícula

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE ABREVIACIONES **3**
TABLA DE CONTENIDO **4**
INDICE DE TABLAS **6**
INDICE DE FIGURAS **6**
AGRADECIMIENTOS **7**
RESUMEN **8**
ABSTRACT **9**
1. INTRODUCCIÓN **10**
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA **11**
3. JUSTIFICACIÓN **12**
4. MARCO CONCEPTUAL **13**
4.1. Residuos Sólidos Municipales (RSM) 13
4.2. Bioresiduos de Origen Municipal (BOM) y Residuos de Alimentos (RA) 13
4.3. Celulosa 14
4.4. Compuestos Lignocelulósicos (CLG) 14
4.5. Digestión Anaerobia (DA) 14
5. OBJETIVOS **16**
5.1. Objetivo General 16
5.2. Objetivos Específicos 16
6. METODOLOGIA **16**
6.1. Análisis Bibliométrico 16
6.1.1. Determinación de las bases de datos 16
6.1.2. Determinación de la ecuación de búsqueda 16
6.1.3. Revisión del contenido 19
6.1.4. Identificación de indicadores bibliométricos 19
6.1.5. Identificación de clústeres y desarrollo de mapas científicos 21
6.1.6. Lectura y reporte de resultados 21
6.2. Determinación del PBM teórico 21
6.3. Análisis comparativo 21
7. RESULTADOS Y DISCUSION **22**
7.1. Análisis bibliométrico 22
7.1.1. Revisión del contenido 22
7.1.2. Identificación de indicadores bibliométricos 23
7.1.3. Identificación de clústeres y desarrollo de mapas científicos 26
7.1.4. DA de Resíduos de Alimentos (DA-RA) 30

7.1.5. Métodos de determinación del PBM 46
7.2. Determinación del PBM teórico 54
7.3. Análisis comparativo 59
7.3.1. Comparación métodos teóricos 59
7.3.2. Comparación condiciones del ensayo 62
8. REFLEXIONES Y CONCLUSIONES 63
8.1. Análisis bibliométrico 63
8.1.1. Tendencias de investigación 63
8.1.2. Variables que influencian la digestión anaerobia de residuos de alimentos 63
8.1.3. Métodos de determinación de PBM 65
8.2. Determinación del PBM teórico 66
8.3. Análisis comparativo 66
9. RECOMENDACIONES 67
10. REFERENCIAS 68
ANEXO 1. BITACORA 89
ANEXO 2. CARACTERIZACIÓN MUESTRAS 98

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Definiciones de RSM 13
Tabla 2. Ecuaciones de búsqueda- Scopus 17
Tabla 3. Ecuaciones de búsqueda- Scopus 17
Tabla 4. Ecuaciones de búsqueda- SciELO 18
Tabla 5. Ecuaciones de búsqueda- SciELO 18
Tabla 6. Términos de búsqueda- Publindex 19
Tabla 7. Términos de búsqueda- Publindex 19
Tabla 8. Interpretación de índices bibliográficos e indicadores bibliométricos 20
Tabla 9. Indicadores bibliométricos- formato, idioma y año 23
Tabla 10. Indicadores bibliométricos- grado de coautoría 24
Tabla 11. Indicadores bibliométricos-afiliación 24
Tabla 12. Estrategias implementadas para aumentar la SAC 34
Tabla 13. Métodos de pretratamiento para optimizar la DA-RA- casos 35
Tabla 14. Cosustratos empleados para la DA-RA 37
Tabla 15. Importancia de diferentes nutrientes sobre la DA 38
Tabla 16. Inhibidores comunes en la DA-RA 39
Tabla 17. Rango óptimo RSI para DA de distintos substratos 42
Tabla 18. RSI óptimos para la DA-RA usando distintos inóculos 42
Tabla 19. Detalles del método manométrico para determinación del PBM 46
Tabla 20. Métodos de medición volumétricos manuales 47
Tabla 21. Instrumentos de medición automatizados empleados en la bibliografía 47
Tabla 22. Comparación entre métodos experimentales 53
Tabla 23. Comparación entre métodos teóricos 54
Tabla 24. Documentos de caracterización de RA de revisión bibliométrica 55
Tabla 25. Resultados PBM_t en $\frac{mL\ CH_4}{g\ SV}$ muestras de revisión bibliométrica 56
Tabla 26. PBM_t en $\frac{mL\ CH_4}{g\ SV}$ externos, promedio y desviación estándar 59
Tabla 27. Error y aplicabilidad de cada método teórico 60

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de degradación de la materia orgánica vía DA 15
Figura 2. Diagrama de procesos del análisis bibliométrico 16
Figura 3. Bitácoras de búsqueda 23
Figura 4. Mapa de coautoría con base en citaciones en Scopus -VOSviewer 26
Figura 5. Mapa de coautoría con base en producción por país en Scopus- VOSviewer 27
Figura 6. Mapa de coocurrencia de palabras clave indexadas: tendencias-VOSviewer 29
Figura 7. Mapa de coocurrencia de palabras clave indexadas: tendencias-VOSviewer 29
Figura 8. Mapa de coocurrencia de palabras clave indexadas: tendencias-VOSviewer 30
Figura 9. Esquema de los MAA aplicados a la DA 52
Figura 10. Comparación PBM_t usando diferentes métodos 60

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, le agradezco a Dios, por haber instaurado en mi la curiosidad que me permitió abarcar este tema con tanta alegría. Espero que este solo sea uno de los pasos de mi camino académico.

A mi familia y amigos que han sido, al mismo tiempo, las raíces en las que me apoyo y el viento debajo de mis alas que me impulsan a seguir adelante. Se han gozado de mis triunfos como si fueran propios. Como dijo alguna vez la gran Dolly Parton "Estas historias no significan nada, si no tienes con quien compartirlas".

A la profesora Patricia Torres, mi supervisora de trabajo de grado, por darme la oportunidad de trabajar a su lado, de aprender de ella y por su paciencia a lo largo del desarrollo de este documento.

Gracias a ella, y a las demás profesoras en el programa porque sin saberlo, me han permitido a mí y a otras estudiantes, vernos reflejadas profesionalmente en ustedes. Han sido héroes sin capas en la batalla de cerrar la brecha de género en el mundo STEM.

A los profesores del programa académico de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, por generar espacios de aprendizaje seguros en donde las dudas no eran razón de vergüenza o agobio, sino puertas hacia el entendimiento.

Gracias, por tanto.

RESUMEN

En el presente estudio, se llevó a cabo una revisión bibliométrica donde se identificaron las tendencias de investigación en el campo de la digestión anaerobia (DA) de residuos de alimentos (DA-RA) a nivel nacional, regional e internacional usando diferentes ecuaciones de búsqueda en tres buscadores representativos de cada localidad (Publindex, SciELO y Scopus respectivamente) y manteniendo la misma ventana de búsqueda (2012-2023).

Con base en la bitácora final, se determinaron una serie de indicadores bibliométricos, gráficas de coautoría y coocurrencia que muestran que el 80.12% de documentos provinieron de revistas internacionales registradas, mientras que solo el 4.67% de las publicaciones fueron de revistas regionales y el 15.20% de revistas colombianas. Esto reveló una gran desventaja en la productividad en el campo de la DA-RA regional y nacional. La brecha se asocia a barreras lingüísticas (bajo dominio del inglés) que impide o retarda la productividad, la barrera política y la barrera de intercomunicación, la cual es esencial sobrepasar para fortalecer vínculos en la comunidad científica, que brinda una mayor capacidad de amortiguamiento productiva bajo escenarios geopolíticos críticos y una mayor seguridad ante coyunturas de salud pública y financieras.

Se identificó que el enfoque del campo se encamina hacia aspectos que profundizan en las distintas etapas del proceso de DA y las diferentes variables que lo afectan (asociadas a los factores sustrato, inóculo y condiciones ambientales y operacionales). Se destacan aspectos de gran interés como la necesidad de pretratamientos del sustrato, la caracterización y clasificación de las comunidades microbianas en que incluso se recomienda que futuros enfoques abarquen la genómica de las mismas. Además, se encontró la necesidad de concebir la tecnología como una pieza clave en estrategias de biorrefinería y en modelos de economía circular; así, se plantea la viabilidad de enlazar la tecnología de DA-RA a la industria de los biocombustibles, pues su mercado está creciendo por la demanda global de energías renovables en el sector de transporte terrestre y aéreo. Esta unión promoverá el financiamiento y desarrollo de la tecnología y resaltará su relevancia.

El análisis bibliométrico además dio respuesta a lo relacionado con las características, ventajas, limitaciones y aplicaciones de los diferentes métodos teóricos y experimentales usados en la determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) a partir de la DA-RA. Los métodos de determinación del PBM se categorizaron en 4 grupos: (1) experimentales, (2) teóricos, (3) de modelación y (4) automatizados. La gran diversidad en los métodos y la falta de estandarización, no solo obstaculiza la comparación de datos de investigaciones que usen el mismo sustrato, sino que también limita la comparación de diferentes sustratos.

En la aplicación de los métodos teóricos, se encontró un bajo nivel de aplicabilidad debido a aspectos como la falta de información respecto a la caracterización del sustrato; sin embargo, se logró determinar el PBM teórico de 141 muestras de RA obtenidas de documentos de caracterización de la bitácora final de la revisión bibliométrica. Se usaron 3 métodos teóricos (según composición elemental, según fracción bioquímica y según DQO) detallados por las Ecuaciones de Buswell & Hatsfield; Richards, Buswell & Mueller y Triolo, Edwiges & Buffiere respectivamente. Sin embargo, estos métodos presentan limitaciones que hacen recomendable evaluarlas de manera simultánea con ensayos experimentales dada la influencia de la gran cantidad de variables del proceso, lo que permitiría la creación de curvas que correlacionen los distintos métodos teóricos y el error asociado al sustrato y así formular factores de corrección que disminuyan el error entre los dos tipos de métodos teóricos y experimentales.

En general, los niveles de variabilidad (desviación estándar) que se obtuvieron tanto en los PBM teóricos como en los valores del PBM experimental, son un reflejo de la alta variabilidad del ensayo y denota la necesidad de estandarizar el método. Al disminuir la brecha entre los resultados teóricos y los experimentales, se le brinda al gestor una mayor garantía que a su vez promueve el uso de la tecnología. Adicionalmente, es recomendable que los estudios reporten siempre las condiciones experimentales en que se realicen los ensayos experimentales, para facilitar las comparaciones entre diferentes estudios y diferentes sustratos.

Palabras clave: digestión anaerobia, residuos de alimentos, residuos de frutas y vegetales, compuestos lignocelulósicos, potencial bioquímico de metano, análisis bibliométrico.

ABSTRACT

In the present study, a bibliometric review was carried out where research trends in the field of anaerobic digestion (DA) of food waste (DA-RA) were identified at a national, regional, and international level using different search equations. in three representative search engines of each location (Publindex, SciELO and Scopus respectively) and maintaining the same search window (2012-2023).

Based on the final binnacle, a series of bibliometric indicators, co-authorship and co-occurrence graphs were determined, showing that 80.12% of the documents came from registered international journals, while only 4.67% of the publications were from regional journals and 15.20 % were from Colombian journals. This revealed a great disadvantage in productivity in the regional and national field of DA-RA. The gap is associated with linguistic barriers (low English proficiency) that hinder or slow down productivity, the political barrier, and the intercommunication barrier, which is essential to overcome to strengthen links in the scientific community, which provides a greater buffering capacity under critical geopolitical scenarios and greater security in the face of public health and financial issues.

It was identified that the investigation approach is directed towards aspects that delve into the different stages of the DA process and the variables that affect them (associated with substrate factors, inoculum, environmental and operational conditions). Aspects of great interest are highlighted, such as the need for pretreatment of the substrate, the characterization and classification of microbial communities. It is even recommended that future approaches include the genomics of these communities. In addition, the need to conceive DA technology within biorefinery strategies and in circular economic models was found; Thus, the feasibility of linking DA-RA technology to the biofuels industry is proposed, since its market is growing due to the global demand for renewable energy in the land and air transport sector. This union will promote the financing and development of the technology and highlight its relevance.

The bibliometric analysis also responded to what is related to the characteristics, advantages, limitations, and applications of the different theoretical and experimental methods used in the determination of the biochemical potential of methane (PBM) from the DA-RA. The PBM determination methods were categorized into 4 groups: (1) experimental, (2) theoretical, (3) modelling, and (4) automated. The great diversity in the methods and the lack of standardization not only hinder the comparison of data from investigations that use the same substrate, but also limit the comparison of different substrates.

In the application of theoretical methods, a low level of applicability was found due to aspects such as the lack of information regarding the characterization of the substrate; however, it was possible to determine the theoretical PBM of 141 RA samples obtained from characterization documents of the final binnacle of the bibliometric review. Three theoretical methods were used (according to elemental composition, according to biochemical fraction and according to COD) detailed by the Buswell & Hatsfield Equations; Richards, Buswell & Mueller and Triolo, Edwiges & Buffiere respectively. However, these methods have limitations that make it advisable to evaluate them simultaneously with experimental tests which would allow the creation of curves that correlate the different theoretical methods and the error associated with the substrate. The forementioned would aid the formulation of correction factors that reduce the error between the two types of theoretical and experimental methods.

In general, the levels of variability (standard deviation) that were obtained both in the theoretical PBM and in the experimental PBM values, reflect the high variability of the assay and denotes the need to standardize the method. By reducing the gap between theoretical and experimental results, the stakeholder is given a greater guarantee which in turn promotes the use of technology. Additionally, it is recommended that the studies always report the experimental conditions in which the experimental tests are carried out, to facilitate comparisons between different studies and different substrates.

Keywords: anaerobic digestion, food waste, fruit and vegetable waste, lignocellulosic compounds, biochemical methane potential, bibliometric analysis

1. INTRODUCCIÓN

El actual modelo económico ha sido dominado por un modelo lineal de producción y consumo en el cual los bienes son manufacturados y usados para ser descartados de manera rápida (Wautelet, 2018). Dado que las actividades antropogénicas se rigen bajo este marco, se ha ido presentando un incremento en la generación de residuos sólidos a nivel mundial. Especialmente los residuos sólidos municipales (RSM), que, en 2016, representaban aproximadamente 2.01 $x10^9$ toneladas a nivel mundial y posiblemente para 2050 llegue a ser del orden de 3.40 $x10^9$ toneladas (Kaza et al., 2018). En Colombia, los RSM fueron alrededor de 13.80 millones de toneladas anuales en el 2014 y se estima que puedan llegar a 18.74 millones de toneladas en 2030 (Departamento Nacional de Planeación, 2016a). La principal fracción que compone los RSM son los Biorresiduos de Origen Municipal (BOM), que en Colombia constituyen entre el 62 y 65% de los RSM que a su vez están compuestos principalmente por RA entre un 80 y 85% (Departamento Nacional de Planeación, 2016b; Meneses Bejareno & Urueña Argote, 2020; Casallas Ojeda et al., 2021A).

La inadecuada gestión y disposición de los RA en rellenos sanitarios y vertederos no controlados puede generar impactos ambientales tales como la reducción en la calidad del aire en las comunidades aledañas al sitio de disposición final (Rottier e Ince, 2003) y la contaminación de recursos hídricos y el suelo por la inherente producción prolongada de lixiviados (Wilson et al., 2015; Cabeza Diaz, 2020). También, genera impactos negativos sobre la salud pública al fomentar la propagación de enfermedades virales transmitidas por mosquitos, moscas y roedores tales como leptospirosis, peste, dengue y otras bacterias (Rottier e Ince, 2003). Por esta razón, se vuelve fundamental desviar el rumbo de los RA al sitio de disposición final mediante estrategias de reducción y aprovechamiento.

Aunque en Colombia la estrategia de aprovechamiento comúnmente empleada para los RA ha sido el compostaje (Marmolejo et al., 2011; Departamento Nacional de Planeación, 2016a), la digestión anaerobia (DA) ha venido ganando interés por su capacidad de generar energía y un biosólido mejorador de suelo (Meneses Bejareno & Urueña Argote, 2020). Dicho esto, uno de los métodos de mayor aplicación para evaluar la biodegradabilidad anaerobia de distintos sustratos y la viabilidad de la transformación de un sustrato en energía mediante la DA, es el ensayo de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) que puede ser ejecutado mediante diversas metodologías tanto teóricas como experimentales (Cárdenas Cleves et al., 2016). No obstante, el ensayo aún no cuenta con un protocolo estandarizado, lo que dificulta su uso en el desarrollo de la tecnología al limitar la comparación de datos entre investigaciones (Parajuli, 2011; Koch et al., 2020). De igual forma, poco se ha planteado respecto a la evaluación y aplicación de las múltiples metodologías en sustratos de RA (Caillet et al., 2019) o la influencia de la celulosa, la cual es su principal componente, sobre la DA-RA (Ganguly et al., 2020).

Teniendo en cuenta esto, mediante el presente documento se presenta una revisión crítica de literatura, que analizar de forma comparativa las metodologías de determinación de PBM enfocado en la DA-RA. El estudio se llevó a cabo con la ayuda del grupo de investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental- ECCA de la Universidad del Valle con el fin de tener acceso a estudios de DA-RA regionales previos de forma libre. El documento registra el planteamiento, justificación, objetivos y el marco teórico relevante. Además, detalla la metodología usada, los resultados obtenidos, las conclusiones y las referencias.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La disposición deliberada de RSM en rellenos sanitarios e incluso en vertederos no controlados, desencadena una serie de impactos ambientales como la contaminación hídrica y del suelo, por la producción prolongada de lixiviados y la contaminación del aire, enlazado con la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) que además contribuyen al calentamiento global y ponen en riesgo la biodiversidad y salud humana (Viéitez & Ghosh, 1999; Kristanto & Koven, 2019; Cabeza Diaz, 2020; Weiskopf et al, 2020; Gavurova et al., 2021).

En cuanto a la composición física de los RSM, a pesar de variar acorde con factores geográficos, sociales y temporales, en general predomina la fracción orgánica que llega a ser del orden del 44-70% (Wilson et al, 2015; Kaza et al., 2018; Babu et al., 2021); a nivel nacional, esta fracción representa entre el 55-66% (Banco Interamericano de Desarrollo, 2015; Departamento Nacional de Planeación, 2016b; Oviedo Ocaña et al., 2012), destacándose los RA (Campuzano & Gonzales, 2016; Departamento Nacional de Planeación, 2016a; Parra Orobio et al, 2019). A su vez, los RA representan una fuente significativa de celulosa, la celulosa se compone de monómeros de glucosa adheridas a cadenas lineares, siendo un compuesto poco resistente a la degradación biológica (Campbell & Reece, 2002; Himmel et al., 2007; Kumar et al., 2017).

Por la magnitud y composición predominantemente orgánica de estos residuos, se favorece su aprovechamiento, siendo importante la búsqueda y aplicación de estrategias. Este tipo de prácticas, además, desvía su disposición final, prolongando el ciclo de vida de estos sitios; para lograrlo, es indispensable que en el modelo de gestión de los RSM se incorpore la separación en la fuente y la recolección selectiva (McDougall & White, 2001; Vögeli et al., 2014).

Una de las tecnologías con alto potencial para la gestión y aprovechamiento de la fracción orgánica de los RSM, es la DA, que es un proceso microbiológico en que la materia orgánica se descompone en ausencia de oxígeno molecular, produciendo dos productos principales: biogás y digestato sólido (Vögeli et al., 2014); el primero está compuesto principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) y puede ser usado como fuente de energía renovable, mientras que el segundo presenta un alto interés en la agricultura como mejorador de suelo (Khalid et al., 2011; Nkoa, 2014; Cárdenas Cleves et al., 2016).

Esta estrategia de manejo aportaría al aseguramiento de la independencia y seguridad energética, contribuyendo al cumplimiento de los objetivos de reducción de emisiones de CO_2 planteados en el Acuerdo de París en el 2015 (Labatut & Pronto, 2018). En el mismo sentido, su aplicación puede aportar al cumplimiento de varios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) como el acceso a fuentes de energía más limpias, el uso eficiente de los recursos, el desarrollo de comunidades y ciudades sostenibles y el consumo y la producción responsable (Vögeli et al., 2014; World Biogas Association, 2019). Según la Agencia Internacional de Energía Renovable-IRENA (2017), la generación mundial de electricidad basada en biogás tuvo un crecimiento del 90% desde el 2010 hasta el 2016, llegando a representar 87500 GWh.

Acorde con autores como Angelidaki et al (2009) y Holliger et al. (2016) la viabilidad de un sustrato para su manejo mediante DA, se determina a partir de su biodegradabilidad, la cual predice su capacidad de producción de CH_4 e intrínsecamente su potencial energético, siendo el parámetro indicador comúnmente empleado el PBM, el cual evalúa el potencial de producción de biogás y/o CH_4 y se define a menudo como el volumen máximo de CH_4 producido por gramos de sólidos volátiles en el sustrato (Esposito et al., 2012). Los métodos para obtener el PBM pueden ser teóricos o experimentales, haciendo su deducción flexible y asequible para diferentes escenarios.

No obstante, la falta de metodologías estandarizadas puede representar un factor limitante que impide la comparación de resultados. Diferentes autores han mostrado las ventajas y limitaciones de cada ensayo aplicado a diferentes sustratos, principalmente líquidos (Owen et al., 1979; Filer et al., 2019; Rodrigues et al., 2019), realizando una comparación analítica entre ellos, y en general se le ha dado mayor énfasis a los métodos manométricos y volumétricos (Jingura & Kamusoko, 2017) y considerando

solamente o un ambiente ácido o un ambiente alcalino (Parajuli, 2011; Pham et al. 2013; Filer et al., 2019), además existe poca comparación con los métodos teóricos. Por tanto, en esta propuesta se llevó a cabo un análisis comparativo del potencial de producción de metano a partir de la DA-RA mediante distintos métodos experimentales (manométricos y volumétricos), dando un enfoque especial a los métodos teóricos.

3. JUSTIFICACIÓN

La transición energética a fuentes de energía renovables es un panorama que se ha explorado en los últimos años a nivel nacional e internacional (Gielen et al., 2019; Ministerio de Minas & Energía, 2020) y ha sido priorizado en la agenda global mediante acuerdos, incluidos el Protocolo de Kioto de 1997 y el Acuerdo de París del 2015. Esta conversión global tiene la finalidad de reducir la actual dependencia de fuentes convencionales como el gas natural, el petróleo y el carbón, las cuales generan alrededor de 475 gCO_2/kWh y se les atribuye el 30% de las emisiones globales de CO_2 (Agencia Internacional de Energía- IEA, 2019).

En el marco de las políticas internacionales planteadas anteriormente, Colombia se comprometió a disminuir el 51% de las emisiones de GEI para el 2030 y pretende dar especial enfoque al sector energético, lo que dio pie a la formulación de estrategias como el Plan Integral de Gestión del Cambio Climático del Sector Minero Energético y el Plan Energético Nacional (PEN) 2020-2050 (Ministerio de Minas & Energía, 2020), entre otros. El PEN antepone el compromiso del país de reducir las emisiones de GEI y con base en ella, define una visión de largo plazo para el sector energético colombiano e identifica las vías para alcanzarla. En el documento se exploran alternativas presentando múltiples escenarios energéticos que sirven de punto de apoyo en las decisiones estratégicas del sector energético colombiano.

De acuerdo con lo anterior, surge como propuesta la participación de la producción de energía a partir de fuentes no convencionales como los residuos orgánicos (Khalid et al., 2011) que están fácilmente disponibles y de no ser aprovechados, acarrean costos ambientales, sociales y económicos (Vögeli et al., 2014). Pese a esto, su aplicación en pro de la obtención de energía debe ser evaluada previamente para asegurar su éxito y viabilidad.

Comúnmente, el parámetro indicador del potencial energético de un sustrato se determina a partir de métodos experimentales o teóricos (Jingura & Kamusoko, 2017; Casallas Ojeda et al., 2021) que, al no estar estandarizados, representan un desafío para la comparación de resultados y dificulta la evaluación y el desarrollo de la tecnología de DA (Holliger et al., 2016; Koch et al., 2020). Aunque múltiples autores han intentado dar detalle de los métodos para determinar el PBM, la tendencia es el enfoque en los métodos experimentales, dejando de lado los teóricos, los cuales a pesar de sobreestimar los resultados por su naturaleza (Angelidaki et al, 2011; Casallas Ojeda et al., 2021), propician el estudio de la tecnología en áreas con limitaciones técnicas y de personal técnico.

Por otra parte, a pesar de discernir que la selección del sustrato presenta una influencia sobre el ensayo, dado que acarrea consigo implicaciones de aspectos como la necesidad de pretratamientos específicos y de definición de concentraciones inhibitorias, entre otros (Angelidaki et al., 2009; Raposo et al., 2011; Jingura & Kamusoko, 2017), poco se ha planteado respecto a la evaluación y aplicación de las múltiples metodologías en sustratos de RA (Caillet et al., 2019). Tampoco, se ha profundizado en la influencia de la celulosa contenida en los RA sobre su DA (Slopiecka et al., 2022). Por lo tanto, un análisis comparativo integral de los métodos empleados para determinar el PBM de la DA-RA, tanto teóricos como experimentales, servirá de base para el posterior desarrollo de la tecnología para fines de recuperación energética.

De acuerdo con lo anterior, esta propuesta aportará a investigadores y operadores del sector energético y de residuos sólidos, al detallar de forma ordenada los múltiples métodos de PBM y sus particularidades enfocadas en el uso de RA. Además, suscitará la reflexión académica de las

metodologías existentes y sus aplicaciones para ampliar el estudio y generar un debate crítico sobre la viabilidad técnica y el potencial de la DA-RA.

Con base en lo anterior, este trabajo de grado da respuesta a la siguiente pregunta de investigación: acorde con la literatura científica y el análisis de datos experimentales, ¿cuáles son las variables de influencia en la DA-RA y las características, ventajas, limitaciones y aplicaciones de los diferentes métodos teóricos y experimentales usado en determinación del PBM a partir de la DA-RA?.

4. MARCO CONCEPTUAL

4.1. Residuos Sólidos Municipales (RSM)

El concepto de RSM no es cerrado ni definitivo, sino que dependerá del momento y país que lo considere (Gomez Delgado, 1995). Es decir, su definición varía entre sociedades y épocas y representa una realidad social (Val, 1992). La Tabla 1 plantea las definiciones que se le han asignado al término en diferentes países o contextos.

Tabla 1. Definiciones de RSM

Definición	Documento	País
Cualquier objeto, material, sustancia o elemento principalmente sólido resultante del consumo o uso de un bien en actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales, o de servicios, que el generador presenta para su recolección por parte de la persona prestadora del servicio público de aseo. Igualmente, se considera como residuo sólido, aquel proveniente del barrido y limpieza de áreas y vías públicas, corte de césped y poda de árboles. Así mismo se establece que los residuos que no tienen características de peligrosidad se dividen en aprovechables y no aprovechables"	Decreto 1077 del 2015- Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (2015)	Colombia
Un subconjunto de desechos sólidos y se define como bienes duraderos (electrodomésticos, llantas, baterías), bienes no duraderos (periódicos, libros, revistas), envases y empaques, desechos de alimentos, recortes de jardín y desechos orgánicos provenientes de fuentes residenciales, comerciales e industriales.	Resource Conservation and Recovery Act - Congreso de los Estados Unidos de América (1979)	Estados Unidos
Los residuos mezclados y recogidos de forma separada de origen doméstico, incluidos papel y cartón, vidrio, metales, plásticos, biorresiduos, madera, textiles, envases, residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, residuos de pilas y acumuladores, y residuos voluminosos, incluidos los colchones y los muebles. No comprenden los residuos procedentes de la producción, la agricultura, la silvicultura, la pesca, las fosas sépticas y la red de alcantarillado y plantas de tratamiento de aguas residuales, incluidos los lodos de depuradora, los vehículos al final de su vida útil ni los residuos de construcción y demolición.	Directiva 2008/98/CE- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea (2008)	Unión Europea

4.2. Bioresiduos de Origen Municipal (BOM) y Residuos de Alimentos (RA)

Los BOM están constituidos por residuos de jardín (RJ), comida pre y post consumo de las viviendas y de establecimientos comerciales como restaurantes y expendios de alimentos, excluyéndose residuos de agricultura, actividades forestales, estiércol animal, biosólidos u otros como textiles, papel y madera procesada (Oviedo Ocaña et al., 2012). Éstos alcanzan a representar entre el 44-70% de los RSM a nivel global (Wilson et al, 2015; Kaza et al., 2018; Babu et al., 2021) y entre el 55-66% de los RSM en Colombia (Banco Interamericano de Desarrollo, 2015; Departamento Nacional de Planeación, 2016b; Oviedo Ocaña et al, 2012). Usualmente, se caracterizan por presentar una alta humedad y biodegradabilidad debido a su gran contenido de RA de residencias, restaurantes, cafeterías, comedores de fábrica, y mercados (Jingura & Kamusoko, 2017).

Los RA son la fracción predominante en los BOM y cuentan con una composición heterogénea, pues varía de un lugar a otro y es altamente dependiente de los métodos de separación en la fuente (Jingura & Kamusoko, 2017; Paritosh et al., 2018). La degradación de la RA en los sitios de disposición final convencionales contribuye a las emisiones de GEI, volviendo la búsqueda activa de tecnologías que permitan su tratamiento y valorización una prioridad internacional (Morone et al., 2019), siendo la DA de los mismos una de las estrategias de mayor interés debido a su gran potencial metanogénico (Paritosh et al., 2018; Parra Orobio et al., 2019; Bres et al., 2022). En el presente documento el termino RA hace referencia a la porción cruda y no procesada de los RA domésticos que también se conocen en la literatura como residuos de frutas y vegetales.

4.3. Celulosa

La celulosa $(C_6H_{10}O_5)_n$ es un polímero orgánico ubicuo, es un polisacárido que consiste en una cadena lineal de cientos a miles de unidades de glucosa encadenadas (Kumar Gupta et al., 2019). Es el constituyente principal de la pared celular de las plantas tales como frutas y vegetales, por ende, es un constituyente primordial de los RA (Hemati et al., 2022). Se caracteriza por su hidrofilicidad, quiralidad, biodegradabilidad y cristalinidad. En la DA, la celulosa se degrada en glucosa y celulosa microcristalina mediante la hidrolisis catalizada por la celulasa (Klemm et al., 2005), y presenta una biodegradabilidad, según su categorización, de alrededor de 57.80-59.90% (Li et al 2018). En la literatura, la celulosa se clasifica según su origen (de plantas o madera, de bacterias, de algas o de animales) o su forma morfológica (fibrosa, filamentos, nano fibrosa o micro fibrosa, cristalina), pero, la que predomina en los RA es categorizada como celulosa originada en plantas y nano fibrosa (Seddiqi et al., 2021). Las moléculas de celulosa en las plantas conforman estructuras complejas porque se encuentran rodeadas de otros polímeros como la lignina (LG) y la hemicelulosa (HC), la matriz final se conoce como lignocelulosa (LC) (Bidlack & Buxton, 1992).

4.4. Compuestos Lignocelulósicos (CLG)

El termino CLG hace referencia al materia compuesto de celulosa (35-50%), HC (20-35%) y LG (10-25%) con fracciones de proteínas, aceites y material inerte (Li et al., 2018). Los CLG engloban los residuos agrícolas, los residuos forestales, residuos de poda y jardín, e incluso, los RA (Ahmad Khorairi et al., 2023). En la matriz de los CLG, la LG y HC rodean la celulosa, formando una barrera física que impide el contacto de las enzimas hidrolíticas con la celulosa (Zoghlami & Paës, 2019). Dado que la celulosa presenta la mayor biodegradabilidad entre los tres compuestos, su disponibilidad y accesibilidad debe priorizarse para optimizar el rendimiento de la producción de CH_4 en la DA (Andhika et al., 2022). Para esto, se debe degradar la barrera que la rodea, especialmente, la LG pues es la menos biodegradable. Esto típicamente se logra a través de pretratamientos térmicos, mecánicos y químicos que se mencionan en el documento.

4.5. Digestión Anaerobia (DA)

La DA es un proceso biológico que convierte los compuestos complejos de la materia orgánica en productos más simples, dando lugar a un biogás, el cual contiene alrededor del 50 % al 70 % de CH_4, del 30 % al 50 % de CO_2 y trazas de otros gases. Además, genera un residuo rico en nutrientes que no solo reduce el volumen del sustrato, sino que puede usarse como fertilizante o enmienda del suelo, logrando dos propósitos de forma simultánea: la disminución de los efectos ambientales adversos generados por la disposición de residuos y la valorización de los productos del proceso (Al Saedi et al., 2008; Nguyen et al., 2015). En el proceso de transformación mediante DA intervienen distintos grupos bacterianos que actúan mediante reacciones específicas y en diferentes etapas de manera secuencial (Xu & Li, 2017). Las etapas en cuestión son: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, y se ilustran en la Figura 1.

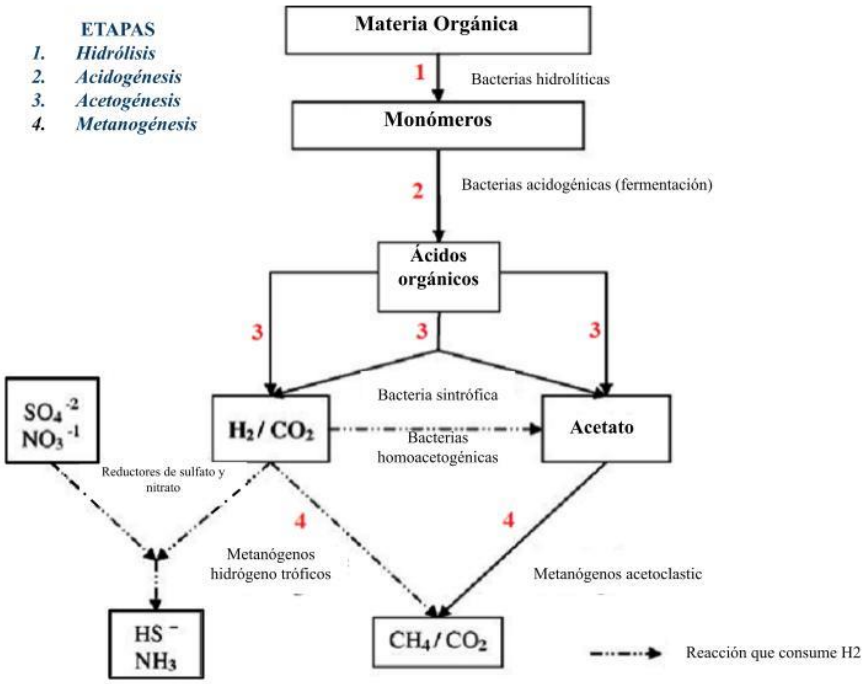


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de degradación de la materia orgánica vía DA
Fuente: Muñoz-Sierra, 2009

En la hidrólisis, las enzimas extracelulares de las bacterias hidrolíticas convierten macromoléculas orgánicas como carbohidratos, lípidos (LP) y proteínas, en componentes menos complejos tales como azúcares, ácidos grasos de cadena larga y aminoácidos que pueden ser usados por bacterias acidogénicas (Al Saedi et al., 2015; Meegoda et al., 2018). Esta etapa es generalmente el paso limitante de la DA cuando se usa materia orgánica sólida como sustrato (Cazier et al., 2015).

En la acidogénesis los productos orgánicos solubles de la hidrólisis son convertidos por bacterias acetogénicas fermentativas a sustratos metanogénicos tales como acetato, CO_2 e hidrógeno (H) y ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena corta, alcoholes y amonio (Al Saedi et al., 2008; Vögeli et al., 2014) siendo el más importante el ácido acético el cual es el principal precursor del metano (Foresti et al., 2006). Según Akuzawa et al. (2011) a diferencia de otras etapas de la DA, generalmente se cree que la acidogénesis avanza a un ritmo más rápido que todas las demás, representando un potencial riesgo ya que se informa ampliamente que la acidificación de los AGV es una causa de falla de la DA.

Por otro lado, en la acetogénesis los productos de la acidogénesis son convertidos a ácidos orgánicos simples, CO_2 y H_2 por bacterias acetogénicas haciendo que la demanda biológica de oxígeno y la demanda química de oxígeno y el pH disminuya (Verma, 2002; Anukam et al., 2019). El H juega un importante papel intermediario en este proceso, ya que la reacción sólo ocurrirá si la presión parcial es lo suficientemente baja como para termodinámicamente permitir la conversión de todos los ácidos y dado que las bacterias que eliminan el H conducen a una presión parcial, la concentración de H en un digestor es un indicador de su eficiencia (Mata-Alvarez, 2005; Vögeli et al., 2015; Cardenas-Cleves et al., 2020).

La metanogénesis constituye la cuarta y última etapa del proceso de DA, donde las arqueas metanogénicas convierten ácido acético y H_2 en CO_2 y CH_4; las arqueas responsables de esta conversión se llaman metanógenos y son estrictamente anaerobias que son altamente vulnerables a pequeñas cantidades de oxígeno (Verma, 2002; Anakam et al., 2019).

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo General

Realizar un análisis comparativo de los métodos teóricos y experimentales empleados en la determinación del Potencial Bioquímico de Metano (PBM) en la digestión anaerobia de residuos de alimentos (DA-RA)

5.2. Objetivos Específicos

- Identificar, mediante un análisis bibliométrico, las tendencias de investigación en el campo de la DA-RA, las variables que influyen en la DA-RA y los distintos métodos teóricos y experimentales de determinación del PBM junto con sus características, ventajas y limitaciones.
- Determinar el PBM teórico de sustratos basados en RA que hayan sido caracterizados en documentos obtenidos del análisis bibliométrico, usando al menos 2 métodos teóricos distintos.
- Comparar los resultados del PBM teórico obtenidos con al menos 2 métodos teóricos que hayan sido identificados en el análisis bibliométrico.

6. METODOLOGIA

La investigación se llevó a cabo mediante tres etapas consecutivas: (1) análisis bibliométrico, (2) determinación teórica del PBM, a partir de la DA basados en RA usados y caracterizados bajo el marco del grupo de investigación ECCA de la Universidad del Valle y de la literatura y (3) análisis comparativo. Las etapas se detallan a continuación.

6.1. Análisis Bibliométrico

La metodología adoptada se basó en lo propuesto por autores como como Caro Gutiérrez et al. (2005), Aleixandre-Benavent et al. (2011), Reyes-Torres et al. (2018) y Casallas-Ojeda et al. (2021). Se enfoco en identificar las tendencias de investigación en el campo de la DA-RA, los factores que influencian la DA-RA y la características, ventajas, limitaciones y aplicaciones de los diferentes métodos teóricos y experimentales usados en la determinación del PBM a partir de la DA-RA. La revisión consistió en cinco pasos que se sintetizan en la Figura 2 y se especifican a continuación.

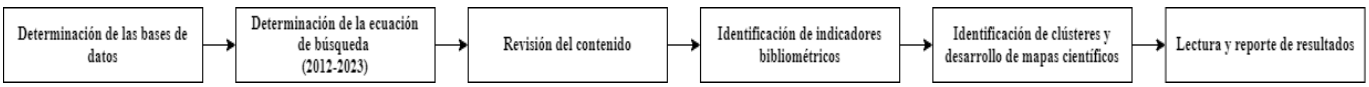


Figura 2. Diagrama de procesos del análisis bibliométrico

6.1.1. Determinación de las bases de datos

Se usaron bases de datos con cobertura internacional, regional y nacional para evitar sesgos a favor de las publicaciones angloamericanas (Aleixandre-Benavent et al., 2011) y para distinguir las variaciones en las tendencias del campo de estudio según la geografía. Así, las bases de datos que se utilizaron fueron Scopus, SciELO y Publindex que archivan contenido datado desde 1970, 1997 y 1999 respectivamente (Rodríguez et al., 2015; SciELO, 2019; Elsevier, 2020).

6.1.2. Determinación de la ecuación de búsqueda

Se escogió una ventana de observación de 12 años, desde 2012 hasta 2023, y se delimitó la búsqueda a artículos originales publicados en revistas científicas en inglés, español o portugués. Se establecieron ecuaciones de búsqueda compuesta por palabras claves y operadores booleanos que se adaptaran a cada base de datos. A continuación, se describen las particularidades de cada una de las bases de datos.

- Scopus: Las Tabla 2 y 3 registran las ecuaciones introducidas a la barra de búsqueda avanzada de Scopus empleando como campos de búsqueda; el título, abstracto y palabras claves. Las ecuaciones de búsqueda en la Tabla 2 fueron desarrolladas para la identificación de las tendencias y las variables de influencia en la DA-RA, mientras que las ecuaciones de la Tabla 3 se desarrollaron para identificar los métodos de determinación del PBM, sus ventajas, desventajas y limitaciones. Todas las ecuaciones incorporaron palabras provenientes de una lista preliminar que contenía las palabras claves más usadas en artículos en inglés que fueran referentes y abordaran los temas en cuestión, es decir, que concernieran los métodos de determinación del PBM desde un enfoque conceptual y la DA-RA desde un enfoque tanto teórico como experimental.

Tabla 2. Ecuaciones de búsqueda 1- Scopus

Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Key Parameters “OR” Biological Parameters “OR” Environmental Parameters “OR” Experimental Factors
Anaerobic Digestion "AND" Biochemical Methane Potential "OR" Biomethane Potential "AND" Food Waste "OR" Cellulose "AND" Temperature "OR" Inoculum to Substrate Ratio
Anaerobic Digestion "AND" Biochemical Methane Potential "OR" Biomethane Potential "AND" Food Waste "OR" Cellulose "AND" Storage "OR" Mixing
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Volume Ratio "OR" Flow Rate "OR" Retention Time
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Particle Size "OR" Headspace
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Chemical Parameters “OR” Chemical Composition “OR” Physicochemical Characteristics
Anaerobic Digestion "AND" Biochemical Methane Potential "OR" Biomethane Potential "AND" Food Waste "OR" Cellulose "AND" Nutrients "OR" Nutritional Compositions "OR" Trace Elements
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Statistical Parameters

Tabla 3. Ecuaciones de búsqueda 2- Scopus

Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Experimental approaches “OR” Theoretical model “OR” Theoretical
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Gravimetric Determination
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Volumetric measurement
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Manometric Method
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Alternative Methods “OR” Gas Chromatography
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Near Infrared Spectroscopy “OR” Thermogravimetry
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Measurement Method “OR” Laboratory Method
Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Detection Method “OR” Microwave Irradiation

Anaerobic Digestion “AND” Biochemical Methane Potential “OR” Biomethane Potential “AND” Food Waste “OR” Cellulose “AND” Estimation Method

- SciELO: se usaron las ecuaciones de búsqueda planteadas en las Tablas 4 y 5. Los campos de búsqueda fueron; título, resumen y palabras clave. Las ecuaciones fueron adaptadas al español con la ayuda de tesauros para evitar incurrir en traducciones literales. También fueron modificadas descartando términos con poca relevancia en el idioma español.

Tabla 4. Ecuaciones de búsqueda 1- SciELO

Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” Residuos de Alimentos “OR” Celulosa
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Parámetros Clave “OR” Parámetros Biológicos “OR” Parámetros Ambientales “OR” Parámetros Experimentales
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Temperatura “OR” Relación Inóculo Sustrato
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Almacenamiento “OR” Mezcla
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Volumen “OR” Caudal “OR” Tiempo de Retención
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Tamaño Partícula “OR” Headspace
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Parámetros Químicos “OR” Composición Química “OR” Características Fisicoquímicas
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Nutrientes

Tabla 5. Ecuaciones de búsqueda 2- SciELO

Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Teórico
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Determinación Gravimétrica
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Mediciones Volumétricas
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Manometría
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Métodos Alternativos “OR” Cromatografía
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Espectroscopia de Infrarrojo Cercano “OR” Termogravimetría
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Método de Medición “OR” Método de Laboratorio
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Método de Detección “OR” Irradiación Microondas
Digestión Anaerobia “AND” Potencial Bioquímico de Metano “AND” (Residuos de Alimentos “OR” Celulosa) “AND” Método de Estimación

- Publindex: esta es la base de datos de nivel nacional y permite que el usuario realice su búsqueda entre revistas y artículos indexados en el país; sin embargo, dada la falta de actualización en la indexación de artículos fue necesario recurrir a la opción de exploración por revistas científicas. Primero, se separaron manualmente las revistas nacionales que fueran

referentes en ingeniería usando el área de conocimiento como campo de búsqueda. Una vez se obtuvo una lista de las revistas de ingeniería nacionales, se realizó la búsqueda en cada una. Los buscadores de cada revista son similares pues únicamente admiten insertar un término a la vez que no contenga operadores booleanos, lo cual llevó a modificar las ecuaciones que se encuentran en las Tablas 6 y 7. El campo de búsqueda predeterminado que no puede ser modificado para estos buscadores es el título del artículo y las palabras clave.

Tabla 6. Términos de búsqueda 1- Publindex

Digestión Anaerobia de Residuos de Alimentos
Variables de Influencia en la Digestión Anaerobia de Residuos de Alimentos
Parámetros Digestión Anaerobia de Residuos de Alimentos

Tabla 7. Términos de búsqueda 2- Publindex

Potencial Bioquímico de Metano
Métodos de Potencial Bioquímico de Metano
Potencial Bioquímico de Metano Teórico
Potencial Bioquímico de Metano Experimental

6.1.3. Revisión del contenido

Se ejecutaron las ecuaciones de búsqueda y se descargaron las bitácoras resultantes de cada base de datos en formato ".CSV" a Excel. Las duplicidades encontradas en Scopus, fueron eliminadas automáticamente al guardar previamente los resultados de cada ecuación de búsqueda bajo una misma lista en el perfil; sin embargo, en SciELO y Publindex se debieron eliminar manualmente. Otro criterio de eliminación que se realizó manualmente fue la eliminación en cada base de datos, de aquellos artículos que, con base en su título o resumen, no fueran pertinentes a los objetivos de investigación formulados (Tranfield et al., 2003). Finalmente, las bitácoras inicialmente conformadas, fueron depuradas y contabilizadas.

