

Evaluación a escala de laboratorio de la adición de biochar en la co-digestión anaerobia de
residuos verdes y de alimentos para la producción de biogás

Eduard Stiven García González y Diego Alejandro Pérez Herrera

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingeniero Civil e Ingeniero Químico

Director

Edgar Ricardo Oviedo Ocaña

PhD. en Ingeniería, énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Codirectores

Brayan Alexis Parra Orobio

PhD. en Ingeniería, énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Liliana del Pilar Castro Molano

PhD. en Ingeniería Química

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas y Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Civil e Ingeniería Química

Ingeniería Civil e Ingeniería Química

Bucaramanga

Año 2024

Tabla de contenido

Introducción	9
1 Objetivos.....	11
1.1 Objetivo General	11
1.2 Objetivos Específicos	11
2 Marco conceptual	12
2.1 Biomasa	12
2.1.1 Residuos verdes	12
2.1.2 Residuos de alimentos.....	12
2.2 Digestión Anaerobia.....	13
2.2.1 Biochar en la DA	14
2.3 Co-digestión Anaerobia (Co-DA)	15
2.4 Biogás	15
2.5 Ensayo potencial bioquímico de metano.....	16
2.6 Modelos cinéticos	16
3 Materiales y Métodos	16
3.1 Identificar la relación de mezcla de residuos verdes y de alimentos y la concentración de biochar adecuada para el Potencial Bioquímico de Metano.	17
3.1.1 Búsqueda y selección de información.....	17
3.1.2 Diseño experimental.	18
3.2 Estimar la relación ideal entre la concentración de biochar y la proporción de residuos verdes y de alimentos para el potencial de biometanización en la Co-DA	19

3.2.1	Características de los sustratos, inóculo y aditivo	19
3.2.2	Pretratamiento de los sustratos.....	21
3.2.3	Unidad experimental.....	22
3.2.4	Potencial Bioquímico de Metano.....	22
3.2.5	Diseño de Superficie de Respuesta.....	24
3.3	Determinar el efecto de la adición de la dosis de BC sobre la cinética del proceso de la Co-DA de RV y RA.....	25
3.3.1	Ajuste de los datos experimentales a los modelos cinéticos.....	26
4	Resultados y discusión	27
4.1	Identificación de las relaciones de mezcla de residuos verdes y de alimentos y la concentración de biochar para el potencial de biometanización.....	27
4.2	Estimar la relación óptima entre dosis de BC y la proporción de RV y RA para la producción de CH ₄ en la Co-DA	29
4.2.1	Caracterización de los sustratos y aditivo.....	29
4.2.2	Potencial Bioquímico de Metano.....	32
4.2.3	Diseño de superficie de respuesta.....	36
4.3	Determinar el efecto de la adición de la dosis de BC sobre la cinética del proceso de la Co-DA de RV y RA.....	38
4.3.1	Efecto sinérgico de la Co-DA de residuos verdes y de alimentos	42
	Conclusiones	45
	Referencias Bibliográficas	47
	Anexos	59

Lista de Figuras

Figura 1 Pretratamiento de los residuos verdes	21
Figura 2 Esquema proceso de selección de información	28
Figura 3 Potencial Bioquímico de Metano para cada tratamiento	33
Figura 4 Perfiles del potencial de biometanización para cada tratamiento.....	34
Figura 5 Representación de PBM dependiente de la proporción de sustratos y concentración de biochar.....	37
Figura 6 Ajuste del rendimiento máximo de CH ₄	39
Figura 7 Ajuste de la tasa máxima de producción de metano.....	40
Figura 8 Efecto sinérgico de los sustratos en la Co-DA	43

Lista de Tablas

Tabla 1 Pretratamiento de los residuos verdes.....	18
Tabla 2 Metodologías de caracterización	19
Tabla 3 Caracterización del inóculo	20
Tabla 4 Significado del valor de ϕ analizado a partir del potencial de biometanización	24
Tabla 5 Ecuaciones de modelos cinéticos.....	25
Tabla 6 Significado del valor de ϕ analizado a partir de los parámetros cinéticos.....	26
Tabla 7 Diseño experimental de la proporción de sustratos y concentración de biochar	29
Tabla 8 Caracterización de los sustratos y aditivo.....	30
Tabla 9 Relación C/N de las mezclas	35
Tabla 10 Variables de respuestas secundarias para la optimización de la Co-DA	38
Tabla 11 Parámetros y predicción de respuesta múltiple.....	38
Tabla 12 Valores de los parámetros de los modelos cinéticos para todos los tratamientos.....	40
Tabla 13 Efecto sinérgico relacionado al potencial de biometanización	42

Lista de Anexos

Anexo A.Revisión de literatura de dosis óptima de sustrato, condiciones y resultados de la DA.	59
Anexo B .Dosificación de la adición de biochar en la DA.....	61
Anexo C .Caracterización de inóculo.....	63
Anexo D.Optimización del PBM con variables múltiples.....	63

Resumen

Título: Evaluación a escala de laboratorio de la adición de biochar en la co-digestión anaerobia de residuos verdes y de alimentos para la producción de biogás.¹

Autores: Eduard S. García-González², Diego A. Pérez-Herrera³

Palabras Clave: Co-digestión anaerobia, residuos verdes, residuos de alimentos, Potencial Bioquímico de Metano, biogás, modelos cinéticos.