6.1.4. Identificación de indicadores bibliométricos

Por otro lado, se extrajo una serie de indicadores bibliométricos que han demostrado ser útiles en los análisis bibliométricos de diferentes campos de la ciencia (Camps, 2006; Escorcia-Otálora & Poutou-Piñales, 2008). Para esto, se requirió la siguiente información en formato ".CSV": journal, año de publicación, tipo de artículo, autores, filiación institucional y país de origen, número de referencias y número de citas por cada artículo. Esto permitió encontrar los indicadores presentados en la Tabla 8, que sirvieron de base para analizar las tendencias en la producción investigativa en la temática.

Se enfatizó en encontrar el impacto de los productos bibliográficos que aborden la DA tanto de RA como de celulosa, así como los métodos de determinación teóricos y experimentales del PBM en la comunidad científica y en identificar oportunidades de mejoramiento, que aporten a ampliar el conocimiento para la aplicación de la DA para el aprovechamiento de este tipo de sustrato.

Tabla 8. Interpretación de índices bibliográficos e indicadores bibliométricos

Indicador	Información por extraer	Interpretación
Documentos por tipo de formato	• Número de documento • Tipo de artículo	Permite identificar preferencias de publicación en el campo determinado.
Documentos por año	• Año de publicación	Refleja las tendencias en la producción de documentos y permite asociar picos a eventos históricos determinados.
Documentos por afiliación	• Afiliación de los autores	Permite reconocer la productividad investigativa por afiliación e identificar oportunidades de patrocinio.
Documentos por país	• País de autores • País de publicación	Muestra la distribución geográfica de las publicaciones en el área de investigación, así como la productividad investigativa global. Identifica las fuentes de financiación.
Idioma	• Idioma del artículo	Brinda un contexto social al área de investigación.
Autores	• Nombre de autores • Número de autores por documento • Promedio de autores por documento	Posibilita entender la complejidad y el costo de la investigación en el área de interés y la calidad del contenido. Hay una tendencia al aumento del número de autores y colaboradores en áreas experimentales y otras áreas que se encuentran en constante crecimiento, ya que se realizan investigaciones cada vez más complejas, especializadas y costo.
Palabras clave	• Lista de palabras clave	Sirve para ajustar los criterios de búsqueda.
Indicador de citación	• Número de citas por cada documento	Indica la visibilidad o impacto de la investigación. Las citas constituyen una fuente de datos que nos permite conocer qué información consumen los autores y cuánto envejece esa información.
Indicador de referencias- Índice de Price	• Número de referencias total • Número de referencias con menos de 5 años	Indica la obsolescencia de los artículos.
Journal	• Journal	Muestra las revistas referentes en el tema.

Fuentes: Gonzales de Dios et al. (1997); Grande Orive et al. (2003); Escorcia-Otalora & Poutou-Piñales (2008)

6.1.5. Identificación de clústeres y desarrollo de mapas científicos

Los nombres de los autores y el número de citas por artículo de la bitácora se extrajeron en formato ".RIS". El archivo fue introducido a VOSviewer para el desarrollo de mapas espaciales de coocurrencia y coautoría; los primeros permitieron identificar clústeres temáticos que, ofrecieron una noción sobre las inclinaciones de investigación actuales. Además, facilitaron la posterior identificación de distintos métodos experimentales y teóricos y permitieron observar las ventajas, desventajas, limitaciones y aplicaciones de cada método. A su vez, los segundos brindaron información sobre las instituciones con mayor actividad investigativa en el tema y su conexión entre ellas.

6.1.6. Lectura y reporte de resultados

Se realizó una lectura exhaustiva de los artículos que conforman la bitácora depurada y se compuso un escrito conceptual con el fin de responder a los alcances de este estudio: identificar las tendencias de investigación del campo de la DA-RA, las características, ventajas, limitaciones y aplicaciones de los diferentes métodos experimentales y teóricos usados en la determinación del PBM a partir de la DA-RA. Adicionalmente, se refirió a los parámetros que influyen sobre el PBM para la DA-RA. Por último, se entregaron y analizaron los indicadores bibliométricos y los mapas espaciales.

6.2. Determinación del PBM teórico

Se determino el valor de PBM teórico de diferentes muestras de RA de los documentos de caracterización de RA de la literatura revisada en la etapa anterior, usando como mínimo dos métodos distintos. Para ello, se registraron los parámetros que definen la composición elemental y bioquímica de los sustratos (usualmente definidos por parámetros como el contenido de carbono (C), hidrogeno (H), oxígeno (O) y nitrógeno (N) y de AGV, carbohidratos, proteínas y LP respectivamente) en una tabla de Excel. Además, para fines de referenciación y facilitar el posterior rastreo de los resultados, se registró la información bibliográfica de cada elemento de donde se obtuvo información como; título, autores, año de publicación, palabras claves indexadas y, en caso de que presentara, los identificadores de publicación tales como el ISSN, ISSBN o DOI.

6.3. Análisis comparativo

Se determinó la aplicabilidad y el error relativo absoluto de los resultados de cada método usando la Ecuación 1 y la Ecuación 2, estos parámetros sirvieron para fines de comparación entre métodos teóricos y para así identificar el método teórico más viable en la DA-RA.

$$a = \frac{n_i}{n} \qquad \text{Ecuación 1.}$$

$$e = \left|\frac{PBM_{ti} - PBM_e}{PBM_{ti}}\right| \qquad \text{Ecuación 2.}$$

Donde:

- a es la aplicabilidad del método teórico i en cuestión
- n_i es la cantidad de muestras a las que se les pudo aplicar el método teórico i en cuestión
- n es la cantidad de muestras registradas para la determinación del PBM teórico
- e es el error relativo del método teórico i en cuestión
- PBM_{ti} es el potencial bioquímico de metano teórico de la muestra obtenido usando el método teórico i
- PBM_{ei} es el potencial bioquímico de metano experimental registrado para la muestra

Adicionalmente, se contrastaron las condiciones del sustrato, inóculo y operacionales de las distintas muestras de RA registradas; para tal propósito se construyó una tabla en que se registraron las condiciones bajo las cuales se llevó a cabo la DA-RA en cada estudio publicado. Se anotaron parámetros el tamaño de la partícula (TDP), tiempo de almacenamiento, pretratamiento y concentración del sustrato, fuente y concentración del inóculo, la relación sustrato/inóculo (S/I), concentración de

nutrientes adicionados, temperatura de la operación, volumen del reactor, headspace, método de mezcla, el método de determinación y el valor del PBM experimental (PBM_e).

7. RESULTADOS Y DISCUSION

7.1. Análisis bibliométrico

7.1.1. Revisión del contenido

La Figura 3 muestra la síntesis de los artículos seleccionados en cada una de las bases de datos usadas en este estudio (Anexo 1). El primer aspecto por resaltar es la gran diferencia entre el número de artículos identificados en Scopus en comparación con SciELO y Publindex, (el 80.12% de documentos provinieron de revistas internacionales registradas en Scopus, mientras que tan solo el 4.67% de las publicaciones fueron de revistas regionales en SciELO y el 15.20% fueron de revistas colombianas en Publindex) lo que puede ser debido tanto a la baja periodicidad en la publicación de las revistas indexadas en ellas (en general dos a tres números por año en comparación con las de Scopus, que tienen periodicidad mensual) como por la menor cobertura temporal de los buscadores regionales y nacionales seleccionados.

Adicionalmente, en los resultados de Scopus se presenta una baja productividad de autores colombianos y latinoamericanos (ver Tabla 9), indicando una preferencia hacia la publicación en revistas locales, las generalmente cuentan con un menor factor de impacto en la comunidad científica mundial y una visibilidad limitada (Ochoa Henriquez, 2004; COLCIENCIAS, 2016; Cabrera & Saraiva, 2016).

Otra de las razones por las que los autores latinoamericanos tienen baja presencia en las revistas internacionales, en que el inglés es el idioma predilecto de publicación, es la barrera lingüística. Este aspecto también se relaciona con el menor dominio del inglés, que es el idioma de la generalidad de los journals vinculados a Scopus; al respecto, autores como Cronquist y Fiszbein (2017) declaran que el dominio del inglés en países Latinoamericanos es deficiente, pues, la población cuenta con habilidades de escritura, escucha y habla en la categoría baja o muy baja. Similarmente, en Colombia se presentan bandas de proficiencia de bajo dominio del inglés (Education First, 2022), lo que implica desventajas económicas y de tiempo para los autores, que deben recurrir a servicios pagos de traducción y corrección de estilo (Ramírez Castañeda, 2019).

Otras barreras que extienden la brecha productiva entre los países latinoamericanos y los países en desarrollo son de tipo financiera y sociocultural; en general, los países de América Latina, exceptuando a Brasil, invierten menos del 1% del Producto Interno Bruto en investigación y desarrollo (Torres-Samuel et al., 2020), lo cual retrasa la producción científica y refleja un bajo compromiso político hacia el desarrollo científico. Adicionalmente, las deficiencias en habilidades de escritura son una de las barreras competitivas en Latinoamérica, las cuales son fundamentales para desenvolverse en el desarrollo de textos científicos (Flores Aguilar, 2014; Pillado Basulto, 2022).

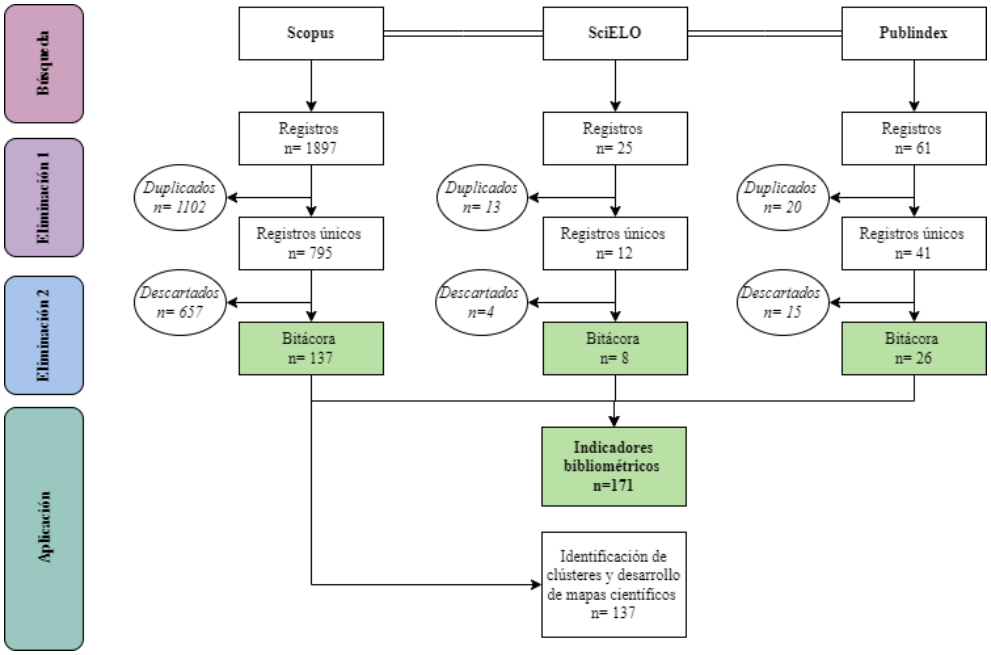


Figura 3. Bitácoras de búsqueda

7.1.2. Identificación de indicadores bibliométricos

En las Tablas 9, 10 y 11 se presentan los resultados de los diferentes indicadores propuestos en la Tabla 8. Con base en ellas, se discuten las tendencias en la investigación global, regional y nacional en el campo de la DA-RA. En la Tabla 9 se observa que la investigación global (Scopus, 2012-2023) en este campo se inclina mayoritariamente hacia la producción de documentos en el formato de artículos, siendo 61.31% de tipo científicos y 38.69% de revisión, lo que es indicativo de que este es un campo de investigación activo y que está madurando en niveles de complejidad. En el panorama regional y nacional (SciELO y Publindex, 2012-2023), también sobresalió la publicación de documentos primarios en el formato de artículos.

Tabla 9. Indicadores bibliométricos- formato, idioma y año

		Scopus		SciELO		Publindex	
Formato	Científicos	84	61.31%	7	87.50%	21	80.77%
	Revisión	53	38.69%	1	12.50%	5	19.23%
Idioma original	Ingles	137	100.00%	3	37.50%	14	53.85%
	Español	0	0.00%	5	62.50%	12	46.15%
Año de publicación	2012	1	0.73%			4	15.38%
	2013	2	1.46%				
	2014	6	4.38%			2	7.69%
	2015	5	3.65%	1	12.50%	2	7.69%
	2016	8	5.84%	2	37.50%	8	30.77%
	2017	9	6.57%	2	25.00%	3	11.54%
	2018	10	7.30%				
	2019	21	15.33%	2	25.00%	6	23.08%
	2020	21	15.33%			1	3.85%
	2021	32	23.36%				
	2022	17	12.41%				
	2023	5	3.65%				

Tabla 10. Indicadores bibliométricos- grado de coautoría

Coautoría	Scopus		SciELO		Publindex	
1	2	1.46%				
2	11	8.03%	1	12.50%	2	7.69%
3	21	15.33%	2	25.00%	**12**	**46.15%**
4	**31**	**22.63%**	1	12.50%	6	23.08%
5	23	16.79%	**3**	**37.50%**	4	15.38%
6	12	8.76%	1	12.50%		
7	14	10.22%			2	7.69%
8	11	8.03%				
9	6	4.38%				
11	2	1.46%				
12	3	2.19%				
24	1	0.73%				

Tabla 11. Indicadores bibliométricos-afiliación

Scopus	SciELO	Publindex
China (17%)		
India (8%)		
Estados Unidos (7%)		
Francia, Sudáfrica (6%)*		Colombia (74.49%)
Reino Unido (5%)		Reino Unido (8.16%)
Dinamarca, Italia, Malasia (4%)	Colombia (63.34%)	España (5.10%)
Brasil, Canadá, Corea del Sur, España, Irán (3%)*	México (33.33%)	México (4.08%)
	Chile (3.03%)	Omán (4.08%)
México, Pakistán, Polonia, Suecia (2%)*		Cuba (3.06)
Chile, Colombia, Singapur, Tailandia, Alemania, Arabia Saudita, Australia, Costa Rica, Ghana, Hong Kong, Hungría, Japón, Nigeria, Países Bajos, Portugal, Qatar, Republica Checa, Vietnam (1%)*		Chile (1.02%)

*Cada país enlistado tiene una contribución igual al porcentaje presentado

Como se mencionó anteriormente, se confirma la predominancia de publicaciones en inglés (100% a nivel internacional y 53.85% nacionalmente). De acuerdo con autores como Di Bitetti & Ferreras (2017), al estar publicados en este idioma, tienen mayor visibilidad e impacto en la comunidad científica y mayores probabilidades de ser citadas en comparación con otros idiomas, por ende, en general son más susceptibles a recibir financiación internacional. En el caso de las publicaciones en el campo en las revistas regionales, se encontró que éstas tienden a ser escritas en español (62.50%).

Con respecto al comportamiento de las publicaciones internacionales en el tiempo, se mostró un incremento a partir del 2016, lo que ha sido virtualmente motivado por el planteamiento de políticas internacionales que incentivan una transición hacia la producción de energías no convencionales y renovables bajo el marco de la Agenda de Desarrollo Sostenible y el Acuerdo de Paris que fueron adoptados en el 2015, ya que, al convertir la producción de energías alternativas en un tema central en las agendas globales, hay un mayor estímulo a la investigación y el desarrollo de las energías renovables, incluyendo la DA (Barrere, 2016).

En la Unión Europea, por ejemplo, mediante el programa Horizonte Europa, se le ha asignado un presupuesto de 97.60 mil millones de euros para el periodo 2021-2027 a programas de investigación e innovación cuyos objetivos se alineen con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Amantidis, 2019; Comisión Europea, 2020). Según la Comisión Europea (2021), el presupuesto para programas

abarcando temáticas relevantes para una transición energética económicamente eficiente y asequible, es de 400 millones de euros. Con este importe, se busca acelerar la penetración de tecnologías bajas en carbono, como la DA, a la canasta energética europea.

La mayor productividad identificada en el 2021, en que se publicaron el 23.36% de los artículos encontrados, ratifica el creciente interés en la temática, lo que además se asocia a una serie de acontecimientos que siguen en marcha o aun presentan consecuencias de trascendencia global como la actual Guerra Rusia-Ucrania y la emergencia de salud pública internacional asociada al COVID-19 en el 2020. Ambas crisis han representado una oportunidad para la aceleración de la transición energética global. Mientras que la pandemia expuso la volatilidad del mercado del gas natural y el petróleo (Hoang et al., 2021), la guerra ha realzado la importancia de la diversificación energética basada en recursos renovables y locales para evadir la dependencia energética (Zakeri et al., 2022).

Por ejemplo, los incrementos en el precio de los combustibles basados en petróleo asociado al conflicto en Ucrania han promulgado la aprobación de la hoja de ruta del biogás en España en donde, acorde a su Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2022), en el 2019, se cubrió el 44.5% de sus demandas energéticas del petróleo. En esta hoja, se favorece la investigación e innovación en la producción de biogás mediante instrumentos financieros (Secretaría de Estado de Energía del Gobierno Español, 2022).

En general, los años posteriores al 2019 fueron críticos y reflejaron los desafíos emergentes de la pandemia COVID-19 sobre los países latinoamericanos, como lo fue la reorientación de recursos para la función de investigación y desarrollo para asistir al sistema sanitario y el consecuente giro temático abrupto de la investigación hacia la resolución de las problemáticas originadas por la pandemia (Organización de Estados Iberoamericanos, 2022). Igualmente, dado que los avances científicos más relevantes publicados durante la pandemia son fruto de equipos integrados por investigadores de distintos países, la coyuntura expuso la necesidad de fortalecer la integración de la ciencia de América Latina en el escenario de la ciencia mundial al consolidar vínculos con la comunidad científica a nivel internacional (Albornoz y Barrere, 2021).

En el contexto regional, se evidencia poca actividad a lo largo de la ventana de observación comparado con la productividad nacional, lo que refleja condiciones políticas y económicas benéficas para la investigación a nivel nacional con respecto a otros países latinoamericanos. Incluso en el marco del Plan Nacional de Desarrollo 2022-2026 (PND), asegurar la generación, acceso y uso de las fuentes de energía renovable y no convencionales para los colombianos es el objetivo de la dimensión estratégica principal denominada “transformación productiva y acción climática” y en ella se plantea la adición de 2000MW de capacidad en operación comercial de generación eléctrica a partir de fuentes no convencionales de energía renovable, dentro de los cuales se incluye la DA, la creación del Fondo Único de Soluciones Energéticas- FOSE y el Fondo de Energía Social- FOS destinados a la financiación de proyectos de energías renovables y no convencionales y la promoción de la participación de la inversión en la investigación y desarrollo en el producto interno bruto (Congreso de la República de Colombia, 2023). Adicionalmente, es posible que entre los autores latinoamericanos se esté presentando una mayor preferencia a publicar en revistas internacionales en vez de regionales para ganar mayor visibilidad.

Con relación a las coautorías, la Tabla 10 señala que en las publicaciones internacionales predomina esta práctica, encontrándose niveles de coautoría desde 2 hasta 31 autores. Las colaboraciones extensivas entre autores se considera un fenómeno positivo pues implica una mayor complejidad y diversidad de temáticas en el campo de estudio y un mayor impacto en la comunidad científica y, por ende, atrae ayudas económicas (Gonzales de Dios et al., 1997; Heffner, 1984). Moed et al. (2004) mencionan que la coautoría que es determinada por relaciones lingüísticas e históricas, también, ha sido usado como un medio para mitigar efectos económicos negativos (Moed et al., 2004). En ese sentido,

es entendible cómo autores de América Latina que cuentan en su mayoría con niveles de coautoría menores a 5, disminuyeron o pausaron completamente su productividad posterior al 2020, lo cual fue reconocido mundialmente, que pudo estar asociado a la crisis económica por la pandemia COVID-19.

Acorde con la Tabla 11, se observa que la productividad internacional durante la ventana de observación ha sido liderada en su mayoría por países desarrollados. En el contexto regional, los autores de Colombia y México representan la mayor contribución respectivamente, pero cabe destacar que el número de publicaciones encontradas en el buscador regional fue menor en comparación al nacional, lo que refleja una preferencia de los autores colombianos por publicar en revistas nacionales sobre las regionales e internacionales, lo que está asociado principalmente a las limitaciones en el uso del idioma inglés.

7.1.3. Identificación de clústeres y desarrollo de mapas científicos

7.1.3.1. Mapas de coautoría- tendencias

Las Figuras 4 y 5 permitieron examinar las interacciones sociales entre autores y su afiliación de los resultados de Scopus. Cabe destacar que el análisis solo pudo llevarse a cabo en el contexto internacional dado que en el buscador regional y nacional no se permite la descarga de información en formato ".RIS", el cual se requiere para el software. Dicho esto, en el mapa de coautoría en la Figura 4 se observan las relaciones entre autores, su número de publicaciones y citaciones.

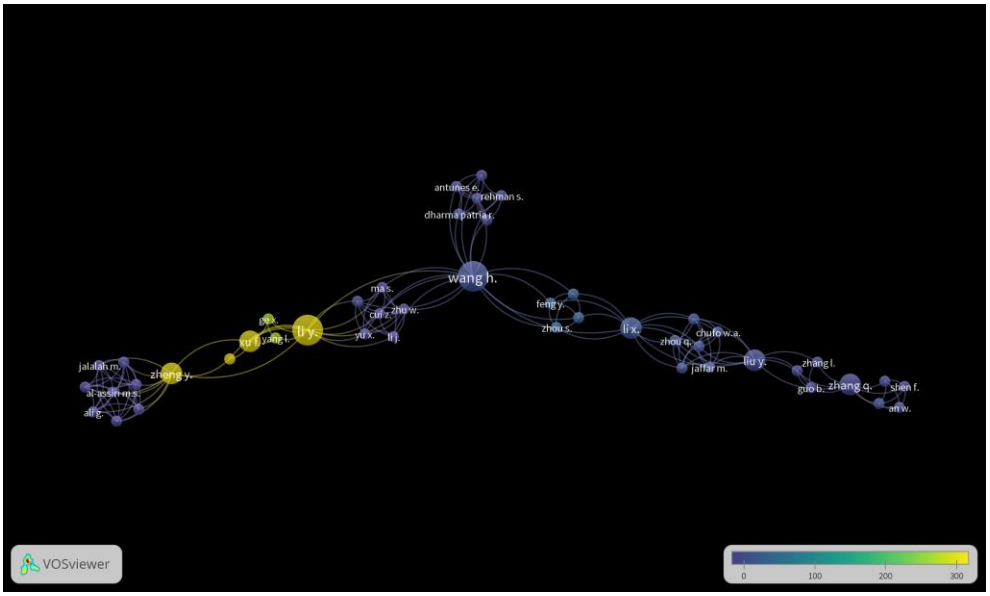


Figura 4. Mapa de coautoría con base en citaciones en Scopus -VOSviewer

El tamaño del nodo de cada autor es proporcional al número de publicaciones y el color del nodo hace alusión al número de citaciones y puede ser interpretado usando la escala en la esquina inferior derecha.

Se encontró que los autores afiliados a la Universidad Agrícola de China han demostrado el mayor rendimiento, siendo Hongliang Wang y Yuling Li los más productivos. Ambos autores abordan la producción de CH_4 vía DA de CLG agrícola enfocándose en la evaluación económica y técnica de distintas tecnologías de pretratamiento de la CLG y en la incorporación de otros residuos de la DA como cosustrato o como reactivos costo efectivos para el proceso. Cabe resaltar que aquellos autores con más de 200 citaciones también pertenecen a la misma institución y han colaborado con Yuling Li directamente, haciéndolo un referente en el campo de la DA por su influencia y productividad. En general, todas las demás instituciones incluidas en la red han colaborado con autores afiliados a ésta y también provienen de China (Universidad Politécnica de Hong Kong, la Universidad Northwest y el Centro de Investigación de Ingeniería Agrícola y Tecnología de la Provincia Shaanxi), con excepción

del grupo pertenecientes a la nube de la extrema izquierda. Este grupo minoritario proviene de Arabia Saudita o Egipto y están afiliados al Centro de Materiales Avanzados y Nano investigación y el Instituto Central de Desarrollo e Investigación Metalúrgica respectivamente.

En la Figura 5 se muestra la red de coautoría basado en la producción documental de cada país. El tamaño de cada nodo es proporcional al número de publicaciones y el número de citaciones por cada país es indicado por el color del nodo que puede ser interpretado según la escala en la esquina inferior derecha. La red revela que las instituciones con mayor rendimiento en el área provienen de China, India, Francia y Estados Unidos. En cuanto a las citaciones, las instituciones más citadas provienen de Estados Unidos, Francia, Reino Unido y Etiopia, seguido por las instituciones de China, España y Palestina.

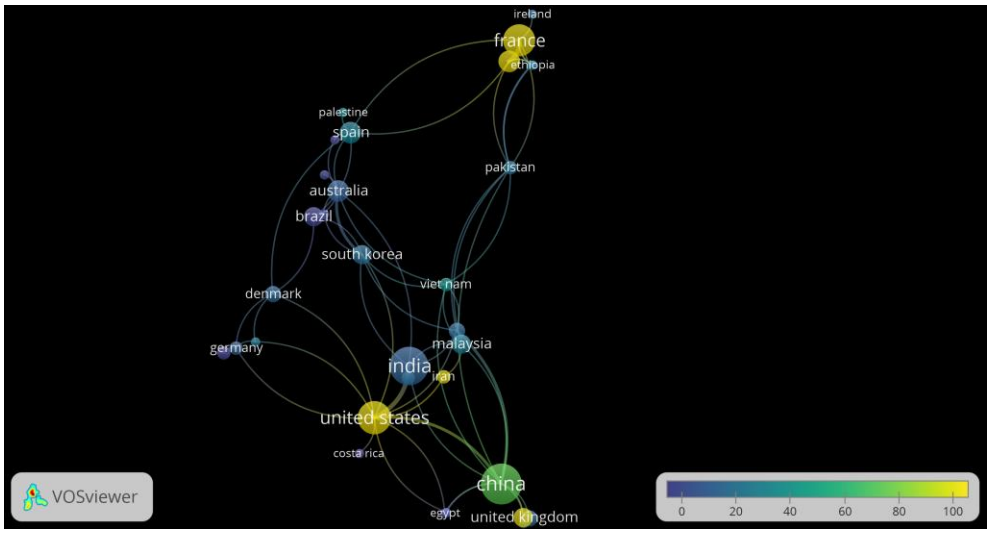


Figura 5. Mapa de coautoría con base en producción por país en Scopus- VOSviewer

Cabe resaltar ciertos patrones como la fuerte asociación entre instituciones asiáticas de India, Malasia, Corea del Sur y China. Estos países además tienen lazos individuales con otros países europeos. Lo anterior se refleja en las citaciones de las publicaciones que se encuentran por encima de 20. En caso contrario, están los países suramericanos y africanos como México, Colombia, Chile y Nigeria que no cuentan con conexiones en lo absoluto y, por ende, el número de citaciones está por debajo de 20. Estados Unidos representa un caso particular dado que es el país con mayores conexiones y citaciones, pero no es selectivo con las colaboraciones, en el sentido de que no hay una manera de predecir las instituciones con las que colabora.

7.1.3.2. Mapas de coocurrencia- tendencias

Basado en el mapa de coocurrencia de las palabras claves indexadas en la bitácora (Figura 6), se evidencian las etapas de la evolución de las corrientes de investigación en el campo. El tamaño del nodo de cada autor es proporcional al número de veces que se empleó la palabra clave y el color del nodo hace alusión al año en el que se usó con mayor frecuencia y puede ser interpretado usando la escala en la esquina inferior derecha. Para mayor detalle, se señalizaron algunas de las palabras clave usadas según el año, las líneas en azul representan las palabras clave usadas hasta el 2019 mientras que las líneas amarillas representan las palabras clave usadas a partir del 2020 hasta el 2023. Se encontró que la temática de interés hasta el 2019 se centraba en los distintos sustratos orgánicos empleados en la DA, donde se prioriza tanto la celulosa como los CLG y a partir de este año ganan trascendencia los RA. La Figura 6 también revela un interés gradual hacia la dimensión biológica de la DA, pronosticando una

mayor profundización en las etapas de la DA y las relaciones entre comunidades microbianas involucradas en cada una de ellas.

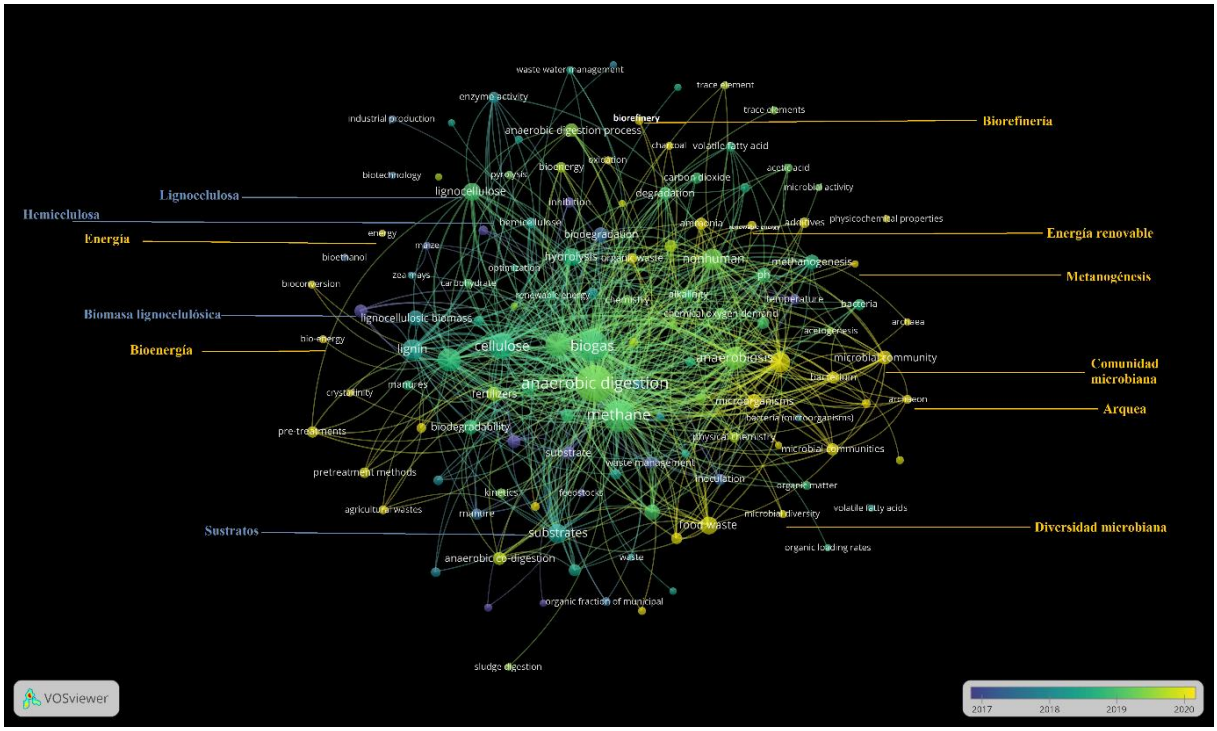


Figura 6. Mapa de coocurrencia de palabras clave indexadas con base en años de publicación: tendencias-VOSviewer

Por último, se observó el uso extensivo de los términos "biorefinery" y "refuse disposal" a partir del 2020, que se enlazan con el aprovechamiento de residuos industriales, reflejando el rol concebible que podría cumplir la tecnología de DA-RA dentro del modelo económico de la biorrefinería y como una estrategia hacia el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo 2, 7, 11 y 12 (Serna Loaiza et al., 2018; Solarte-Toro, 2021).

Aunque el concepto de biorrefinería varia acorde con lo definido en las políticas públicas locales usualmente hace referencia a un marco o estructura en la que la biomasa o residuos de una industria, se utilizan de manera óptima para producir múltiples productos de valor agregado como combustibles, reactivos químicos, materiales o energía (Denny et al., 2017). Por ejemplo, en países como Brasil y Malasia, el propósito de las biorrefinerías es la generación de bicombustibles para el sector de transporte (Das & Gundimeda, 2022). La biorrefinería en general alarga el ciclo de vida de los residuos al prolongar o evitar totalmente su disposición final al transformarlos en productos de valor agregado que pueden incorporarse a otros procesos industriales en forma de materia prima como la energía renovable (Conterrato et al., 2021). Por ende, se considera una estrategia clave para facilitar la habilitación de un modelo de economía circular (Dharma Patria et al., 2022), el cual plantea un sistema de producción-consumo que maximiza el servicio provisto por materiales extraídos de la naturaleza, limita el flujo de energía que se consume en el sistema y fija niveles que respeten las tasas de producción y capacidad de autorregulación de la naturaleza, todo por medio de flujos cíclicos de materiales, energías renovables y flujos de energía tipo cascada que contribuyen a las tres dimensiones del desarrollo sostenible (Korhinen et al., 2018).

Dado que la DA es una tecnología que puede incorporar diferentes residuos orgánicos, además de los RA, a procesos biológicos para la producción de tanto energía renovable en forma de biogás como otros productos de valor agregado como el biosólido, azucares o ácidos grasos volátiles que pueden ser usados

como materia prima en distintas industrias, puede considerarse como una herramienta en el proceso de generar un flujo de materiales con comportamiento cíclico o cerrado (Leong et al., 2021). Es decir, para mantener la relevancia de la tecnología y promover su desarrollo, deberá verse en conjunto con otro tipo de sustratos orgánicos industriales y no solo como una tecnología aislada para evitar la gestión de RA.

7.1.3.3. Mapas de coocurrencia- variables de influencia en la DA-RA

Con base en el mapa de ocurrencia de la Figura 7 se identificaron las variables de influencia en la DA-RA y se clasificaron en clústeres temáticos que son detallados a mayor profundidad en la sección 7.1.4 del documento. Se señalaron algunas variables de influencia con líneas de color blanco para ilustrar los clústeres encontrados que fueron: (1) variables del sustrato, (2) variables del inóculo y (3) variables operacionales. En la sección 7.1.4. del documento estas variables son mejor detalladas.

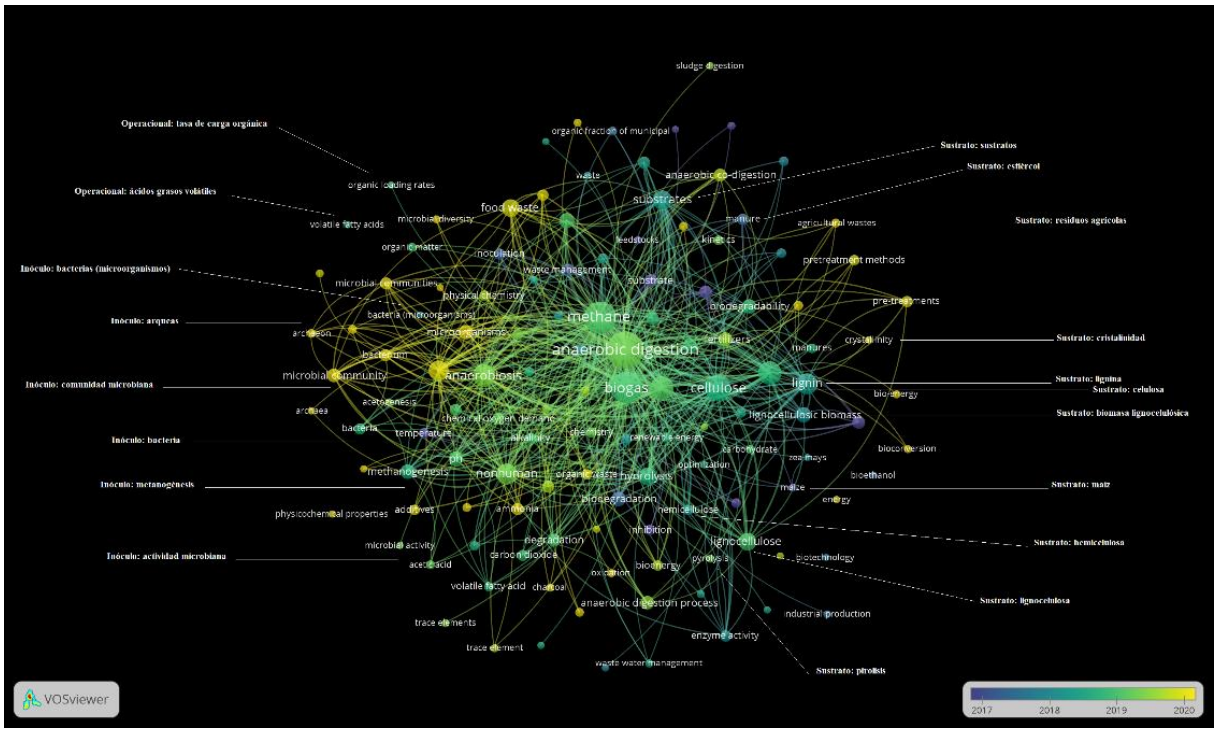


Figura 7. Mapa de coocurrencia de palabras clave indexadas con base en años de publicación: variables de influencia en la DA-RA-VOSviewer

7.1.3.4. Mapas de coocurrencia- métodos de determinación del PBM

La Figura 8 ilustra la clasificación de los diferentes métodos de determinación que se encontraron en la búsqueda y su clasificación en clústeres temáticos. Estos fueron: (1) métodos experimentales, (2) métodos teóricos y (3) métodos de modelación. En la sección 7.1.5., se describen de manera detalladas, aspectos específicos de los métodos de determinación del PBM.

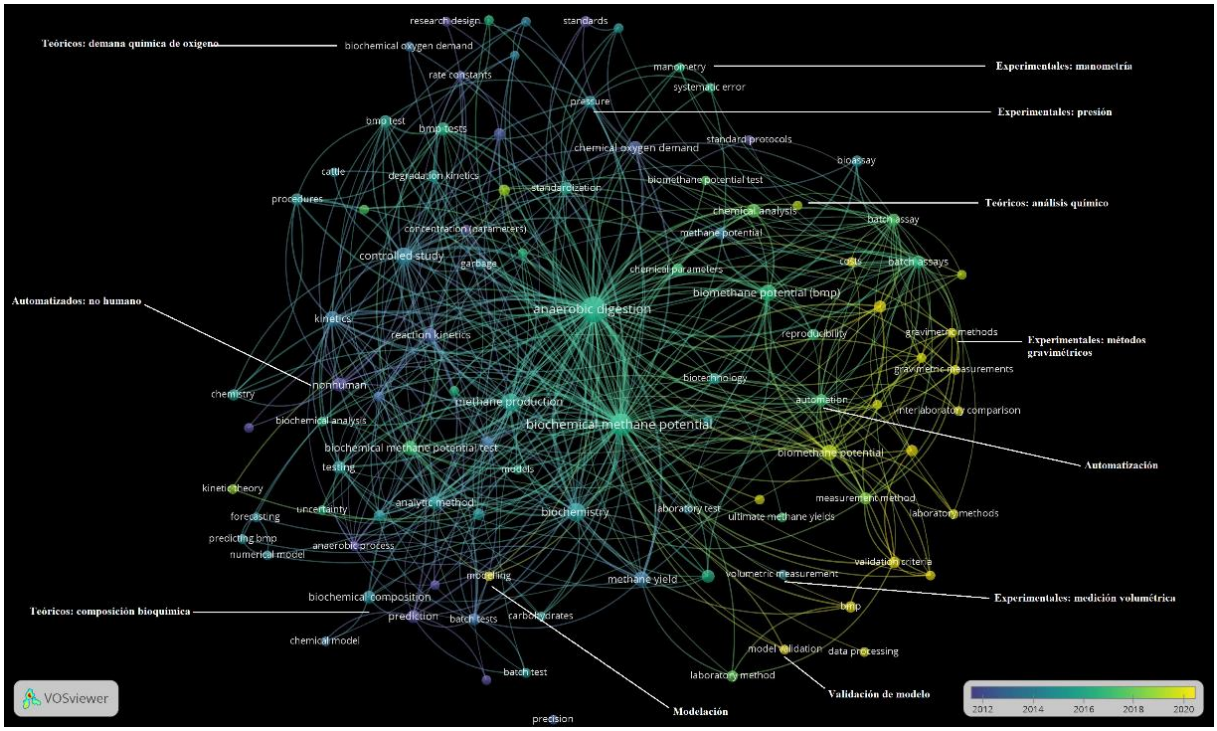


Figura 8. Mapa de coocurrencia de palabras clave indexadas con base en años de publicación: métodos de determinación de PBM-VOSviewer

7.1.4. DA de Resíduos de Alimentos (DA-RA)

Globalmente, se generan aproximadamente 2.01 mil millones de toneladas de RSM al año, que se constituyen en más del 50% por residuos orgánicos; este valor varía acorde con los niveles de ingresos y hábitos de consumo de cada país, entre otros factores (Kaza et al., 2018; Paritosh et al., 2018). Estos residuos están conformados fundamentalmente por RA y RJ (Kaza et al., 2018). En los países desarrollados la fracción orgánica puede representar del orden de 19-60% de los residuos municipales (Kaza et al., 2018; European Environment Agency, 2020) mientras que en países en desarrollo este porcentaje es superior, llegando a ser del orden de 50-75% (Kaza et al., 2018; Babu et al., 2021). Al mismo tiempo, la literatura muestra diferentes rangos de composición de los RA; en el caso de los países desarrollados, oscilan entre el 32-57% % (Liu, 2013; Veronique et al., 2013; Thi et al., 2015; EPA, 2018; Ale et al., 2020) y en los países en desarrollo, entre el 52-60% (Thi et al., 2015; Medinas-Salas et al., 2020) de los residuos municipales totales.

Pese a que la definición de RA difiere según la localidad en cuestión, puede concretarse como los residuos sólidos producidos a partir del procesamiento, la cocción, la distribución, producción y el consumo de alimentos provenientes de viviendas y minoristas (Abdel-Shafy & Mansour., 2018). En países desarrollados y en desarrollo, los RA crean entre el 32-57% (Liu, 2013; Veronique et al., 2013; Thi et al., 2015; EPA, 2018; Ale et al., 2020) y el 52-60% (Thi et al., 2015; Medinas-Salas et al., 2020) de los residuos municipales. Con base en esto, por su cantidad y composición, la cual consiste en compuestos orgánicos como carbohidratos, proteínas y LP, los RA representan una fuente para la generación de energía renovable (Awasthi et al., 2020).

La relación estrecha entre los RA, los CLG y la celulosa encontrada la sección 7.1.3. se debe a que la celulosa es el principal componente de los CLG encontrada en los residuos agrícolas y en los RA, los residuos más abundantes en países en desarrollo (Hamzah et al., 2019; Faisal et al., 2021; Khan et al., 2022) y por esta razón, se incluyeron dentro de la búsqueda para localizar variables de influencia atribuidos a ambos sustratos. Dado que la molécula de celulosa se compone de alrededor de 5000 unidades de glucosa adheridas a cadenas lineares, los residuos que lo incluyen son relativamente

resistente a la degradación biológica (Campbell & Reece, 2002; Himmel et al., 2007). Generalmente, al no ser reciclados o aprovechados, se degradan lentamente bajo condiciones ambientales no controladas impactando negativamente el ambiente por la liberación de olores y Gases de Efecto Invernadero- GEI (Adewuyi, 2022).

7.1.4.1. Características del sustrato

Composición física de los RA

Los elementos que conforman los RA, dentro del contexto de los RSM, y su magnitud en ellos varía según la producción agrícola local, la accesibilidad a alimentos frescos, los hábitos alimenticios y la porción no comestible de cada alimento (Gustavsson et al., 2013; Gupta et al., 2021). Estos pueden estar procesados o no procesados, aunque son los segundos los que priman en cuanto a peso y volumen (De Laurentiis et al., 2018; Selva Ganesh et al., 2022). Los RA no procesados, también conocidos en la literatura como RA no cocinados, crudos o frescos y como residuos frescos de frutas y vegetales (Begum et al., 2015; De Laurentiis et al., 2018; Peralta Celis & Serrano Torres, 2019; Casallas-Ojeda et al., 2020) se conforman por las cascaras, tallos, semillas y pulpa desechada de frutas, vegetales y plantas herbáceas no cocinadas ni procesadas (De Laurentiis et al., 2018).

Identificar los macro componentes de los RA y sus características fisicoquímicas individuales, permite tener una idea previa de las características fisicoquímicas de la mezcla en total, sus deficiencias y posibles respuestas. Por ejemplo, en la Unión Europea, las cosechas son poco diversas y sobresalen los RA asociados a frutas no cítricas como los bananos y las manzanas y vegetales altos en carbohidratos y fibras como las papas y arvejas (De Laurentiis et al., 2018). La peladura de los tubérculos, especialmente las papas, tienden a tener valores de pH acídicos (3-4) y tener bajas concentraciones de N (Kaparaju & Rintala, 2005). Con lo anterior se puede intuir que, en RA con altas proporciones de residuos de tubérculos como los europeos, es necesario añadir sustancias que ajusten el pH y la relación carbono nitrógeno (C/N).

Por otro lado, en Estados Unidos, la variedad de cultivos es mayor y por esto, en los RA resaltan frutas no cítricas como bananos, manzanas, sandia, duraznos, melón y uvas y pocas frutas cítricas como naranjas y toronjas. Los vegetales que predominan son la papa, cebolla, lechuga, maíz, pimentón, zanahoria, repollo y calabaza (Buzby et al., 2014). El mirceno y el octanol son compuestos que pueden encontrarse en las naranjas, fresas y uvas que exhiben una fuerte actividad inhibitoria, reduciendo hasta el 50% de producción de CH_4 a concentraciones de 0.005-0.05% respectivamente (Wikandari, 2014a).