La gestión eficiente de los residuos orgánicos, en particular los residuos de alimentos y residuos verdes, es un tema de creciente importancia hoy, impulsado por la necesidad de abordar los desafíos ambientales y avanzar hacia prácticas sostenibles. Los residuos de alimentos, representan una fracción significativa de los desechos sólidos urbanos. Por otro lado, los residuos verdes, que incluyen materiales vegetales y de jardinería, contribuyen a la carga total de residuos. La co-digestión anaerobia (Co-DA) se ha destacado como una estrategia prometedora para aprovechar estos residuos, transformándolos en recursos útiles, como el biogás; por ende, el objetivo de esta investigación fue evaluar la Co-DA de residuos verdes y de alimentos con la adición de biochar mediante ensayos de potencial bioquímico de metano, usando biorreactores de 500 mL con una relación de inóculo: sustrato de 1. Se realizaron nueve tratamientos, bajo condiciones mesofílicas (35°C) y una duración del ensayo de 27 días. Los ensayos mostraron que el tratamiento T9 (100% residuos de alimentos, 7.28 g/L concentración de biochar) exhibió el máximo potencial de biometanización (331.3 mLCH₄/gSV) en el escenario de mono-digestión, mientras que, en condiciones de mezcla, T5 (50% residuos verdes, 50% residuos de alimentos, 5.94 g/L concentración de biochar) mostró el rendimiento más elevado (299.0 mL/gSV), no obstante, mediante un diseño de superficie de respuesta y la optimización de variables de salida, se determinó la proporción ideal de sustratos y biochar (83.84% residuos de alimentos, 16.16% residuos verdes, 6.43 g/L concentración de biochar), sumado a esto, con los modelos cinéticos evaluados se obtuvo que la adición de biochar mejoró la actividad microbiana, aceleró la descomposición de materiales orgánicos, aportó en el rápido consumo de material soluble y mostró un impacto positivo en la tasa máxima de producción de metano evidenciando la influencia positiva del biochar en la Co-DA.

¹ Trabajo de grado en investigación.

² Grupo de Investigación de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH), Escuela de Ingeniería Civil, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. eduard2185563@correo.uis.edu.co

³ Grupo de Investigación en Tecnologías de Valoración de Residuos y Fuentes Agrícolas e Industriales para la Sustentabilidad Energética (INTERFASE), Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. diego2165637@correo.uis.edu.co

Abstract

Title: Laboratory scale evaluation of biochar addition in anaerobic co-digestion of green and food waste for biogas production¹

Authors: Eduard S. García-González², Diego A. Pérez-Herrera³

Key Words: Anaerobic co-digestion, green waste, food waste, Biochemical methane potential, biogas, kinetic models.

The efficient management of organic waste, particularly food waste and green waste, is an issue of increasing importance today, driven by the need to address environmental challenges and move towards sustainable practices. Food waste represents a significant fraction of urban solid waste. On the other hand, green waste, which includes plant and garden materials, contributes to the total waste load. Anaerobic co-digestion (Co-DA) has been highlighted as a promising strategy to take advantage of this waste, transforming it into useful resources, such as biogas; Therefore, the objective of this research was to evaluate the Co-DA of green and food waste with the addition of biochar through biochemical methane potential assays, using 500 mL bioreactors with an inoculum: substrate ratio of 1. nine treatments, under mesophilic conditions (35°C) and a test duration of 27 days. The tests showed that treatment T9 (100% food waste, 7.28 g/L biochar concentration) exhibited the maximum biomethanation potential (331.3 mLCH₄/gSV) in the mono-digestion scenario, while, under mixing conditions, T5 (50% green waste, 50% food waste, 5.94 g/L biochar concentration) showed the highest performance (299.0 mL/gSV), however, through a response surface design and optimization of output variables, it was determined the ideal proportion of substrates and biochar (83.84% food waste, 16.16% green waste, 6.43 g/L concentration of biochar), added to this, with the kinetic models evaluated it was obtained that the addition of biochar improved the microbial activity, accelerated the decomposition of organic materials, contributed to the rapid consumption of soluble material and showed a positive impact on the maximum methane production rate, evidencing the positive influence of biochar on Co-DA

¹ Trabajo de grado en investigación.

² Grupo de Investigación de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH), Escuela de Ingeniería Civil, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. eduard2185563@correo.uis.edu.co

³ Grupo de Investigación en Tecnologías de Valoración de Residuos y Fuentes Agrícolas e Industriales para la Sustentabilidad Energética (INTERFASE), Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. diego2165637@correo.uis.edu.co

Introducción

La excesiva generación de residuos sólidos es consecuencia del crecimiento demográfico, la búsqueda de estándares elevados de calidad de vida y el continuo desarrollo industrial, por tal razón, a nivel global se estima para el 2050 un incremento del 70% de los residuos sólidos generados hoy en día (Naciones Unidas, 2023). Actualmente, en Colombia se producen unas 30.081 t/día de residuos sólidos urbanos, de los que el 65% corresponde a residuos orgánicos y alrededor del 11% a residuos verdes (Gómez-Soto et al., 2019; Parra-Orobio et al., 2023). Por otro lado, la biomasa lignocelulósica como los residuos verdes normalmente se componen de celulosa, hemicelulosa y lignina, siendo una estructura biológicamente difícil de degradar (Nanda et al., 2013; Okolie et al., 2021; Parra-Orobio et al., 2023).

En ese contexto, a nivel global se ha adoptado una estrategia biotecnológica para la gestión de estos residuos y obtener un subproducto de interés como el biogás. Esta transformación de la materia orgánica se obtiene mediante el proceso de Digestión Anaerobia (DA) (Porteiro Canay, 2021); por lo tanto, la DA de los residuos verdes es una alternativa viable para tratar estos residuos; no obstante, la composición polimérica de estos residuos lignocelulósicos prolonga los tiempos de degradación del material orgánico y potencia los factores inhibitorios del bioproceso, a su vez; la monodigestión de los residuos verdes puede resultar en un exceso de carbono y una deficiencia de nutrientes esenciales como nitrógeno; por ende, Liu et al., (2009); X. Chen et al., (2014); Y. Chen et al., (2019) y Sun et al., (2019) han realizado experimentos de Co-DA de residuos verdes y residuos de alimentos en búsqueda de una sinergia de sustratos que mejore las condiciones y capacidad amortiguadora. La adición de residuos de alimentos, que a menudo son ricos en nitrógeno, corrige este desequilibrio y mejora la relación C/N en el sistema, favoreciendo a una Co-DA más eficiente, ya que los microorganismos obtienen una proporción adecuada de estos nutrientes para su crecimiento y actividad (Liu et al., 2009; Pabuena & Pasqualino, 2014).