Por su parte, en Colombia, los RA se conforman por frutas tropicales cítricas como los limones, naranjas, piña, maracuyá, mandarinas y no cítricas como el mango, la guanábana y el coco. En cuanto a vegetales, el zapallo, tomate, zanahoria, repollo, cebolla, lechuga prevalecen. También se presentan tubérculos como la arracacha y la yuca (Oviedo-Ocaña et al., 2017). Los residuos de la yuca han demostrado presentar trazos de metales pesados como el Zn, Mn y Fe (25.10 mg/kg, 36.45 mg/kg and 201.09 mg/kg) en la cascara, los cuales son esenciales para la fermentación del CH_4 (Sawyer et al., 2019).Por su parte, las frutas cítricas contienen limoneno, el cual presenta efectos antimicrobianos que pueden inhibir la producción de CH_4 y favorecer la acumulación de AGV por la rápida recuperación de las bacterias acidogénicas y acetogénicas en comparación con las metanogénicas (Millati et al., 2018). Algunas recomendaciones para tratar RA con alto contenido de frutas cítricas son la previa recuperación de limoneno, o recurrir a reactores de biomembrana hidrofílica selectiva que proteja los microorganismos aun mientras permita la difusión de nutrientes (Wikandari, 2014a; Wikandari et al., 2014b). Aunque, es complicado establecer un valor máximo límite de cada elemento inhibidor mencionado, dado que, acorde con lo encontrado en la literatura, no se ha estudiado a profundidad la relación entre concentración de dosis y su efecto respuesta sobre la producción de CH_4 vía DA-RA bajo condiciones específicas, este podría ser un campo para futuras investigaciones.

Composición fisicoquímica de los RA

Los RA presentan distintas proporciones de LP, carbohidratos y proteínas. La proporción promedio final influye en el desempeño del RA como sustrato. Li et al., (2017) reportaron que los porcentajes adecuados de LP, carbohidratos y proteínas de una mezcla de RA (en base húmeda), varía entre 9.20-11%, 3.60-4.60% y 2.90-5.30% respectivamente.

Los carbohidratos que contienen los RA pueden ser de rápida o lenta biodegradación, que constan de azucares o polímeros de cadenas de azucares respectivamente; en la DA, los segundos son hidrolizados enzimáticamente para obtener azucares solubles de rápida degradación (Chaturvedi & Verma, 2013). Dicho lo anterior, los carbohidratos de lenta biodegradación que predominan en los RA son la celulosa, la hemicelulosa y la lignina, los cuales forman CLG. En los RA, la mayor fracción corresponde a la celulosa, seguida por la hemicelulosa y, por último, la lignina (Hamzah et al., 2019). Dado que la celulosa, la cual presenta el mayor potencial energético, está rodeada por una matriz de hemicelulosa y lignina, usualmente se le debe aplicar métodos de pretratamiento que faciliten el acceso a la celulosa y optimice la producción de CH_4 (Khan et al., 2022; Rahmani et al., 2022).

Hamzah et al. (2019) encontraron que aquellos RA con alto contenido de carbohidratos y bajo contenido de proteínas tienden a presentar proporciones de C/N mayores que aquellos con menor contenido de carbohidratos y altos en proteína. Esto explica la rápida acidificación del sistema alimentad con RA altos en carbohidratos en el estudio de Xu et al. (2020).

Los RA con altos contenidos de LP, a pesar de presentar valores de energía calorífica mayores a aquellos con alto contenido de carbohidratos y proteínas, reducen la accesibilidad de las enzimas hidrolíticas y retardan la etapa hidrolítica (Xu et al., 2020). En cuanto a las proteínas, debido al alto contenido de N que se deriva de ellas, una alta proporción de estas fomenta la formación de amoniaco en el digestor y reduce la relación C/N, ambos factores inhiben la metanogénesis (Hamzah et al., 2019).

Polimerización de la celulosa

El grado de polimerización es definido como el número de monómeros que conforman un polímero y se determina mediante la relación entre los pesos moleculares del polímero y de la unidad en repetición (Shrivastava, 2018), es decir que el grado de polimerización de la celulosa depende del número de unidades de glucosa que contiene. Este grado de polimerización es un factor importante que incide en su DA, dado que presenta una relación inversamente proporcional a la constante cinética de la hidrólisis (Ma et al., 2022), que es la etapa limitante que condiciona la producción de CH_4 en la DA (Ale et al., 2020) y optimizarla representaría un beneficio para aumentar el potencial de aprovechamiento energético de la celulosa.

Por lo anterior, autores como Huang et al. (2015), Hashemi et al. (2021) y Kamperidou et al. (2021) han estudiado los efectos de distintos mecanismos de despolimerización (ver Tablas 12 y 13), tales como la reducción física de su tamaño, el tratamiento ultrasónico y la irradiación con rayos gamma, sobre la cinética de la hidrolisis de la celulosa.

Cristalinidad de la celulosa

El nivel de la estructura cristalina de la celulosa depende de la presencia de grupos hidroxilos en su estructura que forman enlaces de H inter e intramoleculares (Goldstein, 2004; Paritosh et al., 2021). Ha sido comúnmente aceptado afirmar que altos valores de cristalinidad en la celulosa inhiben la producción de CH_4 en la DA dado que disminuyen la actividad enzimática durante la etapa de hidrolisis al limitar su accesibilidad a enzimas hidrolíticas por la resistencia estable que generan los enlaces de H (Park et al., 2010; Khan et al., 2022). Por esta razón, se le ha dado un enfoque a su des cristalización mediante la destrucción y el desenlace de los enlaces de H (Paritosh et al., 2021), una estrategia que puede llevarse a cabo mediante procesos fisicoquímicos (ver Tablas 12 y 13). Autores como Yadav et

al. (2019) y señalan que la des cristalización de la celulosa lo convierte en una estructura más porosa e hidrofílica y por ende menos recalcitrante al metabolismo microbiano. Por ejemplo, Wang et al. (2013) observaron que muestras de celulosa con menores índices de cristalinidad presentaban tasas de degradación hidrolítica mayores, a menores temperaturas, que muestras de mayores índices y Li et al. (2014) demostraron que existe una correlación negativa entre el rendimiento enzimático hidrolítico y el índice de cristalinidad bajo las mismas condiciones de cargas enzimáticas.

Superficie accesible de la celulosa (SAC)

En la naturaleza la celulosa típicamente se encuentra en la forma de CLG, la cual está constituida por alrededor de 40-50% de celulosa, 23-35% de HC y 15-20% de LG (Khan et al., 2022). Dado que el termino CLG engloba cualquier material que se conforme por LG y de los polisacáridos mencionados, celulosa y HC, que son fuente de carbohidratos principales para la DA (Rahmani et al., 2022), en él se incluyen residuos tales como los agrícolas, forestales, municipales y de alimentos. Por esta razón, se consideran una fuente global abundante de celulosa (Maitan- Alfenas et al., 2015; Poddar et al., 2021).

Sin embargo, por la naturaleza recalcitrante de la LG que rodea la celulosa en la forma de CLG, se limita su contacto con las enzimas extracelulares de los microorganismos involucrados en la DA. Por ende, al degradar la LG en los CLG se aumenta la SAC, que, a su vez, permite una mayor degradación al facilitar la adsorción de enzimas y microorganismos durante la DA de la celulosa que se refleja positivamente sobre el rendimiento de biogás (Salehian et al., 2013; Li et al., 2015; Podgorbunskikh et al., 2019; Rahmani et al., 2022). Otra manera de mejorar la SAC es atraves del incremento de la porosidad y la reducción en el TDP (Banu et al., 2021). La Tabla 12 registra las distintas estrategias de pretratamiento usadas en la literatura para aumentar la SAC y que a su vez incide sobre la polimerización y cristalinidad de la celulosa.

Tabla 12. Estrategias implementadas para aumentar la SAC

Pretratamiento		Ventajas	Retos
Físico	***Mecánico***	Las fuerzas mecánicas disturban los niveles de polimerización y cristalinidad de la celulosa al remover capas de los CLG y disminuir el TDP. Se mejora la SAC y aporta capacidad buffer. Incluye el picado, la molienda y la extrusión.	·Altos requerimientos energéticos
	Ultra-sonido	La aplicación a altas intensidades contribuye a la implosión de burbujas cavitacionales, induciendo la erosión de la estructura de LG, dejando la celulosa expuesta al ataque enzimático.	·Mayores eficiencias con adición de sustancias químicas ·Formación de sustancias inhibidoras
Químico	***Alcalino***	Se atacan los enlaces esteres que unen la LG, HC y celulosa mediante el uso de Urea, NaOH, CaO,KOH, NH_3 y $Ca(OH)_2$.	·Altos costos por reactivos ·Formación de sustancias furánicas y fenólicas inhibidoras ·Polución secundaria
	Acido	Rompe los enlaces de la LG e hidroliza la HC a monosacáridos, lo que incrementa la porosidad y aumenta la accesibilidad celulósica. Se emplea HNO_3, H_2SO_4, H_3PO_4 o $C_4H_4O_4$.	·Altos costos por reactivos ·Fomenta la corrosión de instrumentos ·Formación de sustancias inhibidoras ·Polución secundaria
	Solvente orgánico	Se usan solventes como CH_3OH o C_2H_6O a altas temperaturas que debilitan los enlaces internos entre la LG y la HC, resultando en una exposición completa de la celulosa.	·Altos costos por reactivos ·Polución secundaria
	Ozonificación	Se aplica ozono como agente oxidante que despolimeriza la red de LG. Se implementa a temperaturas y presiones bajas.	·Altos costos y requerimientos energéticos ·Producción de ácidos carboxílicos alteran el equilibrio
Termal	***Agua caliente***	Se somete el sustrato al contacto con agua de altas temperaturas y presiones causando el cambio en las propiedades de la LG e hidratando la celulosa. Hay poca generación de residuos.	·Altos costos y requerimientos energéticos
	Explosión de vapor	Aplicación de altas temperaturas y presiones por periodos cortos de tiempo que al despresurizar colapsan las estructuras de fibra y dejan la celulosa expuesta.	·Altos costos y requerimientos energéticos ·Producción de sustancias inhibidoras
Biológico	***Con hongos***	Se emplean hongos que excreten enzimas estratégicas como la lactasa, LG peroxidasa y la manganeso peroxidasa que degradan la LG de manera selectiva: *Cadophora* sp., *Paecilomyces* sp., *Botryosphaeria* sp. Y *Fusarium oxysporum* sp. Los costos de operación son menores que los químicos.	·Alta sensibilidad ambiental ·Mayores tiempos de contacto
	Microbiano	El uso de un consorcio microbiano ayuda significativamente a una mejor des lignificación, y una mayor accesibilidad de la superficie celulósica en los CLG. Los costos de operación son menores que los químicos.	·Degradación inefectiva de LG ·Mayores tiempos de contacto
	Enzimático	Se fomenta la degradación aumentando la carga enzimática de lactasa, hemicelulasa y celulasa. Los costos de operación son menores que los químicos	·Se han evidenciado pocas mejorías sobre la producción de CH_4 ·Mayores tiempos de contacto ·Uso de enzimas selectivas especificas

Fuentes: Rouches et al. (2016); Mishra et al. (2018); Xu et al. (2019); Banu et al. (2021); Kameridou & Terzopoulou (2021); Paddar et al. (2021); Khan et al. (2022); Rahmani et al. (2022)

Tamaño de partícula (TDP)

Kim et al. (2000) señalan que existe una relación inversamente proporcional entre el TDP en la mono digestión de RA bajo condiciones termofílicas y la tasa de utilización del sustrato, que se asocia a un incremento en el área superficial del sustrato y su solubilización, lo cual, aumenta su accesibilidad biológica y consecuentemente la producción de CH_4. Los autores obtienen un aumento de la tasa en un 110% al reducir el TDP de 2.14mm a 1.02mm. No obstante, una reducción excesiva de la partícula conlleva a la acumulación de AGVs e impacta de forma negativa el rendimiento del sistema cuando no se considera la relación de inóculo sustrato adecuada (Izumi et al., 2020). Okworo-Shekwaga et al.,

2020 determinaron que, combinando los dos factores, se puede mejorar la biodegradabilidad de los RA en un 38% y recomiendan que para TDP menores a 3mm y mayores a 3 mm se deben asegurar relaciones inóculo sustrato de 3:1 y 2:1 respectivamente para estabilizar el sistema.

Pretratamiento

La Tabla 13 proporciona una visión general de los distintos métodos de pretratamientos usados para optimizar la DA-RA.

Tabla 13. Métodos de pretratamiento para optimizar la DA-RA- casos

Pretratamiento		Descripción	Resultados	Condiciones
Mecánico	***Molienda***	Disminución del TDP aumenta la superficie disponible para el microorganismo, lo que resulta en una mayor tasa de producción de CH_4.	Producción de CH_4 incremento en 28% al pasar de un TP de 0.88 a 0.71 mm BM. Luego de llegar a 0.39 mm se presentó una inhibición en la metanogénesis por sobrecarga orgánica.	Molino de perlas 500 RPM 2 minutos
			Reducir el TP de 8 a 2.50mm incremento la tasa de producción de CH_4 y el rendimiento especifico de CH_4 de 10-29% y de 9-34%.	Molino de carne Apertura de 2.50mm
	Ultra-sonicación	Fuerza de cizallamiento hidromecánica generados por burbujas de cavitación causa la solubilización de sustancias extracelulares e intracelulares, aumentando los productos microbianos solubles.	Mayor producción de biogás en comparación con el control (de 8921 a 9926 ml). La eliminación de SV del sustrato paso de 41.96 a 46.52 g/L.	20 kHz 130 W 30 minutos
			el rendimiento de CH_4 aumentó de 506.55 a 586.96 ml / g-SV.	2450 MHz 1000 W 50 minutos
Químico	***Alcalino***	Solubilización de proteínas y LG. Saponificación de LP.	No hubo cambios significativos. Presento un aumento del 12% en la producción de CH_4 comparado con el control.	4 N NaOH
			38% aumento en producción de biogás con un contenido de biogás de 65.48%	1% CaO por 24h
	Acido	Solubilización de carbohidratos	Reducción en la producción de biogás en un 54%. Se asocial a la formación de furanos y compuestos fenólicos que inhiben el proceso.	10 N HCl Hasta llegar a pH 2
Termal	***Autoclave***	Aplicación de vapor y presión en una autoclave. Reduce la concentración de amonio al desnaturalizar las proteínas.	El máximo biogás acumulado fue 6.10% mayor que el del sustrato no tratado y el contenido de CH_4 aumento en un 0.10%.	120 °C 10 bares. 30 minutos
	Irradiación microondas	Mediante la aplicación de un campo eléctrico de microondas, moléculas polares rotan y se disipa energía en forma de calor	La producción de biogás mejoro en un 4.10% en comparación con el control.	1460 W, 2450 MHz 12.24 cm longitude de onda
Biológico	***Con hongos***	Se emplean hongos que excreten enzimas estratégicas para facilitar la degradación de la DA-RA	Se produjo 817 ml CH_4 / g SV en comparación con los 610 ml CH_4 / g SV del control	Aspergillus awamori
			El PBM y la tasa de producción de CH_4 incrementaron 2.30 y 3.50 veces respectivamente en comparación con el control.	A. awamori rico en glucomilasa y proteasa
Biológico: enzimático	***Adición de lipasa***	Cataliza la hidrolisis de LP en los RA.	El valor máximo de producción de CH_4 fue 20% mayor que el control.	0.50% lipasa (p/p RA) dosis de mezcla
	Adición de lipasa, carbohidrasa y proteas	Cataliza la hidrolisis de LP, carbohidratos y proteínas en los RA.	Se produjeron 0.35 L CH_4/g DQO día en comparación con 0.22 L CH_4/g DQO día del control (+59.10%)	0.20% (p/p RA) de dosis de mezcla 1:2:1 (c:p:l) reacción de hidrólisis de 10 h

Fuentes: Izumi et al. (2010); Ma et al. (2010); Moon & Song (2011); Agyeman & Tao (2014); Meng et al. (2015); Uckun Kiran et al. (2015); Yin et al. (2016); Deepanraj et al. (2017); Li & Shimizu (2021); Yue et al. (2021)

Almacenamiento

El tiempo de almacenamiento puede ocasionar varios efectos sobre los RA. Primero, se optimiza la etapa hidrolítica al degradar la LC (hasta un 24% en 4 días) presente en los RA que obstruye la accesibilidad microbiana a la celulosa que es altamente biodegradable (Lü et al., 2016; Degueurce et al., 2020). Esta tasa de degradación varia acorde con la temperatura y el material de almacenamiento (Nilsson et al., 2018). Segundo, en caso de estar bajo condiciones aerobias, se desencadena la licuefacción rápida de los RA y la producción de ácidos orgánicos, incluido el ácido láctico el cual inhibe la metanogénesis (Degueurce et al., 2020). La literatura presenta discrepancias en cuanto al tiempo de almacenamiento óptimo, mientras que Parra-Orobio et al. (2022) sugieren almacenar los RA por menos de 4 días, ya que, observaron que al superar este tiempo se favorece la producción de sustancias húmicas que acidifican el sistema e inhiben la producción de CH_4, Lü et al. (2016) y Deguerce et al. (2020) recomiendan almacenarlos de 5 a 7 días.

Co-digestión

La codigestión busca aliviar las deficiencias de un determinado sustrato mediante la adición de otro (Paranjpe et al., 2023). Típicamente es usado para la reposición de elementos traza, ajustar la relación C/N, aumentar la disponibilidad de carbono o en el caso contrario, para brindarle al sistema una capacidad buffer (CB) que evite su acidificación por la rápida degradación de compuestos altamente biodegradables (Uma et al., 2018; Tayyab et al., 2019; Zhu et al., 2022).

La acidificación es un problema que comúnmente se presenta en la DA-RA por su alto contenido de C que es rápidamente biodegradable (Bong et al., 2018; Bi et al., 2020), por esto, en la literatura se tiende a añadir cosustratos más recalcitrantes como los CLG agrícolas o el estiércol de ganadería que retardan la producción de AGV que acidifican el sistema (Zhang et al., 2011; Brown & Li, 2013; Yong et al., 2015; Miramontes-Martinez et al., 2021; Prasad Lohani, 2021; Xue et al., 2023). Otra limitación de los RA es que, según sus características químicas y físicas, pueden llegar a presentar bajos valores de C/N (<15), para obtener proporciones ideales de entre 20-35, se adicionan cosustratos como los RJ (Zhang et al., 2014; Uma et al., 2018; Tayyab et al., 2019; Ma et al., 2020; Xiao et al., 2022). Por otro lado, para suplir la deficiencia de elementos traza en los RA, que son esenciales para los cofactores enzimáticos implicados en la bioquímica de la formación de CH_4 y para un proceso equilibrado de DA, se ha incorporado estiércol de ganadería el cual contiene el 95% de los metales esenciales para la DA, como el Magnesio (Mg), Aluminio (Al), Calcio (Ca), Cromo (Cr), Co, Ni, Fe y Mo (Zhang et al., 2011; Facchin et al., 2013). La Tabla 14 registra los distintos sustratos añadidos a los RA en la literatura y sus resultados.

Tabla 14. Cosustratos empleados para la DA-RA

Co sustrato	Mezcla	Resultados	Comentario
EC	83% RA: 17% EC	Alto rendimiento de CH_4 sin acumulación de AGV	Los elementos traza suplementados con el EC fueron los factores clave que mejoraron el rendimiento de la codigestión.
Paja	83% RA:17% Paja	En comparación con la digestión individual de RA o paja, el PBM, aumentó en un 39.5% y 149.70%, respectivamente.	La relación C/N alto de la paja (43.40) balanceo el de los RA (28.40) y evito la inhibición por alto contenido de N.
Residuos de matadero (RM)	33%RA:99% RM	Aumentó el rendimiento de CH_4 en un 74.20% en comparación con la mono digestión de RA (776.30 Ml CH_4 g/ SV añadido).	El alto contenido de N amoniacal en los RM le brinda CB al sistema.
EV	70% RA: 30%EV	El EV aumento en un 30% la producción de CH_4 en comparación con la mono digestión de RA	Se aseguro una relación C/N óptima mediante la mezcla de sustratos con alta y baja relación C/N (EV y RA respectivamente). Se balanceo el pH acídico de los RA con el EV.
Residuos de planta de tomate (RPT) y EV	20% RA: 20% EV: 60% RPT	La mezcla produjo un 10%, 20% y 30% más de CH_4 en comparación con la mono digestión de RPT, RA y EV respectivamente	La sinergia se atribuyó a una composición equilibrada de nutrientes y un aumento en la capacidad de amortiguación. En resumen, RPT y RA fueron buenos cosustratos para la producción de CH_4.
RJ	10% RA: 90% RJ	El rendimiento de CH_4 aumentó 2 veces al implementar 0% de RA a 10%, pero luego disminuyó 9.7 veces cuando el RA aumentó al 20% debido a una cantidad excesiva de material fácilmente digerible que causó la inhibición de AGV	Los RA balancearon el C/N de lo RJ (55 y 11 respectivamente) para obtener proporciones de 20-30 para desempeños microbianos óptimos

Fuentes: Zhang et al. (2011); Brown & Li (2013); Yong et al. (2015); Miramontes-Martinez et al. (2021); Prasad Lohani (2021); Xue et al. (2023)

Aditivos o estimulantes

Para que los microorganismos anaerobios presenten un buen desempeño, requieren de un balance nutricional lo cual se ve reflejado en la relación C/N, la concentración de macronutrientes (N, Na, K y P) y la de micronutrientes (que tienden a ser compuestos metálicos como el Mg, Ca, Al, Cr, Co, Cu, Zn, Ni, etc.) que juegan un rol importante en la reproducción microbiana y la síntesis de enzimas (Zhang et al., 2014). A modo de ejemplo, Schattauer et al. (2011) y Wyman et al. (2019) establecen que las arqueas metanogénicas requieren de micronutriente como el Co, Mo, Ni y Se. Por su parte, Banks et al. (2011) asocio la acidificación por ácido propiónico en la DA-RA a una desnutrición de Se, Mo y W lo cual detuvo la síntesis de la enzima formiato deshidrogenasa requerida para la producción sintrófica de CH_4. En la Tabla 15 se observa la importancia de distintos nutrientes en los microorganismos anaerobios y la producción de CH_4.

Tabla 15. Importancia de diferentes nutrientes sobre la DA

Elemento	[] Estimulante (mg/L)	[] Inhibidora (mg/L)	Rol microorganismos	Rol metanogénesis
Al		1000-2500		Metiltransferasa
Ca	100-1035	3000-8000	Realza efectos tóxicos de metales	Metiltransferasa
Cd	<1.60	36-3400		Metiltransferasa
Co	0.03-19	35-3400	Activa enzimas metálicas	Metiltransferasa
Cr	0.01-15	35-950	Metabolismo glucosa	Metiltransferasa
Cu	0.03-2.4	27-2500	Activa enzimas metálicas	Metiltransferasa
Fe	<0.30	12.50-350	Síntesis de enzimas catalasa, peroxidasa y acotinasa	Hidrogenasas Monóxido de carbono deshidrogenasa (MCD)
K	<400	400-28934		
Mg	<720		Activa enzimas	
Mn	<0.027		Activa enzimas	Estabiliza metiltransferasa en producción de metano
Mo	<0.05		Inhibe bacterias sulfato reductoras	
Na	100-350	3500-8000		
Ni	0.03-27	35-1600		MCD Metilreductasa Hidrogenases
Pb	<0.20	67.20-8000		
S		>7.50	Compuesto metabólico proteínas	MCD Hidrogenases
Se	<0.04			MCD Deshidrogenasa
W	<0.04			
Zn	0.03-2	7.5-1500	Activas enzimas metálicas Estimula crecimiento	

Fuentes: Angelidaki et al. (2004); Schattauer et al. (2011); Romero- Güiza et al. (2016)

Basándose en la Tabla 16, se observa que, estos mismos nutrientes pueden llegar a inhibir el proceso de DA de no estar dentro de las concentraciones recomendadas. Por esto, es sugerible que mediante un estudio toxicológico se presenten las curvas de dosis respuesta para cada compuesto. Además, para mayor validez de los resultados, es recomendable que se especifiquen las condiciones bajo las cuales aplican los resultados pues ciertos estudios no los presentaban.

Por otro lado, aunque se espera que el sustrato y/o el inóculo le brinden al sistema estos nutrientes, este no siempre es el caso. Los RA, por ejemplo, tienden a presentar niveles de Fe, Ni, Co, Se, Mo y W inferiores a los requeridos por el proceso (Banks et al., 2011; Zhang et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2016)). Por esto, la suplementación externa de nutrientes puede favorecer el crecimiento microbiano. Angelidaki et al. (2004), Oh et al. (2008), Wang et al. (2009), Torres Lozada & Pérez (2010) han recomendado la suplementación para optimizar la DA-RA.

Inhibidores

La Tabla 16 presenta una lista de inhibidores detectados en la literatura para la producción de CH_4 en la DA-RA.

Tabla 16. Inhibidores comunes en la DA-RA

Compuesto inhibidor	[ ] inhibidora (g/L)	Efectos	Condiciones	Referencia
Nitrógeno Amoniacal Total (NAT)	6.50	32.4 ± 11.2% de inhibición en la AME	RA y lodos de PTAR Temperatura: 37 °C Volumen: 60 ml Headspace: 33%	Lee et al. (2021)
Ammonia libre (NH_3-N)	0.05	Reducción del 85% en la producción de biogás diaria *Se asoció a C/N menor a 17	RA Temperatura: 35°C	Shi et al. (2016)
Ion sodio (Na^+)	4.60	50% reducción en PBM o la concentración que produce el 50% de inhibición máxima (IC_{50})	RA con alto contenido de sal. Temperatura: 37 ◦C Volumen: 50 ml Headspace: 20%	Oh et al. (2008)
	4.00	15.4 ± 7.7% de inhibición en la AME	RA y lodos de PTAR Temperatura: 37 °C Volumen: 60 ml Headspace: 33%	Lee et al. (2021)
AGV (de cadena larga)	12.87	La producción de CH_4 promedio disminuyo en un 99.99%	RA Temperatura: 37 ◦C	Shyan et al. (2023)
	5.80	No hubo AME	Residuos de cocina Temperatura: 55◦C Volumen: 500 ml	Xu et al. (2014)
Ácido propiónico ($C_3H_6O_2$)	0.90	Se presento una inhibición en la AME del 90%	NE	Wang et al. (2009)
Sulfuro de hidrogeno (H_2S)	0.05	Asociado a alto contenido de proteínas	NE	Dykstra & Pavlostathis. (2021)

*NE: no especifica

Con base en lo encontrado en la literatura, aunque se sabe que el limoneno y ciertos metales pesados presentan un efecto inhibitorio sobre la producción de CH_4 en la DA-RA, poco se ha establecido sobre la relación entre concentración de dosis y efecto respuesta agudo bajo condiciones específicas. Tampoco se ha determinado esta relación para la mezcla de diferentes compuestos. En conclusión, futuras investigaciones deberán centrarse en los efectos tóxicos o inhibitorios causados por la interacción de una determinada dosis (de un determinado compuesto) sobre la Actividad Metanogénica Especifica (AME) del inóculo o la producción de CH_4 del sistema. Esto permitirá observar la concentración de cada compuesto bajo la cual se presentan efectos detectables sobre la producción de CH_4 o la AME del inóculo y establecer una concentración máxima permisible. Asimismo, profundizar sobre los efectos causados por la mezcla de aquellos compuestos podría ser útil también. En conclusión, se debe hacer un estudio toxicológico extensivo adecuado que permita jerarquizar el potencial de toxicidad de cada compuesto.

7.1.4.2. Características del inóculo

Origen

El inóculo, también conocido como la semilla, es el elemento encargado de incorporar los microrganismos en el reactor y su origen dicta su contenido de macronutrientes y elementos traza (Elbeshbishy, 2012; Dandikas et al., 2014; Koch et al., 2018; Parra-Orobio et al., 2018; Yazdanpanah et al., 2018; Koch et al., 2019; Suksong et al., 2019). En la literatura se ha reportado una serie de

elementos esenciales para el desarrollo de las diferentes etapas de la DA que, de no contar con ellos, se genera una sobreacumulación de AGV que colapsa el digestor. Como, por ejemplo, el hierro (Fe), níquel (Ni), cobalto (Co), cobre (Cu), zinc (Zn), molibdeno (Mo) y selenio (Se), los cuales deberán incorporarse al reactor a través del inóculo, el sustrato o alguna fuente externa (Wyman et al., 2019). Dado que los RA típicamente contienen concentraciones bajas de estos elementos, es necesario asegurar que el inóculo cuente con ellos o, sino que se puedan incorporar mediante una solución de nutrientes o la adición de un cosustrato (Xu et al., 2018). Dicho lo anterior, el rendimiento de producción de CH_4 de un mismo sustrato puede diferir potencialmente dependiendo del origen del inóculo (Koch et al., 2017).

En este sentido, Parra-Orobio et al. (2018) indicaron, que en la DA-RA, la producción de CH_4 es beneficiada al emplear inóculos con concentraciones de Ni y Mo que superen los 35.20 mg kg^{-1} y 15.40 mg kg^{-1} respectivamente, ya que se acorta la fase de latencia y aumenta la constante cinética de la etapa de hidrolisis. Aunque Yazdanpanah et al. (2018) declara que en la DA-RA bajo condiciones metanogénicas, los valores del PBM no son afectados por la adición de elementos trazos a un inóculo ya enriquecido, menciona que altas concentraciones de hierro (>50 mg L−1) en el inóculo reducen la fracción disponible de elementos traza al favorecer su precipitación. Los autores resaltan que, en países norteamericanos, el uso de inóculos ricos en hierro es inevitable debido a la eliminación química de fosforo del agua residual (AR).

Por otra parte, se ha determinado, que en la DA de residuos frutales bajo condiciones termofílicas y mesofílicas, se obtuvieron valores de PBM 1.40 y 0.52 veces mayor respectivamente, al usar lodos digeridos de procesos de DA en estado líquido como inóculo en comparación con usar lodos digeridos de procesos de DA en estado sólido como inóculo (Suksong et al., 2019). Esto se debe a que los inóculos provenientes de procesos de DA en estado líquido han reportado tener mayor concentración y variedades de bacterias hidrolíticas lo cual incrementa la tasa de hidrolisis que al ser la etapa limitante, acelera la producción de CH_4 (Suksong et al., 2019). Similarmente, Elbeshbishy (2012) encontró los mismos resultados usando RA como sustrato bajo condiciones termofílicas.

Por último, Dandikas et al. (2014) Koch et al. (2017) indicaron que en la DA-RA bajo condiciones termofílicas, se puede lograr una mayor adaptabilidad del inóculo con el sustrato al implementar lodos provenientes de plantas de DA de sustratos fácilmente degradable, tales como plantas de tratamiento de residuos orgánico o plantas de tratamiento de aguas residuales, en comparación con aquellos provenientes de plantas de DA de materiales complejos como plantas de DA de residuos agroindustriales. En cuanto a la adaptación del inóculo a las condiciones de temperatura, Elbeshbishy (2012) encontró que, aunque la diferencia entre el PBM proveniente de la DA-RA usando inóculos incubados y no incubados bajo condiciones termofílicas no es significativa, la primera tiende a ser mayor para las mismas relaciones de sustrato-inóculo.

Microbiología

El inóculo debe ser caracterizado a nivel microbiológico con el fin de evaluar su idoneidad para la DA-RA (Casallas-Ojeda et al., 2020). A nivel microbiológico, se ha encontrado que inóculos con cultivos degradadores de propionato, acetato, butirato y AGV's aumentan la estabilidad del proceso de DA-RA reflejándose en un menor tiempo de latencia (Guerrero-Toledo et al., 2019). Esto se debe a que la acidificación por la acumulación de AGVs es un problema común en la DA-RA que se presenta dado que las tasas de utilización del sustrato y crecimiento de los acetogenos y metanógenos son menores en comparación con los microorganismos hidrolíticos y las bacterias acido génicas lo cual conduce a una acumulación de AGV intermediarios y una fluctuación en la producción de biogás (Guerrero-Toledo et al., 2019; Lu et al., 2021). Lu et al. (2021) emplearon técnicas de bioaugmentación de *Syntrophomonas* (*Firmicutes*) y *Proteiniphilum* (*Bacteroidetes*) para evitar la sobreacumulación de AGV en la DA-RA y observaron un decremento en los compuestos acidificantes, una restauración de

la diversidad microbiana y una mayor producción de CH_4 (+52.2 mL/g-SV) en comparación con la producción de CH_4 que se obtuvo bajo el proceso de DA-RA sin bioaugmentación.

Otro aspecto microbiológico al que se le ha dado importancia en la literatura es a la concentración de bacterias reductoras de sulfato en el inóculo. Estas bacterias compiten junto con las metanógenos acetoclásticos por el acetato, la cual es desfavorable para las segundas al tener un crecimiento más lento (Ferrer & Perez, 2010). Adicionalmente, el contenido de sulfuro en los RA, que varía entre el 0.2% al 0.6% en peso seco, fomenta la acumulación de ácido sulfhídrico en el biogás mediante el proceso de reducción (Fisgativa et al., 2016; Zan & Hao, 2020). Finalmente, se concluye que es vital considerar las relaciones y rutas metabólicas complejas del ecosistema microbiano dentro del inóculo para propiciar una producción óptima de CH_4 en la DA.

Caracterización fisicoquímica

En cuanto a caracterización fisicoquímica, se ha reportado que el uso de lodos granulares como inóculos en la DA-RA que provengan de operaciones con altas cargas orgánicas le brindan mayor estabilidad al sistema por su gran contenido de biomasa el cual les permite tolerar elevadas cargas orgánicas (Parra Orobio et al., 2019). Conformemente, autores como Wang et al. (2020), Zhang et al. (2020), Huang et al. (2022), Liu et al. (2022) también han obtenido resultados favorecidos de PBM usando lodos granulares en la DA-RA para diferentes condiciones de temperatura. Wang et al. (2020) señalaron una mejoría del 12.14% en el PBM usando carbón granular como inóculo en la DA-RA bajo condiciones termofílicas. Los autores mencionan que el carbón granular mejora la transferencia directa de electrones y de H entre especies lo que reduce el tiempo de inicio de la DA y alivia la acidificación producida por los RA. Los lodos granulares son aquellos que presentan gránulos con diámetros de 0.27mm a 3.03mm y tienen AME de 0.10 a 0.50 g DQO-CH_4/g SV-d (Espinosa-Chaves et al., s.f.). Además, presentan valores de índice volumétrico de lodos entre los 20 y 80 mL/gSST (Duarte Castro, 2022).

Actividad metanogénica

La actividad metanogénica especifica (AME) determina las capacidades de producción de CH_4 de un inóculo y, además, permite monitorear la entrada de compuestos inhibidores o la acumulación de materia orgánica con bajos niveles de biodegradación (Hussain & Dubei, 2017). Dicho esto, se asume que él AME de un inóculo tiene una correlación positiva directa con el PBM del sustrato a usar. Aunque no se cuenta con un rango ideal de AME para seleccionar el inóculo a implementar en la DA-RA, típicamente se evalúan otros factores que se relacionan con él. Por ejemplo, la sedimentabilidad de un lodo; en general, se concierta que los lodos con mayor AME tienden a ser del tipo granular y no floculenta dado que presentan mayor concentración y diversidad microbiana (Parra-Orobio et al., 2019). También, se puede valorar la AME de un inóculo basándose en su concentración de sólidos volátiles (SV), asumiendo que la mayor parte de los sólidos volátiles consisten en biomasa activa (Raposo et al., 2012). Por su parte, Astals et al. (2020) mencionan que el tiempo y la temperatura de almacenamiento del inóculo previo a su uso, también son factores que afectan su AME. Por esto, los autores recomiendan, mantener el tiempo de almacenamiento al mínimo y cuando sea necesario, almacenar el inóculo a una temperatura óptima de 4 °C. Otro método de preservación del inóculo que ha demostrado tener impacto positivo sobre su AME y el PBM usando RA como sustrato, es la liofilización de este (Yarberry et al., 2014). Yarberry et al. (2014) demostraron que al liofilizar diferentes inóculos con leche descremada al 10% a temperaturas de -20°C se obtuvieron valores de AME mayores debido a que se forma una capa viscosa protectora sobre la superficie celular del consorcio microbiano.

Relación sustrato inóculo (RSI o S/I)

La RSI que garantiza la mayor producción de CH_4 en la DA se define según el sustrato y puede ser expresado mediante las siguientes unidades: $\frac{g\ DQO_{sustrato}}{g\ DQO_{inoculo}}$ o $\frac{g\ SV_{sustrato}}{g\ SV_{inoculo}}$ (Parra-Orobio et al., 2015). Para el caso de los RA, la proporción tiende a ser menor en comparación con otros debido a que se requiere

una mayor cantidad de bacterias metanogénicas que consuman las altas concentraciones de AGV generadas por la rápida hidrolización asociado a la presencia de compuestos altamente biodegradables (Kawai et al., 2014; Dhamodharan et al., 2015; Owamah et al., 2021). Para demostrarlo, se presenta una lista de los rangos óptimos de RSI encontrados en la literatura para diferentes sustratos (Tabla 17).

Tabla 17. Rango óptimo RSI para DA de distintos sustratos

Sustrato	Inóculo	RSI óptimo (contenido de SV)
Fracción orgánica de RSM	Lodo granular anaeróbio PTAR doméstica	< 2:1
Residuos de aceite de girasol	Lodo granular anaerobio PTAR destilería	0.8:1-3:1
Glucosa	Oxido de grafeno	2:1
Plástico biodegradable	Lodo anaerobio PTAR domestica	3:1-4:1
Pasto y estiércol de cerdo (EC)	Lodo anaerobio de granja de cerdo	3:1-4:1
Residuos de algas	Lodo anaeróbio de PTAR municipal	1:1-3:1
Residuos agroindustriales	Lodo anaeróbio	0.25-0.50

Fuentes: Raposo et al. (2009); Dechrugsa et al. (2013); Li et al. (2013); Parra-Orobio et al. (2015); Pellera & Gidraskos (2016); Cazaudehore et al. (2022); Ponzeli et al. (2023)

La Tabla 18 muestra la RSI óptima encontrada para la DA-RA usando distintos inóculos. Generalmente, los resultados de anteriores estudios han recomendado mantener la RSI en la DA-RA entre 1:1-2:1 (Kawai et al., 2014; Demichelis et al., 2022; Ghandi et al., 2022), manteniendo ese rango se obtiene una máxima degradación de LG y celulosa lo cual favorece el PBM (Ghandi et al., 2022). Owamah et al. (2021) y Ghandi et al. (2022) demostraron que una disminución en la RSI en la DA-RA, puede generar una acidificación en el sistema por la sobreproducción de AGV y retardar la fase de latencia significativamente. Por ejemplo, usando una RSI de 1:1 obtuvieron una fase de latencia de 4.84 días mientras que para proporciones de 0.50:1 y 0.25:1 se presentaron fases de 4.99 y 6.52 días respectivamente.

Tabla 18. RSI óptimos para la DA-RA usando distintos inóculos

Sustrato	Inóculo	RSI (contenido de SV)	PBM (L CH_4/ g SV d)	Duración (días)	Condiciones
RA + hoja de maíz (75%:25%)	Digestato de reactor anaeróbio de RA	1:1	0.37	44	Mesofílicas
RA	Digestato de reactor anaerobio de estiércol de vaca (EV)	2:1	0.35	27	Mesofílicas
RA	EV	2:1	0.23	30	Mesofílicas
RA	Lodos PTAR municipal	2:1	0.51	28	Mesofílicas
RA+ RSM (95%:5%)	Digestato planta de biogás	0.5:1	0.41	30	Mesofílicas

Fuentes: Dhamodharan et al. (2015); Shahbaz et al. (2019); Okoro-Shekwaga et al. (2020); Owamah et al. (2021); Gandhi et al. (2022)

7.1.4.3. Parámetros operacionales

Temperatura

La DA-RA puede llevarse a cabo bajo condiciones de temperatura, mesofílicas (20-45°C), termofílicas (50-80 °C) e hipertermofílicas (80-110°C); incluso también existen evidencias de aplicación en condiciones psicrofilicas (<20°C) (Tiwari et al., 2021; Akindorile et al., 2022). Sin embargo, el rango mesofílico es el de mayor aplicación (Kim et al., 2017; Rusín et al., 2019; Wang et al., 2012), lo que se debe a que, aunque bajo las condiciones termofílicas e hipertermofílicas se produce una mayor cantidad de biogás y hay una mayor degradación de patógenos (favoreciendo la posterior recuperación del digestato como biofertilizante), las condiciones mesofílicas requieren de menores gastos energéticos

para su operación y presentan una mayor estabilidad ante cambios ambientales (Kim et al., 2006; Banks et al., 2008; Golovko et al., 2022; Uddin et al., 2022).

Se ha establecido que la temperatura se correlaciona con la abundancia y diversidad de la comunidad bacteriana en el proceso, lo cual a su vez afecta la eficiencia y estabilidad del sistema. Por ejemplo, Hussain et al. (2017) y Kim et al. (2017) señalan que bajo condiciones mesofílicas hay una mayor diversidad y abundancia de bacterias acetogénicas sintróficas, ocasionando una mayor producción de acetato, volviéndolo el producto intermediario principal, mientras que las condiciones termofílicas promueven la acumulación de ácido lactato por la presencia de bacterias acido lácticas homofermentativas, como el *Lactobacillus.*

Lo anterior valida lo encontrado por autores como Ho et al. (2013) y Nie et al. (2021) los cuales observaron que la ruta microbiológica metanogénica primaria en la DA también cambiaba significativamente según las condiciones de temperatura, siendo la ruta acetoclástica, la dominante bajo temperaturas mesofílicas mientras que, bajo condiciones termofílicas, prevalece la producción de CH_4 vía la oxidación sintrófica de acetato. La primera y sus principales actores (*Methanosaeta* y *Methanosarcina)* son flexibles a la variación en el pH producido por los distintos niveles de acumulación de acetato y son poco sensibles al amoniaco; por esto se adaptan a las distintas condiciones ambientales fácilmente (Kurade et al., 2019). En el segundo caso, en contraste, las bacterias implicadas en el proceso de oxidación sintrófica del acetato, son muy sensibles a concentraciones elevadas de amoniaco, lo que conlleva problemas en el proceso (Moreno Mingorance, 2014).

pH

Los microorganismos involucrados en las etapas iniciales del proceso prosperan en ambientes con valores de pH entre 5.0-6.0 unidades mientras que, las arqueas metanogénicas requieren rangos entre 6.5-8.0 (Nsair et al., 2020). Para impedir el retardo de la hidrolisis y evitar la sobreproducción de bacterias acidogénicas, que conlleva a la acumulación de productos intermediarios que inhiben la metanogénesis, debe existir un equilibrio dinámico en el sistema (Slopiecka et al., 2022). Jayaraj et al. (2014) y Slopiecka et al. (2022) afirman que el rango de pH de operación óptimo para la producción de CH_4 mediante la DA-RA se encuentra entre 6.8-7.2 unidades. Sin embargo, cabe resaltar que, el pH óptimo dependerá de otras variables como lo son la temperatura de operación, el volumen del sustrato y su presión parcial.

Los RA presentan una naturaleza acida, con un pH variable debido a su composición física (que cambia a lo largo del espacio, estaciones y culturas), Fisgativa et al. (2016) basándose en 65 muestras globales de RA, encontraron que este varía entre 4.40-5.80 (valor promedio 5.10) unidades. Lo anterior hace necesario el ajuste de pH para su tratamiento biológico, lo que puede ser logrado mediante la adición de un alcalinizante en forma de aditivo químico o cosustrato alcalino (Beltrão Valença et al., 2021).

Los aditivos químicos que más se emplean para neutralizar los RA son el NaOH y el $NaHCO_3$ por su CB, incluso para optimizar la dosis y los costos se emplea una combinación de los dos (Yang et al., 2015; Cheah et al., 2019; Beltrão Valença et al., 2021). En cuanto a la neutralización mediante adición de cosustratos, en la literatura se ha demostrado que, para la codigestión de RA, es factible emplear RM de la industria cárnica y el lactosuero de la industria láctea porque presentan altas capacidades amortiguadoras y minimizan los efectos de la acidificación (Lisboa & Lansing, 2013; Zhang et al., 2013; Mata-Alvarez et al., 2014; Borowski et al., 2019). Adicionalmente, se encuentra un amplio uso de residuos de planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (lodos) (Duan et al., 2012; Julio Guerrero et al., 2016; Peralta Celis & Serrano Torres, 2019).

Ácidos Grasos Volátiles (AGV)

Los AGV son los productos principales de la acidogénesis y precursores de la metanogénesis en la DA, siendo el ácido acético, butírico, valerico y láctico los productos intermediarios más prominentes (Sahay, 2022). La sobreproducción de AGV representa un reto en la producción de CH_4 vía DA dado que causa una reducción en el pH del rango óptimo para las bacterias metanogénicas e inhibe su reproducción (Shyan et al., 2023). La acumulación de AGV ha sido asociada a varios factores como un bajo valor de C/N (<15), una inadecuada RSI y condiciones de pH que inhiben a los metanógenos (Kawai et al., 2014; Zhang et al., 2014; Dhamodharan et al., 2015; Owamah et al., 2021; Slopiecka et al., 2022). Además, puede ser ocasionado por una AME en el inóculo reducida o por el uso de inóculos donde abundan las bacterias reductoras de sulfato y no cuentan con comunidades microbianas que degraden los AGV (Ferrer & Perez, 2010; Hussain & Dubei, 2017; Guerrero-Toledo et al., 2019). Los valores óptimos de estos parámetros aplicados a la DA-RA y mayores detalles han sido identificados a lo largo de este documento (ver *Sección 7.1.4.1, 7.1.4.2 y 7.1.5.3*).

Cabe destacar que a pesar de que la acidificación por AGV representa un reto en la producción de CH_4 vía DA-RA, estos compuestos son altamente demandados a nivel industrial y su recuperación mediante la DA puede llegar a ser más costo eficiente que la producción de CH_4 (Atasoy et al., 2018; Annamalai et al, 2020). Especialmente, dado que su producción actual requiere de la extracción de recursos no renovables como el petróleo (Atasoy et al., 2018). Por esto, autores como Kalle & Menon (1984), Zhou et al (2018), Lukitawesa et al (2019) Annamalai et al (2020) y Wu et al. (2022) han usado estrategias para estimular su producción tales como la disminución de la temperatura operativa y el tiempo de reacción, adicionando sustancias que inhiben el crecimiento de bacterias metanogénicas o enzimas que promueven la producción de AGV y el ajuste del pH a valores por encima de 8.0 unidades o por debajo de 6.0 unidades.

Tamaño del reactor y headspace

Con base en la revisión hecha, se encontró que la literatura científica que relaciona el tamaño del reactor y el PBM en la DA-RA es limitada, lo cual declara una necesidad de investigación.

Se ha encontrado que su valor óptimo este sujeto al sustrato empleado; en general, el tamaño recomendado para ensayos PBM en reactores que tratan sustratos no homogéneos como los RA, está entre los 500 y 2000 Ml, ya que permiten tener una cantidad representativa del sustrato (Holliger et al., 2016; Ohemeng-Ntiamoah & Datta, 2019). Un mayor tamaño puede limitar el contacto entre el sustrato y el inóculo, por esto, se recomienda mantener una mezcla que lo evite (Holliger et al., 2016; Bres et al., 2022).

Con relación al headspace, la literatura indica que un mayor valor favorece el incremento de la presión parcial de CO_2, lo que a su vez promueve la solubilización del CO_2 en el medio, alterando el pH y resultando en la inhibición del crecimiento bacteriano (Valero et al., 2016) y en otros aspectos desfavorables como la volátilización de CH_4 y una subestimación de biogás y una menor cantidad de CO_2 en el biogás (Panigrahi & Dubey, 2019). Casallas-Ojeda et al. (2020) reportaron que el valor óptimo en la DA-RA era del 20% y que, por encima de este valor se presentaba un efecto de inhibición en el PBM, lo que coincide con lo mostrado por Owen et al. (1987) , los cuales señalan que, en el caso de una baja producción de biogás, headspace mayores a 20% dificultan la medición de biogás bajo configuraciones.

Etapas

En un proceso de dos etapas, las fases de hidrólisis y acidogénesis se llevan a cabo en un reactor continuo (etapa 1) mientras que la acetogenesis y la metanogénesis (etapa 2) se llevan a cabo en otro (Moestedt et al., 2020; Holl et al., 2022). Esta separación permite la optimización de las condiciones operacionales acorde con las necesidades de reproducción de los microorganismos involucrados en cada

etapa (Blonsajka et al., 2006; Xiao et al., 2018). Dado que la mayor parte de las bacterias hidrolíticas y acidogénicas presentan condiciones óptimas de crecimiento similares, teniendo rangos óptimos de pH entre 4.5-6.0 unidades, se entiende que al separar estas etapas de la acetogenesis y metanogénesis, que prosperan bajo valores de pH neutrales entre 6.50-7.50 unidades, se obtiene una mayor estabilidad y control del proceso en comparación con la DA de una sola etapa (Janesch et al., 2021).

Aunque la separación requiere de mayores costos y es más complejo que la DA de una sola fase, ha demostrado atacar el problema de inhibición de los metanógenos por la acidificación en la DA-RA, lo cual conlleva a una mayor producción de CH_4 (Ariunbaatar et al., 2014). Precisamente, Moestedt et al. (2020) observaron un incremento del 12% en la producción de CH_4 en la DA-RA usando dos etapas en comparación con una sola etapa y lo asociaron, a la mayor proliferación de diferentes consorcios sintróficos, como oxidantes de acetato sintrófico, miembros dentro del género Syntrophomonas y el filo candidato Cloacimonetes y sus socios hidrogenótrofos en la segunda etapa. Se presume que el enriquecimiento de los miembros dentro de estos microorganismos sintróficos mejora la degradación de diferentes ácidos orgánicos, incluidos los ácidos grasos de cadena larga (>4C), lo que resulta en un mejor rendimiento de metano.

Con base en lo anterior se sugiere que la separación de la DA en etapas promueve la abundancia y diversificación microbiana al segregar las bacterias metanogénicas de condiciones acidas limitantes, permitiendo así, un mayor aprovechamiento de los productos intermediarios en la segunda etapa y resulta en una mayor producción final de CH_4. Esto concuerda con lo encontrado por Verrier et al. (1987), que señala que en la DA de residuos vegetales crudos altamente biodegradables, los cuales conforman los RA, la separación de fases produjo una mejoría en la producción de metano del 13.51% y 16.66% en comparación con el control de una sola fase bajo condiciones metanogénicas y termofílicas respectivamente. Recientemente, se ha puesto en práctica la separación del proceso con base en condiciones de temperatura, usando una fase mesofílica seguida de una termofílica con el fin de asegurar que el digestato se encuentre libre de patógenos lo cual permite su recuperación directa como acondicionador de suelo (Riau et al. 2010; Xiao et al., 2018).

Constante de hidrolisis (K_h)

La hidrolisis bajo condiciones ideales de nutrientes e inhibición generalmente ha sido descrita por ecuaciones cinéticas de primer orden (Korjik et al., 2012; Li et al., 2016), las cuales presentan graficas de concentración (del sustrato a degradar) versus tiempo curveadas con pendiente negativa, es decir, la concentración disminuye a medida que ocurre la reacción. Para la modelación cinética de la hidrolisis donde se degradan una serie de sustratos complejos como carbohidratos, proteínas y LP, la ecuación es simplificada al usar la concentración de SV como variable principal (ver Ecuación 3).

$$\frac{d[SV]}{dt} = k_h[SV] \qquad \text{Ecuación 3.}$$

Donde:

- $\frac{d[SV]}{dt}$ es la velocidad de degradación de sólidos volátiles en la hidrolisis
- K_h es la constante de hidrolisis
- [SV] es la concentración final de sólidos volátiles

Basándose en la Ecuación 3, la velocidad de reacción de la hidrolisis es directamente proporcional al valor de K_h y dado que los productos de la hidrolisis se convierten en los sustratos de la metanogénesis, la tasa de hidrolisis afecta distintivamente la producción de CH_4 (He et al., 2012; Koch et al., 2015). Las constantes cinéticas dependen fuertemente de la temperatura, aumentando normalmente con ella (Levine, 2003). He et al. (2012) mostraron que esta relación también se cumple con la hidrolisis en la DA-RA, al determinar la K_H bajo diferentes condiciones de temperatura. Los autores encontraron que al aumentar la temperatura se obtuvieron valores mayores K_h y a su vez, una mayor producción de CH_4.

7.1.5. Métodos de determinación del PBM

7.1.5.1. Métodos experimentales

Método manométrico

Consiste en medir la diferencia de presión en el headspace constante del reactor ocasionado por la generación de biogás mediante la DA del sustrato, para así, determinar el volumen de biogás producido mediante la ley de gases ideales (Amodeo et al., 2020). El volumen de biogás determinado deberá ser convertido a unidades de volumen bajo condiciones estándares para así facilitar la comparación de resultados entre estudios (Hafner et al., 2020). Las mediciones se llevarán a cabo en intervalos fijos y pueden ser de orden acumulativas, en donde el biogás no es ventilado hasta la finalización del ensayo, o pueden ser intercalados, en donde el biogás es ventilado al finalizar cada medición hasta llegar nuevamente a condiciones de presión atmosférica dentro del reactor (Hafner et al., 2020).

La configuración típica del ensayo manométrico consiste en botellas de vidrio ámbar acopladas con un equipo medidor de presión, como un manómetro o una membrana transductora, instalado en la boca de la botella con un equipo de transferencia de datos (Rozzi & Remigi, 2004; Bres et al., 2022; Casallas-Ojeda et al., 2022). Las botellas cuentan con dos aberturas laterales que permiten la inyección de sustrato, la descarga de biogás y la toma de muestras (Scaglione et al., 2008; Casallas- Ojeda et al., 2022). Aquellos ensayos que contemplan el uso de estrategias de captura de CO_2, tales como el uso de perlas de NaOH o LiOH, no requieren de la instalación de un cromatógrafo de gas pues el volumen de CH_4 producido es equivalente al volumen de biogás medido (Bres et al., 2022). En el caso contrario, se deber emplear instrumentos que midan el contenido de CH_4 y CO_2 de la muestra, usualmente se recurre a la cromatografía de gases por su alta sensibilidad y resolución (Filer et al., 2019). La Tabla 19 señala las características del método manométrico y factores que pueden interferir en los resultados obtenidos.

Tabla 19. Detalles del método manométrico para determinación del PBM

Aplicación	Medición indirecta o directa de CH_4 (implementando perlas de NaOH)
Instrumentación	Sistema de Cromatografia de Gases (CG)
Reactivos	Perlas de NaOH
Materiales	Se debe asegurar que los tabiques sean de material impermeable y estén correctamente sellados para evitar fugas de gas
Limitaciones	Menores volúmenes de headspace (<75%) favorecen el incremento de la presión parcial de CO_2 que a su vez promueve su solubilización en el medio. Esto resulta en una inhibición en el crecimiento bacteriano en el medio por las alteraciones de pH. También, resulta en una subestimación de biogás y una menor cantidad de CO_2 en el biogás.
	La volátilización de CH_4 es favorecido en volúmenes de headspace mayores lo que crea sobrepresiones en el reactor.
	La presión en el headspace no debe ser superior a 3 bares para evitar la ruptura del reactor, se deben asegurar estrategias despresurización continua del mismo.

Fuentes: Birch et al. (1989); Raposo et al. (2012); Yilmaz (2015); Himanshu et al. (2017); Hafner & Astal (2019); Casallas-Ojeda (2021); Bres et al. (2022)

Método volumétrico

Los ensayos de medición volumétrica para la determinación del PBM mediante DA desplazan el biogás generado en el reactor a un colector externo que permite medir su volumen (Filer et al., 2019). Típicamente, el colector es una jeringa de medición que se expande a medida que el biogás se introduce en él, o un buque invertido en un reservorio que contiene una solución liquida que se desplaza a medida que entra el biogás en el buque (Rozzi & Remigi, 2004; Raposo et al., 2011). La Tabla 20 registra las particularidades de las configuraciones mencionadas.

Tabla 20. Métodos de medición volumétricos manuales

	Jeringa	Desplazamiento líquido	
		Medio acido	Medio alcalino
Aplicación	Medición indirecta de CH_4	Medición indirecta de CH_4	Medición directa de CH_4
Instrumentación	Requiere CG	Requiere CG	No requiere CG. Solución alcalina remueve el CO_2
Reactivos	-	NaOH, KOH	HCl, NaCl, H_2SO_4
Materiales	Fricción en la pared de la jeringa afecta la medición del biogás al impedir el movimiento del embolo.	Debe considerarse el uso de mangueras impermeables para gases, a fin de evitar fugas, asegurar la hermeticidad del sistema y las condiciones anaeróbicas.	
Limitaciones	Cambios en la temperatura del sistema durante muestreo afectan la presión interna y, por ende, los resultados.	-	Sobrestimación de CH_4 debido a recolección de vapor de agua y compuestos orgánicos volátiles.
		Configuración convencional invertida facilita fugas del líquido hacia el reactor que puede alterar la actividad microbiana.	

Fuentes: Aquino et al (2007); Pham et al. (2013); Filer et al. (2019); Bres et al. (2022)
*CG: sistema de cromatografía de gases

Método gravimétrico

El método gravimétrico propuesto por Hafner et al. (2015) se centra en la medición de pérdida de masa en el reactor durante cada muestreo y el análisis simultaneo de la composición de la muestra para determinar la producción de CH_4. El método requiere el monitoreo de la pérdida de masa por liberación de biogás, la fracción molar de CH_4, la temperatura y la presión del biogás.

Automatizados

Los instrumentos automatizados comerciales miden y registran automáticamente la producción de biogás y CH_4 (Bres et al., 2022) y han ganado renombramiento en distintos estudios experimentales en el campo de la DA (Rozzi et al., 1999; Badshah et al., 2012; Koch et al., 2017; Li et al., 2018; Wang et al., 2017; Swiechowski et al., 2022) porque reducen los errores humanos y sistemáticos resultando en una gran precisión analítica (Strömberg et al., 2014). En la Tabla 21 se presenta una serie de instrumentos de medición de PBM automatizados o instrumentos que automatizan la medición de biogás que han sido implementados en la literatura.

Tabla 21. Instrumentos de medición automatizados empleados en la bibliografía

Modelo	**AMPTSII-Automatic Methane Potential Test System®**	**LML-1 Biogas Meter**	**CPG500**	**Oxitop®**
Función	Medición PBM	Medición de biogás	Medición de presión	Medición de presión
Manufactura	Bioprocess control instruments- Suecia	Yangzhou Huifeng-China	WIKA-Colombia	Xylem analytics Brand- Estados Unidos
Método	Volumétrico	Volumétrico	Método manométrico	Manométrico
Literatura	Badshah et al. (2012) Kolbl et al. (2014) Koch et al. (2017) Swiechowski et al. (2022)	Lü et al. (2016) Bi et al. (2019)	Casallas-Ojeda et al. (2020) Parra-Orobio et al. (2022)	Pabón Pereira et al. (2012) Cárdenas Cleves et al. (2017, 2018) Parra Orobio et al. (2017ª, 2017b, 2018ª, 2018b)

7.1.5.2. Teóricos

Según composición atómica

El modelo de Buswell & Hatfield (1936) se basa en la ecuación estequiométrica de Buswell (Ecuación 4) la cual busca explicar la degradación anaeróbica de compuestos orgánicos constituido

elementalmente por C, H, y O mediante una ecuación redox. La ecuación ha sido modificada por Richards et al. (1991) y posteriormente por Buswell & Mueller (1952) para incluir compuestos que adicionalmente contienen N y S respectivamente (Ecuación 5 y 6).

$$C_nH_aO_b + \left(n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2}\right)H_2O \Rightarrow \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4}\right)CH_4 + \left(\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4}\right)CO_2 \quad \text{Ecuación 4.}$$

$$C_nH_aO_bN_c + \left(\frac{4n-a-2b+3c}{8}\right)H_2O \Rightarrow \left(\frac{4n+a-2b-3c}{8}\right)CH_4 + \left(\frac{4n-a+2b+3c}{8}\right)CO_2 + c\ NH_3 \quad \text{Ecuación 5.}$$

$$C_nH_aO_bN_cS_d + \left(\frac{4n-a-2b+3c+2d}{4}\right)H_2O \Rightarrow \left(\frac{4n+a-2b-3c-2d}{8}\right)CH_4 + \left(\frac{4n-a+2b+3c+2d}{8}\right)CO_2 + c\ NH_3 + dH_2S$$

Ecuación 6.

La estimación del PBM teórico varía acorde con la ecuación redox que el investigador emplee para describir el proceso de DA. Las Ecuaciones 7, 8 y 9 son usadas para determinar el PBM teórico y se basan en las Ecuaciones 7, 8 y 9 respectivamente.

$$PBM_t = \frac{\left(\frac{n}{2}+\frac{a}{8}-\frac{b}{4}\right)\cdot 22.40}{(12\cdot n)+a+(16.b)} \quad \text{Ecuación 7.}$$

$$PBM_t = \frac{\left(\frac{n}{2}+\frac{a}{8}-\frac{b}{4}-\frac{3\cdot c}{8}\right)\cdot 22.40}{(12\cdot n)+a+(16.b)+(14\cdot c)} \quad \text{Ecuación 8.}$$

$$PBM_t = \frac{\left(\frac{n}{2}+\frac{a}{8}-\frac{b}{4}-\frac{3\cdot c}{8}-\frac{d}{4}\right)\cdot 22.40}{(12\cdot n)+a+(16.b)+(14\cdot c)+(32\cdot d)} \quad \text{Ecuación 9.}$$

Donde:

- PBM_t es el potencial bioquímico de CH_4 teórico bajo condiciones estándar $[\frac{L\ CH_4}{g\ SV}]$
- n son las moles de C
- a son las moles de H
- b son las moles de O
- c son las moles de N
- d son las moles de Azufre
- 22.40 es el volumen que ocupa un gas bajo condiciones estándar

Los resultados de los modelos anteriores no reflejan en su totalidad la realidad de los procesos de DA en los experimentos ya que no toma en consideración la fracción no biodegradable del sustrato (Moscoviz & Jimenez., 2021), la cual aumenta a medida que el sustrato contenga altas fracciones de LG y disminuye a medida que se incorporan LP y carbohidratos (Labatut et al., 2011; Thi Tuy, 2018). Adicionalmente, el modelo toma por cierto que toda la masa se convierte en productos y no considera la perdida energética asociada a la síntesis celular (Achinas et al., 2016; Cardenas-Cleves et al., 2016). Tampoco aborda la inhibición causada por los problemas con el inóculo, sustrato, operacionales o ambientales mencionados en las *Secciones 7.1.4.1., 7.1.4.2* y *7.1.4.3*. del documento. La última limitación por mencionar se debe a que los modelos no fueron creados para simular la DA en sistemas que operan bajo altas concentraciones de sólidos (Richards et al., 1991).

Baquerizo Crespo et al. (2016) encontraron que los errores cometidos al usar las ecuaciones de Buswell y sus modificaciones para predecir el PBM teórico (PBM_t) de residuos con alta biodegradabilidad, van desde 0.16-34.16% en comparación con el PBM experimental. Para reparar los vacíos del modelo asociadas a la biodegradabilidad del sustrato, Kayhanian (1995) propuso una ecuación para estimar

teóricamente la fracción biodegradable de un sustrato basado en su contenido de lignina (ver Ecuación 10).

$$FB = 0.082 - 0.028LG \quad \text{Ecuación 10.}$$

Donde:

- FB es la fracción biodegradable [% de SV]
- LG es el contenido de lignina como [% de SV]

Aunque también es viable realizar correcciones por biodegradabilidad con base en valores experimentales de RA similares obtenidos de la literatura que tienden a variar entre 76-98% del contenido de SV (El-Mashad et al., 2010; Vögeli et al., 2014; Edwiges et al., 2018). Con el fin de lograr mayores niveles de exactitud, es crucial referenciar valores experimentales asociados a la DA-RA crudo bajo condiciones experimentales y ambientales similares. Ejemplificando lo anterior, Achina & Willem Euverink (2016) en su estudio "*análisis teórico de la predicción de la producción de biogás de residuos agrícolas"* le realizan la corrección a la ecuación de Buswell usando un factor limitante f del 80%. El factor limitante fue obtenido de valores históricos de biodegradabilidad de residuos agrícolas y al considerarlo, lograron reducir las discrepancias entre el PBM_t y real en un 10%.

Según composición bioquímica de la fracción orgánica

En caso de conocer la composición macromolecular o bioquímica de la fracción orgánica, se puede determinar el PBM_t usando la Ecuación 11, propuesta por Triolo et al. (2011), la cual se basa en la fórmula de Dulong. La Ecuación 11 surge al identificar, mediante diferentes modelos de regresión lineal combinados que relacionaban el PBM de diferentes muestras de CLG (incluidos los RA) y estiércol con compuestos de la fracción bioquímica de los sustratos tales como la LG, celulosa, HC y fibras, que aquellos compuestos con mayor influencia sobre el PBM en estes tipo de sustrato son la LG y celulosa.

$$PBM_t = (-1.65 \cdot LG) - (0.035 \cdot CL) + 430 \quad \text{Ecuación 11.}$$

Donde:

- PBM_t es el potencial bioquímico de CH_4 teórico $[\frac{LN\ CH_4}{kg\ SV}]$
- LG y CL son la lignina y celulosa respectivamente $\left[\frac{g}{kg\ SV}\right]$
- -1.65 y 0.035 son las constantes de producción teórica de CH_4 del LG y CL respectivamente

Edwiges et al. (2018) también relaciono la composición bioquímica con el PBM de residuos de vegetales y frutas crudas de un mercado en Brasil mediante modelos de regresión múltiple y encontró que la Ecuación 12, la cual incorpora 4 variables, es la que mejor se adapta a los PBM_e.

$$PBM_t = 279 + (5.47 \cdot \mathrm{P}) + (12 \cdot \mathrm{LP}) + (8.99 \cdot \mathrm{CL}) - (30.50 \cdot \mathrm{LG}) \quad \text{Ecuación 12.}$$

Donde:

- PBM_t es el potencial bioquímico de CH_4 teórico $[\frac{LN\ CH_4}{kg\ SV}]$
- P, LP, CL, LG son el valor de contenido de proteínas, lípidos, celulosa y lignina respectivamente $[\%SV\ m/m]$.

Las limitaciones de estas ecuaciones se asocian a que están basadas en la ecuación de Dulong, la cual se desarrolló para determinar los valores caloríficos de C con estructuras no identificadas bajo condiciones de combustión aerobia, usarla para estimar el PBM de estructuras estables y poco explosivas como los RA, tienden a generar sobrestimaciones del 5-10%. En adición, no considera la energía requerida para realizar el cambio de fase o el calor latente de vaporización, lo cual expande la brecha entre el valor teórico y experimental (Hosokai et al., 2016; Prem & Shanmugam, 2021).

Según remoción de DQO

Ha sido ampliamente aceptado asumir que en la DA de materia orgánica existe una relación empírica (Ecuación 14) que establece que se puede obtener 1 mol de CH_4 por cada 64g de DQO removido (Buffiere et al., 2006; Van Lier et al., 2008; Nielfa et al., 2015; Cyril et al., 2018; Filer et al., 2019; Casallas-Ojeda et al., 2021; Volpi et al., 2021; Yasim & Buyong, 2023). Es decir que 1kg de DQO removido en el sustrato entre la entrada y la salida del reactor se convierte en 0.35 m^3 de CH_4 bajo condiciones estándar. A partir de este postulado, surge la Ecuación 13.

$$PBM_t = \frac{DQO \cdot R \cdot T}{64 \cdot P \cdot SV} \qquad \text{Ecuación 13.}$$

$$n_{CH_4} = \frac{DQO}{64} \qquad \text{Ecuación 14.}$$

Donde:

- PBM_t es el potencial bioquímico de CH_4 teórico $[\frac{L\ CH_4}{kg\ SV}]$
- n_{CH_4} son las moles de CH_4
- R es la constante de los gases $[0.082\ \frac{atm.L}{mol \cdot K°}]$
- T es la temperatura $[°K]$
- P es la presión atmosférica [atm]
- SV son los sólidos volátiles añadidos [g]
- DQO es la demanda química de oxígeno removida $[\frac{g\ O_2}{L}]$

Lo anterior supone que la DQO se destina únicamente a la producción de CH_4 en la DA, lo cual es erróneo al no considerar la parte de materia orgánica degradada que se le asigna a la producción de biomasa (Filer et al., 2019). Adicionalmente, desprecia el DQO removido asociado a la presencia de bacterias no metanogénicas que presentan diferentes rutas metabólicas como las bacterias reductoras de sulfato (Dar et al., 2008). Una última restricción del método es que el parámetro DQO mide indirectamente la materia orgánica a degradar en el sustrato, pero no tiene la capacidad de discriminar entre materia orgánica biodegradable y no biodegradable, causando una sobrestimación (Schievano et al., 2009; Calabró et al., 2022)

Uno de los mayores inconvenientes es que los procedimientos estandarizados para la medición del DQO típicamente hacen referencia a muestras liquidas y pocas referencias detallan el procedimiento analítico para sustratos sólidos (Raposo et al., 2008). Algunos errores comunes en la determinación del DQO en sustratos sólidos son la inadecuada homogeneización de la muestra y una pérdida de SV por secado previo de la muestra (Angelidaki & Sanders, 2004; Wellinger, 2013). Para disminuir este tipo de errores, André et al. (2017) presentaron un protocolo para determinar la DQO de muestras con contenidos de sólidos mayores al 15% que no requiere de la dilución de la muestra, por ende, se recurre en menos gastos, presentando una disminución del 5% de error en comparación con los métodos estandarizados para muestras líquidas. Dicho esto, merece la pena identificar la relación existente entre el contenido de sólidos de la muestra y el nivel de desacierto de los resultados de PBM generado usando la Ecuación 13, para así poder plantear factores de corrección que permitan reducir la brecha de error entre el valor teórico y experimental obtenido.

Ecuación aditiva

El cálculo de la producción de CH_4 a partir de la DA-RA puede llevarse a cabo basándose en la Ecuación 16 la cual ha sido empleada para estimar la producción de CH_4 en plantas de DA de gran escala que son alimentadas por más de un sustrato (Holliger et al., 2017). Para esto, se debe contar con una cuantificación detallada de los elementos individuales que componen el sustrato junto con el PBM experimental obtenido en otros estudios o publicaciones.

$$PBM_t = \frac{\sum M_i \cdot ST \cdot VT \cdot PBM_i}{SV_{RA}}$$ Ecuación 15.

Donde:

- PBM_T potencial bioquímico de CH_4 teórico de los RA $[\frac{L\ CH_4}{kg\ sv}]$
- M_i es la masa del elemento i de los RA $[\frac{kg}{d}]$
- ST son el contenido de sólidos totales [% m/m]
- SV son el contenido de sólidos volátiles en los ST [% m/m]
- PBM_i es el potencial bioquímico de CH_4 experimental del elemento de los RA $[\frac{L\ CH_4}{kg\ SV}]$
- SV_{RA} sólidos volátiles de los RA en su totalidad [kg]

Dicho lo anterior, las limitaciones de la ecuación aditiva radican en qué; primero, omite efectos de inhibición o sinergia entre los compuestos de los RA. Segundo, implementa resultados de ensayos de PBM que no fueron sometidos a condiciones que coincidan con las reales. Tercero, tal como se ha mencionado, la composición física y química de los RA tiene una alta variabilidad temporal, lo cual implica que, para obtener resultados representativos, debe haber un monitoreo periódico de la composición de los RA. Este modelo no es viable para localidades donde no se practica la separación en la fuente, pues no se cuantifican los RA y mucho menos se identifican los elementos que lo conforman.

Método de densidad del biogás

El "Gas Density-Biochemical Methane Potential Method" o "GD-BMP" es propuesto y validado por Justesen et al. (2019), los cuales declaran que mediante la medición de dos variables; las pérdidas de masa y volumen de biogás ventilado en cada evento de medición, es posible estimar la producción de CH_4. En el estudio, los autores relacionan la composición del biogás con la densidad de este y lo simplifican formulando la Ecuación 16.

$$X_{CH_4} = \frac{M_{CO_2} - M_B}{M_{CO_2} - M_{CH_4}}$$ Ecuación 16.

Donde:

- X_{CH_4} es la fracción molar del CH_4 $[\frac{mol\ CH_4}{mol\ biogas}]$
- M_{CO_2} es la masa molar del CO_2 $[\frac{g\ CO_2}{mol}]$
- M_{CH_4} es la masa molar del CH_4 $[\frac{g\ CH_4}{mol}]$
- M_B es la masa molar del biogás $[\frac{g\ biogas}{mol}]$

La configuración experimental que se usa se asimila a la de los métodos volumétricos convencionales, sin embargo, dado que no requiere de mecanismos de remoción de CO_2 o de análisis de gases, es una alternativa más asequible en comparación con los ensayos volumétricos. Usando una escala electrónica con sensibilidad de al menos 0.01g, el GD-BMP provee resultados con niveles de precisión y certidumbre similares a los métodos convencionales.

7.1.5.3. De modelación

Modelos matemáticos

Los modelos matemáticos usan ecuaciones algebraicas y diferenciales para describir el proceso de DA y así estimar la producción de CH_4. El modelo de digestión anaerobia ADM-1 de la asociación internacional de agua, IWA, por sus siglas en inglés, es comúnmente usado para la optimización del proceso de DA a escala industrial (Fezzani & Cheikh et al., 2008). Este, describe la DA al descomponerlo en 22 etapas de tipo bioquímicas y fisicoquímicas que son explicadas mediante 36 ecuaciones diferenciales parciales, 72 ecuaciones diferenciales ordinarias y 33 ecuaciones algebraicas

(IWA, 2002; Rivera- Salvador et al., 2010). Algunos de los procesos que incluye son; la desintegración extracelular, la hidrolisis (asumiendo cinética de primer orden), acidogénesis, acetogenesis, metanogénesis y la muerte celular, usando la ecuación de Monad (IWA, 2002). Además, incluye la inhibición por el hidrogeno, amoniaco y pH y la competencia entre el butirato y valerato, al igual que la transferencia de materia entre la dase liquida, sólida y gaseosa (Sossa & Álvarez, 2016). Debido a la complejidad del modelo, se requiere insertar al modelo más de 26 parámetros para aplicar y optimizar el proceso de DA en una planta a escala industrial (Batstone et al., 2002). La desventaja principal del ADM1 es que, no considera el proceso de reducción del sulfato (una ruta metabólica que compite con la metanogénesis) y, por tanto, no considera la formación de H_2S el cual inhibe la metanogénesis (Rivera-Salvador et al., 2010).

Modelos de aprendizaje automáticos (MAA)

Los modelos de aprendizaje automáticos (MAA) utilizan algoritmos que usan las relaciones entre un conjunto de datos de entrada y salida para establecer un modelo (Lim et al., 2023). Los MAA requieren de ciclos de adaptación, validación y testeo de los datos para determinar la veracidad del modelo que propone (Cruz et al., 2022). Distintas herramientas de MAA como la red neuronal artificial (RNA), el sistema de interferencia neuro difusa adaptativa (SINDA), el bosque aleatorio (BA), el k vecinos más cercanos (KVMC) y la máquina de vectores de soporte (MVS) han sido empleados para predecir la producción de CH_4 en la DA de distintos residuos al establecer relaciones no lineales con parámetros del sustrato, operativos o del inóculo (Cheon et al., 2022; Singh et al., 2023). La Figura 9 esquematiza los componentes y el proceso de los MAA aplicados a la DAA.

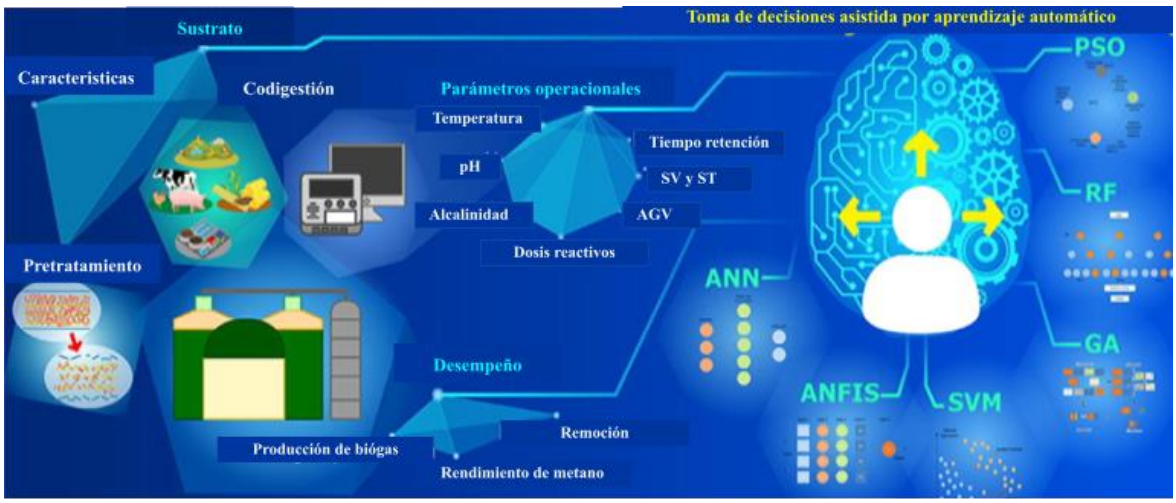


Figura 9. Esquema de los MAA aplicados a la DA
Fuente: Cruz et al. (2022)

Para ejemplificar la aplicación de los MAA en la DA, Singh et al. (2023) usaron dos herramientas de MAA (RNA y BA) para predecir la producción de CH_4 de mezclas de RA procesados y no procesados a diferentes proporciones y temperaturas. Los autores encontraron que usando las herramientas hubo un error del 3% y 12% entre los resultados predichos y experimentales respectivamente. Wang et al. (2023) encontraron que la mejor herramienta de MAA para predecir el PBM de CLG es el KVMC pues presentan un error promedio menor al 10.05%. Aunque los MAA son un acercamiento relativamente nuevo en la DA, pueden ser implementados para monitorear el proceso de DA a gran escala y hasta existe el potencial de usar las herramientas de MAA para auxiliar en la toma de decisiones (Cinar et al., 2022; Cruz et al., 2022). No obstante, aún se presentan retos para la aplicación de MAA en la DA, específicamente asociados a la necesidad de suficientes datos de calidad para el desarrollo de modelos exitosos (Baek et al., 2023).

7.1.5.4. Síntesis de los métodos

La gran diversidad en los métodos no solo obstaculiza la comparación de datos de investigaciones que usen el mismo sustrato, sino que también limita la comparación de diferentes sustratos lo cual no permite una jerarquización de la aptitud de estos para la recuperación energética vía DA. Esto retarda el desarrollo de la tecnología y pone en riesgo su valor de mercado.

El resumen de los métodos experimentales se presenta en la Tabla 22. En general, a pesar de ser más costosos que los métodos teóricos, presentan un menor nivel de error.

Tabla 22. Comparación entre métodos experimentales

	Manométrico	**Volumétrico**	**Gravimétrico**	**Automatizados**
Aplicación	Medición indirecta o directa de CH_4 (implementando perlas de NaOH)	Medición indirecta o directa de CH_4 (implementando solución barredora de CO_2)	Medición indirecta de CH_4	Medición directa de CH_4
Ventajas	Configuración sencilla	Configuración sencilla y flexible	Mediciones sencillas Ahorro de tiempo	Sencillo de usar Ahorro de tiempo y personal Bajo error humano
Limitaciones	Alto error humano Puede requerir reactivos Inversión de tiempo	Alto error humano Puede requerir reactivos Inversión de tiempo	Medio error humano Requiere CG	Más costoso de todos

En general, los métodos teóricos presentan un nivel de error altamente variable en comparación con los experimentales porque además de no considerar la biodegradabilidad real de los RA, no consideran todas las variables que se mencionaron en la sección 7.1.4 del documento. La Tabla 23 sintetiza las ventajas, desventajas y limitaciones de los métodos teóricos presentados.

Tabla 23. Comparación entre métodos teóricos

Según composición elemental			**Según fracción bioquímica**		**Según remoción DQO**	**Ecuación Aditiva**
Buswell & Hatsfield (1936)	Ecuación 8. Richards et al. (1952)	Ecuación 9 Buswell & Mueller (1991)	Ecuación 11 Triolo et al. (2011)	Ecuación 12 Edwiges et al. (2018)	Ecuación 13	Ecuación 15 Holliger et al. (2017)
Ecuación se basó en DA de:						
Materia orgánica	Materia orgánica	Materia orgánica	CLG y estiércol	Residuos de vegetales y frutas crudas	Materia orgánica en solución liquida	Materia orgánica
La ecuación se basa en:						
Ecuación estequiométrica	Ecuación estequiométrica	Ecuación estequiométrica	Modelo de regresión linear	Modelo de regresión múltiple	Relación empírica	Relación empírica
Requiere de los parámetros (del sustrato):						
% de C, H y O	% de C, H, O y N	% de C, H, O, N y S	Contenido de LG y CL	Contenido de P, LP, CL, LG	DQO	Composición física fina del sustrato PBM experimental de literatura de cada elemento en el sustrato
Los parámetros se obtienen con:						
Ensayo CG	Ensayo CG	Ensayo CG	Métodos analíticos	Métodos analíticos	Ensayo DQO	Varios ensayos
Las limitaciones del método son:						
-No implementar en sustratos con contenido significativo de N y S -No considera BD o inhibición -No considera energía de cambio de fase o el calor latente de vaporización	-No implementar en sustratos con contenido significativo de S -No considera BD o inhibición -No considera energía de cambio de fase o el calor latente de vaporización	-No considera BD o inhibición -No considera energía de cambio de fase o el calor latente de vaporización	-Considera BD o inhibición de DA de CLG variada y estiércol, no RA específicamente - Considera energía de cambio de fase o el calor latente de vaporización en la DA de CLG variada y estiércol, no RA específicamente	-No considera BD o inhibición por RA con alta presencia de lípidos y sales	-Ensayo DQO estandarizado típicamente hace referencia a muestras liquidas -No considera BD o inhibición -No considera energía de cambio de fase o el calor latente de vaporización	-Requiere de una caracterización precisa y extensa del sustrato, el cual puede variar en el tiempo. -Debe existir evidencia en la literatura con sustratos similares.
Recomendaciones para disminuir diferencias entre métodos:						
-Incluir factor de BD basado en literatura de DA de RA y CLG específicamente - Realizar ensayos con muestras homogeneizadas -Identificar curvas que relacionen los valores teóricos y experimentales del PBM para diferentes sustratos para así proponer factores de corrección por cada ensayo						

Los métodos de modelación por su parte permiten predecir el PBM con base en datos experimentales. Los modelos pueden servir para predecir resultados, identificar necesidades de optimización y para la toma de decisiones en plantas de DA de pequeña y gran escala, no obstante, el nivel de precisión de sus resultados dependerá de la calidad de los datos entrantes y de la formulación del modelo. La representatividad del modelo será más acertada a medida que se entienda mejor el rol de las diferentes variables en el proceso de la DA.

7.2. Determinación del PBM teórico

Se recopilaron 19 documentos de caracterización de la bitácora construida para el análisis bibliométrico (Tabla 24) que contaban con los resultados del PBM experimental (PBM_e) para 141 muestras de RA. Estas sirvieron como base para la determinación del PBM teórico (PBM_t).

Tabla 24. Documentos de caracterización de RA de revisión bibliométrica

	Título	Tipo	Año	Muestras
1	Biochemical Methane Potential (BMP) Of Agro-Food Wastes From The Cider Region (Spain)	Artículo En Revista Científica	2012	10
2	Biochemical Methane Potential(BMP) Of Foodwaste And Primary Sludge: Influence Of Inoculum Pre-Incubation And Inoculum Source	Artículo En Revista Científica	2012	6
3	Comparison Of Single-Stage And Temperature-Phased Two-Stage Anaerobic Digestion Of Oily Food Waste	Artículo En Revista Científica	2015	3
4	Dry Semi-Continuous Anaerobic Digestion Of Food Waste In The Mesophilic And Thermophilic Modes: New Aspects Of Sustainable Management And Energy Recovery In South Korea	Artículo En Revista Científica	2017	2
5	Evaluación De La Digestión Y Co-Digestión Anaerobia De Residuos De Comida Y De Poda En Bioreactores A Escala Laboratorio	Artículo En Revista Científica	2017	3
6	Changes In Composition, Cellulose Degradability And Biochemical Methane Potential Of Miscanthus Species During The Growing Season	Artículo En Revista Científica	2017	16
7	Enhancing Anaerobic Digestion Of Food Waste Through Biochemical Methane Potential Assays At Different Substrate:Inoculum Ratios	Artículo En Revista Científica	2017	3
8	The Effect Of Temperature, Storage Time And Collection Method On Biomethane Potential Of Source Separated Household Food Waste	Artículo En Revista Científica	2018	16
9	Influence Of Chemical Composition On BMP Of Fruit And Vegetable Waste	Artículo En Revista Científica	2018	12
10	Overcoming Yard Waste Recalcitrance Through Four Different Liquid Hot Water Pretreatment Techniques – Structural Evolution, Biogas Production And Energy Balance	Artículo En Revista Científica	2019	2
11	Evaluation Of The Methane Potential Of Different Agricultural And Food Processing Substrates For Improved Biogas Production In Rural Areas	Artículo En Revista Científica	2019	10
12	Co-Digestión Anaerobia De Los Residuos De Alimentos Crudos Generados En Cafeterías De Instituciones Universitarias	Trabajo De Grado	2020	7
13	Producción De Biogás A Partir De Co-Digestión Anaerobia De La Mezcla De Residuos Agroindustriales Y Lirio Acuático	Trabajo De Grado	2020	3
14	Stable Biogas Production From Single-Stage Anaerobic Digestion Of Food Waste	Artículo En Revista Científica	2020	6
15	Effect Of Pasteurisation On Methane Yield From Food Waste And Other Substrates In Anaerobic Digestion	Artículo En Revista Científica	2020	4
16	Effects Of Lipase Addition, Hydrothermal Processing, Their Combination, And Co-Digestion With Crude Glycerol On Food Waste Anaerobic Digestion	Artículo En Revista Científica	2021	7
17	Anaerobic Co-Digestion Of Marine Macroalgae Waste And Fruit Waste: Effect Of Mixture Ratio On Biogas Production	Artículo En Revista Científica	2022	5
18	Anaerobic Co-Digestion Of Bioplastics And Food Waste Under Mesophilic And Thermophilic Conditions: Synergistic Effect And Biodegradation	Artículo En Revista Científica	2022	14
19	Bottom Ash From Smouldered Digestate And Coconut Coir As An Alkanity Supplement For AD Of Fruit Waste	Artículo En Revista Científica	2022	12
Total:				141

Se emplearon 3 Ecuaciones que representan los métodos según la composición elemental (Ecuaciones 7, 8 y 9), 2 Ecuaciones que representan los métodos según la composición orgánica de la fracción

bioquímica (Ecuaciones 11 y 12) y la Ecuación del método según la remoción de DQO (Ecuación 13) para determinar el PBM_t de cada muestra según la disponibilidad de información de cada documento. Las muestras empleadas son enumeradas en la Tabla 25 bajo la columna titulada "muestra", donde se incluye el número del documento del cual se obtuvo (basado en la numeración de la Tabla 24) seguido por el numero de la muestra dentro del documento en cuestión.

Los resultados de las Ecuaciones 7, 8 y 9 (Buswell & Hatsfield, Richards, Buswell & Mueller respectivamente) son denotados por las columnas A, B y C respectivamente en la Tabla 25 representan el método teórico según la composición atómica del sustrato. Por su parte, los resultados de las Ecuaciones 11 y 12 (Triolo y Edwiges) son denotados por las columnas D y E respectivamente, y representan el método según la fracción bioquímica del sustrato. Mientras que los resultados de la Ecuación 13 se denotan por la columna F y representan el método según el DQO del sustrato. La Tabla 25 presenta los resultados experimentales y teóricos del conjunto de muestras obtenidas de la literatura.

Tabla 25. Resultados PBM_t en $\frac{mL\ CH_4}{g\ SV}$ muestras revisión bibliométrica

Muestra	PBM exp n=141	A n=13	B n=13	C n=13	D n=14	E n=14	F n=3
1.01	261.00	527.76	526.85	519.54	NC	NC	NC
1.02	301.00	527.76	526.85	519.54	NC	NC	NC
1.03	318.00	527.76	526.85	519.54	NC	NC	NC
1.04	276.00	527.76	526.85	519.54	NC	NC	NC
1.05	331.00	527.76	526.85	519.54	NC	NC	NC
1.06	498.00	829.88	844.55	839.70	NC	NC	NC
1.07	503.00	829.88	844.55	839.70	NC	NC	NC
1.08	497.00	829.88	844.55	839.70	NC	NC	NC
1.09	473.00	829.88	844.55	839.70	NC	NC	NC
1.10	498.00	829.88	844.55	839.70	NC	NC	NC
2.01	440.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2.02	790.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2.03	660.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2.04	1400.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2.05	940.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2.06	1000.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
3.01	440.00	NC	NC	NC	NC	NC	830.66
3.02	450.00	NC	NC	NC	NC	NC	498.40
3.03	440.00	NC	NC	NC	NC	NC	433.39
4.01	430.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
4.02	470.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
5.01	340.00	527.82	525.49	523.83	NC	NC	NC
5.02	450.00	536.13	534.68	533.14	NC	NC	NC
5.03	600.00	532.98	531.21	529.62	NC	NC	NC
6.01	255.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.02	205.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.03	215.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.04	225.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.05	247.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.06	218.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.07	225.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC

6.08	185.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.09	268.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.10	207.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.11	210.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.12	170.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.13	254.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.14	219.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.15	220.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
6.16	226.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
7.01	*874.00*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
7.02	*639.00*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
7.03	*649.00*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.01	490.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.02	605.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.03	495.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.04	495.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.05	435.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.06	550.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.07	430.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.08	460.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.09	505.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.10	550.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.11	490.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.12	540.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.13	480.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.14	425.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.15	475.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
8.16	490.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
9.01	367.00	NC	NC	NC	337.25	364.69	NC
9.02	312.00	NC	NC	NC	337.18	327.21	NC
9.03	387.00	NC	NC	NC	343.70	410.43	NC
9.04	438.00	NC	NC	NC	359.70	423.90	NC
9.05	391.00	NC	NC	NC	247.44	409.07	NC
9.06	345.00	NC	NC	NC	224.04	308.15	NC
9.07	300.00	NC	NC	NC	293.88	325.17	NC
9.08	431.00	NC	NC	NC	339.74	442.37	NC
9.09	332.00	NC	NC	NC	337.67	323.39	NC
9.10	288.00	NC	NC	NC	324.58	306.44	NC
9.11	421.00	NC	NC	NC	375.70	383.17	NC
9.12	516.00	NC	NC	NC	299.22	509.20	NC
10.01	328.90	NC	NC	NC	NC	NC	NC
10.02	364.50	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.01	300.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.02	145.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.03	320.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.04	450.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC

11.05	460.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.06	420.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.07	60.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.08	200.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.09	225.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
11.10	350.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.01	43.05	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.02	54.09	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.03	71.16	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.04	8.01	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.05	263.49	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.06	212.17	NC	NC	NC	NC	NC	NC
12.07	272.36	NC	NC	NC	NC	NC	NC
13.01	296.13	NC	NC	NC	NC	NC	NC
13.02	10.00	NC	NC	NC	NC	316.16	NC
13.03	345.41	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14.01	550.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14.02	545.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14.03	450.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14.04	455.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14.05	380.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14.06	375.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
15.01	475.00	NC	NC	NC	401.19	584.27	NC
15.02	473.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
15.03	353.00	NC	NC	NC	410.76	393.49	NC
15.04	395.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.01	571.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.02	1312.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.03	1420.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.04	1773.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.05	1047.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.06	1272.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16.07	1091.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
17.01	6.84	NC	NC	NC	NC	NC	NC
17.02	212.90	NC	NC	NC	NC	NC	NC
17.03	4.55	NC	NC	NC	NC	NC	NC
17.04	1.75	NC	NC	NC	NC	NC	NC
17.05	0.42	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.01	*252.00*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.02	*11.60*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.03	*153.80*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.04	*178.90*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.05	*157.20*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.06	*246.20*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.07	*246.40*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.08	*281.90*	NC	NC	NC	NC	NC	NC

18.09	*25.60*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.10	*172.00*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.11	*228.30*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.12	*182.70*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.13	*268.70*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
18.14	*260.70*	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.01	40.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.02	298.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.03	266.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.04	237.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.05	250.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.06	40.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.07	233.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.08	124.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.09	212.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.10	192.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.11	187.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19.12	168.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC

*valores en cursiva se encuentran en mL CH_4/ g DQO
*NC: no calculado por falta de datos experimentales
*Los resultados de las Ecuaciones 7, 8, 9, 10, 11, 12 y 13 son denotados por las columnas A, B, C, D, E y F respectivamente
*la columna titulada "muestra", referencia el número del documento del cual se obtuvo (basado en la numeración de la Tabla 19) seguido por el numero de la muestra dentro del documento en cuestión.