Entre las estrategias de mejorar la Co-DA de residuos orgánicos para aumentar la producción y calidad del biogás está la incorporación de aditivos. Sunyoto et al., (2016) determinó

que al adicionar biochar acortó la fase de latencia en un 43%, aumentó la tasa máxima de producción en un 23,0–41,6 % y el potencial bioquímico de metano en un 1,9–9,6 %. Wang y Wang, (2019) presentaron una Co-DA más estable y un aumento del potencial de biometanización entre el 16%-52% al adicionar biochar al bioproceso. Por otro lado, Chiappero et al., (2022) a través de un metaanálisis concluyen que en efecto el biochar, si tiene diferentes beneficios según el sustrato usado en la DA. Su et al., (2021), considerando que el estudio de la Co-DA de residuos verdes y de alimentos junto con la adición de biochar son muy limitado, evaluó los efectos del biochar en el proceso DA de residuos de alimentos mostrando que su adición mejora significativamente el proceso, aumentando la eficiencia en la eliminación de DQO y la capacidad amortiguadora, los cuales son factores que limitan la eficiencia del proceso, a su vez, se estima que el biochar aumenta la biodisponibilidad de elementos como hierro, cobalto y níquel, generando un aumento del 15% en el contenido de metano. (Liu et al., 2009; Lee et al., 2021; Chen et al., 2023).

Considerando lo mencionado, este estudio plantea, con base en la literatura, las mezclas de residuos verdes, residuos de alimentos y la concentración añadida de biochar para la Co-DA, así mismo, determina la relación ideal de estos parámetros para una mejor Co-DA y establece el efecto del biochar sobre la cinética del bioproceso, para evaluar el impacto del aditivo en la Co-DA de residuos verdes y de alimentos para producir biogás mediante ensayos de potencial de biometanización.

1 Objetivos

1.1 Objetivo General

Evaluar a escala de laboratorio el efecto de la adición de biochar en la co-digestión anaerobia de residuos verdes y de alimentos para la producción de biogás mediante ensayos de potencial de biometización.

1.2 Objetivos Específicos

- Plantear las mezclas de residuos verdes y de alimentos y la concentración de biochar para la producción de biogás en la Co-DA con base en una revisión literaria.
- Determinar la relación ideal entre la concentración de biochar y proporción de residuos verdes y de alimentos, para la producción de biogás a través de la Co-DA.
- Establecer el efecto de la adición de la concentración de biochar, sobre la cinética del proceso de la Co-DA de residuos verdes y de alimentos.

2 Marco conceptual

2.1 Biomasa

Según la Convención Marco de la Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC por sus siglas en inglés) la biomasa se define como:

“Material orgánico no fosilizado y biodegradable originario de plantas, animales y microorganismos”.

Es decir, la biomasa es todo material orgánico cuyo origen es consecuencia de un proceso biológico natural de especies vivas y/o muertas que no se transforman en combustible fósil, está constituida por desechos animales, las plantas o la interacción de estos. (Arrieta Palacios, 2016)

2.1.1 Residuos verdes

Se considera residuos verdes la parte vegetativa de desechos generados por fuentes domésticas, comerciales y municipales. En esto se consideran la poda de plantas, recortes de jardines y campos agrícolas (Palomino Soria, 2019).

2.1.2 Residuos de alimentos

En la cadena de suministro de alimentos hay una disminución del volumen o cantidad de alimentos, por una mala infraestructura y/o logística, ausencia de tecnología, insuficiencia de habilidades, conocimiento y gestión, y podríamos agregar a esta lista el comportamiento de consumidores y vendedores, esto conlleva a dividir o segmentar en dos categorías los residuos de alimentos: Las pérdidas y los desperdicios. En primera instancia los desperdicios son todos aquellos alimentos u/o productos que se eliminan a propósito o descartan de forma consiente; por

ejemplo, una fruta en descomposición. Las pérdidas son la disminución en la disponibilidad de alimentos u/o productos a causa de la ineficacia en la cadena de suministro (Álvarez, 2014).

2.2 Digestión Anaerobia

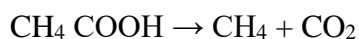
La digestión anaeróbica (DA) es la degradación de la materia orgánica o biomasa debido a un grupo de microorganismos en ausencia de oxígeno mediante un proceso biológico natural, generando diferentes subproductos del proceso como: una mezcla gaseosa denominada biogás junto con un efluente o digestato estabilizado. En todos los procesos de DA intervienen arqueas productoras de metano o metanogénicas, encargadas de producir el gas natural de los pantanos por el agua estancada, los sistemas gastrointestinales de los rumiantes o yacimientos petrolíferos, pero también se genera en sistemas controlados como digestores anaerobios, Arrieta Palacios, (2016) identifica que la DA es un proceso de cuatro fases donde intervienen distintos microorganismos. En la etapa hidrolítica, los azúcares, aminoácidos y ácidos grasos son resultado de la degradación microbiana de los biopolímeros en esta etapa. La etapa hidrolítica es el primer paso para la degradación, donde trabajan principalmente microorganismos anaerobios facultativos, cuya función es romper las largas cadenas de estructuras carbonatadas en cadenas más cortas y simples, es decir, la conversión de polímeros en sus respectivos monómeros, debido a la incapacidad de que los microorganismos utilicen la materia orgánica polimérica (Arrieta Palacios, 2016). En la etapa acidogénica los azúcares, aminoácidos y ácidos grasos se metabolizan sucesivamente por fermentación, allí intervienen dos grupos de bacterias (bacterias facultativas y anaeróbicas estrictas), denominadas bacterias formadoras de ácidos, estas se encargan de producir el alimento para el grupo de bacterias que actúan en las etapas posteriores y eliminar cualquier traza de oxígeno disuelto en el sistema.

De los productos de esta etapa se encuentra principalmente el ácido acético junto con ácido fórmico e hidrógeno, los cuales pueden ser utilizados directamente en la última etapa por las bacterias metanogénicas. No obstante, también se produce en menor proporción ácidos grasos volátiles, ácido láctico y etanol, los cuales deben ser oxidados por bacterias acetogénicas.

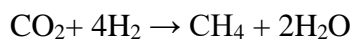
Para la etapa acetogénica, las bacterias acetogénicas en esta etapa oxidan y transforman los ácidos grasos volátiles, ácidos lácticos y etanol generados en la etapa acidogénica, este proceso da lugar a la producción de acetato, hidrógeno (H₂) y dióxido de carbono (CO₂). A pesar de que las etapas ocurren paralelas en tiempo y espacio en el reactor del biodigestor (Moo Tadeo, 2018), es posible considerar la etapa metanogénica y sus microorganismos como los más importantes del proceso de DA, ya que esta es la encargada de la formación de metano y de la eliminación de los productos de los grupos de microorganismos anteriores.

En las Reacciones 1 y 2, se presenta las dos principales vías de formación de metano, la división del ácido acético y la reducción del dióxido de carbono, en estos procesos intervienen diferentes microorganismos que dependen del sustrato principal a metabolizar y convertir en CH₄ los hidrogenotróficos que consumen H₂, CO₂ y ácido fórmico, y los acetoclásticos que consumen los ácidos grasos volátiles, acetato y metanol principalmente (Arrieta Palacios, 2016).

Reacción 1. División del ácido acético



Reacción 2. Reducción del dióxido de carbono



2.2.1 Biochar en la DA

La degradación térmica en condiciones de oxígeno (O₂) limitada con temperaturas inferiores a los 700 °C, da origen a la materia orgánica carbonizada: el biochar (BC). Este presenta

una estructura altamente porosa que permite el crecimiento y la inmovilización microbiana, esto promueve la transferencia de hidrógeno entre bacterias y metanógenos, lo que da como resultado una mayor producción de CH₄ (Lee et al., 2021; Palomino Soria, 2019).

La adición de BC aumenta el rendimiento en el proceso de DA, induce significativamente un aumento en; el metabolismo de bacterias y arqueas, la producción de biogás y la capacidad de mantener estable la mezcla. A su vez, mitiga posibles inhibiciones y la acumulación de ácidos grasos volátiles, acelera las actividades metabólicas y la transferencia de electrones entre los microorganismos involucrados en todas las etapas de la DA (L. Chen et al., 2023b; Chiappero et al., 2022a; Lee et al., 2021b; Su et al., 2021; Xiao et al., 2021a).

2.3 Co-digestión Anaerobia (Co-DA)

La Co-DA es la digestión de una mezcla homogénea de varios sustratos, que bajo una dosis óptima se complementan, con el fin de aumentar el potencial de biogás y la optimización del equilibrio de nutrientes, tal como sucede cuando codigieren sustratos ricos en nitrógeno y carbono mediante una relación carbono/nitrógeno, que garantiza la nutrición adecuada de los microbios. La Co-DA neutraliza compuestos inhibidores como la lignina, se disminuye la tasa de hidrólisis optimizando la degradación de celulosa (Ibro et al., 2022; Moo Tadeo, 2018).

2.4 Biogás

El biogás es resultado de la DA de biomasa, está compuesto por diferentes gases como: metano, dióxido de carbono y pequeñas porciones de hidrogeno, sulfuro de hidrógeno y amoníaco. El poder calorífico del biogás depende de la cantidad de metano presente en el mismo, con base en esto la cantidad de metano es un parámetro para conocer su calidad, a su vez, el porcentaje (en volumen) en el biogás puede variar del 55% al 80%. El biogás varía su composición porque se

debe a un proceso biológico natural, dependiendo del tipo de materia prima degradada, el sistema de DA y condiciones de operación como la temperatura, entre otros (Arrieta Palacios, 2016).

2.5 Ensayo potencial bioquímico de metano.

La capacidad de que un residuo produzca metano mediante una correcta degradación se determina con la prueba del Potencial Bioquímico de Metano. “El valor experimental está dado como [mLCH₄/gSV] adicionados al reactor. La biodegradabilidad de un sustrato está indicada por el rendimiento de metano, es decir, por el porcentaje de sólidos que se adicionan o destruyen durante la DA” (Sánchez-Reyes et al., 2016).

2.6 Modelos cinéticos

Como la DA es un bioproceso complejo, de carácter no lineal, con gran variabilidad de resultados aun operando en mismas condiciones, es menester el uso de una aproximación de datos por medio de un modelado cinético, esto en búsqueda de la optimización y evaluación de la DA, explicando cambios dinámicos en la biomasa, crecimiento microbiano, duración de la fase de latencia u otros parámetros dependientes del tiempo y condiciones específicas del sustrato (Chambi Rodriguez & Torres Jiménez, 2021; Parra-Orobio et al., 2017a)

3 Materiales y Métodos

El desarrollo experimental se realizó en el Laboratorio de Hidráulica de la escuela de Ingeniería Civil y en el Laboratorio de Biotecnología de la escuela de Ingeniería Química, en las instalaciones de la Universidad Industrial de Santander, en la ciudad de Bucaramanga (Santander).

Esta investigación se realizó en tres fases; (i) Identificar la relación de mezcla para los residuos verdes y de alimentos y concentración de biochar para el potencial de biometanización de la Co-DA mediante revisión bibliográfica. (ii) Estimar la relación ideal entre la concentración

de biochar y la proporción de residuos verdes y de alimentos para el potencial de biometanización de la Co-DA y (iii) Determinar el efecto de la adición de biochar sobre la cinética del proceso de la Co-DA de residuos verdes y de alimentos.