7.3. Análisis comparativo

7.3.1. Comparación métodos teóricos

La Tabla 26 muestra los valores de PBM_t mínimos, máximo y promedios obtenidos usando los distintos métodos en las muestras de RA de la literatura (junto con su desviación estándar). También presenta los valores mínimos, máximo y promedios del PBM_e de las muestras (ver Anexo 2).

Tabla 26. PBM_t en $\frac{mL\ CH_4}{g\ SV}$ externos, promedio y desviación estándar

	Experimental	**Buswell & Hatsfield**	**Richards**	**Buswell & Mueller**	**Triolo**	**Edwiges**	**DQO**
PBM mínimo	0.42	527.76	525.49	519.54	224.04	306.44	433.39
PBM máximo	1773	829.88	844.45	839.70	375.70	509.20	830.66
PBM promedio	398.45	645.01	649.87	644.83	318.34	373.03	587.48
Desviación estándar	292.37	146.17	153.92	154.11	42.93	60.43	173.99

Para dimensionar la información presentada en la Tabla 26, se presenta la Figura 10. La Figura 10 ilustra los valores de PBM_t obtenidos para el conjunto de muestras provenientes de la literatura mediante boxplots en los que cada caja representa un método teórico. La línea horizontal superior de la caja especifica el valor máximo de PBM mientras que la línea horizontal inferior especifica el valor mínimo de PBM para ese método. La línea negra indica el valor de la media usando el método.

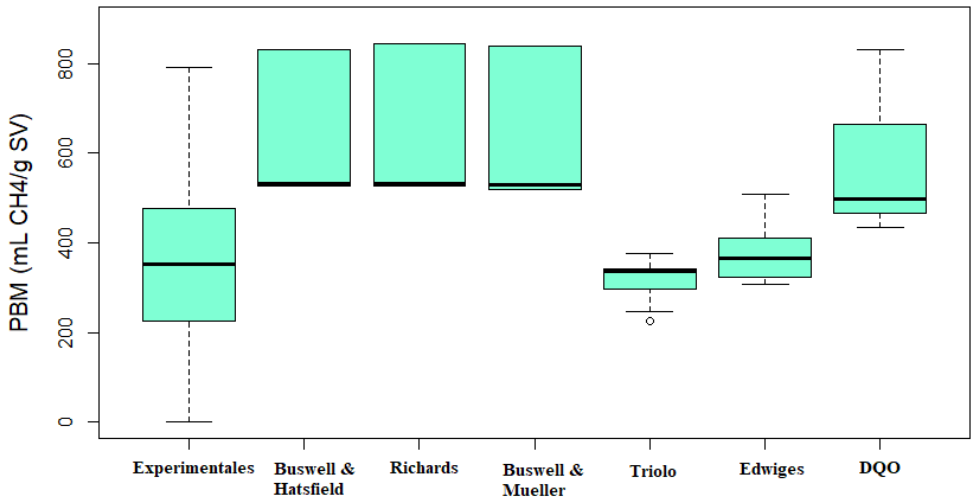


Figura 10. Comparación PBM_t usando diferentes métodos.

Inicialmente en la Figura 10 se destaca que, para cualquier método, hay una sobrestimación con respecto al PBM_e, lo cual valida la poca confiabilidad de los métodos teóricos que se señalaron en la sección 7.1.5 del documento. No obstante, esta sobrestimación que está asociada a la depreciación de la influencia de variables sobre el rendimiento de producción de CH_4 como la composición física y fisicoquímica del sustrato, las características fisicoquímicas del inóculo y las condiciones operacionales, puede ser disminuida al considerar factores de corrección (creadas para cada método según el sustrato en cuestión).

Se observó que el método que presenta la mayor variabilidad de resultados en la determinación del PBM_t de RA es el método según la remoción de DQO (desviación estándar de 173.99). Esto puede deberse a que está sujeto a los resultados del ensayo de determinación del DQO, el cual fue creado para analizar muestras mucho más homogéneas en comparación con los RA. Los métodos teóricos según la composición elemental (Buswell & Hatsfield, Richard y Buswell & Mueller) presentaron niveles de variabilidad similares entre ellos (146.17, 153.92 y 154.11 respectivamente) y menores en comparación con el método según la remoción de DQO, lo cual refleja una mayor confiabilidad para aplicarlas en la determinación del PBM_t para la DA-RA. No obstante, sigue siendo crucial implementar métodos experimentales que le brinden mayor claridad a los involucrados sobre la viabilidad técnica de un sustrato a ser usado para fines de recuperación energética vía DA.

La Tabla 27 presenta los resultados de las Ecuaciones 1 y 2 e indican la aplicabilidad de cada método teórico y el error promedio del PBM que se obtuvo usándolos con respecto al PBM_e.

Tabla 27. Error y aplicabilidad de cada método teórico

	Buswell & Hatsfield	**Richards**	**Buswell & Mueller**	**Triolo**	**Edwiges**	**DQO**
Aplicabilidad (%)	9.22	9.22	9.22	9.93	9.93	2.13
Error promedio (%)	63	64	63	17	7	39

La razón principal de la baja aplicabilidad (<10%) de los métodos teóricos se debe a la falta de información en los documentos respecto la caracterización de las muestras, el inóculo y las condiciones experimentales. Por ejemplo, el 40% de las muestras totales no reportaron ninguna característica fisicoquímica del inóculo que se usó. Esto denota la importancia de unificar la manera en la que se reportan los resultados de los ensayo del PBM, pues aumentaría la probabilidad de poder aplicar los distintos métodos teóricos, que, a pesar de tener altos niveles de error promedio, dan indicios iniciales de la viabilidad técnica de cualquier sustrato orgánico de incorporarse a procesos de DA con finalidades de aprovechamiento energético. Al mismo tiempo, dado que la biodegradabilidad reportada en la literatura de cualquier sustrato depende del PBM_t, que a su vez depende del método teórico usado, se vuelve esencial reportar tanto los resultados del PBM_t como el método bajo el cual se obtuvieron dichos resultados.

El método que originó resultados de PBM_t con los menores valores de error promedio (con respecto al PBM_e) fue el método según la composición bioquímica de la fracción orgánica. Esto cobra sentido cuando se considera que ambas ecuaciones (Triolo y Edwiges) se basaron en modelos de regresión que usaron sustratos similares a los RA. Mientras que la Ecuación de Triolo fue planteada para CLG, dentro de los cuales se incluyen los RA, la Ecuación de Edwiges fue planteada para residuos de frutas y vegetales sin procesar de un mercado. Por lo anterior, se establece que el método de Edwiges, seguido por la Ecuación de Triolo son altamente aplicables para la determinación del PBM_t de RA sometidos a la DA.

El método según la remoción de DQO, como se mencionó anteriormente, presentó una alta variabilidad y un error promedio de 39%, lo cual hace que su aplicación en la DA-RA se limite. Aunque sería conveniente para casos donde el presupuesto es menor y el acceso a equipos de laboratorio elaborados es limitado (tal como es el caso de publicaciones de países en desarrollo, donde reportar el valor del DQO del sustrato y la cantidad de SV adicionados al ensayo es más viable que incurrir en una caracterización química detallada del sustrato), no se recomienda para el caso de sustratos complejos como los RA que se constituyen de compuestos de degradabilidad variada.

Por su parte, aunque los métodos teóricos según la composición elemental son los que más parámetros requiere para implementarse (entre los métodos teóricos seleccionados), y el que se asocia a mayores costos (por necesitar de un sistema de cromatografía de gases de alta precisión), para el caso de la determinación del PBM_t de RA, fue el método que presento los mayores niveles de error promedio (63, 64 y 63% de error asociados a la Ecuación de Buswell & Hatsfield, Richards y Buswell y Mueller respectivamente). Dado que típicamente en los RA, se presentan bajas concentraciones de N y S, la diferencia entre los resultados de PBM teórico usando las Ecuaciones son despreciables (en el caso de la DA-RA). No obstante, en el caso de usar sustratos que no cumplan con la anterior premisa, se asume que la diferencia del error para las diferentes ecuaciones (Buswell & Hatsfield, Richards y Buswell y Mueller) será mayor.

Concluyendo esta sección, se puede decir que cada método teórico usado para la determinación del PBM será aplicado en diferentes ensayos según la disponibilidad de equipos de laboratorio y de tiempo, sin embargo, se observó que en el caso de la DA-RA e incluso de la DA de CLG, las ecuaciones de Triolo y Edwiges son técnicamente altamente viable por qué presentan la menor variabilidad y error promedio.

Dicho esto, a cada ecuación se le asocia un nivel de sesgo diferente pues cada uno considera u omite diferentes aspectos de la DA, por esto, incluir un factor de error asociado al método teórico a implementar basado en curvas que relacionen el sustrato a usar, el método a usar y el nivel de error obtenido puede ser beneficioso al disminuir la brecha entre los resultados teóricos y los resultados experimentales de PBM, que, a su vez, promueve el uso de la DA.

7.3.2. Comparación condiciones del ensayo

Los niveles de variabilidad que se obtuvieron tanto en el PBM t como en los valores del PBM e son un reflejo de la alta variabilidad del ensayo a lo largo de la literatura. Empezando por los sustratos, los sustratos usados en las muestras se componen principalmente por RA, sin embargo, algunas muestras también incorporan cosustratos como compuestos lignocelulósicos, glicerol y bioplásticos.

Esta variabilidad de cosustratos responde al contexto en donde se lleva a cabo el ensayo y debe ser descrito para entender su rol en el campo de la DA-RA. Por ejemplo, el uso de glicerol como cosustrato, puede aportar no solo al campo del aprovechamiento de los RA para la generación de biogás, sino que también a la resolución de problemáticas asociadas a la gestión de residuos de la industria del biodiesel, pues es el subproducto principal en el proceso de generación de biodiesel a partir de la transesterificación de aceites y grasas que, hasta el momento, por su alto nivel de impureza representa un reto de sostenibilidad para la industria de los biocombustibles (Li & Shimizu, 2021). La industria del biodiesel y la de los biocombustibles en general, ha sido considerada una pieza esencial para la transición energética en el sector de transporte terrestre en países en desarrollo (donde se destacan los casos de Brasil, Malasia y Argentina) donde la electrificación no es una alternativa viable aún. Incluso, ha sido clave para la transición hacia energías renovables en el transporte aéreo y marítimo, combustibles de aeronáuticas sostenible o SAF por sus siglas en inglés (Das & Gundimeda, 2022; Grimme, 2023).

Ahora bien, en cuanto a las condiciones del inóculo de las muestras. El origen y la naturaleza de los inóculos usados para cada muestra varia significativamente a lo largo del conjunto, aunque puede destacarse el uso de lodos granulares de PTAR operando bajo condiciones mesofílicas. Dicho esto, los parámetros usados para caracterizar física y fisicoquímicamente el sustrato y el inóculo y las unidades en las que se reportan dependen del nivel de detalle y preferencia de los autores, pues no existe un formato unificado de presentar los resultados de un ensayo PBM, lo que afecta el proceso de comparar resultados entre muestras y a su vez, en el caso de que haya poco nivel de detalle, dificulta la determinación del PBM_t el cual sirve para determinar la biodegradabilidad real de un sustrato.

Por ejemplo, en el caso de presentar muestras donde el inóculo o el sustrato se compone de una mezcla de otras mezclas bajo el marco del mismo documento, en la mayoría de los documentos, únicamente se reportaba la caracterización del sustrato o inóculo de la muestra pura, lo cual no permite identificar el efecto que tal adecuación generó sobre ella en términos químicos. De hecho, como se mencionó anteriormente, el 39.01% de las muestras totales no reportaron ninguna característica fisicoquímica del inóculo. Esto restringe la evaluación de la aptitud del origen de un inóculo sobre la DA de un mismo sustrato y tampoco permite suponer la influencia de algún parámetro físico o fisicoquímico sobre la producción de metano vía la DA de un mismo sustrato. Por esto y por el rol del inóculo, su caracterización detallada es crítica para el desarrollo del campo de la DA. Con lo anterior, se consolida que un gran obstáculo para una adecuada comparación de resultados de PBM es la falta de estandarización del método. Esto no solo representa un problema para la DA-RA, sino que también retrasa el desarrollo en el campo de la DA en general.

8. REFLEXIONES Y CONCLUSIONES

8.1. Análisis bibliométrico

8.1.1. Tendencias de investigación

El campo de investigación que engloba la digestión anaerobia de sustratos orgánicos como los residuos de alimentos para la recuperación de CH_4, responde a la necesidad de diversificar la matriz energética global para reducir la dependencia de fuentes no renovables de energía, lo que simultáneamente permite aportar a la reducción de la emisiones de GEI, asociadas a la inadecuada disposición de residuos de alimento y es respaldada por lineamientos políticas públicas tales como el Protocolo de Kioto de 1997, el Acuerdo de Paris de 2015 y la Agenda de Desarrollo Sostenible de 2015.

En el 2020, la coyuntura de salud pública COVID-19 impuso un reto inmediato para la productividad del campo, aunque también representó una oportunidad al exponer la volatilidad del mercado del gas natural y el petróleo. Por esto, posterior al 2020, se observó una recuperación gradual en la productividad de autores provenientes de los países como China, EE.UU, Francia, Reino Unido, Dinamarca e Italia, especialmente los europeos; este comportamiento se asoció a la instauración del programa horizonte Europa el cual busca acelerar la penetración de tecnologías bajas en carbono como la digestión anaerobia, a la canasta energética europea. Mientras tanto, a nivel regional la productividad declino, con excepción de Colombia, donde se promulgaron el Plan Nacional de Desarrollo 2022-2026 y el Plan Energético Nacional 2020-2050 los cuales sirvieron de impulsores para la transición energética postpandemia. Con lo anterior se evidencia la relación positiva entre la creación de un marco legal que presente objetivos alineados con la transición energética y la investigación en el campo.

Por otro lado, se observó una gran brecha entre la productividad entre los autores internacionales, latinoamericanos y colombianos que se asoció a aspectos como la barrera lingüística (bajo dominio del inglés) que impide o retara la productividad de los autores, la barrera política y la barrera de intercomunicación, las cuales son esencial sobrepasar para fortalecer vínculos en la comunidad científica, los cuales brindan mayor seguridad ante coyunturas de salud pública, políticas y financieras.

Con la ayuda de los mapas científicos de coocurrencia, se reveló un interés creciente hacia la dimensión biológica de la digestión anaerobia de los residuos de alimentos, pronosticando una mayor profundización en las etapas del proceso y las relaciones entre comunidades microbianas involucradas en cada una de ellas. También se observó el uso extensivo del término “biorefinery” a partir del 2020, que se enlazan con el aprovechamiento de residuos industriales, reflejando el rol concebible que podría cumplir la tecnología de digestión anaerobia de residuos de alimentos dentro del modelo económico de la biorrefinería, la economía circular y como una estrategia hacia el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo 2, 7, 11 y 12. Es decir, para mantener la relevancia de la tecnología y promover su desarrollo, deberá verse en conjunto con otro tipo de sustratos orgánicos industriales y no solo como una tecnología aislada que evite la disposición de residuos de alimentos.

8.1.2. Variables que influencian la digestión anaerobia de residuos de alimentos

Las variables fueron categorizadas en tres grupos: (1) características del sustrato, (2) características del inóculo y (3) parámetros operacionales. El inóculo es el que le suministra al sistema los microorganismos de los cuales depende su rendimiento. Se encontró que la presencia de macronutrientes, micronutrientes y elementos traza en el inóculo es crucial para que el consorcio microbiano pueda llevar a cabo sus actividades biológicas. Aunque el inóculo puede ser enriquecido mediante la adición de soluciones o mezclándolo con otro inóculo, seleccionar uno que provenga de plantas de digestión anaerobia de sustratos fácilmente biodegradables, tales como plantas de tratamiento de residuos orgánico o plantas de tratamiento de agua residual, es una buena recomendación para asegurar su enriquecimiento. Esto favorece la conformación de lodos de mejor calidad, como los

granulares, que garantizan, además, mayores condiciones y valores de actividad metanogénica especifica.

En cuanto al sustrato, es indispensable considerar un modelo de gestión de los residuos sólidos municipales donde se incorpore la separación en la fuente y la recolección selectiva, condiciones que garantizan un mejor y mayor aprovechamiento de la fracción orgánica de estos residuos y, por tanto, mayor producción de CH_4. Otro aspecto de gran importancia es el tiempo almacenamiento del sustrato; en general, tiempos prolongados pueden generar una pérdida en sus niveles de humedad y producción de sustancias húmicas; para los residuos de alimentos y los compuestos lignocelulósica se recomiendan tiempos de almacenamiento de máximo 7 días, mantener el almacenamiento dentro de este rango favorece el proceso de hidrólisis y reduce el tiempo de esta etapa inicial; sin embargo, según la revisión hecha, se debe profundizar más con respecto a la influencia del tiempo de almacenamiento sobre las características del sustrato y la producción de CH_4.

Unas características importantes que influencian en la digestión anaerobia de este tipo de sustratos (residuos de alimentos) son el nivel de polimerización de la celulosa y la cristalinidad; el primero dependerá del número de unidades de glucosa que contiene la celulosa y presenta una relación inversamente proporcional a la K_h; por esto, disminuir el nivel es estratégico para optimizar la DA. Similarmente, el segundo también presenta una relación inversamente proporcional a la actividad enzimática hidrolítica; así, reducir el nivel de cristalinidad de la celulosa de un sustrato implica convertirlo en un compuesto más poroso e hidrofílico, volviéndose menos recalcitrante al metabolismo microbiano.

Para favorecer este aspecto, es común la aplicación de métodos de pretratamiento del sustrato como la molienda, que aumenta la superficie accesible de celulosa en los residuos de alimentos, lo que resulta en una mayor producción de CH_4 y el tratamiento biológico enzimático el cual disminuye el nivel de polimerización de la celulosa y aumenta su accesibilidad.

Respecto a la relación sustrato/inóculo óptima (RSI o S/I), ésta varía acorde con el tamaño de partícula (TDP) del sustrato, y en general al disminuirlo, se presenta un aumento en la producción de CH_4 por el incremento en la superficie accesible de celulosa que permite elevar la tasa de utilización del sustrato. En general, se encontró que el TDP sugerido supera los 1mm y que para los residuos de alimento que presentan un TDP menor a 3 mm se recomienda RSI de 0.33 en términos de SV mientras que para aquellos TDP mayor a 3mm es recomendable considerar RSI de 0.50 en términos de SV. Aunque en general, mantener valores de RSI entre 1-2 en términos de SV ha demostrado ser óptimo bajo condiciones mesofílicas y termofílicas.

Con respecto a la codigestión, se debe buscar cosustratos que permitan adecuar la relación carbono/nitrógeno (C/N) (entre 20 - 35) o que brinden los nutrientes de los que carece el sustrato principal (Fe, Ni, Co, Se, Mo y W). Dado que el C/N de los residuos de alimentos tiende a ser bajo (<15), es común el uso de cosustratos como compuestos lignocelulósicos en forma de residuos agrícolas porque le brindan al sistema valores de C/N mayores. También es común el uso de estiércol de ganado para suministrar nutrientes como el Mg, Al, Ca, Cr, Co, Ni, Fe y Mo y por su capacidad buffer. Dada la variabilidad de composición de este tipo de sustratos y de sus condiciones de degradación anaerobia, futuras investigaciones deberán centrarse en estudiar extensivamente los efectos estimulantes e inhibitorios de los diferentes compuestos individuales y de sus mezclas.

Con relación a las condiciones operacionales que influencian la digestión anaerobia de residuos de alimentos, una variable muy importante es la temperatura de operación del sistema de tratamiento; aunque las condiciones termofílicas aceleran la producción de CH_4, vuelve el sistema más vulnerable a la acidificación por la predominancia de bacterias ácido-lácticas homofermentativas.

El pH, la alcalinidad (total y bicarbonática) y la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), son variables operativas que deben observarse en conjunto, pues un aumento en los AGV por la rápida degradación de los residuos de alimentos ocasiona un mayor consumo de la alcalinidad y por tanto una disminución en el pH del sistema, y esta disminución promueve la reproducción de bacterias acidogénicas. Por la naturaleza acida de los residuos de alimentos (4.40 - 5.80 unidades), es necesario adicionar capacidad buffer al sistema mediante soluciones que permitan mantener el pH entre 6.8 - 7.2 para mantener el equilibrio entre la producción de a AGV por las bacterias acidogénicas y el consumo de estos por parte de las *arqueas* metanogénicas. Una alternativa presentada en la literatura para mitigar estos efectos negativos del desbalance entre las etapas microbianas es la separación del proceso en etapas o fases que operen bajo las condiciones de pH óptimas (fase 1: hidrólisis-acidogénesis; fase 2: acetogénesis - metanogénesis).

Con relación al volumen de reactores, para la digestión anaerobia de residuos de alimentos, se recomienda mantener el valor entre los 500-2000ml para asegurar el contacto entre el inóculo y el sustrato poco homogéneo, la literatura científica que relaciona el tamaño del reactor y el potencial bioquímico de metano (PBM) en la digestión anaerobia de residuos de alimentos es limitado, lo cual declara una necesidad de investigación.

8.1.3. Métodos de determinación de PBM

Se encontró que, en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, los métodos de determinación de PBM experimental usados son los (1) manométricos, (2) volumétricos, (3) gravimétricos, (4) de densidad, (5) automatizados y (6) de modelación. Los métodos manométricos y volumétricos son sencillos de operar y de armar y pueden medir el CH_4 indirecta o directamente (con la adición de perlas de NaOH o soluciones barredoras de CO_2). No obstante, requieren de un mayor tiempo de dedicación por el personal. Además, para evitar la fuga de gas que conlleva a una subestimación del PBM, es esencial asegurar el uso de materiales impermeables sin fricción.

En cuanto a los métodos gravimétricos y de densidad, estos no son ampliamente usados en la literatura porque requieren de un sistema de cromatografía de gases para determinar el PBM lo cual se traduce a una mayor inversión económica. Poco se reporta acerca de las desventajas que se deben de considerar en la digestión anaerobia de residuos de alimentos. Los métodos automatizados (Oxitop, AMPTS I y II, etc.) son ampliamente usados en la literatura que aborda la digestión anaerobia de residuos de alimentos porque reducen el tiempo de dedicación del personal y reducen los sesgos humanos resultando en una mayor precisión. No obstante, por requerir de una mayor inversión, tienden a ser empleados en laboratorio en países desarrollados. Por último, los métodos de modelación han sido usados para monitorear el proceso a gran escala por requerir de un gran número de datos de calidad para adquirir un entendimiento extensivo del proceso.

Los métodos de determinación de PBM teóricos usados en la digestión anaerobia de residuos de alimentos son los métodos (7) según la composición elemental, (8) según la composición bioquímica de la fracción orgánica, (9) según la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) y (10) según la ecuación aditiva. Aunque son más económicos que los experimentales, el error de los resultados obtenidos usando estos métodos son mucho mayores porque consideran una biodegradabilidad total del sustrato y no tienen en cuenta la inhibición que se puede causar por unas características del sustrato, inóculo u operacionales inadecuadas. Además, muchos fueron creados basándose en sustratos líquidos y homogéneos.

La gran diversidad en los métodos no solo obstaculiza la comparación de datos de investigaciones que usen el mismo sustrato, sino que también limita la comparación de diferentes sustratos lo cual no permite una jerarquización de la aptitud de estos para la recuperación energética vía DA. Esto retarda el desarrollo de la tecnología y pone en riesgo su valor de mercado.

8.2. Determinación del PBM teórico

Se construyo una lista comprendida por 141 muestras provenientes de 19 documentos de caracterización de residuos de alimentos extraídos de la bitácora final de la revisión bibliométrica. Al conjunto de muestras se le determino el PBM teórico usando las Ecuaciones 7, 8, 9, 11, 12 y 13 del documento. Es decir, se emplearon las ecuaciones de Buswell & Hatsfield, Richards, Buswell & Mueller, Triolo, Edwiges y Buffiere. Aunque el PBM experimental del conjunto de muestras presentó un mínimo, máximo y promedio de 0.42, 1773 y 398.54 $\frac{mL\ CH_4}{g\ SV}$ respectivamente (con una desviación estándar de 293.37), el valor del PBM teórico promedio para las ecuaciones de Buswell & Hatsfield, Richards, Buswell & Mueller, Triolo, Edwiges y Buffier fue de 645.01, 649.87, 644.83, 318.34, 373.03, 587.45 $\frac{mL\ CH_4}{g\ SV}$ respectivamente.

8.3. Análisis comparativo

La razón principal de la baja aplicabilidad (<10%) de los métodos teóricos se debe a la falta de información en los documentos respecto la caracterización de las muestras, el inóculo y las condiciones experimentales. Esto denota la importancia de unificar la manera en la que se reportan los resultados de los ensayo del PBM, pues aumentaría la probabilidad de poder aplicar los distintos métodos teóricos, que, a pesar de tener altos niveles de error promedio, dan indicios iniciales de la viabilidad técnica de cualquier sustrato orgánico de someterse a procesos de DA con finalidades de aprovechamiento energético. Al mismo tiempo, dado que la biodegradabilidad de cualquier sustrato reportada en la literatura depende del PBM teórico, que a su vez depende del método teórico usado, se vuelve esencial reportar tanto los resultados del PBM teórico como el método bajo el cual se obtuvieron dichos resultados.

El método que arrojo resultados de PBM teórico con los menores valores de error promedio (7 y 17%) fue el método según la composición bioquímica de la fracción orgánica. Esto cobra sentido cuando se considera que ambas ecuaciones (Triolo y Edwiges) se basaron en modelos de regresión que usaron sustratos similares a los residuos de alimentos. Mientras que la Ecuación de Triolo fue planteada para CLG, la Ecuación de Edwiges fue planteada para residuos de frutas y vegetales sin procesar de un mercado. Por lo anterior, se establece que el método de Edwiges, seguido por la Ecuación de Triolo son altamente aplicables para la determinación del PBM teórico de residuos de alimentos sometidos a la DA.

Por el lado contrario, el método que presenta la mayor variabilidad de resultados en la determinación del PBM teórico de residuos de alimentos vía DA es el método según la remoción de la DQO (desviación estándar de 173.99). Por esto, no se recomienda para el caso de sustratos complejos como los residuos de alimentos que se constituyen de compuestos de degradabilidad variada.

A cada ecuación se le asocia un nivel de sesgo diferente pues cada uno considera u omite diferentes aspectos de la DA, por esto, incluir un factor de error asociado al método teórico a implementar basado en curvas que relacionen el sustrato a usar, el método a usar y el nivel de error obtenido puede ser beneficioso al disminuir la brecha entre los resultados teóricos y los resultados experimentales de PBM, que, a su vez, promueve el uso de la DA.

Los niveles de variabilidad (desviación estándar) que se obtuvieron tanto en el PBM teórico como en los valores del PBM experimental son un reflejo de la alta variabilidad del ensayo a lo largo de la literatura. Con lo anterior, se consolida que un gran obstáculo para una adecuada comparación de resultados de PBM es la falta de estandarización del método. Esto no solo representa un problema para la DA-RA sino que también retrasa el desarrollo en el campo de la DA en general.

9. RECOMENDACIONES

Basado en las tendencias de investigación encontradas en la revisión bibliométrica, para que el campo presente una mayor visibilidad, se recomienda que las publicaciones se hagan en inglés y en niveles de coautoría mayores a 5 autores. Esta última recomendación, además de consolidar vínculos en la comunidad científica global, les brinda a los autores en general una mayor capacidad de amortiguamiento productiva bajo escenarios económicos y geopolíticos críticos.

Por el interés gradual revelado en el análisis bibliométrico hacia la dimensión biológica de la digestión anaerobia de residuos de alimentos, se predice que aquellas publicaciones que profundicen en las distintas etapas de la digestión anaerobia, la caracterización y clasificación de las comunidades microbianas que involucran serán importantes para el desarrollo del campo de investigación. Se recomienda que los enfoques se encaminen hacia estos tópicos, e incluso que abarquen la genómica de las comunidades microbianas identificadas.

En cuanto a la influencia de diferentes variables en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, se recomienda evaluar la influencia de distintas materiales de almacenamiento sobre las características del sustrato basado en residuos de alimentos y la producción de CH_4. Igualmente, se encontró un vacío de conocimiento con respecto a la relación entre el tamaño del reactor y el potencial bioquímico de metano en la digestión anaerobia de residuos de alimentos que debe de ser abarcado en futuras investigaciones.

Asimismo, con el fin de identificar y jerarquizar el potencial inhibitorio de diferentes compuestos como el limoneno, los nutrientes y metales en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, se sugiere que mediante un estudio toxicológico extensivo se determinen curvas de dosis efecto que permitan establecer bajo que valores de dosis se empiezan a observar una inhibición sobre la actividad metanogénica especifica o la producción de CH_4 y/o el cese absoluto de estos parámetros bajo condiciones determinadas.

Por último, se encontró que la adición de glicerol al sustrato puede llegar a representar una estrategia de mejoramiento de producción de CH_4 para los residuos de alimentos y simultáneamente una estrategia de gestión de residuos sólidos en la industria de producción del biodiesel. Esta ha sido considerada una pieza esencial para la transición energética en el sector de transporte terrestre en países en desarrollo donde la electrificación no es una alternativa viable aun e incluso en el transporte aéreo y marítimo, la formulación de estudios centrados en la codigestión de ambos sustratos podría acelerar el desarrollo de la digestión anaerobia de residuos de alimentos al posicionarla como una tecnología esencial en la industria de biocombustibles.

10. REFERENCIAS

Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2018). Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, *27*(4), 1275–1290. https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003

Achinas, S., & Euverink, G. J. W. (2016). Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. *Resource-Efficient Technologies*, *2*(3), 143–147. https://doi.org/10.1016/j.reffit.2016.08.001

Adewuyi, A. (2022). Underutilized Lignocellulosic Waste as Sources of Feedstock for Biofuel Production in Developing Countries. *Frontiers in Energy Research*, *10*, 741570. https://doi.org/10.3389/fenrg.2022.741570

Agencia Internacional de Energia. (2019). *Global Energy & CO2 Status Report 2019* [Report extract]. https://www.iea.org/reports/global-energy-co2-status-report-2019

Agyeman, F. O., & Tao, W. (2014). Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *Journal of Environmental Management*, *133*, 268–274. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.016

Ahmad Khorairi, A. N. S., Sofian-Seng, N.-S., Othaman, R., Abdul Rahman, H., Mohd Razali, N. S., Lim, S. J., & Wan Mustapha, W. A. (2023). A Review on Agro-industrial Waste as Cellulose and Nanocellulose Source and Their Potentials in Food Applications. *Food Reviews International*, *39*(2), 663–688. https://doi.org/10.1080/87559129.2021.1926478

Akindolire, M. A., Rama, H., & Roopnarain, A. (2022). Psychrophilic anaerobic digestion: A critical evaluation of microorganisms and enzymes to drive the process. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *161*, 112394. https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112394

Akuzawa, M., Hori, T., Haruta, S., Ueno, Y., Ishii, M., & Igarashi, Y. (2011). Distinctive Responses of Metabolically Active Microbiota to Acidification in a Thermophilic Anaerobic Digester. *Microbial Ecology*, *61*(3), 595–605. https://doi.org/10.1007/s00248-010-9788-1

Al Saedi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., & Janssen, R. (2008). *Biogas Handbook* (Teodorita Al Seadi). University of Southern Denmark.

Albornoz, M., & Barrere, R. (2021). La ciencia latinoamericana en la época del COVID-19. *Ciencia, tecnología y política*, *4*(7), 060. https://doi.org/10.24215/26183188e060

Ale, F., Castro-Muñoz, R., Barragán-Huerta, B. E., & Rodríguez-Nava, O. (2020). Effect of Barium Addition on Hydrolytic Enzymatic Activities in Food Waste Degradation under Anaerobic Conditions. *Processes*, *8*(11), 1371. https://doi.org/10.3390/pr8111371

Aleixandre-Benavent, R., Gonzáles Alcaide, G., Gonzales de Dios, J., & Alonso-Arroyo, A. (2011). Fuentes de información bibliográfica (I). Fundamentos para la realización de búsquedas bibliográficas. *Acta Pediátrica Española*, *69*(3), 131–136. https://www.actapediatrica.com/index.php/secciones/formacion-e-informacion-en-pediatria/34-fuentes-de-informaci%C3%B3n-bibliogr%C3%A1fica-i-fundamentos-para-la-realizaci%C3%B3n-de-b%C3%BAsquedas-bibliogr%C3%A1ficas#.Xn3Ao4hKjIU

Amanatidis, G. (2019). *European policies on climate and energy towards 2020, 2030 and 2050*. Policy Departmen for Economic, Scientific and Quality of Life Policies. https://www.bing.com/ck/a?!&&p=2021143cf5677308JmltdHM9MTY3ODkyNDgwMCZpZ3VpZD0xMzk3ZGQ2NC1kODAzLTZkNmItMGU3ZC1jZjBhZDkxOTZjMmEmaW5zaWQ9NTE4Ng&ptn=3&hsh=3&fclid=1397dd64-d803-6d6b-0e7d-cf0ad9196c2a&psq=European+policies+on+climate+and+energy+towards+2020%2c+2030+and+2050&u=a1aHR0cHM6Ly9vcC5ldXJvcGEuZXUvZW4vcHVibGljYXRpb24tZGV0YWlsLy0vcHVibGljYXRpb24vMTkzMjNlMzQtMzU4Yi0xMWU5LThkMDQtMDFhYTc1ZWQ3MWEx&ntb=1

Amodeo, C., Hafner, S. D., Teixeira Franco, R., Benbelkacem, H., Moretti, P., Bayard, R., & Buffière, P. (2020). How Different Are Manometric, Gravimetric, and Automated Volumetric BMP Results? *Water*, *12*(6), 1839. https://doi.org/10.3390/w12061839

Andhika, D., Kasim, A., Asben, A., & Yusniwati, Y. (2021). Delignification of Lignocellulosic Biomass. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, *12*, 462–469. https://doi.org/10.30574/wjarr.2021.12.2.0618

André, L., Pauss, A., & Ribeiro, T. (2017). A modified method for COD determination of solid waste, using a commercial COD kit and an adapted disposable weighing support. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, *40*(3), 473–478. https://doi.org/10.1007/s00449-016-1704-8

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, *59*(5), 927–934. https://doi.org/10.2166/wst.2009.040

Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D. J., Plugge, C. M., & Stams, A. J. M. (2011). Biomethanation and Its Potential. En *Methods in Enzymology* (Vol. 494, pp. 327–351). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0

Angelidaki, I., & Sanders, W. T. M. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science & Bio-Technology*, *3*(2), 117–129. https://doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3

Annamalai, N., Elayaraja, S., Oleskowicz-Popiel, P., Sivakumar, N., & Bahry, S. A. (2020). Volátile fatty acids production during anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. En *Recent Developments in Bioenergy Research* (pp. 237–251). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819597-0.00012-X

Anukam, A., Mohammadi, A., Naqvi, M., & Granström, K. (2019). A Review of the Chemistry of Anaerobic Digestion: Methods of Accelerating and Optimizing Process Efficiency. *Processes*, *7*(8), 504. https://doi.org/10.3390/pr7080504

Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & Lens, P. N. L. (2014a). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, *123*, 143–156. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035

Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & Lens, P. N. L. (2014b). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, *123*, 143–156. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035

Astals, S., Koch, K., Weinrich, S., Hafner, S. D., Tait, S., & Peces, M. (2020). Impact of Storage Conditions on the Methanogenic Activity of Anaerobic Digestion Inocula. *Water*, *12*(5), 1321. https://doi.org/10.3390/w12051321

Atasoy, M., Owusu-Agyeman, I., Plaza, E., & Cetecioglu, Z. (2018). Bio-based volátile fatty acid production and recovery from waste streams: Current status and future challenges. *Bioresource Technology*, *268*, 773–786. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.042

Awasthi, S. K., Sarsaiya, S., Awasthi, M. K., Liu, T., Zhao, J., Kumar, S., & Zhang, Z. (2020). Changes in global trends in food waste composting: Research challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, *299*, 122555. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122555

Babu, R., Prieto Veramendi, P. M., & Rene, E. R. (2021). Strategies for resource recovery from the organic fraction of municipal solid waste. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *3*, 100098. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100098

Badshah, M., Lam, D. M., Liu, J., & Mattiasson, B. (2012a). Use of an Automatic Methane Potential Test System for evaluating the biomethane potential of sugarcane bagasse after different treatments. *Bioresource Technology*, *114*, 262–269. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.022

Badshah, M., Lam, D. M., Liu, J., & Mattiasson, B. (2012b). Use of an Automatic Methane Potential Test System for evaluating the biomethane potential of sugarcane bagasse after different treatments. *Bioresource Technology*, *114*, 262–269. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.022

Baek, G., Lee, C., & Yoon, J. (2023). Machine learning approach for predicting anaerobic digestion performance and stability in direct interspecies electron transfer-stimulated environments. *Biochemical Engineering Journal*, *193*, 108840. https://doi.org/10.1016/j.bej.2023.108840

Banco Interamericano de Desarrollo. (2015). *Estudio tecnologías alternativas de disposición final o aprovechamiento de residuos sólidos. Propuesta de ajuste al Decreto 838 de 2005.*

Banks, C. J., Chesshire, M., & Stringfellow, A. (2008). A pilot-scale comparison of mesophilic and thermophilic digestion of source segregated domestic food waste. *Water Science and Technology*, *58*(7), 1475–1481. https://doi.org/10.2166/wst.2008.513

Banks, C. J., Zhang, Y., Jiang, Y., & Heaven, S. (2012). Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated ammonia concentrations. *Bioresource Technology*, *104*, 127–135. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.068

Banu J, R., Sugitha, S., Kavitha, S., Kannah R, Y., Merrylin, J., & Kumar, G. (2021). Lignocellulosic Biomass Pretreatment for Enhanced Bioenergy Recovery: Effect of Lignocelluloses Recalcitrance and Enhancement Strategies. *Frontiers in Energy Research*, *9*, 646057. https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.646057

Baquerizo Crespo, R. J., Pagés Díaz, J., & Pereda Reyes, I. (2016). El modelo de Buswell. Aplicación y comparación. Principales factores que influyen en su aplicación. *Virtual Pro*.

Barrere, R. (2016). *La investigación y el desarrollo en energías renovables en Iberoamérica: Situación actual y tendencias*. Ministerio de Ciencia, Tecnologia e Innovación. http://repositorio.colciencias.gov.co/handle/11146/276

Begum, S., Golluri, K., Anupoju, G. R., Ahuja, S., Gandu, B., Kuruti, K., Maddala, R. K., & Yerramsetti Venkata, S. (2016). Cooked and uncooked food waste: A viable feedstock for generation of value added products through biorefinery approach. *Chemical Engineering Research and Design*, *107*, 43–51. https://doi.org/10.1016/j.cherd.2015.10.032

Beltrão Valença, R., Santos, L. A. dos, Firmo, A. L. B., Silva, L. C. S. da, Lucena, T. V. de, Santos, A. F. de M. S., & Jucá, J. F. T. (2021). Influence of sodium bicarbonate (NaHCO3) on the methane generation potential of organic food waste. *Journal of Cleaner Production*, *317*, 128390. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128390

Bi, S., Hong, X., Yang, H., Yu, X., Fang, S., Bai, Y., Liu, J., Gao, Y., Yan, L., Wang, W., & Wang, Y. (2020). Effect of hydraulic retention time on anaerobic co-digestion of cattle manure and food waste. *Renewable Energy*, *150*, 213–220. https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.12.091

Bi, S., Qiao, W., Xiong, L., Ricci, M., Adani, F., & Dong, R. (2019). Effects of organic loading rate on anaerobic digestion of chicken manure under mesophilic and thermophilic conditions. *Renewable Energy*, *139*, 242–250. https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.083

Bidlack, J. E., & Buxton, D. R. (1992). Content and deposition rates of cellulose, hemicellulose, and lignin during regrowth of forage grasses and legumes. *Canadian Journal of Plant Science*, *72*(3), 809–818. https://doi.org/10.4141/cjps92-097

Birch, R. R., Biver, C., Campagna, R., Gledhill, W. E., Pagga, U., Steber, J., Reust, H., & Bontinck, W. J. (1989). Screening of chemicals for anaerobic biodegradability. *Chemosphere*, *19*(10), 1527–1550. https://doi.org/10.1016/0045-6535(89)90498-0

Blonskaja, V., & Vaalu, T. (2006). Investigation of different schemes for anaerobic treatment of food industry wastes in Estonia. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Chemistry*, *55*(1), 14. https://doi.org/10.3176/chem.2006.1.02

Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Lee, C. T., Klemeš, J. J., Ho, C. S., & Ho, W. S. (2018). The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. *Journal of Cleaner Production*, *172*, 1545–1558. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.199

Borowski, S., Boniecki, P., Kubacki, P., & Czyżowska, A. (2018). Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality. *Waste Management*, *74*, 158–167. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.010

Bragard, V. (2013). Introduction: Languages of Waste: Matter and Form in our Garb-age. *Interdisciplinary Studies in Literature and Environment*, *20*(3), 459–463. https://doi.org/10.1093/isle/ist059

Bres, P., Beiley, M. E., & Crespo, D. (2022). *Ensayo potencial bioquímico metanogénicoUna metodología clave para conocer la energía de las biomasas* (Ediciones INTA).

Brown, D., & Li, Y. (2013). Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. *Bioresource Technology*, *127*, 275–280. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.081

Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., & Delgenes, J.-P. (2006). Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Science and Technology*, *53*(8), 233–241. https://doi.org/10.2166/wst.2006.254

Buswell, A. M., & Hatfield, W. D. (1936). *Anaerobic Fermentation* (Bulletin Núm. 32; DIVISION OF THE STATE WATER SURVEY, p. 194). STATE OF ILLINOIS TMENT OF REGISTRATION AND EDUCATION. https://www.isws.illinois.edu/pubdoc/B/ISWSB-32.pdf

Buswell, A. M., & Mueller, H. F. (1952). Mechanism of Methane Fermentation. *Industrial & Engineering Chemistry*, *44*(3), 550–552. https://doi.org/10.1021/ie50507a033

Buzby, J. C., Farah-Wells, H., Hyman, J., Buzby, J. C., Farah-Wells, H., & Hyman, J. (2014). *The Estimated Amount, Value, and Calories of Postharvest Food Losses at the Retail and Consumer Levels in the United States*. https://doi.org/10.22004/AG.ECON.164262

Cabeza Diaz, M. (2020). *Residuos Sólidos: Visión de la gestión de los desechos sólidos ante el cambio climático* (Nota Tecnica IDB-TN-01989; Riesgo climático y definición de estrategias financieras para su mitigación en el sector agua y saneamiento en ALC Residuos Sólidos: Visión de la gestión de los desechos sólidos ante el cambio climático Miguel Cabeza Díaz Abril 2020). Banco Interameicano de Desarrollo. https://publications.iadb.org/publications/spanish/document/Riesgo-climatico-y-definicion-de-estrategias-financieras-para-su-mitigacion-en-el-sector-agua-y-saneamiento-en-ALC-Residuos-sólidos-Vision-de-la-gestion-de-los-desechos-sólidos-ante-el-cambio-climatico.pdf

Cabrera, M., & Saraiva Cruz, I. (2021). Principales problemáticas de las publicaciones científicas: Un análisis en perspectiva latinoamericana. *e-Ciencias de la Información*. https://doi.org/10.15517/eci.v12i1.46145

Caillet, H., Lebon, E., Akinlabi, E., Madyira, D., & Adelard, L. (2019). Influence of inoculum to substrate ratio on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests of sugarcane distillery waste water. *Procedia Manufacturing*, *35*, 259–264. https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.05.037

Calabrò, P. S., Folino, A., Maesano, M., Pangallo, D., & Zema, D. A. (2022). Exploring the Possibility to Shorten the Duration and Reduce the Number of Replicates in Biomethane Potential Tests (BMP). *Waste and Biomass Valorization*. https://doi.org/10.1007/s12649-022-01893-9

Campbell, N. A., & Reece, J. B. (2002). *Biology* (6th ed). Benjamin Cummings.