3.1 Identificar la relación de mezcla de residuos verdes y de alimentos y la concentración de biochar para el Potencial Bioquímico de Metano.

3.1.1 Búsqueda y selección de información

Se realizó una búsqueda de información en bases de datos como SCOPUS®, Web Of Science® y Science Direct® relacionada con la DA, Co-DA y la influencia de la adición de biochar en estos bioprocesos, las ecuaciones de búsqueda empleadas fueron; TITLE-ABS-KEY; (“anaerobic digestion” AND “food waste”), (“anaerobic digestion” AND “green waste”), (“anaerobic Co- Digestion” AND “food waste” AND “green waste”), (“anaerobic Co- Digestion” AND “food waste”), (“anaerobic Co- Digestion” AND “green waste”), (“anaerobic digestion” AND “biochar”), (“anaerobic digestion” AND “food waste” AND “biochar”), (“anaerobic digestion” AND “green waste” AND “biochar”), (“anaerobic Co- Digestion” AND “green waste” AND “food waste” AND “biochar”), (“anaerobic Co- Digestion” AND “food waste” AND “biochar”), (“anaerobic Co- Digestion” AND “green waste” AND “biochar”). El proceso de filtrado permitió identificar la documentación más relevante; para lo cual, se tuvo en cuenta los siguientes criterios de selección:

- Título: Descarte de artículos cuyo título no presentan relación con los sustratos o bioprocesos empleados.
- Año de publicación: Los artículos se seleccionaron desde 2003 hasta 2023.
- Resumen: La lectura de los resúmenes de cada artículo se llevó a cabo con el propósito de seleccionar investigaciones que incluyeran información relevante sobre las siguientes

variables: proporciones de sustratos empleadas, concentración de biochar, tipo de inóculo, condiciones de operación y resultados experimentales.

- Contenido: Lectura total del artículo, en donde se identificaron los valores correspondientes de la caracterización fisicoquímica de los sustratos e inóculo y a los métodos de medición de biogás, junto a la relación de todos los parámetros que influyen en el valor del potencial de biometanización.

Cada documento fue identificado con un ID, posterior a esto se hizo uso de un cuadro resumen (ver Tabla 1), donde se extrajo información relevante como: sustratos, inóculo, tipo de reactor, volumen del reactor, tiempo de residencia, temperatura, dosis óptima de sustrato y resultados del potencial de biometanización, esto con el fin de obtener el valor mínimo y máximo de proporciones de los sustratos y concentración de biochar añadida en el bioproceso, que garantizara el máximo PBM; no obstante, también se utilizó para determinar condiciones óptimas de operación y monitoreo para los biorreactores.

Tabla 1

Revisión literaria de dosis optima de sustrato, condiciones y resultados de la DA

Mezcla		Condiciones	Dosis Optima (inóculo)	Resultados	Referencia
SUSTRATOS	INÓCULO				
XXXX-XXXX	XXXX	Tipo Reactor: XXXX Volumen: XXXX Tiempo de Residencia: XXX Temperatura: XXXX.	X:X (XX)	XXXX	XXXX

Nota: A partir de esta tabla se estableció los valores mínimos y máximos para el diseño de superficie de respuesta de dos variables.

3.1.2 Diseño experimental.

El proceso de diseño experimental fue llevado a cabo mediante la herramienta Minitab® Statistical Software 21.4.1.0, con el fin, de analizar los efectos de las variables independientes en

relación con una variable dependiente. En el contexto de este estudio, el análisis estadístico implementado fue la metodología de superficie de respuesta, cuyas variables independientes o factores continuos seleccionados fueron la proporción de residuos verdes en la Co-DA y la concentración de biochar añadida. Como resultado, se generaron nueve tratamientos distintos para su evaluación.

3.2 Estimar la relación ideal entre la proporción de sustratos y la concentración de biochar para el potencial de biometanización.

3.2.1 Sustratos, inóculo y aditivo

Se emplearon como sustratos; residuos verdes y residuos de alimentos, los cuales se obtuvieron a partir de labores de poda realizadas en el campus central y en el restaurante universitario de la Universidad Industrial de Santander seccional Bucaramanga. La composición física de los residuos de alimentos revela que un 92% lo forman residuos no procesados, y un 8% lo hacen residuos procesados. Los residuos de alimentos no procesados incluyen una mezcla de componentes como cebolla, papa, zanahoria, lechuga, frutas, cáscaras de plátano y yuca. En contraste, los residuos verdes contienen residuos de césped y hojas.

Siguiendo las directrices establecidas por APHA, (2009), Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021) y Parra-Orobio et al., (2017b), se aplicaron parámetros fisicoquímicos específicos para llevar a cabo la caracterización de los sustratos, los cuales se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2

Metodologías de caracterización

Parámetros	Unidades	Método
pH	Unidades	NTC 5167
Ácidos Grasos Volátiles (AGV's)	mg/L	5560D-SM
Alcalinidad Biocarbonática (AB) y Total (AT)	mgCaCO ₃ /L	2320B-SM

Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	5220B-SM
Sólidos Totales (ST)	mg/L	2540B-SM
Sólidos Volátiles (SV)	mg/L	2540E-SM
Carbono Total (COT)	%	NTC 5167
Nitrógeno Total (NT)	%	NTC 5167
Fósforo Total (PT)	%	NTC 234
Celulosa	%	Gravimétrico
Hemicelulosa	%	Gravimétrico
Lignina	%	5550B – SM

Adaptado de: (APHA, 2005; Diaz Vargas & Garcia Garcia, 2021)

El inóculo se obtuvo de un biodigestor tubular de bajo costo elaborado con polietileno calibre 8 de 5 años de operación (9.5 m³ totales, 7.1 m³ de operación) (latitud 7°04'06"N; longitud 73°10'11"O), que es alimentado con estiércol bovino y agua en relación 1:3. En la Tabla 3 se presenta la caracterización.

Tabla 3

Caracterización del inóculo

Parámetros	Inóculo
Densidad (g/cm ³)	1
Sólidos totales (ST, g/kg)	24.29±0.80
Sólidos volátiles (SV, g/kg)	14.91±0.30
SV/ST	0.61
pH (und)	7.60±0.02
Ácidos Grasos Volátiles (mg/L)	360
Alcalinidad Total (mg/L)	4700±500
Alcalinidad Bicarbonática (mg/L)	4000±424.26
Actividad Metanogénica Especifica (gDQO CH ₄ /g SV·d)	0.095
Actividad Hidrolítica (gDQO glucosa /g SV·d)	0.051

En el inóculo se evaluó pH, AB, AT, AGV's, ST y SV siguiendo las recomendaciones anteriormente mencionadas, a su vez, se determinó la Actividad Metanogénica Específica (AME), la Actividad Hidrolítica (AH) según las indicaciones presentadas por Astals et al., (2015) y Yap et al., (2018).

Por otra parte, el Grupo de Investigación de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH) proporcionó el biochar comercial usado como aditivo al bioproceso, este procede de una mezcla residuos agrícolas y de poda, obtenido bajo condiciones de pirólisis (temperatura de 650°C durante 2 horas) en un horno tubular, en un medio de nitrógeno (99.9 % de pureza) para garantizar un entorno totalmente anaerobio. Cabe mencionar que el biochar fue sometido a un prensado y molienda con el fin de reducir su tamaño de partícula tal como recomienda Jaimes-Estévez et al., (2023), en el cual se consideró que el máximo Potencial Bioquímico de Metano se obtuvo con valores de partícula inferiores a 0.575 [mm].

3.2.2 *Pretratamiento de los sustratos*

Para los sustratos se implementó un pretratamiento mecánico, con el cual se redujo las partículas a un tamaño menor a 30 mm, garantizando una mezcla homogénea (ver Figura 1). Se realizó una mezcla llamada sustrato base de residuos verdes y residuos de alimentos, para los residuos verdes se trituraron 500g del sustrato crudo en 1500 [mL] de agua destilada y para los residuos de alimentos se trituraron 1000g del sustrato crudo en 1000 [mL] de agua destilada. Para esto se empleó un procesador industrial de alimentos a una velocidad estándar de 15800 rpm durante un minuto como lo plantea Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021) y Parra-Orobio et al. (2017a).

Figura 1

Pretratamiento de los residuos verdes



3.2.3 Unidad experimental

Para determinar la relación inóculo:sustrato del sistema, se siguió el principio establecido en Holliger et al., (2016), el cual basa el sistema en la cantidad de sólidos volátiles presentes de cada uno de los componentes de la unidad, con la finalidad de definir la carga orgánica total de cada biorreactor.

El montaje experimental se llevó a cabo por triplicado, exceptuando el punto central del diseño que se realizó con un total de 5 réplicas, la temperatura se mantuvo en 37 °C en condiciones mesofílicas, se varió la proporción de residuos verdes y de alimentos, junto con la adición de biochar. El montaje se realizó en botellas ámbar de 0,5 L dejando un espacio del 20% del volumen total para el almacenamiento de biogás. Adicionalmente, se realizaron 3 controles por triplicado. Un control positivo que contenía celulosa más el inóculo; un control blanco que contenía únicamente el inóculo y el último control contenía el biochar más el inóculo; los 3 controles se aforaron al volumen operacional con agua destilada.

3.2.4 Potencial Bioquímico de Metano y métodos de análisis

Para la medición del potencial de biometanización se utilizó el método de desplazamiento alcalino, el cual implica la reacción del dióxido de carbono (CO_2) con una solución alcalina de hidróxido de sodio (NaOH) 0.5 N, formando bicarbonato de sodio (NaHCO_3) y agua (H_2O), lo que permite la exclusión del CO_2 y la medición precisa del volumen de metano. El Potencial Bioquímico de Metano en el contexto de esta investigación se estableció siguiendo el procedimiento delineado por Holliger et al., (2016). En una primera etapa, se hizo un ajuste del volumen de metano (CH_4) usando el control blanco, para verificar la producción efectiva de biogás por parte de los sustratos analizados.

Posteriormente, se procedió a la estandarización del volumen ajustado, aplicando la Ley Combinada de Gases Ideales de Charles y Gay-Lussac (ver Ec. 1). Finalmente, se determinó el PBM al establecer una relación cuantitativa entre el volumen de CH₄ ajustado y estandarizado y la cantidad total de gramos de sólidos volátiles (gSV) incorporados en el sistema.

$$(P1 * V1) / T1 = (P2 * V2) / T2 \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

P1=Es la diferencia entre la presión atmosférica y la presión de vapor (atm)

V1= Volumen de CH₄ ajustado [mL]

T1=Temperatura del proceso [°K]

P2= Presión ambiente [atm]

T2=Temperatura ambiente [°K]

V2= Volumen de CH₄ estandarizado [mL]

Agregado a lo anterior se realizó un balance de masa con el objetivo de cuantificar la cantidad de Carbono y Nitrógeno en cada una de las mezclas o tratamientos y definir la relación C/N, este cálculo se realizó basado en el trabajo realizado por Baquero, (2019) quienes usaron la Ec. 2.

$$R = \frac{(Q1 * C1 + Qn * Cn)}{(Q1 * C1 + Qn * Cn)} \quad \text{Ec. 2}$$

Q=Peso Fresco.

C=Porcentaje en peso del Carbono.

N=Porcentaje en peso del Nitrógeno.