Camps, D. (s/f). Estudio bibliométrico general de colaboración y consumo de la información en artículos originales de la revista Universitas Médica, período 2002 a 2006*. *Universitas Médica*, *48*(4), 358–365. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=231018670002

Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, *54*, 3–12. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.016

Cleves, L. M., Parra Orobio, B. A., Torres Lozada, P., Vásquez Franco, C. H., & Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle Calle. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano—PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. *Revista ION*, *29*(1), 95–108. https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008

Caro Gutierrez, M. A., Rodríguez Ríos, A., Calero, C., Fernández-Medina, E., & Piattini, M. (2005). *Análisis y revisión de la literatura en el contexto de proyectos de fin de carrera: Una propuesta.* Revista Electrónica de La Sociedad Chilena de Ciencia de La Computación. https://users.dcc.uchile.cl/~mmarin/revista-sccc/sccc-web/Vol6/CCESC08.pdf

Casallas-Ojeda, M., Meneses-Bejarano, S., Urueña-Argote, R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2022). Techniques for Quantifying Methane Production Potential in the Anaerobic Digestion Process. *Waste and Biomass Valorization*, *13*(5), 2493–2510. https://doi.org/10.1007/s12649-021-01636-2

Casallas-Ojeda, M. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2021). Identification of Factors and Variables that Influence the Anaerobic Digestion of Municipal Biowaste and Food Waste. *Waste and Biomass Valorization*, *12*(6), 2889–2904. https://doi.org/10.1007/s12649-020-01150-x

Casallas-Ojeda, M. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020a). Evaluation of simultaneous incidence of head space and temperature on biochemical methane potential in food waste. *Cogent Engineering*, *7*(1), 1729514. https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1729514

Casallas-Ojeda, M. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020b). Evaluation of simultaneous incidence of head space and temperature on biochemical methane potential in food waste. *Cogent Engineering*, *7*(1), 1729514. https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1729514

Cazaudehore, G., Guyoneaud, R., Lallement, A., Gassie, C., & Monlau, F. (2022). Biochemical methane potential and active microbial communities during anaerobic digestion of biodegradable plastics at different inoculum-substrate ratios. *Journal of Environmental Management*, *324*, 116369. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116369

Cazier, E. A., Trably, E., Steyer, J. P., & Escudie, R. (2015). Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, *190*, 106–113. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.055

Chaturvedi, V., & Verma, P. (2013). An overview of key pretreatment processes employed for bioconversion of lignocellulosic biomass into biofuels and value added products. 3 Biotech, 3(5), 415–431. https://doi.org/10.1007/s13205-013-0167-8

Cheah, Y.-K., Vidal-Antich, C., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2019). Volátile fatty acid production from mesophilic acidogenic fermentation of organic fraction of municipal solid waste and food waste under acidic and alkaline pH. *Environmental Science and Pollution Research*, *26*(35), 35509–35522. https://doi.org/10.1007/s11356-019-05394-6

Chen, H., Wang, W., Xue, L., Chen, C., Liu, G., & Zhang, R. (2016). Effects of Ammonia on Anaerobic Digestion of Food Waste: Process Performance and Microbial Community. *Energy & Fuels*, *30*(7), 5749–5757. https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b00715

Cheon, A., Sung, J., Jun, H., Jang, H., Kim, M., & Park, J. (2022). Application of Various Machine Learning Models for Process Stability of Bio-Electrochemical Anaerobic Digestion. *Processes*, *10*(1), 158. https://doi.org/10.3390/pr10010158

Cinar, S. Ö., Cinar, S., & Kuchta, K. (2022). Machine Learning Algorithms for Temperature Management in the Anaerobic Digestion Process. *Fermentation*, *8*(2), 65. https://doi.org/10.3390/fermentation8020065

Conteratto, C., Artuzo, F. D., Benedetti Santos, O. I., & Talamini, E. (2021). Biorefinery: A comprehensive concept for the sociotechnical transition toward bioeconomy. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 151, 111527. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111527

Comisión Europea. (2021). *Horizon Europe, presupuesto: Horizonte Europa: El programa de investigación e innovación más ambicioso en toda la historia de la Unión Europea*. Oficina de Publicaciones de la Union Europea. https://data.europa.eu/doi/10.2777/962071

Resource Conservation and Recovery Act, Pub. L. No. 94–580 (1979).

Cronquist, K., & Fiszbein, A. (2017). *English Language Learning in Latin America*. The Dialogue. Leaderships for the Americas. https://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/09/English-Language-Learning-in-Latin-America-Final-1.pdf

Cruz, I., Chuenchart, W., Long, F., Surendra, K. C., Renata Santos Andrade, L., Bilal, M., Liu, H., Tavares Figueiredo, R., Khanal, S. K., & Fernando Romanholo Ferreira, L. (2022). Application of machine learning in anaerobic digestion: Perspectives and challenges. *Bioresource Technology*, *345*, 126433. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126433

Cyril, K. M., Rodrigue, K. A., Essi, K., Albert, T., & Agboue, A. (2018). Biochemical Methane Potential of Food Wastes from Akouedo Landfill, Côte d'Ivoire. *Green and Sustainable Chemistry*, *08*(03), 288–293. https://doi.org/10.4236/gsc.2018.83019

Dandikas, V., Heuwinkel, H., Lichti, F., Drewes, J. E., & Koch, K. (2014). Correlation between biogas yield and chemical composition of energy crops. *Bioresource Technology*, *174*, 316–320. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.019

Dar, S. A., Kleerebezem, R., Stams, A. J. M., Kuenen, J. G., & Muyzer, G. (2008). Competition and coexistence of sulfate-reducing bacteria, acetogens and methanogens in a lab-scale anaerobic bioreactor as affected by changing substrate to sulfate ratio. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *78*(6), 1045–1055. https://doi.org/10.1007/s00253-008-1391-8

Das, P., & Gundimeda, H. (2022). Is biofuel expansion in developing countries reasonable? A review of empirical evidence of food and land use impacts. Journal of Cleaner Production, 372, 133501. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133501

De Laurentiis, V., Corrado, S., & Sala, S. (2018). Quantifying household waste of fresh fruit and vegetables in the EU. *Waste Management*, *77*, 238–251. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.001

Dechrugsa, S., Kantachote, D., & Chaiprapat, S. (2013). Effects of inoculum to substrate ratio, substrate mix ratio and inoculum source on batch co-digestion of grass and pig manure. *Bioresource Technology*, *146*, 101–108. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.051

Deepanraj, B., Sivasubramanian, V., & Jayaraj, S. (2017). Effect of substrate pretreatment on biogas production through anaerobic digestion of food waste. *International Journal of Hydrogen Energy*, *42*(42), 26522–26528. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.06.178

Degueurce, A., Picard, S., Peu, P., & Trémier, A. (2020). Storage of Food Waste: Variations of Physical–Chemical Characteristics and Consequences on Biomethane Potential. *Waste and Biomass Valorization*, *11*(6), 2441–2454. https://doi.org/10.1007/s12649-018-00570-0

Demichelis, F., Tommasi, T., Deorsola, F. A., Marchisio, D., & Fino, D. (2022). Effect of inoculum origin and substrate-inoculum ratio to enhance the anaerobic digestion of organic fraction municipal solid waste (OFMSW). *Journal of Cleaner Production*, *351*, 131539. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131539

Denny, K., Kok, S., & Rex, T. L. (2017). Integrated Biorefineries. En Encyclopedia of Sustainable Technologies (pp. 299–314). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10138-1

Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación- COLCIENCIAS. (2016). *POLÍTICA NACIONAL PARA MEJORAR EL IMPACTO DE LAS PUBLICACIONES CIENTÍFICAS NACIONALES*. https://minciencias.gov.co/portafolio/unidad-politica/lineas-trabajo/diseno/politica-mejorar-impacto

Departamento Nacional de Planeación. (2016a). *PÉRDIDA Y DESPERDICIO DE ALIMENTOS EN COLOMBIA Estudio de la Dirección de Seguimiento y Evaluación de Políticas Públicas*.

Departamento Nacional de Planeación. (2016b). *POLÍTICA NACIONAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS* (CONPES 3874; Documento CONPES). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio.

Dhamodharan, K., Kumar, V., & Kalamdhad, A. S. (2015). Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. *Bioresource Technology*, *180*, 237–241. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.066

Dharma Patria, R., Rehman, S., Vuppaladadiyam, A. K., Wang, H., Lin, C. S. K., Antunes, E., & Leu, S.-Y. (2022). Bioconversion of food and lignocellulosic wastes employing sugar platform: A review of enzymatic hydrolysis and kinetics. Bioresource Technology, 352, 127083. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127083

Di Bitetti, M. S., & Ferreras, J. A. (2017). Publish (in English) or perish: The effect on citation rate of using languages other than English in scientific publications. *Ambio*, *46*(1), 121–127. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0820-7

Duan, N., Dong, B., Wu, B., & Dai, X. (2012). High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study. *Bioresource Technology*, *104*, 150–156. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.090

Duarte Castro, V. A. (2022). *Desarrollo de un lodo granular aerobio para el tratamiento de aguas en un reactor discontinuo secuencial (SBR* [Masters Thesis, Universidad Nacional de Colombia]. https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/81504/53039060.2022.pdf?sequence=3&isAllowed=y

Dykstra, C. M., & Pavlostathis, S. G. (2021). Hydrogen sulfide affects the performance of a methanogenic bioelectrochemical system used for biogas upgrading. *Water Research*, *200*, 117268. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117268

Education First. (2022). *EF English Proficiency Index*. www.ef.com/epi

Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Mi Triolo, J., Flotats, X., & de Mendonça Costa, M. S. S. (2018). Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management*, *71*, 618–625. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030

Elbeshbishy, E., Nakhla, G., & Hafez, H. (2012). Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource Technology*, *110*, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.025

El-Mashad, H. M., & Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, *101*(11), 4021–4028. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027

Elsevier. (2020). *Research Intelligence- Scopus Content Coverage Guide*. https://www.elsevier.com/__data/assets/pdf_file/0007/69451/Scopus_ContentCoverage_Guide_WEB.pdf

Escorcia-Otálora, T. A., & Poutou-Piñales, R. A. (2008). Análisis bibliométrico de los artículos originales publicados en la revista Universitas Scientiarum (1987-2007). *Universitas Scientarum*, *13*(3), 236–244.

Espinosa-Chávez, B., Cervantes, F., Razo-Flores, E., & Celis Garcia, B. (s/f). *CARACTERIZACIÓN ANAEROBIA DE UN LODO GRANULAR: EFECTO DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA EN LA ACTIVIDAD ANAEROBIA ESPECÍFICA* (XII Congreso Nacional de Biotecnología y

Bioingeniería). https://smbb.mx/congresos%20smbb/morelia07/TRABAJOS/Area_IV/CARTELES/CIV-89.pdf

Esposito, G., Frunzo, L., Liotta, F., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012). Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. *The Open Environmental Engineering Journal*, *5*(1), 1–8. https://doi.org/10.2174/1874829501205010001

European Environment Agency. (2020). *Bio-waste in Europe: Turning challenges into opportunities.* Publications Office. https://data.europa.eu/doi/10.2800/630938

Facchin, V., Cavinato, C., Fatone, F., Pavan, P., Cecchi, F., & Bolzonella, D. (2013). Effect of trace element supplementation on the mesophilic anaerobic digestion of foodwaste in batch trials: The influence of inoculum origin. *Biochemical Engineering Journal*, *70*, 71–77. https://doi.org/10.1016/j.bej.2012.10.004

Faisal, S., Thakur, N., Jalalah, M., Harraz, F. A., Al-Assiri, M. S., Saif, I., Ali, G., Zheng, Y., & Salama, E. (2021). Facilitated lignocellulosic biomass digestibility in anaerobic digestion for biomethane production: Microbial communities' structure and interactions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, *96*(7), 1798–1817. https://doi.org/10.1002/jctb.6747

Ferrer, Y., & Pérez, H. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. *Instituto Cubano de Investigaciones de lo Derivados de la Caña de Azucar*, *4*(1), 9–20. https://www.redalyc.org/pdf/2231/223120681002.pdf

Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research. *Water*, *11*(5), 921. https://doi.org/10.3390/w11050921

Fisgativa, H., Tremier, A., & Dabert, P. (2016). Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management*, *50*, 264–274. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.041

Flores Aguilar, M. D. (2014). La competencia comunicativa escrita de los estudiantes de ingeniería y la responsabilidad institucional. *Innovacion Educativa*, *14*(65). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-26732014000200004

Foresti, E., Zaiat, M., & Vallero, M. (2006). Anaerobic Processes as the Core Technology for Sustainable Domestic Wastewater Treatment: Consolidated Applications, New Trends, Perspectives, and Challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, *5*(1), 3–19. https://doi.org/10.1007/s11157-005-4630-9

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*, 311–321. https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.05.134

Ganguly, P., Sengupta, S., Das, P., & Bhowal, A. (2020). Valorization of food waste: Extraction of cellulose, lignin and their application in energy use and water treatment. *Fuel*, *280*, 118581. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118581

Gielen, D., Boshell, F., Saygin, D., Bazilian, M. D., Wagner, N., & Gorini, R. (2019). The role of renewable energy in the global energy transformation. *Energy Strategy Reviews*, *24*, 38–50. https://doi.org/10.1016/j.esr.2019.01.006

Goldstein, I. S. (2004). WOOD FORMATION AND PROPERTIES | Chemical Properties of Wood. En *Encyclopedia of Forest Sciences* (pp. 1835–1839). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B0-12-145160-7/00042-9

Golovko, O., Ahrens, L., Schelin, J., Sörengård, M., Bergstrand, K.-J., Asp, H., Hultberg, M., & Wiberg, K. (2022). Organic micropollutants, heavy metals and pathogens in anaerobic digestate based on food waste. *Journal of Environmental Management*, *313*, 114997. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114997

Gomez Delgado, M. (1995). El Estudio de los Residuos. Definiciones, Tipologías, Gestión y Tratamiento. *Serie Geográfica*, *5*, 21–42.

Gonzales de Dios, J., Moya, M., & Mateos Hernandez, M. A. (1997). Indicadores bibliométricos: Características y limitaciones en el análisis de la actividad científica. *Anales Españoles de Pediatría*, *47*(3), 235–244. https://www.aeped.es/sites/default/files/anales/47-3-3.pdf

Grande Orive, J. I., García Río, F., & Callo Sánchez, L. (2003). Importancia de las palabras clave en las búsquedas bibliográficas. *Revista Española de Salud Publica*, *77*(6), 765–767.

Grimme, W. (2023). The Introduction of Sustainable Aviation Fuels—A Discussion of Challenges, Options and Alternatives. Aerospace, 10(3), 218. https://doi.org/10.3390/aerospace10030218

Guerrero-Toledo, F., Espinosa-Solares, T., Balagurusamy, N., Guerra-Ramírez, D., Huber, D. H., & Hernández-Eugenio, G. (2019). Biochemical methane potential of chicken litter added with propionate in mesophilic conditions. *Scientia Agropecuaria*, *10*(2), 307–311. https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2019.02.17

Gupta, S., Rose, C. M., Buszkiewicz, J., Otten, J., Spiker, M. L., & Drewnowski, A. (2021). Inedible Food Waste Linked to Diet Quality and Food Spending in the Seattle Obesity Study SOS III. *Nutrients*, *13*(2), 479. https://doi.org/10.3390/nu13020479

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., & EmanuelssonAndreas. (2013). *The methodology of the FAO study: "Global Food Losses and Food Waste—Extent, causes and prevention"- FAO, 2011* (SIK-Project commissioned by the Food and Agriculture Organization for the SAVE FOOD Initiative Núm. 587). The Swedish Institute for Food and Biotechnolog. 10.3390/nu13020479

Gavurova, B., Rigelsky, M., & Ivankova, V. (2021). Greenhouse Gas Emissions and Health in the Countries of the European Union. *Frontiers in Public Health*, *9*, 756652. https://doi.org/10.3389/fpubh.2021.756652

Hafner, S. D., Rennuit, C., Triolo, J. M., & Richards, B. K. (2015). Validation of a simple gravimetric method for measuring biogas production in laboratory experiments. *Biomass and Bioenergy*, *83*, 297–301. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.10.003

Hamilton, D. (2016, enero 10). *Anaerobic Digestion of Animal Manures: Methane Production Potential of Waste Materials - Oklahoma State University*. https://extension.okstate.edu/fact-sheets/anaerobic-digestion-of-animal-manures-methane-production-potential-of-waste-materials.html

Hamzah, M. A. A., Alias, A. B., Him, N. R. N., Rashid, Z. A., & Ghani, W. A. W. A. K. (2019). Characterization of food waste and empty fruit bunches (EFB) for anaerobic digestion application. *Journal of Physics: Conference Series*, *1349*(1), 012132. https://doi.org/10.1088/1742-6596/1349/1/012132

Hashemi, B., Sarker, S., Lamb, J. J., & Lien, K. M. (2021). Yield improvements in anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks. *Journal of Cleaner Production*, *288*, 125447. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125447

He, M., Sun, Y., Zou, D., Yuan, H., Zhu, B., Li, X., & Pang, Y. (2012). Influence of Temperature on Hydrolysis Acidification of Food Waste. *Procedia Environmental Sciences*, *16*, 85–94. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.012

Heffner, A. G. (1981). Funded research, multiple authorship, and subauthorship collaboration in four disciplines. *Scientometrics*, *3*(1), 5–12. https://doi.org/10.1007/BF02021860

Hegde, S., Win, S. S., & Trabold, T. A. (2017). Stabilizing the Anaerobic Digestion of Food Waste for Biomethane Production. *ASME 2017 11th International Conference on Energy Sustainability*, V001T02A002. https://doi.org/10.1115/ES2017-3097

Hemati, A., Nazari, M., Asgari Lajayer, B., Smith, D. L., & Astatkie, T. (2022). Lignocellulosics in plant cell wall and their potential biological degradation. *Folia Microbiologica*, *67*(5), 671–681. https://doi.org/10.1007/s12223-022-00974-5

Himanshu, H., Voelklein, M. A., Murphy, J. D., Grant, J., & O'Kiely, P. (2017). Factors controlling headspace pressure in a manual manometric BMP method can be used to produce a methane output comparable to AMPTS. *Bioresource Technology*, *238*, 633–642. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.088

Himmel, M. E., Ding, S.-Y., Johnson, D. K., Adney, W. S., Nimlos, M. R., Brady, J. W., & Foust, T. D. (2007). Biomass Recalcitrance: Engineering Plants and Enzymes for Biofuels Production. *Science*, *315*(5813), 804–807. https://doi.org/10.1126/science.1137016

Ho, D. P., Jensen, P. D., & Batstone, D. J. (2013). Methanosarcinaceae and Acetate-Oxidizing Pathways Dominate in High-Rate Thermophilic Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, *79*(20), 6491–6500. https://doi.org/10.1128/AEM.01730-13

Hoang, A. T., Sandro Nižetić, Olcer, A. I., Ong, H. C., Chen, W.-H., Chong, C. T., Thomas, S., Bandh, S. A., & Nguyen, X. P. (2021). Impacts of COVID-19 pandemic on the global energy system and

the shift progress to renewable energy: Opportunities, challenges, and policy implications. *Energy Policy*, *154*, 112322. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2021.112322

Holl, E., Steinbrenner, J., Merkle, W., Krümpel, J., Lansing, S., Baier, U., Oechsner, H., & Lemmer, A. (2022). Two-stage anaerobic digestion: State of technology and perspective roles in future energy systems. *Bioresource Technology*, *360*, 127633. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127633

Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., de Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J.-C., de Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., … Wierinck, I. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, *74*(11), 2515–2522. https://doi.org/10.2166/wst.2016.336

Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., de Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J.-C., de Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., … Wierinck, I. (2020). *Requirements for measurement and validation of biochemical methane potential (BMP): Standard BMP Methods document 100, version 1.8.* https://orbit.dtu.dk/en/publications/requirements-for-measurement-and-validation-of-biochemical-methan

Holliger, C., Fruteau de Laclos, H., & Hack, G. (2017). Methane Production of Full-Scale Anaerobic Digestion Plants Calculated from Substrate's Biomethane Potentials Compares Well with the One Measured On-Site. *Frontiers in Energy Research*, *5*, 12. https://doi.org/10.3389/fenrg.2017.00012

Hosokai, S., Matsuoka, K., Kuramoto, K., & Suzuki, Y. (2016). Modification of Dulong's formula to estimate heating value of gas, liquid and solid fuels. *Fuel Processing Technology*, *152*, 399–405. https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2016.06.040

Huang, Y., Cai, B., Dong, H., Li, H., Yuan, J., Xu, H., Wu, H., Xu, Z., Sun, D., Dang, Y., & Holmes, D. E. (2022). Enhancing anaerobic digestion of food waste with granular activated carbon immobilized with riboflavin. *Science of The Total Environment*, *851*, 158172. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158172

Huang, Y., Wei, X., Zhou, S., Liu, M., Tu, Y., Li, A., Chen, P., Wang, Y., Zhang, X., Tai, H., Peng, L., & Xia, T. (2015). Steam explosion distinctively enhances biomass enzymatic saccharification of cotton stalks by largely reducing cellulose polymerization degree in G. barbadense and G. hirsutum. *Bioresource Technology*, *181*, 224–230. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.020

Hussain, A., & Dubey, S. K. (2017). Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. *Applied Water Science*, *7*(2), 535–542. https://doi.org/10.1007/s13201-015-0305-z

Hussain, A., Filiatrault, M., & Guiot, S. R. (2017). Acidogenic digestion of food waste in a thermophilic leach bed reactor: Effect of pH and leachate recirculation rate on hydrolysis and volátile fatty acid production. *Bioresource Technology*, *245*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.130

IRENA- International Renewable Energy Agency. (2017). *Biogas for Domestic Cooking: Technology brief*. https://www.irena.org/publications/2017/Dec/Biogas-for-domestic-cooking-Technology-brief

Izumi, K., Okishio, Y., Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S., & Toda, T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, *64*(7), 601–608. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013

Janesch, E., Pereira, J., Neubauer, P., & Junne, S. (2021). Phase Separation in Anaerobic Digestion: A Potential for Easier Process Combination? *Frontiers in Chemical Engineering*, *3*, 711971. https://doi.org/10.3389/fceng.2021.711971

Jayaraj, S., Deepanraj, B., & Velmurugan, S. (2014, mayo 25). *STUDY ON THE EFFECT OF pH ON BIOGAS PRODUCTION FROM FOOD WASTE BY ANAEROBIC DIGESTION*.

Jingura, R. M., & Kamusoko, R. (2017). Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: A review. *Biofuel Research Journal*, *4*(2), 573–586. https://doi.org/10.18331/BRJ2017.4.2.3

Julio Guerrero, I. C., Jaramillo, C. A. P., & Perez, F. J. M. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. *Revista ION*, *29*(1), Article 1. https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016005

Justesen, C. G., Astals, S., Mortensen, J. R., Thorsen, R., Koch, K., Weinrich, S., Triolo, J. M., & Hafner, S. D. (2019). Development and Validation of a Low-Cost Gas Density Method for Measuring Biochemical Methane Potential (BMP). *Water*, *11*(12), 2431. https://doi.org/10.3390/w11122431

Kalle, G. P., & Menon, K. K. G. (1984). Inhibition of methanogenesis and its reversal during biogas formation from cattle manure. *Journal of Biosciences*, *6*(3), Article 3. http://www.ias.ac.in/jarch/jbiosci/6/315-324.pdf

Kamperidou, V., & Terzopoulou, P. (2021a). Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Waste Materials. *Sustainability*, *13*(22), 12810. https://doi.org/10.3390/su132212810

Kamperidou, V., & Terzopoulou, P. (2021b). Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Waste Materials. *Sustainability*, *13*(22), 12810. https://doi.org/10.3390/su132212810

Kaparaju, P., & Rintala, J. (2005). Anaerobic co-digestion of potato tuber and its industrial by-products with pig manure. *Resources, Conservation and Recycling*, *43*(2), 175–188. https://doi.org/10.1016/S0921-3449(04)00119-3

Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., & Toda, T. (2014). 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

Kayhanian, M. (1995). Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high-solids anaerobic digester. *Waste Management & Research*, *13*(2), 123–136. https://doi.org/10.1016/S0734-242X(95)90114-0

Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Washington, DC: World Bank. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management (New York, N.Y.)*, *31*(8), 1737–1744. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021

Khan, M. A., Hameed, B. H., Siddiqui, M. R., Alothman, Z. A., & Alsohaimi, I. H. (2022). Hydrothermal Conversion of Food Waste to Carbonaceous Solid Fuel—A Review of Recent Developments. *Foods*, *11*(24), 4036. https://doi.org/10.3390/foods11244036

Khan, M. U., Usman, M., Ashraf, M. A., Dutta, N., Luo, G., & Zhang, S. (2022a). A review of recent advancements in pretreatment techniques of lignocellulosic materials for biogas production: Opportunities and Limitations. *Chemical Engineering Journal Advances*, *10*, 100263. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100263

Khan, M. U., Usman, M., Ashraf, M. A., Dutta, N., Luo, G., & Zhang, S. (2022b). A review of recent advancements in pretreatment techniques of lignocellulosic materials for biogas production: Opportunities and Limitations. *Chemical Engineering Journal Advances*, *10*, 100263. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100263

Kim, I. S., Kim, D. H., & Hyun, S. H. (2000). Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, *41*(3), 67–73.

Kim, J. K., Oh, B. R., Chun, Y. N., & Kim, S. W. (2006). Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, *102*(4), 328–332. https://doi.org/10.1263/jbb.102.328

Kim, M.-S., Kim, D.-H., & Yun, Y.-M. (2017). Effect of operation temperature on anaerobic digestion of food waste: Performance and microbial analysis. *Fuel*, *209*, 598–605. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.08.033

Klemm, D., Heublein, B., Fink, H.-P., & Bohn, A. (2005). Cellulose: Fascinating Biopolymer and Sustainable Raw Material. *Angewandte Chemie International Edition*, *44*(22), 3358–3393. https://doi.org/10.1002/anie.200460587

Koch, K., Hafner, S. D., Weinrich, S., Astals, S., & Holliger, C. (2020). Power and Limitations of Biochemical Methane Potential (BMP) Tests. *Frontiers in Energy Research*, *8*, 63. https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00063

Koch, K., Helmreich, B., & Drewes, J. E. (2015). Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: Effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. *Applied Energy*, *137*, 250–255. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.10.025

Koch, K., Lippert, T., & Drewes, J. E. (2017a). The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. *Bioresource Technology*, *243*, 457–463. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.142

Koch, K., Lippert, T., & Drewes, J. E. (2017b). The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. *Bioresource Technology*, *243*, 457–463. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.142

Kolbl, S., Paloczi, A., Panjan, J., & Stres, B. (2014). Addressing case specific biogas plant tasks: Industry oriented methane yields derived from 5L Automatic Methane Potential Test Systems in batch or semi-continuous tests using realistic inocula, substrate particle sizes and organic loading. *Bioresource Technology*, *153*, 180–188. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.010

Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. Ecological Economics, 143, 37–46. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041

Korjik, A. M., Kuhnen, F., Benz, R., & Hass, V. C. (2012). Modeling the Dynamics of the Biogas Process. *Chemie Ingenieur Technik*, *84*(8), 1214–1214. https://doi.org/10.1002/cite.201250499

Kristanto, G. A., & Koven, W. (2019). Estimating greenhouse gas emissions from municipal solid waste management in Depok, Indonesia. *City and Environment Interactions*, *4*, 100027. https://doi.org/10.1016/j.cacint.2020.100027

Kumar Gupta, P., Sai Raghunath, S., Venkatesh Prasanna, D., Venkat, P., Shree, V., Chithananthan, C., Choudhary, S., Surender, K., & Geetha, K. (2019). An Update on Overview of Cellulose, Its Structure and Applications. En A. Rodríguez Pascual & M. E. Eugenio Martín (Eds.), *Cellulose*. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.84727

Kurade, M. B., Saha, S., Salama, E.-S., Patil, S. M., Govindwar, S. P., & Jeon, B.-H. (2019). Acetoclastic methanogenesis led by Methanosarcina in anaerobic co-digestion of fats, oil and grease for enhanced production of methane. *Bioresource Technology*, *272*, 351–359. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.047

Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, *102*(3), 2255–2264. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035

Lee, J., Kim, E., & Hwang, S. (2021). Effects of inhibitions by sodium ion and ammonia and different inocula on acetate-utilizing methanogenesis: Methanogenic activity and succession of methanogens. *Bioresource Technology*, *334*, 125202. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125202

Levine, I. N. (2003). *Physical chemistry* (5. ed., internat. ed., [Nachdr.]). McGraw-Hill.

Li, D., Huang, X., Wang, Q., Yuan, Y., Yan, Z., Li, Z., Huang, Y., & Liu, X. (2016). Kinetics of methane production and hydrolysis in anaerobic digestion of corn stover. *Energy*, *102*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.02.074

Li, W., Khalid, H., Zhu, Z., Zhang, R., Liu, G., Chen, C., & Thorin, E. (2018). Methane production through anaerobic digestion: Participation and digestion characteristics of cellulose, hemicellulose and lignin. *Applied Energy*, *226*, 1219–1228. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.05.055

Li, X., & Shimizu, N. (2021). Effects of Lipase Addition, Hydrothermal Processing, Their Combination, and Co-Digestion with Crude Glycerol on Food Waste Anaerobic Digestion. *Fermentation*, *7*(4), 284. https://doi.org/10.3390/fermentation7040284

Li, Y., Hua, D., Zhang, J., Gao, M., Zhao, Y., Xu, H., Liang, X., Jin, F., & Zhang, X. (2014). Influence of inoculum to substrate ratios (ISRs) on the performance of anaerobic digestion of algal residues. *Annals of Microbiology*, *64*(3), 955–960. https://doi.org/10.1007/s13213-013-0729-3

Li, Y., Merrettig-Bruns, U., Strauch, S., Kabasci, S., & Chen, H. (2015). Optimization of ammonia pretreatment of wheat straw for biogas production: Optimization of ammonia pretreatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, *90*(1), 130–138. https://doi.org/10.1002/jctb.4297

Liu, Y., Lyu, Y., Tian, J., Zhao, J., Ye, N., Zhang, Y., & Chen, L. (2021). Review of waste biorefinery development towards a circular economy: From the perspective of a life cycle assessment. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 139, 110716. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110716

Lim, S. J., Son, M., Ki, S. J., Suh, S.-I., & Chung, J. (2023). Opportunities and challenges of machine learning in bioprocesses: Categorization from different perspectives and future direction. *Bioresource Technology*, *370*, 128518. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128518

Lisboa, M. S., & Lansing, S. (2013). Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments. *Waste Management*, *33*(12), 2664–2669. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.004

Liu, Y., Lv, Y., Cheng, H., Zou, L., Li, Y.-Y., & Liu, J. (2022). High-efficiency anaerobic co-digestion of food waste and mature leachate using expanded granular sludge blanket reactor. *Bioresource Technology*, *362*, 127847. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127847

Lü, F., Xu, X., Shao, L., & He, P. (2016). Importance of storage time in mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Journal of Environmental Sciences*, *45*, 76–83. https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.11.019

Lu, J., Jia, Z., Wang, P., Yang, X., Lin, P., Ren, L., & Farghali, M. (2022). Restoration of acidified dry anaerobic digestion of food waste: Bioaugmentation of butyric acid-resistant microbes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(1), 106935. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106935

Lukitawesa, Patinvoh, R. J., Millati, R., Sárvári-Horváth, I., & Taherzadeh, M. J. (2020). Factors influencing volátile fatty acids production from food wastes via anaerobic digestion. *Bioengineered*, *11*(1), 39–52. https://doi.org/10.1080/21655979.2019.1703544

Ma, G., Ndegwa, P., Harrison, J. H., & Chen, Y. (2020). Methane yields during anaerobic co-digestion of animal manure with other feedstocks: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, *728*, 138224. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138224

Ma, J., Duong, T. H., Smits, M., Verstraete, W., & Carballa, M. (2011). Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresource Technology*, *102*(2), 592–599. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.122

Ma, S., Li, Y., Li, J., Yu, X., Cui, Z., Yuan, X., Zhu, W., & Wang, H. (2022). Features of single and combined technologies for lignocellulose pretreatment to enhance biomethane production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *165*, 112606. https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112606

Maitan-Alfenas, G. P., Visser, E. M., & Guimarães, V. M. (2015). Enzymatic hydrolysis of lignocellulosic biomass: Converting food waste in valuable products. *Current Opinion in Food Science*, *1*, 44–49. https://doi.org/10.1016/j.cofs.2014.10.001

Marmolejo, L. F. (2011). Marco conceptual para el aprovechamiento de Plantas de Manejo de Residuos Sólidos de poblaciones menores a 20.000 habitantes del Norte del Valle del Cauca, Colombia. *Revista EIA*, *16*, 163–174.

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *36*, 412–427. https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039

McDougall, F. R., & White, P. (Eds.). (2001). *Integrated solid waste management: A life cycle inventory* (2nd ed). Blackwell Science.

Meegoda, J., Li, B., Patel, K., & Wang, L. (2018). A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(10), 2224. https://doi.org/10.3390/ijerph15102224

Meneses Bejarano, S., & Urueña Argote. (2020). *INFLUENCIA DEL MÉTODO DE CUANTIFICACIÓN DE METANO EN EL ESTUDIO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTO* [Trabajo de Grado, Universidad del Valle]. https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/22279/3754%20B687ev%20.pdf?sequence=1

Meng, Y., Li, S., Yuan, H., Zou, D., Liu, Y., Zhu, B., & Li, X. (2015). Effect of lipase addition on hydrolysis and biomethane production of Chinese food waste. *Bioresource Technology*, *179*, 452–459. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.015

Millati, R., Lukitawesa, Permanasari, E. D., Sari, K. W., Cahyanto, M. N., Niklasson, C., & Taherzadeh, M. J. (2018). Anaerobic digestion of citrus waste using two-stage membrane bioreactor. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, *316*, 012063. https://doi.org/10.1088/1757-899X/316/1/012063

Ministerio de Minas y Energia. (2020). *Plan Energetico Nacional 2020-2050*. Unidad de Planeación Minero Energetica (UPME).

Decreto Único Reglamentario del Sector Vivienda, Ciudad y Territorio, Pub. L. No. Decreto número 1077 de 2015 (2015). https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=77216#:~:text=Objeto.,una%20alternativa%20de%20capitalizaci%C3%B3n%20social.

Ministerio para la Transición Ecologixa y el Reto Demografico. (2022). *La Energia en España 2019*.

Miramontes-Martínez, L. R., Rivas-García, P., Albalate-Ramírez, A., Botello-Álvarez, J. E., Escamilla-Alvarado, C., Gomez-Gonzalez, R., Alcalá-Rodríguez, M. M., Valencia-Vázquez, R., & Santos-López, I. A. (2021). Anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste: Synergy and process stability analysis. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *71*(5), 620–632. https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1873206

Mishra, S., Singh, P. K., Dash, S., & Pattnaik, R. (2018). Microbial pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biomethanation and waste management. *3 Biotech*, *8*(11), 458. https://doi.org/10.1007/s13205-018-1480-z

Moed, H. F., Glänzel, W., & Schmoch, U. (Eds.). (2004). *Handbook of quantitative science and technology research: The use of publication and patent statistics in studies of S&T systems*. Kluwer Acad. Publ.

Moestedt, J., Müller, B., Nagavara Nagaraj, Y., & Schnürer, A. (2020). Acetate and Lactate Production During Two-Stage Anaerobic Digestion of Food Waste Driven by Lactobacillus and Aeriscardovia. *Frontiers in Energy Research*, *8*, 105. https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00105

Moon, H. C., & Song, I. S. (2011). Enzymatic Hydrolysis of FoodWaste and Methane Production Using UASB Bioreactor. *International Journal of Green Energy*, *8*(3), 361–371. https://doi.org/10.1080/15435075.2011.557845

Moreno Mingorance, A. (2014). *Modelización de la dinámica de los microorganismos anaerobios sintróficos oxidantes del ácido acético (SAO)* [Trabajo de Grado]. Universitat Politècnica de Catalunya.

Morone, P., Koutinas, A., Gathergood, N., Arshadi, M., & Matharu, A. (2019). Food waste: Challenges and opportunities for enhancing the emerging bio-economy. *Journal of Cleaner Production*, *221*, 10–16. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.258

Moscoviz, R., & Jimenez, J. (2021). Improving anaerobic digestion mass balance calculations through stoichiometry and usual substrate characterization. *Bioresource Technology*, *337*, 125402. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125402

Muñoz-Sierra, J. (2009). *Producción de Hidrógeno a partir del tratamiento biológico de efluentes residuales*. https://www.researchgate.net/publication/273003265_PRODUCCION_DE_HIDROGENO_A_PARTIR_DEL_TRATAMIENTO_BIOLOGICO_DE_EFLUENTES_RESIDUALES_-_HYDROGEN_PRODUCTION_FROM_BIOLOGICAL_WASTEWATER_TREATMENT

Nguyen, D., Gadhamshetty, V., Nitayavardhana, S., & Khanal, S. K. (2015). Automatic process control in anaerobic digestion technology: A critical review. *Bioresource Technology*, *193*, 513–522. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.080

Nie, E., He, P., Zhang, H., Hao, L., Shao, L., & Lü, F. (2021). How does temperature regulate anaerobic digestion? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *150*, 111453. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111453

Nielfa, A., Cano, R., & Fdz-Polanco, M. (2015). Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, *5*, 14–21. https://doi.org/10.1016/j.btre.2014.10.005

Nilsson Påledal, S., Hellman, E., & Moestedt, J. (2018). The effect of temperature, storage time and collection method on biomethane potential of source separated household food waste. *Waste Management*, *71*, 636–643. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.034

Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *34*(2), 473–492. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z

Nsair, A., Onen Cinar, S., Alassali, A., Abu Qdais, H., & Kuchta, K. (2020). Operational Parameters of Biogas Plants: A Review and Evaluation Study. *Energies*, *13*(15), 3761. https://doi.org/10.3390/en13153761

Ochoa Henriquez, H. (2004). Visibilidad: El reto de las Revistas Científicas Latinoamericanas. *Revista de Ciencias Humanas y Sociales*, *20*(4).

Oh, G., Zhang, L., & Jahng, D. (2008). Osmoprotectants enhance methane production from the anaerobic digestion of food wastes containing a high content of salt. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, *83*(9), 1204–1210. https://doi.org/10.1002/jctb.1923

Ohemeng-Ntiamoah, J., & Datta, T. (2019). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007 and 2018. *Science of The Total Environment*, *664*, 1052–1062. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.088

Okoro- Shekwaga, C. K., Turnell Suruagy, M. V., Ross, A., & Camargo- Valero, M. A. (2020). Particle size, inoculum-to-substrate ratio and nutrient media effects on biomethane yield from food waste. *Renewable Energy*, *151*, 311–321. https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.028

Organización de Estados Iberoamericanos. (2022). *Informe Diagnóstico sobre la educación superior y la ciencia post COVID-19 en Iberoamérica*. Dirección de Educación Superior y Ciencia, Secretaria General OEI.

Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Torres-López, W. A., Dominguez, I., Komilis, D., & Sánchez, A. (2017). A systematic approach to evaluate parameter consistency in the inlet stream of source separated biowaste composting facilities: A case study in Colombia. *Waste Management*, *62*, 24–32. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.010

Oviedo-Ocaña, R., Marmolejo-Rebellon, L., & Torres-Lozada, P. (2012). PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS PROVENIENTES DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES. UN ENFOQUE DESDE LO GLOBAL A LO LOCAL. *Ingenieria Universidad de Medellin*, *11*(20), 67–76. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242012000100006

Owamah, H. I., Ikpeseni, S. C., Alfa, M. I., Oyebisi, S. O., Gopikumar, S., David Samuel, O., & Ilabor, S. C. (2021). Influence of inoculum/substrate ratio on biogas yield and kinetics from the anaerobic co-digestion of food waste and maize husk. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *16*, 100558. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100558

Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y., & McCarty, P. L. (1987). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, *13*(6), 485–492. https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90043-5

Pabón Pereira, C. P., Castañares, G., & van Lier, J. B. (2012). An OxiTop® protocol for screening plant material for its biochemical methane potential (BMP). *Water Science and Technology*, *66*(7), 1416–1423. https://doi.org/10.2166/wst.2012.305

Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, *143*, 779–797. https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.040

Parajuli, P. (2011). *Biogas Measurement Techniques and the Associated Errors.* [Masters Thesis, University of Jykväskylä]. https://jyx.jyu.fi/bitstream/handle/123456789/36767/URN:NBN:fi:jyu-2011100611506.pdf?sequence=1

Paranjpe, A., Saxena, S., & Jain, P. (2023). A Review on Performance Improvement of Anaerobic Digestion Using Co-Digestion of Food Waste and Sewage Sludge. *Journal of Environmental Management*, *338*, 117733. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117733

Paritosh, K., Yadav, M., Kesharwani, N., Pareek, N., Parthiba Karthyikeyan, O., Balan, V., & Vivekanand, V. (2021). Strategies to improve solid state anaerobic bioconversion of lignocellulosic biomass: An overview. *Bioresource Technology*, *331*, 125036. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125036

Paritosh, K., Yadav, M., Mathur, S., Balan, V., Liao, W., Pareek, N., & Vivekanand, V. (2018a). Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Overview of Treatment Methodologies to Enhance Anaerobic Biodegradability. *Frontiers in Energy Research*, *6*, 75. https://doi.org/10.3389/fenrg.2018.00075

Paritosh, K., Yadav, M., Mathur, S., Balan, V., Liao, W., Pareek, N., & Vivekanand, V. (2018b). Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Overview of Treatment Methodologies to Enhance Anaerobic Biodegradability. *Frontiers in Energy Research*, *6*, 75. https://doi.org/10.3389/fenrg.2018.00075

Park, S., Baker, J. O., Himmel, M. E., Parilla, P. A., & Johnson, D. K. (2010). Cellulose crystallinity index: Measurement techniques and their impact on interpreting cellulase performance. *Biotechnology for Biofuels*, *3*(1), 10. https://doi.org/10.1186/1754-6834-3-10

DIRECTIVA 2008/98/CE, (2008). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0098-20180705

Parra Orobio, B. A., Nieto Mendoza, M., Rivera Henao, D., Manyoma Vélasquez, P. C., & Torres Lozada, P. (2019a). Selection of inocula conditioning methodologies for the anaerobic digestion of

food waste. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, *92*, 9–18. https://doi.org/10.17533/udea.redin.20190510

Parra Orobio, B. A., Vásquez-Franco, C., Torres-López, W. A., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2019b). Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, *22*(1). https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1220

Parra-Orobio, B. A., Angulo-Mosquera, L. S., Loaiza-Gualtero, J. S., Torres-López, W. A., & Torres-Lozada, P. (2018a). Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *6*(1), 1529–1535. https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.048

Parra-Orobio, B. A., Correa-Betancourt, M. A., Lozano-Messa, M. T., Foronda-Zapata, K. Y., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2022). Influence of Storage Time of Food Waste on the Substrate Characteristics and Energetic Potential Through Anaerobic Digestion. *Water, Air, & Soil Pollution*, *233*(6), 190. https://doi.org/10.1007/s11270-022-05657-y

Parra-Orobio, B. A., Cruz-Bournazou, M. N., & Torres-Lozada, P. (2021). Single-Stage and Two-Stage Anaerobic Digestion of Food Waste: Effect of the Organic Loading Rate on the Methane Production and Volátile Fatty Acids. *Water, Air, & Soil Pollution*, *232*(3), 105. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05064-9

Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., Ruiz-Sánchez, J. C., Valencia-Molina, K. J., & Torres-Lozada, P. (2018b). Effect of inoculum on the anaerobic digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements. *Waste Management*, *71*, 342–349. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.040

Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., & Torres-Lozada, P. (2017). Digestión anaerobia de residuos de alimentos. Predicción de la producción de metano mediante la comparación de modelos cinéticos. *Ingeniería y Competitividad*, *19*(1), 210. https://doi.org/10.25100/iyc.v19i1.2145

Parra-Orobio, B. A., Vásquez-Franco, C., Torres-López, W. A., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2019c). Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, *22*(1). https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1220

Parra-Orobio Brayan, A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón Luis, L. F., Cárdenas-Cleves Lina, L. M., Carlos, V.-F., Torres-López Wilmar, A., & Ordoñez-Andrade José, A. (2015). Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, *16*(4), 515–526. https://doi.org/10.1016/j.riit.2015.09.004

Pellera, F.-M., & Gidarakos, E. (2016). Effect of substrate to inoculum ratio and inoculum type on the biochemical methane potential of solid agroindustrial waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *4*(3), 3217–3229. https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.05.026

Peralta Celis, M. J., & Serano Torres, P. A. (2019). *CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LOS RESIDUOS DE ALIMENTOS CRUDOS GENERADOS EN CAFETERÍAS DE INSTITUCIONES UNIVERSITARIAS.* [Trabajo de Grado, Universidad Pontificia Bolivariana]. https://repository.upb.edu.co/bitstream/handle/20.500.11912/8853/1416_e_4%20%281%29.pdf?sequence=1

Pham, C. H., Triolo, J. M., Cu, T. T. T., Pedersen, L., & Sommer, S. G. (2013). Validation and Recommendation of Methods to Measure Biogas Production Potential of Animal Manure. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, *26*(6), 864–873. https://doi.org/10.5713/ajas.2012.12623

Pillado Basulto, A., Cabrera Reyes, L. de la C., & Rodriguez Roura, S. C. (2022). Producción del texto científico como competencia linguoestilística en las ciencias médicas. *Humanidades Medicas*, *22*(2), 340–360. <http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-81202022000200340&lng=es&nrm=iso>.