Finalmente, se examinó la interacción sinérgica que implica la mejora en la generación de metano al someter los residuos verdes y de alimentos en el proceso de Co-DA, en comparación con lo que generarían en mono-digestion. Por lo tanto, se evaluó el factor de interacción sinérgica

(φ) en términos del PBM al comparar la producción específica de metano de cada combinación con los aportes individuales de cada sustrato, según se detalla en la Ec. 3 de (Garibaldi-Alcívar et al., 2022) y (Yu et al., 2023).

$$\varphi = \frac{PBM}{\sum x_j PBM_j} \quad \text{Ec. 3}$$

x_j =Fracciones de sólidos volátiles adicionados según el componente j: Residuos verdes, residuos de alimento. PBM_j = representa las mono-digestiones del componente j. φ = Representa el efecto de la combinación como se muestra en la tabla. 3.

Tabla 4.

Significado del valor de φ analizado a partir del potencial de biometanización.

Valor	Significado
$\varphi > 1$	Existe efecto sinérgico
$\varphi < 1$	Existe efecto antagónico
$\varphi = 1$	El resultado no es claro, invariante.

3.2.5 *Diseño de Superficie de Respuesta.*

Según las directrices propuestas por Montgomery, (1991), donde se detalla el método de superficie de respuesta y proporciona pautas para su diseño. En el proceso, se empleó el software Minitab® Statistical Software 21.4.1.0. para crear el diseño central compuesto, un diseño factorial que incluye puntos centrales, así como un conjunto de puntos axiales, estos puntos permiten estimar la curvatura de la respuesta.

En el proceso de optimización se realizó un análisis individual del Potencial Bioquímico de Metano en función de la proporción de residuos verdes y la concentración de biochar, sin embargo, es claro que no son las únicas variables a tener en cuenta en el bioproceso, por lo que, se buscó una optimización más completa con un análisis multivariable, maximizando el Potencial

Bioquímico de Metano, minimizando los Ácidos Grasos Volátiles generados, ajustando el pH en un valor fijo y la alcalinidad total en un punto objetivo, siguiendo lo recomiendo por Behling et al., (2009) y Jaimes-Estévez, Castro, et al.,(2023). De esta manera se obtiene teóricamente las condiciones ideales de la proporción de cada uno de los sustratos y la concentración de biochar.

3.3 Determinar el efecto de la adición de BC sobre la cinética del proceso de la Co-DA de residuos verdes y residuos de alimentos

3.3.1 Modelos cinéticos

Siguiendo las recomendaciones de Donoso-Bravo et al., (2010); Parra-Orobio et al., (2017) y Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021) los modelos cinéticos seleccionados en este estudio fueron; Función Logística (FL), Gompertz Modificado (GM) y Primer Orden (MPO) (Ver Tabla 5). Estos son ampliamente empleados en reactores de tipo Batch con el fin de simular teóricamente la acumulación de CH₄ en el proceso de la DA.

Tabla 5

Ecuaciones de modelos cinéticos

Modelo de Gompertz Modificado $B = P * \exp \left[-\exp \left(* \frac{Rm * e}{P} (\lambda - t) + 1 \right) \right]$ Ec.4	B (mLCH ₄ /gSV)= Biogás producido en el momento t(d). P(mLCH ₄ /gSV)= Producción máxima de biogás.
Ecuación de primer orden $B = P * [1 - \exp(-kh * t)]$ Ec. 5	Rm (mL/gSV*d)= Tasa máxima de producción de biogás.
Función Logística $B = \frac{P}{1 + \exp\left(\frac{4Rm * (\lambda - t)}{P} + 2\right)}$ Ec. 6	λ(d)= Tiempo de latencia. Kh (d-1)= Constante de hidrólisis

Según la metodología de Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021), los parámetros (λ , P_{max} , R_{max} , t , k_h) se estiman a partir de datos experimentales de los ensayos PBM de cada tratamiento, y el ajuste de los modelos cinéticos mediante el método de regresión no lineal, dado que este ajusta las funciones de los modelos que relacionan la variable dependiente única (potencial de biometanización) con una o más variables independientes, mediante la estimación de los parámetros de la ecuación a través de la optimización de los mínimos cuadrados no lineales.

El análisis cinético se realizó basado en el algoritmo de solución iterativa Trust-Region, con un máximo de 400 iteraciones y un intervalo de confianza del 95%, mediante la herramienta “Curve Fitting Tool” del software MATLAB[®]2023b (número de licencia académica: 40550867, MathWorks Inc., Natick, U.S).

Para determinar la calidad del ajuste de los datos experimentales a cada modelo, se empleó el intervalo de confianza (95%), el coeficiente de determinación (R^2) y el Error Cuadrático Medio (ECM) (Parra-Orobio et al., 2021). A su vez, el ajuste de los parámetros del mejor modelo cinético se realizó con herramienta análisis de diseño de superficie de respuesta, evaluando la regresión de los datos obtenidos y de esta manera predecir valores como P_{max} y R_{max} .

En adición al estudio de sinergia entre los sustratos considerando el potencial de biometanización llevado a cabo por Castro-Molano et al., (2018), se realizó una comparación con el método de sinergia basado en diversos factores cinéticos.

Tabla 6

Significado del valor de ϕ analizado a partir de los parámetros cinéticos.

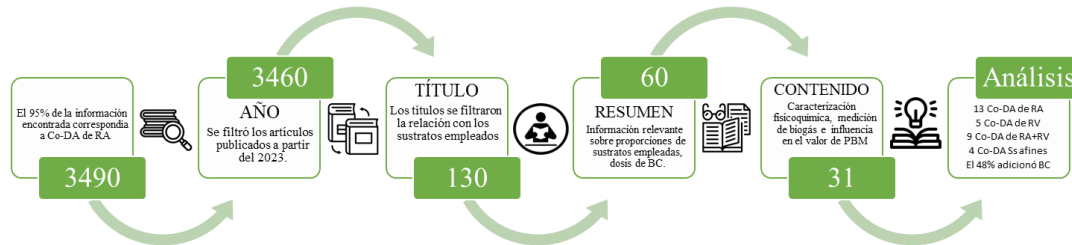
Valor	Significado
$\phi P_{max}, \phi B_0, \phi K_h, \phi \lambda > 0$	Existe efecto sinérgico
$\phi P_{max}, \phi B_0, \phi K_h, \phi \lambda < 0$	Existe efecto antagónico
$\phi P_{max}, \phi B_0, \phi K_h, \phi \lambda = 1$	El resultado es invariante.