Podgorbunskikh, E. M., Bychkov, A. L., & Lomovsky, O. I. (2019). Determination of Surface Accessibility of the Cellulose Substrate According to Enzyme Sorption. *Polymers*, *11*(7), 1201. https://doi.org/10.3390/polym11071201

Ponzelli, M., Nguyen, H., Drewes, J. E., & Koch, K. (2023). Improved Recovery of Overloaded Anaerobic Batch Reactors by Graphene Oxide. *Sustainability*, *15*(3), 2224. https://doi.org/10.3390/su15032224

Prasad Lohani, S. (2021). Anaerobic Co-digestion of Food Waste with Cow Manure. *Iranian Journal of Energy and Environment*, *11*(1). https://doi.org/10.5829/IJEE.2020.11.01.09

Precedence Research. (2022). Biofuels Market Size, Share & Growth Analysis Report, By Fuel Type (Biodiesel and Ethanol), By Feedstock (Coarse Grain, Sugar Crop, Vegetable Oil, Jatropha, Molasses)—Global Industry Analysis, Trends, Revenue, Segment Forecasts, Regional Outlook 2022—2030. https://www.precedenceresearch.com/biofuels-market

Prem, A., & Shanmugam, P. (2021). Correlation between empirical formulae based stoichiometric and experimental methane potential and calorific energy values for vegetable solid wastes. *Energy Reports*, *7*, 19–31. https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.10.071

Rahmani, A. M., Tyagi, V. K., Ahmed, B., Kazmi, A. A., Ojha, C. S. P., & Singh, R. (2022). Critical insights into anaerobic co-digestion of wheat straw with food waste and cattle manure: Synergistic effects on biogas yield and kinetic modeling. *Environmental Research*, *212*, 113382. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113382

Ramirez Castañeda, V. (2019). *Consecuencias de la hegemonía del inglés en la ciencia: El caso de los doctorandos colombianos en ciencias biológicas* [Universitat de Barcelona]. http://hdl.handle.net/2445/138445

Raposo, F., Borja, R., Martín, M. A., Martín, A., de la Rubia, M. A., & Rincón, B. (2009). Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. *Chemical Engineering Journal*, *149*(1–3), 70–77. https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.10.001

Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegrí, V., & Borja, R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *16*(1), 861–877. https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008

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

Raposo, F., Fernández-Cegrí, V., De la Rubia, M. A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J. C., Ganesh, R., Kaparaju, P., Koubova, J., Méndez, R., Menin, G., Peene, A., Scherer, P., Torrijos, M., Uellendahl, H., … de Wilde, V. (2011). Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: Evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, *86*(8), 1088–1098. https://doi.org/10.1002/jctb.2622

Reyes-Torres, M., Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D., & Sánchez, A. (2018). A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management*, *77*, 486–499. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037

Riau, V., de la Rubia, M. Á., & Pérez, M. (2010). Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids. A discontinuous study. *Bioresource Technology*, *101*(1), 65–70. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.072

Richards, B. K., Cummings, R. J., White, T. E., & Jewell, W. J. (1991). Methods for kinetic analysis of methane fermentation in high solids biomass digesters. *Biomass and Bioenergy*, *1*(2), 65–73. https://doi.org/10.1016/0961-9534(91)90028-B

Rodriguez, E., Naranjo, S., & González, D. L. (2015). PUBLINDEX: MÁS QUE UN PROCESO DE INDEXACIÓN. *Ágora U.S.B.*, *15*(1). http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1657-80312015000100002

Romero-Güiza, M. S., Vila, J., Mata-Alvarez, J., Chimenos, J. M., & Astals, S. (2016). The role of additives on anaerobic digestion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *58*, 1486–1499. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.094

Rottier, E., & Ince, M. E. (2003). *Controlling and Preventing Disease: The role of water and environmental sanitation interventions* . Loughborough University. http://bit.ly/2eSJhKA

Rouches, E., Herpoël-Gimbert, I., Steyer, J. P., & Carrere, H. (2016). Improvement of anaerobic degradation by white-rot fungi pretreatment of lignocellulosic biomass: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *59*, 179–198. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.317

Rozzi, A., & Remigi, E. (2004). Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: A literature review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, *3*(2), 93–115. https://doi.org/10.1007/s11157-004-5762-z

Rozzi, A., Tomei, M. C., Di Pinto, A. C., & Limoni, N. (1999). Monitoring toxicity in anaerobic digesters by utilizing the RANTOX biosensor: Calibration tests. *Bioresource Technology*, *68*(2), 155–163. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00137-0

Rusín, J., Chamrádová, K., & Basinas, P. (2021). Two-stage psychrophilic anaerobic digestion of food waste: Comparison to conventional single-stage mesophilic process. *Waste Management*, *119*, 172–182. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.039

Sahay, S. (2022). *Handbook of biofuels*. Academic Press.

Salehian, P., Karimi, K., Zilouei, H., & Jeihanipour, A. (2013). Improvement of biogas production from pine wood by alkali pretreatment. *Fuel*, *106*, 484–489. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.12.092

Sawyerr, N., Trois, C., & Workneh, T. (2019). Identification and Characterization of Potential Feedstock for Biogas Production in South Africa. *Journal of Ecological Engineering*, *20*(6), 103–116. https://doi.org/10.12911/22998993/108652

Scaglione, D., Caffaz, S., Ficara, E., Malpei, F., & Lubello, C. (2008). A simple method to evaluate the short-term biogas yield in anaerobic codigestion of WAS and organic wastes. *Water Science and Technology*, *58*(8), 1615–1622. https://doi.org/10.2166/wst.2008.502

Schattauer, A., Abdoun, E., Weiland, P., Plöchl, M., & Heiermann, M. (2011). Abundance of trace elements in demonstration biogas plants. *Biosystems Engineering*, *108*(1), 57–65. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2010.10.010

Schievano, A., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Malagutti, L., Gozzi, A., & Adani, F. (2009). Prediction of biogas potentials using quick laboratory analyses: Upgrading previous models for application to heterogeneous organic matrices. *Bioresource Technology*, *100*(23), 5777–5782. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.075

SciELO. (2019). *SciELO Modelo de publicação eletrônica para países em desenvolvimento*. https://wp.scielo.org/wp-content/uploads/Certificacao_site.pdf

Secretaría de Estado de Energía Española. (2022). *Hoja de Ruta del Biogás*. Ministerio para la Transición Ecologica y el Reto Demográfico. https://www.bing.com/ck/a?!&&p=ef5dde6080b3206bJmltdHM9MTY3ODkyNDgwMCZpZ3VpZD0xMzk3ZGQ2NC1kODAzLTZkNmItMGU3ZC1jZjBhZDkxOTZjMmEmaW5zaWQ9NTIwNw&ptn=3&hsh=3&fclid=1397dd64-d803-6d6b-0e7d-cf0ad9196c2a&psq=hoja+de+ruta+del+biogas&u=a1aHR0cHM6Ly93d3cuYWViaWcub3JnL2hvamEtZGUtcnV0YS1kZWwtYmlvZ2FzLw&ntb=1

Seddiqi, H., Oliaei, E., Honarkar, H., Jin, J., Geonzon, L. C., Bacabac, R. G., & Klein-Nulend, J. (2021). Cellulose and its derivatives: Towards biomedical applications. *Cellulose*, *28*(4), 1893–1931. https://doi.org/10.1007/s10570-020-03674-w

Selva Ganesh, K., Sridhar, A., & Vishali, S. (2022). Utilization of fruit and vegetable waste to produce value-added products: Conventional utilization and emerging opportunities-A review. *Chemosphere*, *287*, 132221. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132221

Serna-Loaiza, S., Carmona-Garcia, E., & Cardona, C. A. (2018). Potential raw materials for biorefineries to ensure food security: The Cocoyam case. *Industrial Crops and Products*, *126*, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.10.005

Shahbaz, M., Ammar, M., Zou, D., Korai, R. M., & Li, X. (2019). An Insight into the Anaerobic Co-digestion of Municipal Solid Waste and Food Waste: Influence of Co-substrate Mixture Ratio and Substrate to Inoculum Ratio on Biogas Production. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, *187*(4), 1356–1370. https://doi.org/10.1007/s12010-018-2891-3

Shi, X., Lin, J., Zuo, J., Li, P., Li, X., & Guo, X. (2017). Effects of free ammonia on volátile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. *Journal of Environmental Sciences*, *55*, 49–57. https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.006

Shyan, L. L., Mat Nanyan, N. S., Ismail, N., Al-Gheethi, A., T. Nguyen, H.-H., Vo, D.-V. N., & El Enshasy, H. A. (2023). Effort to Mitigate Volátile Fatty Acid Inhibition by Using Mixed Inoculum and Compost for the Degradation of Food Waste and the Production of Biogas. *Sustainability*, *15*(2), 1185. https://doi.org/10.3390/su15021185

Singh, D., Tembhare, M., Machhirake, N., & Kumar, S. (2023). Biogas generation potential of discarded food waste residue from ultra-processing activities at food manufacturing and packaging industry. *Energy*, *263*, 126138. https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.126138

Slopiecka, K., Liberti, F., Massoli, S., Bartocci, P., & Fantozzi, F. (2022). Chemical and physical characterization of food waste to improve its use in anaerobic digestion plants. *Energy Nexus*, *5*, 100049. https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100049

Solarte-Toro, J. C., & Cardona Alzate, C. A. (2021). Biorefineries as the base for accomplishing the sustainable development goals (SDGs) and the transition to bioeconomy: Technical aspects, challenges and perspectives. *Bioresource Technology*, *340*, 125626. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125626

Strömberg, S., Nistor, M., & Liu, J. (2014). Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Waste Management (New York, N.Y.)*, *34*(11), 1939–1948. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.018

Suksong, W., Mamimin, C., Prasertsan, P., Kongjan, P., & O-Thong, S. (2019). Effect of inoculum types and microbial community on thermophilic and mesophilic solid-state anaerobic digestion of empty fruit bunches for biogas production. *Industrial Crops and Products*, *133*, 193–202. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.03.005

Świechowski, K., Matyjewicz, B., Telega, P., & Białowiec, A. (2022a). The Influence of Low-Temperature Food Waste Biochars on Anaerobic Digestion of Food Waste. *Materials*, *15*(3), 945. https://doi.org/10.3390/ma15030945

Świechowski, K., Matyjewicz, B., Telega, P., & Białowiec, A. (2022b). The Influence of Low-Temperature Food Waste Biochars on Anaerobic Digestion of Food Waste. *Materials*, *15*(3), 945. https://doi.org/10.3390/ma15030945

Tayyab, A., Ahmad, Z., Mahmood, T., Khalid, A., Qadeer, S., Mahmood, S., Andleeb, S., & Anjum, M. (2019). Anaerobic co-digestion of catering food waste utilizing Parthenium hysterophorus as co-substrate for biogas production. *Biomass and Bioenergy*, *124*, 74–82. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.03.013

Thi, N. B. D., Kumar, G., & Lin, C.-Y. (2015). An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. *Journal of Environmental Management*, *157*, 220–229. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.022

Thi Tuy, L. N. (2018). *Anaerobic biodegradability of organic solid substrates by steam explosion or co-digestion*. University of Valladolid.

Tiwari, B. R., Rouissi, T., Brar, S. K., & Surampalli, R. Y. (2021). Critical insights into psychrophilic anaerobic digestion: Novel strategies for improving biogas production. *Waste Management*, *131*, 513–526. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.002

Torres Lozada, P., & Perez, A. (2012). *Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales.* https://core.ac.uk/display/11863276

Torres- Samuel, M., Vasquez Stanescu, C. L., Luna-Cardozo, M., Viloria, A., & Crissien, T. (2020). Eficiencia técnica de la investigación y desarrollo, ciencia y tecnología, educación e innovación en países Latinoamericanos. *Revista Ibérica de Sistemas e Tecnologias de Informação*, *29*, 582–594. https://repositorio.cuc.edu.co/handle/11323/8230

Tranfield, D., Denyer, D., & Smart, P. (2003). Towards a Methodology for Developing Evidence-Informed Management Knowledge by Means of Systematic Review. *British Journal of Management*, *14*(3), 207–222. https://doi.org/10.1111/1467-8551.00375

Triolo, J. M., Sommer, S. G., Møller, H. B., Weisbjerg, M. R., & Jiang, X. Y. (2011). A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresource Technology*, *102*(20), 9395–9402. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.026

Uçkun Kiran, E., Trzcinski, A. P., & Liu, Y. (2015). Enhancing the hydrolysis and methane production potential of mixed food waste by an effective enzymatic pretreatment. *Bioresource Technology*, *183*, 47–52. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.033

Uddin, M. M., & Wright, M. M. (2022). Anaerobic digestion fundamentals, challenges, and technological advances. *Physical Sciences Reviews*, *0*(0). https://doi.org/10.1515/psr-2021-0068

Uma, S., Thalla, A. K., & Devatha, C. P. (2020). Co-digestion of Food Waste and Switchgrass for Biogas Potential: Effects of Process Parameters. *Waste and Biomass Valorization*, *11*(3), 827–839. https://doi.org/10.1007/s12649-018-0508-2

Val, A. (1992). Los residuos industriales y urbanos en España. Entre la contaminación y el aprovechamiento. *Economia y Sociedad*, 53–62.

Valero, D., Montes, J. A., Rico, J. L., & Rico, C. (2016). Influence of headspace pressure on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Waste Management*, *48*, 193–198. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.012

van Lier, J. B. (2008a). High-rate anaerobic wastewater treatment: Diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Science and Technology*, *57*(8), 1137–1148. https://doi.org/10.2166/wst.2008.040

van Lier, J. B. (2008b). High-rate anaerobic wastewater treatment: Diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Science and Technology*, *57*(8), 1137–1148. https://doi.org/10.2166/wst.2008.040

Verma, S. (2002). ANAEROBIC DIGESTION OF BIODEGRADABLE ORGANICS IN MUNICIPAL SOLID WASTES. *Columbia University*.

Verrier, D., Roy, F., & Albagnac, G. (1987). Two-phase methanization of solid vegetable wastes. *Biological Wastes*, *22*(3), 163–177. https://doi.org/10.1016/0269-7483(87)90022-X

Viéitez, E. R., & Ghosh, S. (1999). Biogasification of solid wastes by two-phase anaerobic fermentation. *Biomass and Bioenergy*, *16*(5), 299–309. https://doi.org/10.1016/S0961-9534(99)00002-1

Vögeli, Y., Lohri, C., Gallardo, A., Diener, S., & Zurbrügg, C. (2014). *Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries—Practical Information and Case Studies*. https://doi.org/10.13140/2.1.2663.1045

Volpi, M. Paula. C., Brenelli, L. B., Mockaitis, G., Rabelo, S. C., Franco, T. T., & Moraes, B. S. (2022). Use of Lignocellulosic Residue from Second-Generation Ethanol Production to Enhance Methane Production Through Co-digestion. *BioEnergy Research*, *15*(1), 602–616. https://doi.org/10.1007/s12155-021-10293-1

Wang, F., Hidaka, T., Tsuno, H., & Tsubota, J. (2012). Co-digestion of polylactide and kitchen garbage in hyperthermophilic and thermophilic continuous anaerobic process. *Bioresource Technology*, *112*, 67–74. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.064

Wang, M., Qian, Y., Zhu, Y., Yong, X., Jia, H., Wong, J. W. C., Wei, P., & Zhou, J. (2020). Enhancing the Performance and Stability of the Co-anaerobic Digestion of Municipal Sludge and Food Waste by Granular Activated Carbon Dosing. *Energy & Fuels*, *34*(12), 16284–16293. https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c03193

Wang, Y., Zhang, Y., Wang, J., & Meng, L. (2009). Effects of volátile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass and Bioenergy*, *33*(5), 848–853. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.01.007

Wang, Z., McDonald, A. G., Westerhof, R. J. M., Kersten, S. R. A., Cuba-Torres, C. M., Ha, S., Pecha, B., & Garcia-Perez, M. (2013). Effect of cellulose crystallinity on the formation of a liquid intermediate and on product distribution during pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *100*, 56–66. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.11.017

Wang, Z., Peng, X., Xia, A., Shah, A. A., Yan, H., Huang, Y., Zhu, X., Zhu, X., & Liao, Q. (2023). Comparison of machine learning methods for predicting the methane production from anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Energy*, *263*, 125883. https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.125883

Wautelet, T. (2018). *Exploring the role of independent retailers in the circular economy: A case study approach*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17085.15847

WBA- World Biogas Association. (2017). *World Biogas Association (2017) Market report—USA*.

Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., Hyde, K. J. W., Morelli, T. L., Morisette, J. T., Muñoz, R. C., Pershing, A. J., Peterson, D. L., Poudel, R., Staudinger, M. D., Sutton-Grier, A. E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J. F., & Whyte, K. P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of The Total Environment*, *733*, 137782. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137782

Wellinger, J. (2013). *The Biogas Handbook*. Elsevier. https://doi.org/10.1533/9780857097415

Wikandari, R. (2014). *Effect of fruit flavors on anaerobic digestion: Inhibitions and solutions*. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:hb:diva-3707

Wikandari, R., Millati, R., Cahyanto, M., & Taherzadeh, M. (2014). Biogas Production from Citrus Waste by Membrane Bioreactor. *Membranes*, *4*(3), 596–607. https://doi.org/10.3390/membranes4030596

Wilson, D. C., United Nations Environment Programme, & International Solid Waste Association. (2015). *Global waste management outlook*.

Wu, Y., Hu, W., Zhu, Z., Zheng, X., Chen, Y., & Chen, Y. (2023). Enhanced Volátile Fatty Acid Production from Food Waste Fermentation via Enzymatic Pretreatment: New Insights into the Depolymerization and Microbial Traits. *ACS ES&T Engineering*, *3*(1), 26–35. https://doi.org/10.1021/acsestengg.2c00219

Wyman, V., Serrano, A., Borja, R., Jiménez, A., Carvajal, A., Lenz, M., Bartacek, J., & Fermoso, F. G. (2019). Effects of barium on the pathways of anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, *232*, 397–403. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.065

Xiao, B., Qin, Y., Zhang, W., Wu, J., Qiang, H., Liu, J., & Li, Y.-Y. (2018). Temperature-phased anaerobic digestion of food waste: A comparison with single-stage digestions based on performance and energy balance. *Bioresource Technology*, *249*, 826–834. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.084

Xiao, Y., Zan, F., Zhang, W., & Hao, T. (2022). Alleviating nutrient imbalance of low carbon-to-nitrogen ratio food waste in anaerobic digestion by controlling the inoculum-to-substrate ratio. *Bioresource Technology*, *346*, 126342. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126342

Xu, F., & Li, Y. (2017). Biomass Digestion. En *Encyclopedia of Sustainable Technologies* (pp. 197–204). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10108-3

Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2018). Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, *247*, 1047–1058. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020

Xu, N., Liu, S., Xin, F., Zhou, J., Jia, H., Xu, J., Jiang, M., & Dong, W. (2019). Biomethane Production From Lignocellulose: Biomass Recalcitrance and Its Impacts on Anaerobic Digestion. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, *7*, 191. https://doi.org/10.3389/fbioe.2019.00191

Xu, Q., Liao, Y., Cho, E., & Ko, J. H. (2020). Effects of biochar addition on the anaerobic digestion of carbohydrate-rich, protein-rich, and lipid-rich substrates. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *70*(4), 455–467. https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1733133

Xu, Z., Zhao, M., Miao, H., Huang, Z., Gao, S., & Ruan, W. (2014). In situ volátile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, *163*, 186–192. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.037

Xue, X., Li, X., & Shimizu, N. (2023). Synthesis evaluation on thermophilic anaerobic co-digestion of tomato plant residue with cattle manure and food waste. *Resources, Environment and Sustainability*, *13*, 100119. https://doi.org/10.1016/j.resenv.2023.100119

Yadav, M., Paritosh, K., Pareek, N., & Vivekanand, V. (2019). Coupled treatment of lignocellulosic agricultural residues for augmented biomethanation. *Journal of Cleaner Production*, *213*, 75–88. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.142

Yang, L., Huang, Y., Zhao, M., Huang, Z., Miao, H., Xu, Z., & Ruan, W. (2015). Enhancing biogas generation performance from food wastes by high-solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, *105*, 153–159. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.09.005

Yarberry, A., Lansing, S., Luckarift, H., Diltz, R., Mulbry, W., & Yarwood, S. (2019). Effect of anaerobic digester inoculum preservation via lyophilization on methane recovery. *Waste Management*, *87*, 62–70. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.033

Yasim, N. S. E. M., & Buyong, F. (2023). Comparative of experimental and theoretical biochemical methane potential generated by municipal solid waste. *Environmental Advances*, *11*, 100345. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100345

Yazdanpanah, A., Ghasimi, D., Kim, M., Nakhla, G., Hafez, H., & Keleman, M. (2018). Impact of trace element supplementation on mesophilic anaerobic digestion of food waste using Fe-rich inoculum. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2832-2

Yilmaz, V. (2015). A straightforward method: Biochemical methane potential assay. *2015 International Conference on Renewable Energy Research and Applications (ICRERA)*, 148–150. https://doi.org/10.1109/ICRERA.2015.7418565

Yin, Y., Liu, Y.-J., Meng, S.-J., Kiran, E. U., & Liu, Y. (2016). Enzymatic pretreatment of activated sludge, food waste and their mixture for enhanced bioenergy recovery and waste volume reduction via anaerobic digestion. *Applied Energy*, *179*, 1131–1137. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.083

Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., & Tan, T. (2015). Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*, *78*, 527–530. https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.01.033

Yue, L., Cheng, J., Tang, S., An, X., Hua, J., Dong, H., & Zhou, J. (2021). Ultrasound and microwave pretreatments promote methane production potential and energy conversion during anaerobic digestion of lipid and food wastes. *Energy*, *228*, 120525. https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120525

Zakeri, B., Paulavets, K., Barreto-Gomez, L., Echeverri, L. G., Pachauri, S., Boza-Kiss, B., Zimm, C., Rogelj, J., Creutzig, F., Ürge-Vorsatz, D., Victor, D. G., Bazilian, M. D., Fritz, S., Gielen, D., McCollum, D. L., Srivastava, L., Hunt, J. D., & Pouya, S. (2022). Pandemic, War, and Global Energy Transitions. *Energies*, *15*(17), 6114. https://doi.org/10.3390/en15176114

Zan, F., & Hao, T. (2020). Sulfate in anaerobic co-digester accelerates methane production from food waste and waste activated sludge. *Bioresource Technology*, *298*, 122536. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122536

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

Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., & Tan, T. (2013). The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*, *129*, 170–176. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.138

Zhang, L., Lee, Y.-W., & Jahng, D. (2011). Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. *Bioresource Technology*, *102*(8), 5048–5059. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.082

Zhang, S., Zou, L., Wan, Y., Ye, M., Ye, J., Li, Y.-Y., & Liu, J. (2020). Using an expended granular sludge bed reactor for advanced anaerobic digestion of food waste pretreated with enzyme: The feasibility and its performance. *Bioresource Technology*, *311*, 123504. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123504

Zhou, M., Yan, B., Wong, J. W. C., & Zhang, Y. (2018). Enhanced volátile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. *Bioresource Technology*, *248*, 68–78. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.121

Zhu, X., Yellezuome, D., Liu, R., Wang, Z., & Liu, X. (2022). Effects of co-digestion of food waste, corn straw and chicken manure in two-stage anaerobic digestion on trace element bioavailability and microbial community composition. *Bioresource Technology*, *346*, 126625. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126625

Zoghlami, A., & Paës, G. (2019). Lignocellulosic Biomass: Understanding Recalcitrance and Predicting Hydrolysis. *Frontiers in Chemistry*, *7*, 874. https://doi.org/10.3389/fchem.2019.00874

ANEXO 1. BITACORA

	Title	Year	Authors	Search engine
1	Taxonomic and enzymatic basis of the cellulolytic microbial consortium KKU-MC1 and its application in enhancing biomethane production	2023	Wongfaed N., O-Thong S., Sittijunda S., Reungsang A.	SCOPUS
2	Casting Light on the Micro-Organisms in Digestate: Diversity and Untapped Potential	2023	Roopnarain A., Akindolire M.A., Rama H., Ndaba B.	
3	Thermophilic Anaerobic Digestion: An Advancement towards Enhanced Biogas Production from Lignocellulosic Biomass	2023	Singh R., Hans M., Kumar S., Yadav Y.K.	
4	Co-digestion of food waste and cellulose-based bioplastic: From batch to semi-continuous scale investigation	2023	Kosheleva A., Gadaleta G., De Gisi S., Heerenklage J., Picuno C., Notarnicola M., Kuchta K., Sorrentino A.	
5	Valorization of Fruit and Vegetable Waste by Anaerobic Digestion: Definition of Co-substrates and Inoculum	2023	de Quadros T.C.F., Sicchieri I.M., Perin J.K.H., Challiol A.Z., Bortoloti M.A., Fernandes F., Kuroda E.K.	
6	Anaerobic Co-Digestion of Wastes: Reviewing Current Status and Approaches for Enhancing Biogas Production	2022	González R., Peña D.C., Gómez X.	
7	Selection, composition, and validation of standard inoculum for anaerobic digestion assays	2022	Sicchieri I.M., de Quadros T.C.F., Bortoloti M.A., Fernandes F., Kuroda E.K.	
8	Enrichment and balancing of nutrients for improved methane production using three compositionally different agro-livestock wastes: Process performance and microbial community analysis	2022	Pan S., Zabed H.M., Li Z., Qi X., Wei Y.	
9	Pretreatment methods to enhance solubilization and anaerobic biodegradability of lignocellulosic biomass (wheat straw): Progress and challenges	2022	Mohammad Rahmani A., Gahlot P., Moustakas K., Kazmi A.A., Shekhar Prasad Ojha C., Tyagi V.K.	
10	Biomethane enhancement via plastic carriers in anaerobic co-digestion of agricultural wastes	2022	Faisal S., Salama E.-S., Hassan S.H.A., Jeon B.-H., Li X.	
11	Potential pre-treatment of lignocellulosic biomass for the enhancement of biomethane production through anaerobic digestion- A review	2022	Thamizhakaran Stanley J., Thanarasu A., Senthil Kumar P., Periyasamy K., Raghunandhakumar S., Periyaraman P., Devaraj K., Dhanasekaran A., Subramanian S.	
12	A review of recent advancements in pretreatment techniques of lignocellulosic materials for biogas production: Opportunities and Limitations	2022	Khan M.U., Usman M., Ashraf M.A., Dutta N., Luo G., Zhang S.	
13	Biogas Production and Microbial Communities of Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Animal Manures and Food Wastes in Costa Rica	2022	Murillo-Roos M., Uribe-Lorío L., Fuentes-Schweizer P., Vidaurre-Barahona D., Brenes-Guillén L., Jiménez I., Arguedas T., Liao W., Uribe L.	
14	Bioconversion of food and lignocellulosic wastes employing sugar platform: A review of enzymatic hydrolysis and kinetics	2022	Dharma Patria R., Rehman S., Vuppaladadiyam A.K., Wang H., Lin C.S.K., Antunes E., Leu S.-Y.	
15	Techniques for Quantifying Methane Production Potential in the Anaerobic Digestion Process	2022	Casallas-Ojeda M., Meneses-Bejarano S., Urueña-Argote R., Marmolejo-Rebellón L.F., Torres-Lozada P.	
16	Effects of organic loading rates on high-solids anaerobic digestion of food waste in horizontal flow reactor: Methane production, stability and mechanism	2022	Zhou H., Jiang J., Zhao Q., Li L., Wang K., Wei L.	
17	A comprehensive review on the pretreatment of lignocellulosic wastes for	2022	Poddar B.J., Nakhate S.P., Gupta R.K., Chavan A.R., Singh A.K., Khardenavis A.A., Purohit H.J.	

	improved biogas production by anaerobic digestion			
18	The role of iron-based nanoparticles (Fe-NPs) on methanogenesis in anaerobic digestion (AD) performance	2022	Jadhav P., Khalid Z.B., Zularisam A.W., Krishnan S., Nasrullah M.	
19	The Influence of Low-Temperature Food Waste Biochars on Anaerobic Digestion of Food Waste	2022	Świechowski K., Matyjewicz B., Telega P., Białowiec A.	
20	A review of response surface methodology for biogas process optimization	2022	Djimtoingar S.S., Derkyi N.S.A., Kuranchie F.A., Yankyera J.K.	
21	Advances in pretreatment of lignocellulosic biomass for bioenergy production: Challenges and perspectives	2022	Zhao L., Sun Z.-F., Zhang C.-C., Nan J., Ren N.-Q., Lee D.-J., Chen C.	
22	Insights into organic loading rates of anaerobic digestion for biogas production: a review	2022	Nkuna R., Roopnarain A., Rashama C., Adeleke R.	
23	Effects of lipase addition, hydrothermal processing, their combination, and co-digestion with crude glycerol on food waste anaerobic digestion	2021	Li X., Shimizu N.	
24	Assessment of petroleum-based plastic and bioplastics degradation using anaerobic digestion	2021	Nachod B., Keller E., Hassanein A., Lansing S.	
25	Methods of pretreatment and their impacts on anaerobic codigestion of multifeedstocks: A review	2021	Rabii A., Koupaie E.H., Aldin S., Dahman Y., Elbeshbishy E.	
26	Unravelling the anaerobic digestion 'black box': Biotechnological approaches for process optimization	2021	Roopnarain A., Rama H., Ndaba B., Bello-Akinosho M., Bamuza-Pemu E., Adeleke R.	
27	Optimization of biogas yield from lignocellulosic materials with different pretreatment methods: a review	2021	Olatunji K.O., Ahmed N.A., Ogunkunle O.	
28	Lignocellulosic Biomass Pretreatment for Enhanced Bioenergy Recovery: Effect of Lignocelluloses Recalcitrance and Enhancement Strategies	2021	Banu J R., Sugitha S., Kavitha S., Kannah R Y., Merrylin J., Kumar G.	
29	Enhancing methane production in anaerobic digestion through hydrogen assisted pathways – A state-of-the-art review	2021	D' Silva T.C., Isha A., Chandra R., Vijay V.K., Subbarao P.M.V., Kumar R., Chaudhary V.P., Singh H., Khan A.A., Tyagi V.K., Kovács K.L.	
30	Bioenergy from dairy manure: technologies, challenges and opportunities	2021	Zhu Q.-L., Wu B., Pisutpaisal N., Wang Y.-W., Ma K.-D., Dai L.-C., Qin H., Tan F.-R., Maeda T., Xu Y.-S., Hu G.-Q., He M.-X.	
31	Chemical methods for hydrolyzing dairy manure fiber: A concise review	2021	Cata Saady N.M., Rezaeitavabe F., Espinoza J.E.R.	
32	Influence of sodium bicarbonate (NaHCO3) on the methane generation potential of organic food waste	2021	Valença R.B., Santos L.A.D., Firmo A.L.B., Silva L.C.S.D., Lucena T.V.D., Santos A.F.D.M.S., Jucá J.F.T.	
33	Mitigation of acidogenic product inhibition and elevated mass transfer by biochar during anaerobic digestion of food waste	2021	Zhao D., Yan B., Liu C., Yao B., Luo L., Yang Y., Liu L., Wu F., Zhou Y.	
34	Improving anaerobic digestion mass balance calculations through stoichiometry and usual substrate characterization	2021	Moscoviz R., Jimenez J.	
35	A simplified model for simulating anaerobic digesters: Application to valorisation of bagasse and distillery spent wash	2021	Nagarajan S., Prasad Sarvothaman V., Knörich M., Ranade V.V.	
36	Estimating the methane potential of energy crops: An overview on types of data sources and their limitations	2021	Zhang Y., Kusch-Brandt S., Salter A.M., Heaven S.	
37	Biodegradation of Functionalized Nanocellulose	2021	Frank B.P., Smith C., Caudill E.R., Lankone R.S., Carlin K., Benware S., Pedersen J.A., Fairbrother D.H.	
38	Anaerobic co-digestion of organic fractions of municipal solid waste: Synergy	2021	Zhou Y., Huang K., Jiao X., Stanisavljevic N., Li L., Vujovic S., Peng X., Wang X.	

	study of methane production and microbial community			
39	A review on the impact of conductive nanoparticles (CNPs) in anaerobic digestion: Applications and limitations	2021	Jadhava P., Muhammad N., Bhuyar P., Krishnan S., Razak A.S.A., Zularisam A.W., Nasrullah M.	
40	Effects of anaerobic digestion of food waste on biogas production and environmental impacts: a review	2021	Chew K.R., Leong H.Y., Khoo K.S., Vo D.-V.N., Anjum H., Chang C.-K., Show P.L.	
41	Thermophilic co-digestion of blackwater and organic kitchen waste: Impacts of granular activated carbon and different mixing ratios	2021	Zhang Q., Li R., Guo B., Zhang L., Liu Y.	
42	Beneficial role of biochar addition on the anaerobic digestion of food waste: A systematic and critical review of the operational parameters and mechanisms	2021	Ambaye T.G., Rene E.R., Nizami A.-S., Dupont C., Vaccari M., van Hullebusch E.D.	
43	Kinetics assessment and modeling of biogas production by anaerobic digestion of food wastes and acclimated sewage sludge	2021	de Oliveira L.R.G., dos Santos Filho D.A., Fraga T.J.M., Jucá J.F.T., da Motta Sobrinho M.A.	
44	Cellulolytic and Xylanolytic Microbial Communities Associated With Lignocellulose-Rich Wheat Straw Degradation in Anaerobic Digestion	2021	Jensen M.B., de Jonge N., Dolriis M.D., Kragelund C., Fischer C.H., Eskesen M.R., Noer K., Møller H.B., Ottosen L.D.M., Nielsen J.L., Kofoed M.V.W.	
45	A review about pretreatment of lignocellulosic biomass in anaerobic digestion: Achievement and challenge in Germany and China	2021	Cai Y., Zheng Z., Schäfer F., Stinner W., Yuan X., Wang H., Cui Z., Wang X.	
46	Exploring the functional significance of novel cellulolytic bacteria for the anaerobic digestion of rice straw	2021	Kumar V., Rawat J., Patil R.C., Barik C.R., Purohit S., Jaiswal H., Fartyal N., Goud V.V., Kalamdhad A.S.	
47	Functions of bacteria and archaea participating in the bioconversion of organic waste for methane production	2021	Amin F.R., Khalid H., El-Mashad H.M., Chen C., Liu G., Zhang R.	
48	A comparative analysis of biogas production from tomato bio-waste in mesophilic batch and continuous anaerobic digestion systems	2021	Szilágyi Á., Bodor A., Tolvai N., Kovács K.L., Bodai L., Wirth R., Bagi Z., Szepesi Á., Markó V., Kakuk B., Bounedjoum N., Rákhely G.	
49	A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste	2021	Zamri M.F.M.A., Hasmady S., Akhiar A., Ideris F., Shamsuddin A.H., Mofijur M., Fattah I.M.R., Mahlia T.M.I.	
50	Obstacles faced by methanogenic archaea originating from substrate-driven toxicants in anaerobic digestion	2021	Cai Y., Zheng Z., Wang X.	
51	Thermal pre-treatment as a tool for energy recovery from food waste through anaerobic digestion. Effect on kinetic and physicochemical characteristics of the substrate	2021	Parra-Orobio B.A., Girón-Bol L.M., Gómez-Muñoz D.F., Marmolejo-Rebellón L.F., Torres-Lozada P.	
52	Biogas harvesting from anaerobically digested food waste: A review	2021	Sabiani N.H.M., Tajarudin H.A.	
53	System dynamics kinetic model for predicting biogas production in anaerobic condition: Preliminary assessment	2021	Momodu A.S., Adepoju T.D.	
54	Pretreatment of lignocelluloses for enhanced biogas production: A review on influencing mechanisms and the importance of microbial diversity	2021	Mirmohamadsadeghi S., Karimi K., Azarbaijani R., Parsa Yeganeh L., Angelidaki I., Nizami A.-S., Bhat R., Dashora K., Vijay V.K., Aghbashlo M., Gupta V.K., Tabatabaei M.	
55	Characterization of digestate microbial community structure following thermophilic anaerobic digestion with varying levels of green and food wastes	2020	Fernandez-Bayo J.D., Simmons C.W., VanderGheynst J.S.	
56	Effect of pasteurisation on methane yield from food waste and other substrates in anaerobic digestion	2020	Zhang Y., Kusch-Brandt S., Heaven S., Banks C.J.	

57	Effect of barium addition on hydrolytic enzymatic activities in food waste degradation under anaerobic conditions	2020	Ale F., Castro-Muñoz R., Barragán-Huerta B.E., Rodríguez-Nava O.	
58	Waste to energy: A focus on the impact of substrate type in biogas production	2020	Nwokolo N., Mukumba P., Obileke K., Enebe M.	
59	Current developments in lignocellulosic biomass conversion into biofuels using nanobiotechology approach	2020	Singhvi M., Kim B.S.	
60	A novel enrichment approach for anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Process performance enhancement through an inoculum habitat selection	2020	Ferraro A., Massini G., Mazzurco Miritana V., Rosa S., Signorini A., Fabbricino M.	
61	A meta-analysis of iron-based additives on enhancements of biogas yields during anaerobic digestion of organic wastes	2020	Ugwu S.N., Biscoff R.K., Enweremadu C.C.	
62	Enhancing the production of biogas through anaerobic co-digestion of agricultural waste and chemical pre-treatments	2020	Almomani F., Bhosale R.R.	
63	Treatment of cattle manure by anaerobic co-digestion with food waste and pig manure: Methane yield and synergistic effect	2020	Baek G., Kim D., Kim J., Kim H., Lee C.	
64	Intensification of biogas production using various technologies: A review	2020	Koniuszewska I., Korzeniewska E., Harnisz M., Czatzkowska M.	
65	Existing empirical kinetic models in Biochemical Methane Potential (BMP) testing, their selection and numerical solution	2020	Pererva Y., Miller C.D., Sims R.C.	
66	Improving inter-laboratory reproducibility in measurement of biochemical methane potential (BMP)	2020	Hafner S.D., de Laclos H.F., Koch K., Holliger C.	
67	Stable biogas production from single-stage anaerobic digestion of food waste	2020	Shamurad B., Sallis P., Petropoulos E., Tabraiz S., Ospina C., Leary P., Dolfing J., Gray N.	
68	Pretreatment strategies for enhanced biogas production from lignocellulosic biomass	2020	Abraham A., Mathew A.K., Park H., Choi O., Sindhu R., Parameswaran B., Pandey A., Park J.H., Sang B.-I.	
69	A comprehensive review on recent biological innovations to improve biogas production, Part 2: Mainstream and downstream strategies	2020	Tabatabaei M., Aghbashlo M., Valijanian E., Kazemi Shariat Panahi H., Nizami A.-S., Ghanavati H., Sulaiman A., Mirmohamadsadeghi S., Karimi K.	
70	A comprehensive review on recent biological innovations to improve biogas production, Part 1: Upstream strategies	2020	Tabatabaei M., Aghbashlo M., Valijanian E., Kazemi Shariat Panahi H., Nizami A.-S., Ghanavati H., Sulaiman A., Mirmohamadsadeghi S., Karimi K.	
71	Performance of Coupling an Aerobic Pre-treatment Prior to a Solid-State Anaerobic Digestion of Food Waste	2020	Fisgativa H., Debled M., Tremier A.	
72	Anaerobic co-digestion of food waste with pretreated yard waste: A comparative study of methane production, kinetic modeling and energy balance	2020	Panigrahi S., Sharma H.B., Dubey B.K.	
73	The role of biochar to enhance anaerobic digestion: A review	2020	Tang S., Wang Z., Liu Z., Zhang Y., Si B.	
74	New model of hydrolysis in the anaerobic co-digestion of bovine manure with vegetable waste: Modification of anaerobic digestion model no. 1 [Nuevo modelo de hidrólisis en la co-digestión de estiércol de vaca con residuos vegetales: Una modificación del anaerobic digest ion model no. 1]	2020	Rivas-García P., Botello-Álvarez J.E., Miramontes-Martínez L.R., Cano-Gómez J.J., Rico-Martínez R.	
75	Biogas production from kitchen waste acquired from comsats university islamabad, abbottabad campus (A pilot study)	2020	Pervez R., Raja I., Mahmood Q., Shah F.A., Wang Y.	

76	Production of Biofuels from Animal Bedding: Biogas or Bioethanol? Influence of Feedstock Composition on the Process Layout	2019	Victorin M., Sanchis-Sebastiá M., Davidsson Å., Wallberg O.	
77	Particle size reduction of rice straw enhances methane production under anaerobic digestion	2019	Dai X., Hua Y., Dai L., Cai C.	
78	A review on anaerobic digestion of lignocellulosic wastes: Pretreatments and operational conditions	2019	Sayara T., Sánchez A.	
79	A review on biochar-mediated anaerobic digestion with enhanced methane recovery	2019	Qiu L., Deng Y.F., Wang F., Davaritouchaee M., Yao Y.Q.	
80	Biomethane production through anaerobic co-digestion with Maize Cob Waste based on a biorefinery concept: A review	2019	Surra E., Bernardo M., Lapa N., Esteves I.A.A.C., Fonseca I., Mota J.P.B.	
81	Pretreatment of Lignocellulosic Biomass Using Vortex-Based Devices for Cavitation: Influence on Biomethane Potential	2019	Nagarajan S., Ranade V.V.	
82	Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives	2019	Mirmohamadsadeghi S., Karimi K., Tabatabaei M., Aghbashlo M.	
83	Evaluation of the methane potential of different agricultural and food processing substrates for improved biogas production in rural areas	2019	Garcia N.H., Mattioli A., Gil A., Frison N., Battista F., Bolzonella D.	
84	Valorisation of the selectively collected organic fractions of municipal solid waste in anaerobic digestion	2019	Bernat K., Cydzik-Kwiatkowska A., Zielińska M., Wojnowska-Baryła I., Wersocka J.	
85	Overcoming yard waste recalcitrance through four different liquid hot water pretreatment techniques – Structural evolution, biogas production and energy balance	2019	Panigrahi S., Sharma H.B., Dubey B.K.	
86	Application of nano-structured materials in anaerobic digestion: Current status and perspectives	2019	Baniamerian H., Isfahani P.G., Tsapekos P., Alvarado-Morales M., Shahrokhi M., Vossoughi M., Angelidaki I.	
87	Addressing the synergy determination in anaerobic co-digestion and the inoculum activity impact on BMP test	2019	Donoso-Bravo A., Ortega V., Lesty Y., Bossche H.V., Olivares D.	
88	Microbial anaerobic digestion: process dynamics and implications from the renewable energy, environmental and agronomy perspectives	2019	Manyi-Loh C.E., Mamphweli S.N., Meyer E.L., Okoh A.I.	
89	Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007 and 2018	2019	Ohemeng-Ntiamoah J., Datta T.	
90	Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review	2019	Li Y., Chen Y., Wu J.	
91	A review of biochar properties and their roles in mitigating challenges with anaerobic digestion	2019	Masebinu S.O., Akinlabi E.T., Muzenda E., Aboyade A.O.	
92	Trace elements effect on hydrolytic stage towards biogas production of model lignocellulosic substrates	2019	Wyman V., Serrano A., Fermoso F.G., Villa Gomez D.K.	
93	Enzymatic pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biomethane production-A review	2019	Hosseini Koupaie E., Dahadha S., Bazyar Lakeh A.A., Azizi A., Elbeshbishy E.	
94	Effects of barium on the pathways of anaerobic digestion	2019	Wyman V., Serrano A., Borja R., Jiménez A., Carvajal A., Lenz M., Bartacek J., Fermoso F.G.	
95	Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects	2019	Zhang L., Loh K.-C., Zhang J.	

96	Biomethane production from lignocellulose: Biomass recalcitrance and its impacts on anaerobic digestion	2019	Xu N., Liu S., Xin F., Zhou J., Jia H., Xu J., Jiang M., Dong W.	
97	Microbial pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biomethanation and waste management	2018	Mishra S., Singh P.K., Dash S., Pattnaik R.	
98	Simultaneous biogas upgrading and biochemicals production using anaerobic bacterial mixed cultures	2018	Omar B., Abou-Shanab R., El-Gammal M., Fotidis I.A., Kougias P.G., Zhang Y., Angelidaki I.	
99	Use of trace elements addition for anaerobic digestion of brewer's spent grains	2018	Bougrier C., Dognin D., Laroche C., Cacho Rivero J.A.	
100	Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges	2018	Tyagi V.K., Fdez-Güelfo L.A., Zhou Y., Álvarez-Gallego C.J., Garcia L.I.R., Ng W.J.	
101	Prospects for pretreatment methods of lignocellulosic waste biomass for biogas enhancement: opportunities and challenges	2018	Ahmad S., Pathak V.V., Kothari R., Singh R.P.	
102	Effect of glucose and cellulase addition on wet-storage of excessively wilted maize stover and biogas production	2018	Guo J., Cui X., Sun H., Zhao Q., Wen X., Pang C., Dong R.	
103	Use of tannery wastewater as an alternative substrate and a pre-treatment medium for biogas production	2018	Vazifehkhoran A.H., Shin S.G., Triolo J.M.	
104	Anaerobic co-digestion of food waste and FOG with sewage sludge–realising its potential in Ireland	2018	Awe O.W., Zhao Y., Nzihou A., Pham Minh D., Lyczko N.	
105	Methods for determining the methane generation potential and methane generation rate constant for the FOD model: a review	2018	Park J.-K., Chong Y.-G., Tameda K., Lee N.-H.	
106	Methane recovery from anaerobic digestion of urea-pretreated wheat straw	2018	Yao Y., Bergeron A.D., Davaritouchaee M.	
107	Improvement of wheat straw anaerobic digestion through alkali pre-treatment: Carbohydrates bioavailability evaluation and economic feasibility	2017	Romero-Güiza M.S., Wahid R., Hernández V., Møller H., Fernández B.	
108	Mini review: Update on bioaugmentation in anaerobic processes for biogas production	2017	Nzila A.	
109	Anaerobic digestion of grass: the effect of temperature applied during the storage of substrate on the methane production	2017	Míchal P., Švehla P., Plachý V., Tlustoš P.	
110	The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion	2017	Fagbohungbe M.O., Herbert B.M.J., Hurst L., Ibeto C.N., Li H., Usmani S.Q., Semple K.T.	
111	**Principles and Development of Lignocellulosic Biomass Pretreatment for Biofuels**	2017	Zheng Y., Shi J., Tu M., Cheng Y.-S.	
112	**White-rot fungi pretreatment combined with alkaline/oxidative pretreatment to improve enzymatic saccharification of industrial hemp**	2017	Xie C., Gong W., Yang Q., Zhu Z., Yan L., Hu Z., Peng Y.	
113	Changes in composition, cellulose degradability and biochemical methane potential of Miscanthus species during the growing season	2017	Peng X., Li C., Liu J., Yi Z., Han Y.	
114	Extrusion and enzymatic hydrolysis as pretreatments on corn cob for biogas production	2017	Pérez-Rodríguez N., García-Bernet D., Domínguez J.M.	
115	Dry semi-continuous anaerobic digestion of food waste in the mesophilic and thermophilic modes: New aspects of sustainable management and energy recovery in South Korea	2017	Nguyen D.D., Chang S.W., Cha J.H., Jeong S.Y., Yoon Y.S., Lee S.J., Tran M.C., Ngo H.H.	

116	Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review	2016	Campuzano R., González-Martínez S.	
117	Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste	2016	Krause M.J., W. Chickering G., Townsend T.G., Reinhart D.R.	
118	Improvement of anaerobic degradation by white-rot fungi pretreatment of lignocellulosic biomass: A review	2016	Rouches E., Herpoël-Gimbert I., Steyer J.P., Carrere H.	
119	Near-Infrared Spectroscopy for Determination of the Biochemical Methane Potential: State of the Art	2016	Ward A.J.	
120	**Linking pyrolysis and anaerobic digestion (Py-AD) for the conversion of lignocellulosic biomass**	2016	Fabbri D., Torri C.	
121	Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion	2016	Fisgativa H., Tremier A., Dabert P.	
122	An analysis of single and two stage, mesophilic and thermophilic high rate systems for anaerobic digestion of corn stalk	2016	Meng Y., Jost C., Mumme J., Wang K., Linke B.	
123	The effect of magnesium as activator and inhibitor of anaerobic digestion	2016	Romero-Güiza M.S., Mata-Alvarez J., Chimenos J.M., Astals S.	
124	Presence and role of anaerobic hydrolytic microbes in conversion of lignocellulosic biomass for biogas production	2015	Azman S., Khadem A.F., Van Lier J.B., Zeeman G., Plugge C.M.	
125	Instrumentation and control of anaerobic digestion processes: a review and some research challenges	2015	Jimenez J., Latrille E., Harmand J., Robles A., Ferrer J., Gaida D., Wolf C., Mairet F., Bernard O., Alcaraz-Gonzalez V., Mendez-Acosta H., Zitomer D., Totzke D., Spanjers H., Jacobi F., Guwy A., Dinsdale R., Premier G., Mazhegrane S., Ruiz-Filippi G., Seco A., Ribeiro T., Pauss A., Steyer J.-P.	
126	Using feature objects aided strategy to evaluate the biomethane production of food waste and corn stalk anaerobic co-digestion	2015	Zhou Q., Yuan H., Liu Y., Zou D., Zhu B., Chufo W.A., Jaffar M., Li X.	
127	Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass	2015	Yang L., Xu F., Ge X., Li Y.	
128	Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis	2015	Shah F.A., Mahmood Q., Rashid N., Pervez A., Raja I.A., Shah M.M.	
129	Mild alkaline pre-treatments loosen fibre structure enhancing methane production from biomass crops and residues	2014	Di Girolamo G., Bertin L., Capecchi L., Ciavatta C., Barbanti L.	
130	Performance assessment of two-stage anaerobic digestion of kitchen wastes	2014	Zhang B., He P.-J.	
131	Do furanic and phenolic compounds of lignocellulosic and algae biomass hydrolyzate inhibit anaerobic mixed cultures? A comprehensive review	2014	Monlau F., Sambusiti C., Barakat A., Quéméneur M., Trably E., Steyer J.-P., Carrère H.	
132	Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production	2014	Zhang C., Su H., Baeyens J., Tan T.	
133	Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production	2014	Zheng Y., Zhao J., Xu F., Li Y.	
134	Morphological structures of wheat straw strongly impacts its anaerobic digestion	2014	Motte J.-C., Escudié R., Beaufils N., Steyer J.-P., Bernet N., Delgenès J.-P., Dumas C.	
135	Biogas production from wheat straw: Community structure of cellulose-degrading bacteria	2013	Sun L., Müller B., Schnürer A.	
136	Effects of inoculum to substrate ratio, substrate mix ratio and inoculum source on batch co-digestion of grass and pig manure	2013	Dechrugsa S., Kantachote D., Chaiprapat S.	
137	The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review	2012	Carlsson M., Lagerkvist A., Morgan-Sagastume F.	

138	Selection of inocula conditioning methodologies for the anaerobic digestion of food waste	2019	Parra-Orobio, Brayan Alexis, Nieto-Mendoza, Melkin, Rivera-Henao, Diego, Manyoma-Velásquez, Pablo Cesar, Torres-Lozada, Patricia	**SciELO**
139	Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano	2019	Parra-Orobio, Brayan Alexis, Vásquez-Franco, Carlos, Torres-López, Wilmar Alexander, Marmolejo-Rebellón, Luis Fernando, Torres-Lozada, Patricia	
140	Evaluación de la digestión y co-digestión anaerobia de residuos de comida y de poda en bioreactores a escala laboratorio	2017	Solarte Toro, Juan Camilo, Mariscal Moreno, Juan Pablo, Aristizábal Zuluaga, Beatriz Helena	
141	Anaerobic digestion of food waste. Predicting of methane production by comparing kinetic models	2017	Parra-Orobio, Brayan A., Donoso-Bravo, Andrés, Torres-Lozada, Patricia	
142	Grass from public green spaces an alternative source of renewable energy in tropical countries	2016	Cadavid-Rodríguez, Luz Stella, Bolaños-Valencia, Ingrid Vanessa	
143	Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos	2016	Cárdenas-Cleves, Lina Marcela, Parra-Orobio, Brayan Alexis, Torres-Lozada, Patricia, Vásquez-Franco, Carlos Humberto	
144	Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares	2016	Sánchez-Reyes, Claudian, Patiño-Iglesias, María Eugenia, Alcántara-Flores, José Luis, Reyes-Ortega, Yasmi, Pérez-Cruz, María Ana, Ortíz-Muñoz, Esiquio	
145	Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia	2015	González-Sánchez, María E., Pérez-Fabiel, Sergio, Wong-Villarreal, Arnoldo, Bello-Mendoza, Ricardo, Yañez-Ocampo, Gustavo	
146	Aprovechamiento de residuos orgánicos para la producción de energía renovable en una ciudad colombiana	2015		**Publindex**
147	Digestión anaerobia de residuos de poda como alternativa para disminuir emisiones de gases de efecto invernadero en rellenos sanitarios	2015		
148	Selection of inocula conditioning methodologies for the anaerobic digestion of food waste	2019		
149	Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos	2016		
150	Evaluación de la digestión y co-digestión anaerobia de residuos de comida y de poda en bioreactores a escala laboratorio	2017		
151	Pasto de las áreas verdes públicas como fuente alternativa de energía renovable en países tropicales	2016		
152	Rutas y retos para la valorización de biogás	2017		
153	Influence of Particle Size and Temperature on Methane Production From Fique's Bagasse	2012		
154	Digestión anaerobia de residuos de alimentos. Predicción de la producción de metano mediante la comparación de modelos cinéticos	2017		
155	Jerarquización de tecnologías para el aprovechamiento industrial del subproducto de la digestión anaerobia del bagazo de fque	2012		
156	Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos	2016		
157	Evaluación técnico económica de la producción de biogás a partir de la	2020		

	digestión anaeróbica de desechos de alimentos			
158	El modelo de buswell. Aplicación y comparación. Principales factores que influyen en su aplicación	2016		
159	Estudio comparativo de la etapa metanogénica de la digestión anaerobia para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos municipales de frutas y verduras	2012		
160	Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos	2016		
161	Evaluación de la producción de biogás a partir de residuos orgánicos putrescibles en la ciudad de México	2014		
162	ANAEROBIC DIGESTION OF FIQUE BAGASSE: AN ENERGY ALTERNATIVE	2014		
163	Influence of the mixing ratio on the anaerobic co-digestion of municipal biowaste with domestic wastewater sludge on methane production.	2016		
164	Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano	2019		
165	Residuos urbanos, agrícolas y pecuarios en el contexto de las biorrefinerías	2019		
166	Physicochemical and microbiological monitoring of anaerobic digestion at laboratory and low cost tubular digester	2019		
167	"Recovering biomethane and nutrients from anaerobic digestion of water hyacinth (Eichhornia crassipes) and its co-digestion with fruit and vegetable waste" .	2016		
168	Effect assessment of temperature on Biogas Production from bovine rumen and banana (Musa acuminata) stem undergoing anaerobic codigestion	2012		
169	Techno-Economic and Environmental Analysis of Biogas Production from Plantain Pseudostem Waste in Colombia	2019		
170	Agricultural Waste Management Through Energy Producing Biorefineries: The Colombian Case	2016		
171	Particle size, inoculum-to-substrate ratio and nutrient media effects on biomethane yield from food wast	2019		

ANEXO 2. CARACTERIZACIÓN MUESTRAS

Caracterización de las muestras: sustrato (1), inóculo (2) y condiciones operacionales (3)

Numero	Muestra	Sustrato	Origen	icion fisica	Concentracion Sustrato Total		Mezcla	S/I		Tamaño de particula (mm)	Humedad (%)	Ph	AT (mg CaCO3/L)	AB (mg CaCO3/L)	AGV (mg/L)	DQOt (mg/L o g/kg)	DQO f (mg/L)	DBO (mg/L)	ST (mg/L o g/kg)	SV (mg/L)	COT (mg/kg)
1	1.01	RA agro industriales	Agroindustrias en Asturias, España (zona central-cidrera)	Residuos de manzanas	3	g SV/L	100	0.25	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	3.3	NE	NE	NE	207.7	NE	NE	148.1	NE	NE
	1.02				6			0.5													
	1.03				9			0.75													
	1.04				12			1													
	1.05				18			1.5													
	1.06			Residuos lipidos de lacteos	3			0.25			NE	6.7	NE	NE	NE	90.5	NE	NE	72.1	NE	NE
	1.07				6			0.5													
	1.08				9			0.75													
	1.09				12			1													
	1.1				18			1.5													
2	2.01	RA	Instalaciones de Dufferin Organics Processing en	NE	NE		100	0.25	g DQO sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	4.6	NE	NE	2600	113000	60300	NE	48400	27900	NE
	2.02							0.5										NE			
	2.03							1										NE			
	2.04							0.25										NE			
	2.05							0.5										NE			
	2.06							1										NE			
3	3.01	RA	Restaurante Instituto Nacional de Estudios	NE	2.4	g SV /L	100	NE		5	NE	3.65	NE	NE	2074	101200	33700	NE	76.2	72.1	NE
	3.02																				
	3.03																				
4	4.01	RA separados en la fuente	Restaurante de la Universidad	NE	NE	NE	100	NE	NE	<2	NE	4.91	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	4.02																				
5	5.01	RA y poda	Restaurante de Bucaramanga y poda de la Universidad Nacional de Colombia	NE	NE	g ST/L	0:100	0	0	<1	11.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	5.02						100:0				71	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE	NE
	5.03						60:40				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE	NE
6	6.01	BL	Universidad Agricola de Hunan, Ciudad Changsha, China	M. sinensis	NE	g SV sustrato/ L	100	2	g SV sustrato/ g SV inoculo	<0.5	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	6.02																				
	6.03																				
	6.04																				
	6.05			M. floridulus			100														
	6.06																				
	6.07																				
	6.08																				
	6.09			Miscanthus x giganteus			100														
	6.1																				
	6.11																				
	6.12																				
	6.13			M. lutarioriparius			100														
	6.14																				
	6.15																				
	6.16																				
7	7.01	RA (procesados)	Restaurante Universitario (University of Missouri)	NE	0.014	L	100	0.42	g DQO sustrato/ g SV inoculo	Licuado con 60mL agua		7.32			NE	21100	2870		33400	23200	NE
	7.02				0.037	L		1.42				6.8			NE	23400	4130		34100	24800	NE
	7.03				0.06	L		3				6.3			NE	28800	6340		34600	25000	NE
8	8.01	RA	Fraccion organica RSM de Suecia	Frutas y Vegetales- 67% Pasteleria y panaderia- 11% Carnes - 14% Lacteos- 8%	6	g SV/L	100	0.5	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	74	5.7	3	6	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	8.02										74	5.2	3	22							
	8.03										70	5.7	3	6							
	8.04										71	5.3	3	22							
	8.05										75	4.9	7	22							
	8.06										71	5.7	7	22							
	8.07										74	5.1	10	22							
	8.08										72	6.5	10	22							
	8.09										73	5.7	14	6							
	8.1										75	4.9	14	22							
	8.11										72	5.6	14	6							
	8.12										61	7	14	22							
	8.13										74	5.7	21	6							
	8.14										73	4.5	21	22							
	8.15										71	5.7	21	6							
	8.16										37	6.8	21	22							
9	9.01	RA: Vegetales y frutas	Mercado municipal Foz de Iguazu, Brasil	43% residuos de frutas 57% residuos de vegetales	1	g SV/L	100	0.24	g SV sustrato/ g SV inoculo	<2	NE	4.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.02							0.26			NE	4.2	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.03							0.25			NE	4.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.04							0.28			NE	4.2	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.05							0.30			NE	4.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.06							0.27			NE	4.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.07							0.31			NE	4.5	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.08							0.31			NE	3.9	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.09							0.32			NE	4.2	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.1							0.31			NE	4.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.11							0.31			NE	4	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	9.12							0.31			NE	4	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
10	10.01	Residuos de poda	Indian Institute of Technology	grass (33% w/w), dry leaves (65%	NE	NE	100	2	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	6.15	NE	NE	363.75	NE	189.35	NE	NE	NE	NE
	10.02										NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
11	11.01	BL	NE	Cascara de arroz	NE	NE	100	NE	NE	0.01	0	NE	NE	NE	NE	923	NE	NE	NE	NE	NE
	11.02	BL		Cascara de girasol												NE	NE	NE	NE	NE	NE
	11.03	RA		Hojas de zanahora												258	NE	NE	NE	NE	NE
	11.04	RA		Cascara de papas												175	NE	NE	NE	NE	NE
	11.05	RA		Cascara de cebolla												15	NE	NE	NE	NE	NE
	11.06	RA		Hojas de radicchio												34	NE	NE	NE	NE	NE
	11.07	RA		Semillas de uva												758	NE	NE	NE	NE	NE
	11.08	RA		Residuos de manzanas												580	NE	NE	NE	NE	NE
	11.09	RA		Residuos de Tomate												380	NE	NE	NE	NE	NE
	11.1	RA		Residuos de limon												692	NE	NE	NE	NE	NE
12	12.01	RA crudos (1) con jacinta de	Cafeteria y jardines Universidad Pontificia Bolivariana,	Carbohidratos (cascaras de vegetales y tuberculos)- NE Frutas citricas- NE Frutas no citricas- NE			40:60			<2	NE	6.71	NE	NE	NE	12000	NE	NE	NE	NE	NE
	12.02						30:70				NE	6.39	NE	NE	NE	7360	NE	NE	NE	NE	NE
	12.03	RA crudos (1) con residuos de					40:60				NE	6.56	NE	NE	NE	7600	NE	NE	NE	NE	NE
	12.04						30:70				NE	6.45	NE	NE	NE	8640	NE	NE	NE	NE	NE
	12.05	RA crudos					100				85.99	4.66	NE	NE	1521.8	22384	NE	13744	14.68	13.21	NE
	12.06	Jacinta de agua					100				93.19	5.11	NE	NE	321.4	6207	NE	1134.2	6.98	5.43	NE
	12.07	Residuos de poda					100				74.36	5.83	NE	NE	150.04	1628.4	NE	936.6	33.65	30.1	NE
13	21.01	RA	Cascara de frutas Laboratorio de nutricion Centro Universitario de Tonalá	Mango, papaya, platano, piña, sandia en iguales proporciones	3.6	L	100:00	9	L sustrato/ L inoculo	5	33.5	5.8	NE	NE	NE	45100	NE	NE	136.7	135.9	NE
	21.02	Lirio de Agua	Presa del Cajon, Guadalajara, Mexico	Bulbos de Eichhornia crassipes			100			<40	7.8	6.8	NE	NE	NE	29480	NE	NE	17.2	15.66	NE
	21.03	RA (1) + Lirio de agua (2)	Ambos	Ambos			NE			5-40	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
14	1.01	RA (1)+ Paja de trigo (2)	Universidad Newcastle, Reino Unido	79% cooked food leftovers (such as rice 13.6%, meat 1.5%, beans 5.6%, fat 1.4% etc.)	NE		100:00	0.5	g SV sustrato/ g SV inoculo	1	NE	4.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	14.02						100:00				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	14.03						75:25				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	14.04						75:25				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	14.05						50:50				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	14.06						50:50				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
15	15.01	RA	Cwm Harry Estates, Newtown	NE	NE	NE	100	0.25	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	4.7	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	15.02										NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	15.03	Cascara de papa	Forest Products Ltd, Dorset	Cascaras sin procesar			100				NE	8.12	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	15.04										NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
16	16.01	RA (1) y glicerol (2)	central restaurant of Hokkaido University y Revo International Co., Ltd. (Kyoto, Japan)	NE	NE		100	1.54	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	16.02						100				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	16.03						100				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	16.04						100				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	16.05						95:5				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	16.06						90:10				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	16.07						85:15				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
17	17.01	RA de frutas(2) y Residuos de macroalgas marinas (1)	Playa Marbelo en Vila Nova de Gaia, Portugal	Varias especies de macroalgas (1) Cascaras de manzanas y	10	g	70:30	66.66	g sustrato/ L inoculo	<1	NE	6.97	NE	NE	NE	23385	NE	NE	NE	NE	NE
	17.02						60:40				NE	6.92	NE	NE	NE	28776	NE	NE	NE	NE	NE
	17.03						50:50				NE	6.89	NE	NE	NE	34363	NE	NE	NE	NE	NE
	17.04						40:60				NE	6.9	NE	NE	NE	32238	NE	NE	NE	NE	NE
	17.05						0:100				NE	6.96	NE	NE	NE	44673	NE	NE	NE	NE	NE
18	18.01	RA	Cafeteria instituto de investigacion Bioplastico de acido poliactico (1) Bioplastico de polihidroxoal anoato	Vegetales- 40% frutas-15% cocinados- 45%	2	g DQO/L	100	0.5	g DQO sustrato/ g SV inoculo	<5	NE	NE	NE	NE	NE	114.5	NE	NE	85.7	81.9	NE
	18.02	Bioplastico 1					100				NE	NE	NE	NE	NE	1.3	NE	NE	0.99	0.98	NE
	18.03	Bioplastico 2					100				NE	NE	NE	NE	NE	1.5	NE	NE	0.99	0.98	NE
	18.04	RA+Bioplastico 1					95%: 5%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.05	RA+Bioplastico 1					95%: 5%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.06	RA+Bioplastico 2					90%:10%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.07	RA+Bioplastico 2					90%:10%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.08	RA					100				NE	NE	NE	NE	NE	114.5	NE	NE	85.7	81.9	NE
	18.09	Bioplastico 1					100				NE	NE	NE	NE	NE	1.3	NE	NE	0.99	0.98	NE
	18.1	Bioplastico 2					100				NE	NE	NE	NE	NE	1.5	NE	NE	0.99	0.98	NE
	18.11	RA+Bioplastico 1					95%: 5%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.12	RA+Bioplastico 1					95%: 5%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.13	RA+Bioplastico 2					90%:10%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	18.14	RA+Bioplastico 2					90%:10%				NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
19	19.01	RA	Granja de Bayas Sunny Ridge en Queensland, Australia	Residuos de frutas de bayas	NE		100	0.5	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	85.1	3.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	19.02																				
	19.03																				
	19.04																				
	19.05																				
	19.06																				
	19.07																				
	19.08																				
	19.09																				
	19.1																				
	19.11																				
	19.12																				

Muestra	CONDICIONES INICIALES DEL SUSTRATO															% ELEMENTAL					ALMACENAMIENTO			PRETRATAMIENTO TERMICO		
	C oxidable (mg/kg)	N total (mg/kg)	N amoniacal (mg/L)	C/N	P total (mg/kg)	K (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Co (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Proteinas (% o g/kg)	Fibra cruda (%)	Celulosa (%)	Extracto etereo (%)	Carbohidratos (%)	Lignina (%)	C	H	O	N	S	Tiempo (d)	Temp ©	Material	Tiempo (min)	Temp ©	Comentario
1.01–1.05	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	49.3	6.7	40.1	1.2	1	NE	NE	NE	NE	NE	NE
1.06–1.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	43.9	7.1	15.7	4	0.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE
2.01–2.06	NE	NE	1670	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
3.01–3.03	NE	NE	203	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	4	NE	NE	NE	NE
4.01–4.02	NE	2650	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	4	NE	NE	NE	NE
5.01	NE	NE	NE	27	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	26.9	NE	48.6	24.5	44.7	5.9	35.9	2.7	0.2	NE	3	NE	NE	60	Para evitar la formación de hongos, facilitar su almacenamiento y propiciar iguales características a las muestras, los residuos de poda fueron sometidos a un proceso de secado a 60°C hasta alcanzar peso constant
5.02	NE+	NE	NE	19	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	48.3	6.8	39	2.1	0.2	NE	3	NE	No hubo		
5.03	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	75.52	10.74	60.94	4.12	0.72	NE	3				
6.01	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	51.9	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	60 d cultivandose
6.02												48.6														100 d cultivandose
6.03												50.7														140 d cultivandose
6.04												46.2														180 d cultivandose
6.05												49.1														60 d cultivandose
6.06												51.6														100 d cultivandose
6.07												50.7														140 d cultivandose
6.08												45.2														180 d cultivandose
6.09												47.2														60 d cultivandose
6.1												51.4														100 d cultivandose
6.11												52.7														140 d cultivandose
6.12												54.2														180 d cultivandose
6.13												51.4														60 d cultivandose
6.14												51.2														100 d cultivandose
6.15												52.4														140 d cultivandose
6.16												50.4														180 d cultivandose
7.01	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	No hubo		
7.02	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE			
7.03	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE			
8.01	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	19.8	NE	NE	13.8	58.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	3	6	Plastico	No hubo		
8.02																					3	22	Plastico			
8.03																					3	6	Papel			
8.04																					3	22	Papel			
8.05																					7	22	Plastico			
8.06																					7	22	Papel			
8.07																					10	22	Plastico			
8.08																					10	22	Papel			
8.09																					14	6	Plastico			
8.1																					14	22	Plastico			
8.11																					14	6	Papel			
8.12																					14	22	Papel			
8.13																					21	6	Plastico			
8.14																					21	22	Plastico			
8.15																					21	6	Papel			
8.16																					21	22	Papel			
9.01	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	17	NE	15.3	1.4	61	5.3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	4	NE	NE	60	Hasta secarse
9.02	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	9.6	NE	15.5	1.5	68.1	5.3	NE	NE	NE	NE	NE						
9.03	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	20.5	NE	15.7	2.3	56.6	4.9	NE	NE	NE	NE	NE						
9.04	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	17.5	NE	17.1	1.2	60.4	3.9	NE	NE	NE	NE	NE						
9.05	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	15.3	NE	26.9	10.4	36.9	10.5	NE	NE	NE	NE	NE						
9.06	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	25.5	NE	23.1	4	35.4	12	NE	NE	NE	NE	NE						
9.07	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	18.9	NE	16.7	2.8	53.7	7.9	NE	NE	NE	NE	NE						
9.08	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	21.7	NE	17.6	3.5	52.1	5.1	NE	NE	NE	NE	NE						
9.09	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	12.3	NE	14.1	1	67.3	5.3	NE	NE	NE	NE	NE						
9.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	12.4	NE	13.8	1.8	65.9	6.1	NE	NE	NE	NE	NE						
9.11	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	9.8	NE	13.8	1.5	71.9	3	NE	NE	NE	NE	NE						
9.12	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	9.9	NE	15.6	22.3	44.6	7.6	NE	NE	NE	NE	NE						
10.01	NE	NE	NE	49.73	NE	NE	NE	NE	NE	NE	25.05	38.01	NE	NE	19.77	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	Plastico	No hubo	No hubo	No hubo
10.02	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				1.5	140	Microondas
11.01–11.1 (each row)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	-18	NE	NE	NE	Secado
12.01	NE	NE	NE	48	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
12.02	NE	NE	NE	38	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
12.03	NE	NE	NE	34	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
12.04	NE	NE	NE	199	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
12.05	NE	NE	NE	43	5.47	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
12.06	NE	NE	NE	19	32.18	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
12.07	NE	NE	NE	14	2.1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
21.01	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	1	30	NE	180	70	Pretratamiento termico basico
21.02	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	0.72	NE	32.4	0.1	42.5	8.5	NE	NE	NE	NE	NE	1	30	NE	180	70	Pretratamiento Termico- Organosolvente
21.03	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	1	30	NE	180	70	Ambos
1.01	NE	NE	NE	13.6	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	44.8	NE	NE	3.3	0.3	NE	5	Plastico	NE	60	Secado
14.02–14.06 (each row)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE						
15.01	NE	NE	NE	13.6	NE	NE	NE	NE	NE	235	38.1	50.4	151.2	508.9	16.4	47.9	7.03	34.3	3.42	0.15	NE	3	NE	No hubo	No hubo	No hubo
15.02	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				60	70	Pasteurización
15.03	NE	NE	NE	27.5	NE	NE	NE	NE	NE	213.5	225.6	96.7	93.6	144.5	226.1	39.2	5.18	23.1	3.5	0.31				No hubo	No hubo	No hubo
15.04	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				60	70	Pasteurización
16.01	NE	NE	NE	10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	-4	NE	No hubo	No hubo	No hubo
16.02	NE	NE	NE	10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				No hubo	No hubo	No hubo
16.03	NE	NE	NE	10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				60	120	Hidrotermico
16.04	NE	NE	NE	10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				60	120	Hidrotermico
16.05	NE	NE	NE	18.16	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				No hubo	No hubo	No hubo
16.06	NE	NE	NE	26.34	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				No hubo	No hubo	No hubo
16.07	NE	NE	NE	34.5	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				No hubo	No hubo	No hubo
17.01	NE	NE	NE	19.6	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	25	NE	NE	40	Ambos
17.02	NE	NE	NE	21	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				NE	40	
17.03	NE	NE	NE	22.9	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				NE	40	
17.04	NE	NE	NE	24.9	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE				NE	40	
17.05	NE	NE	NE	37.9	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	39.08	5.9	48.1	1.03	NE				NE	40	
18.01–18.14 (each row)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
19.01–19.12	NE	NE	NE	61.07	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	-15	NE	NE	NE	NE

Numero	Muestra	INOCULO						CARACTERISTICAS FISICOQUIMICAS INICIALES															ALMACENAMIENTO	
		Origen	Conc (g SV/L)		Mezcla	S/I		Ph	AT (mg CaCO3/L)	AB (mg CaCO3/L)	AGV (mg/L)	ST (mg/L)	SV (mg/L)	Sedimentabilidad (ml/h)	N total (g/kg)	K total (g/kg)	Ni total (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Co (mg/kg)	Fe (mg/kg)	AME		Tiempo (d)	Temp ©
1	1.01 1.02 1.03 1.04 1.05 1.06 1.07 1.08 1.09 1.1	Lodo anaerobio PTAR municipal en Asturias, España	12	g SV/L	100	0.25 0.5 0.75 1 1.5 0.25 0.5 0.75 1 1.5	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
2	2.01 2.02 2.03 2.04 2.05 2.06	**Inoculo A:** Digestor anaerobio Toronto que recibe la FORSU que	NE	NE	100:00	0.25 0.5 1	g DQO sustrato/ g SV inoculo	6.9	5000	NE	210	47400	37100	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
			NE	NE	00:100	0.25 0.5 1		7.6	3200	NE	230	18000	10000	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
3	3.01 3.02 3.03	DA mesofílico y termofílico	NE		100	NE		NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
4	4.01 4.02	Planta Digestion de RA en	NE		100	NE		7.62	NE	NE	NE	NE	NE	NE	4.2	1.8	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
5	5.01 5.02 5.03	Lodo reactor UASB relleno	NE		NE	0.2	g ST sustrato / g ST inoculo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		10	37
6	6.01 6.02 6.03 6.04 6.05 6.06 6.07 6.08 6.09 6.1 6.11 6.12 6.13 6.14 6.15 6.16	DA mesofílico en PTAR municipal	NE		100	2	g SV sustrato/ g SV inulo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
7	7.01 7.02 7.03																							
8	8.01 8.02 8.03 8.04 8.05 8.06 8.07 8.08 8.09 8.1 8.11 8.12 8.13 8.14 8.15 8.16	Planta de Codigestion con FORSU Tekniska verken 1 Linkoping	12	g SV/L	100	0.5	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		1	preincubacion
9	9.01 9.02 9.03 9.04 9.05 9.06 9.07 9.08 9.09 9.1 9.11 9.12	1±0.5±0.5% (wt/wt%): Digestato de planta de estiercol de cerdo, planta de biogas de estiercol de ganado y estiercol de ganado fresco	1 #DIV/0! #DIV/0! #DIV/0! #DIV/0! #DIV/0! 1 #DIV/0! #DIV/0! #DIV/0! #DIV/0! #DIV/0!	g SV/L	100	1.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00 1.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00	strato/ g SV	7.5	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE
10	10.01 10.02	Lodos activados de DA	NE	NE	100	2	g SV sustrato/ g SV inoculo	7.23	NE	NE	157.45	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
11	11.01 11.02 11.03 11.04 11.05 11.06 11.07	Lodo granular reactor UASB fabrica de Bavaria en Bucaramanga, Colombia	1.5	g SV/L	100	NE		6.8	NE	NE	118.8	61854	17582	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	0.071	g DQO/ (g SV d)	NE	NE
12	11.08 11.09 11.1 12.01 12.02 12.03 12.04 12.05 12.06 12.07	full-scale mesophilic biogas digester (37 °C) which was usually feed with cow and chicken manure, a mix of energy	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
13	21.01 21.02 21.03	Estiercol de vaca	0.4	L	100	9	L sustrato/L inoculo	6.5	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		14	4
14	1.01 14.02 14.03 14.04 14.05 14.06	a mesophilic (37 °C) digester treating cattle slurry and farm silage (Castle	NE		100	0.5	g SV sustrato/ g SV inoculo	7.8	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	5
15	15.01 15.02 15.03 15.04	municipal wastewater biosolids digestate from a	NE	NE	100	0.25	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
16	16.01 16.02 16.03 16.04 16.05 16.06 16.07	Lodo anaerobio de granja Hokkaido	NE	NE	100	1.54	g SV sustrato/ g SV inoculo	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	52
17	17.01 17.02 17.03 17.04 17.05	Lodo DA PTAR municipal Oporto Portugal	150	mL	100	0	0	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	4
18	18.01 18.02 18.03 18.04 18.05 18.06 18.07 18.08 18.09 18.1 18.11 18.12 18.13 18.14	DA PTAR Goyang Korea	4	g SV/L	100	0	0	7.8	4900	NE	NE	NE	3800	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE		60	37 55
19	19.01 19.02 19.03 19.04 19.05 19.06 19.07 19.08 19.09 19.1 19.11 19.12	Granulae UASB PTAR industrial de Cervecería, Brisbane, Australia	NE		100	0	0	7.5	1255	NE	NE	NE	NE	NE	2.8	NE	NE	NE	NE	NE	NE		NE	NE

Volumen total (mL)	Volumen util (mL)	Headspace (mL)	Headspace (%)	Ph	Estabilizante	Temperatura (C)	Agitación	Perlas NaOH	Duración (d)	Adicion de nutrientes	Etapas	Pretratamiento	Kh (d-1)
2000	600	1400	0.7	NE	(6g/L) NaHCO3	35	NE	NO	55	NE	1	NE	NE
260	200	60	0.23076923	7	NaOH + HCl	37	Automatica	NO	35	NO	1	2	NE NE NE NE NE NE
6000	NE	NE	NE	NE	NE	35		NE	100		1		NE
10000	NE	NE	NE	NE	NE	55-35	Automarico	NE	100	SI a sustrato	2	Reduccion mecanica TP sustrato	NE
11500	NE	NE	NE	NE	NE	55-35		NE	100		2		NE
20000	10000	10000	0.5	NO CONTROL		38 55	Continua automatica	NE	100	NO	1	NE	NE NE
NE	5000	NE	NE	NO CONTROL	NO CONTROLO	37	NO	NE	40	NE	1	NE	NE NE NE
NE	NE	NE	NE	NE	NE	37	NE	NE	39	NE	1	Reduccion mecanica TP sustrato	NE
200	180	20	0.1	NE	NE	37	Automatica	NE	70	NE	1	NE	NE
500	NE	NE	NE	NO CONTROL		38	Continua automatica	NE	22	SI	1	Almacenamiento del sustrato Preincubacion del inoculo y adicion de nutrintes	NE NE NE NE NE NE NE NE NE NE NE NE NE NE
200	NE	NE	NE	NO CONTROL		37	Manual diario	NO	32	SI	1	NE	NE
1000	NE	NE	NE	7	NE	35	NE	NE	25 45	NE	1	Reduccion mecanica TP sustrato Reduccion mecanica TP sustrato Pretratamiento termico sustrato	NE
1000	500	500	0.5	NE	NE	37	Manual una vez por dia	NE	45	NE	1	Secado y reduccion de particula	0.108 0.047 0.096 0.063 0.213 0.185 NE 0.148 0.068 0.226
250.00	200	50.00	0.20	7	NaOH(0.1 M)	37	Manual 3 veces al dia	SI (4)	30	SI	1	NE	NE
6000	4000	2000	0.33333333	7.5	NaOH (SN) y HCl (2N)	37	SI	NO	30	SI	1	Termico-basico: 70 C por 3h - 30 C 24h Ph 12 500RPM Termico-Organosolve: 70 C por 3h -4 L solvente de CH2OH y CH3COOH a 175C por 2.5h Termico basico y termico organosolove de sustratos	NE
500	NE	NE	NE	NE	NE	37	Manual 1 vez al dia	NE	30	NO SI NO SI NO SI	1	Reduccion tamaño de particula sustrato, secado sustrato Reduccion tamaño de particula sustrato, secado sustrato, adicion elementos traza Reduccion tamaño de particula sustrato, secado sustrato Reduccion tamaño de particula sustrato, secado sustrato, adicion elementos traza Reduccion tamaño de particula sustrato, secado sustrato Reduccion tamaño de particula sustrato, secado sustrato, adicion elementos traza	NE
2000	1400	600	0.3	NE	NE	36	Automatico 40 rpm	NE	132	NO	1	No hubo Pasteurizado No hubo Pasteurizado	NE
NE	1000	NE	NE	NE	NE	52	NE	NE	21	NE	1	No hubo Adicion de lipasa Termico Termico y adición de lipasa No hubo No hubo No hubo	NE
500	300	200	0.4	NE	KH2PO4, 0.6 g; K2HPO4, 0.6 g and NH4Cl, 0.2 g	37	Mecanica	NO	50	SI	1	termico de sustratos y reduccion de TP en sustratos	NE
500	250	250	0.5	7.8	3N KOH	37 55	Automatica 100 rpm	KOH 3N	20	SI	1	Reduccion mecanica TP sustrato	NE
120	NE	NE	NE	NE	NaHCO3 NaHCO3 NaHCO3 NaHCO3 NaHCO3 Cenizas de Coco Cenizas de Coco Cenizas de Coco Cenizas de Coco Cenizas de Coco Cenizas de Coco NaHCO3 y cenizas NaHCO3 y cenizas	35	Automatica 120 rpm	E	30	NE	1	NE	NE

Resultados PBM teórico de las muestras

														SEGÚN COMPOSICIÓN ELEMENTAL								SEGÚN DQO					
Numero	**Muestra**	**PBM exp**	**Unidades**	**PBM teorico**	**Unidades Metodo**	**LP (%)**	**P (%)**	**CH (%)**	**CL (%)**	**LG (%)**	**Ec. Dulong (mL CH4/ kg SV)**	**Ec. Edwiges (mL CH4/ kg SV)**	**SV [g]**	**n (mol C)**	**a (mol H)**	**b (mol O)**	**c (mol N)**	**d (mol S)**	**Ec. Buswell & Hatsfield (mL CH4/ g SV)**	**Ec. Richards et al. (mL CH4/ g SV)**	**Ec. Buswell & Mueller (mL CH4/ g SV)**	**DQO (g/L)**	**R (L atm/mol K)**	**T (K)**	**P (atm)**	**SV (g)**	**PBM t (L CH4/kg SV)**
1	1.01	261	mL CH4/ g SV	514/498	mL CH4/ g SV (Buswell CHON/ DQO)	1.2	17.5	71.9	13.8	3	NA	NA	1.8	**0.0738823**	**0.1206**	**0.0451125**	**0.00154286**	**0.0005625**	**527.76**	**526.85**	**519.54**	No se da	0.082	273.15	0.983	1.8	ular por falt
	1.02	301				10.4	15.3	44.6	15.6	7.6	NA	NA	3.6	**0.1477645**	**0.2412**	**0.090225**	**0.00308571**	**0.001125**	**527.76**	**526.85**	**519.54**	No se da	0.082	273.15	0.983	3.6	ular por falt
	1.03	318				4	25.5	NE	38.01	19.77	NA	NA	5.4	**0.2216468**	**0.3618**	**0.1353375**	**0.00462857**	**0.0016875**	**527.76**	**526.85**	**519.54**	No se da	0.082	273.15	0.983	5.4	ular por falt
	1.04	276				2.8	18.9	NE	NE	NE	NA	NA	7.2	**0.2955291**	**0.4824**	**0.18045**	**0.00617143**	**0.00225**	**527.76**	**526.85**	**519.54**	No se da	0.082	273.15	0.983	7.2	ular por falt
	1.05	331				3.5	21.7	NE	NE	NE	NA	NA	10.8	**0.4432936**	**0.7236**	**0.270675**	**0.00925714**	**0.003375**	**527.76**	**526.85**	**519.54**	No se da	0.082	273.15	0.983	10.8	ular por falt
	1.06	498		747/615	mL CH4/ g SV (Buswell CHON/ DQO)	1	12.3	NE	NE	NE	NA	NA	1.8	**0.0657897**	**0.1278**	**0.0176625**	**0.00514286**	**0.0001688**	**829.88**	**844.55**	**839.70**	No se da	0.082	273.15	0.983	1.8	ular por falt
	1.07	503				1.8	12.4	NE	NE	NE	NA	NA	3.6	**0.1315794**	**0.2556**	**0.035325**	**0.01028571**	**0.0003375**	**829.88**	**844.55**	**839.70**	No se da	0.082	273.15	0.983	3.6	ular por falt
	1.08	497				1.5	9.8	NE	NE	NE	NA	NA	5.4	**0.1973691**	**0.3834**	**0.0529875**	**0.01542857**	**0.0005063**	**829.88**	**844.55**	**839.70**	No se da	0.082	273.15	0.983	5.4	ular por falt
	1.09	473				22.3	9.9	NE	NE	NE	NA	NA	7.2	**0.2631588**	**0.5112**	**0.07065**	**0.02057143**	**0.000675**	**829.88**	**844.55**	**839.70**	No se da	0.082	273.15	0.983	7.2	ular por falt
	1.1	498				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	10.8	**0.3947382**	**0.7668**	**0.105975**	**0.03085714**	**0.0010125**	**829.88**	**844.55**	**839.70**	No se da	0.082	273.15	0.983	10.8	ular por falt
2	2.01	440	mL CH4/ g SV	NC		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	60.3	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	2.02	790				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	60.3	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	2.03	660				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	60.3	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	2.04	1400				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	60.3	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	2.05	940				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	60.3	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	2.06	1000				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	60.3	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
3	3.01	440	0	NC		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	14.4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	**33.7**	**0.082**	**273.15**	**0.983**	**14.4**	**0.833199**
	3.02	450				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	24	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	**33.7**	**0.082**	**273.15**	**0.983**	**24**	**0.49992**
	3.03	440				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	27.6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	**33.7**	**0.082**	**273.15**	**0.983**	**27.6**	**0.434713**
4	4.01	430	mL CH4/ g SV	NC		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	4.02	470				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
5	5.01	340	#REF!	890	#REF!	NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	5	**0.1860794**	**0.295**	**0.1121875**	**0.00964286**	**0.0770313**	**527.82**	**525.49**	**523.83**	No se da	0.082	273.15	0.983	5	ular por falt
	5.02	450		930		NE	NE	42.5	32.4	8.5	NA	NA	6	**0.2412788**	**0.354**	**0.134625**	**0.01157143**	**0.0924375**	**536.13**	**534.68**	**533.14**	No se da	0.082	273.15	0.983	6	ular por falt
	5.03	600		900		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	7	**0.4401299**	**0.413**	**0.1570625**	**0.0135**	**0.1078438**	**532.98**	**531.21**	**529.62**	No se da	0.082	273.15	0.983	7	ular por falt
6	6.01	255	ml CH4/ g SV	NC		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.02	205				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.03	215				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.04	225				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.05	247				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.06	218				0.1	0.72	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.07	225				NE	NE	508.9	50.4	16.4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.08	185				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.09	268				NE	NE	144.5	96.7	226.1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.1	207				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.11	210				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.12	170				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.13	254				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.14	219				151.2	235	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.15	220				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	6.16	226				93.6	213.5	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
7	7.01	874	L CH4/g DQ	NC		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	7.02	639				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	7.03	649				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
8	8.01	490	#REF!	NC		NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.02	605				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.03	495				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.04	495				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.05	435				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.06	550				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.07	430				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.08	460				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.09	505				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.1	550				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.11	490				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.12	540				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.13	480				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.14	425				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.15	475				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	8.16	490				NE	NE	NE	NE	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
9	9.01	367	nL CH4/ g SV	454	mL CH4/ g SV (fraccion BQ)	**1.4**	**17**	**61**	**15.3**	**5.3**	**337.25**	**369.277**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	369.277	ular por falt
	9.02	312		448		**1.5**	**9.6**	**68.1**	**15.5**	**5.3**	**337.18**	**329.799**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	329.799	ular por falt
	9.03	387		461		**2.3**	**20.5**	**56.6**	**15.7**	**4.9**	**343.70**	**415.963**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	415.963	ular por falt
	9.04	438		448		**1.2**	**17.5**	**60.4**	**17.1**	**3.9**	**359.70**	**428.629**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	428.629	ular por falt
	9.05	391		523		**10.4**	**15.3**	**36.9**	**26.9**	**10.5**	**247.44**	**413.203**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	413.203	ular por falt
	9.06	345		497		**4**	**25.5**	**35.4**	**23.1**	**12**	**224.04**	**315.039**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	315.039	ular por falt
	9.07	300		472		**2.8**	**18.9**	**53.7**	**16.7**	**7.9**	**293.88**	**330.269**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	330.269	ular por falt
	9.08	431		470		**3.5**	**21.7**	**52.1**	**17.6**	**5.1**	**339.74**	**448.232**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	448.232	ular por falt
	9.09	332		448		**1**	**12.3**	**67.3**	**14.1**	**5.3**	**337.67**	**326.711**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	326.711	ular por falt
	9.1	288		455		**1.8**	**12.4**	**65.9**	**13.8**	**6.1**	**324.58**	**309.788**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	309.788	ular por falt
	9.11	421		441		**1.5**	**9.8**	**71.9**	**13.8**	**3**	**375.70**	**385.814**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	385.814	ular por falt
	9.12	516		580		**22.3**	**9.9**	**44.6**	**15.6**	**7.6**	**299.22**	**511.87**	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	511.87	ular por falt
10	10.01	328.9	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	10.02	364.5				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
11	11.01	300	nL CH4/ g SV	220	CH4/ g SV (D	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.02	145		200		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.03	320		241		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.04	450		320		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.05	460		400		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.06	420		403		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.07	60		NE		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.08	200		317		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.09	225		218		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	11.1	350		473		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
12	12.01	43.05	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	12.02	54.09				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	12.03	71.163104				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	12.04	8.01				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	12.05	263.49				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	12.06	212.17				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	12.07	272.36				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
13	21.01	296.13	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	21.02	10				0	0	0	0	0	NA	316.16	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	21.03	345.41				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
14	1.01	550	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	14.02	545				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	14.03	450				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	14.04	455				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	14.05	380				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	14.06	375				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
15	15.01	475	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	15.02	473				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	15.03	353				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	15.04	395				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
16	16.01	571	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	16.02	1312				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	16.03	1420				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	16.04	1773				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.34	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	16.05	1047				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	16.06	1272				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.87	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	16.07	1091				0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4.13	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
17	17.01	6.84	nL CH4/ g SV	313	CH4/ g SV (D	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	23.385	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	17.02	212.9		379		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	28.776	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	17.03	4.55		435		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	34.363	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	17.04	1.75		403		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	32.238	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	17.05	0.42		508		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	44.673	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
18	18.01	252	mL CH4/ g DQO	NE	mL CH4/ g DQO	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.02	11.6		NE		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.03	153.8		NE		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.04	178.9		164.9		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.05	157.2		124.2		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.06	246.2		213.1		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.07	246.4		196.3		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.08	281.9		NE		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.09	25.6		NE		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.1	172		NE		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	645.01	649.87	644.83	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.11	228.3		189.1		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.12	182.7		145.6		0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.13	268.7		238.4		0	0	0	0	0	318.34	373.03	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	18.14	260.7		219.6		0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	2	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
19	19.01	40	nL CH4/ g SV	NC		0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.02	298				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.03	266				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.04	237				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.05	250				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.06	40				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.07	233				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.08	124				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.09	212				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.1	192				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.11	187				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt
	19.12	168				0	0	0	0	0	0.00	0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	No se da	0.082	273.15	0.983	NA	ular por falt