4 Resultados y discusión

4.1 Identificar la relación de mezcla de residuos verdes, residuos de alimentos y la concentración de biochar para el potencial de biometanización

4.1.1 *Búsqueda y selección de información*

La falta de información sobre la DA de residuos verdes con la adición de biochar es significativa, empleando la ecuación de búsqueda; TITLE-ABS-KEY: (“anaerobic Co- Digestion” AND “green waste” AND “biochar”), se encuentra un total de 23 estudios publicados; no obstante, otras ecuaciones de búsqueda realizadas arrojaron un total de 3490 artículos, de los cuales el 95% se centraba en la DA de residuos de alimentos o la Co-DA de este residuo con otros sustratos (lodos de depuradora, residuos agrícolas, residuos lignocelulósicos, estiércol de ganado, entre otros). El proceso de filtrado redujo a 3460 documentos basados en el año de publicación. Posteriormente, se obtuvo 130 artículos cuyo título presentó relación con los sustratos y bioproceso empleado. A los cuales se le realizó lectura de los resúmenes, lo que permitió filtrar la lista a 60 artículos. Finalmente, se seleccionaron 31 artículos (ver Anexo A) en función de su contenido. De estos, 13 documentos abordaban la DA de residuos de alimentos, 5 se centraban en la DA de residuos verdes, 9 estaban relacionados con la Co-DA de residuos verdes y de alimentos, y los 4 restantes trataban la codigestión de sustratos afines; por otra parte, el 48% de los 31 artículos seleccionados estudian el biochar como aditivo en el bioproceso.

Figura 2*Esquema proceso de selección de información***4.1.2 Diseño experimental**

En relación con la documentación seleccionada, se observó una amplia variabilidad en los inóculos empleados, en la relación inóculo: sustrato, la concentración de biochar añadida, así como en las proporciones de sustratos en la Co-DA, generando variación en los resultados presentados (ver Anexo A). No obstante, se evidenció que las condiciones de operación, como el reactor (tipo Batch), temperatura (35°) y la duración del experimento (20-50 días), eran similares en todos los documentos.

Autores como Zhang et al., (2013), Parra-Orobio et al., (2017) y Moo Tadeo, (2018), presentan en sus estudios a la monodigestión de RA como la mejor alternativa; no obstante, D. Li et al., (2015) y Zhao et al., (2022) evalúan la producción de metano usando como único sustrato los RV, es por esto, que se determinó como límites para la proporción de RV el rango de (0%-100%).

Para la variable de entrada correspondiente a la concentración de biochar añadida, Chiappero et al., (2022) realizó un metaanálisis sobre la adición de biocarbón a los procesos de DA; 76 estudios con reactores tipo Batch y 408 condiciones de operación, donde concluyeron que la concentración óptima de biocarbón corresponde cuando la adición de este es <5 g/L, seguido del rango de 5-10 g/L, por el contrario, indicó que las concentraciones de 15-20 g/L no representan

efectos significativamente positivos sobre el rendimiento del potencial de biometanización. A su vez, en otro metaanálisis realizado por Xiao et al., (2021) de 105 publicaciones, determinaron que la producción de metano tuvo un impacto máximo para concentraciones de biochar superiores a 10 g/L. Considerando esto, Ambaye et al., (2020) determinó el valor mínimo de la concentración de biochar añadida debe ser 1.25 g/L; por otro lado, Su et al., (2019) estableció un valor máximo que correspondió a 33.3 g/L de biochar. Con los límites de las variables de entrada identificados a partir de la literatura, se realizó el diseño de superficie de respuesta central compuesto de dos factores continuos, arrojando nueve tratamientos a evaluar cómo se presenta en la Tabla 7.

Tabla 7

Diseño experimental de la proporción de sustratos y concentración de biochar

<i>Tratamiento</i>	<i>Concentración BC g/L</i>	<i>Proporciones</i>	
		<i>RV</i>	<i>RA</i>
*T1	17,28	50%	50%
T2	1,25	50%	50%
T3	33,30	50%	50%
T4	5,94	85%	15%
T5	5,94	15%	85%
T6	28,61	15%	85%
T7	28,61	85%	15%
T8	17,28	100%	0%
T9	17,28	0%	100%

Nota: El T1 es el tratamiento central del diseño; por ende, se realizó por quintuplicado y los tratamientos restantes se realizaron por triplicado.

4.2 Estimar la relación ideal entre la proporción de sustratos y la concentración de biochar para el potencial de biometización

4.2.1 Caracterización de los sustratos y aditivo

Las características fisicoquímicas iniciales de los sustratos y aditivo empleado para este estudio se presentan en la Tabla 8

Tabla 8*Caracterización de los sustratos y aditivo*

Parámetros	RV	RA	Biochar
Densidad (g/cm ³)	0.97±0.03	0.98±0.02	0.43±0.03
Sólidos totales (ST, g/kg)	124.63±10.33	79.87±1.27	932.53±98.47
Sólidos volátiles (SV, g/kg)	102.07±12.68	75.79±1.38	513.55±14.14
SV/ST	0.82	0.95	0.53
pH (und)	6.98±0.30	5.52±0.03	7.82±0.18
Ácidos Grasos Volátiles (AGV's, mg/L)	2220±60	2220±60	600±120
Alcalinidad Total (AT, mg/L)	4900	4350±150	550±150
Alcalinidad Bicarbonática (AB, mg/L)	-	-	300±100
Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQOs, mgO ₂ /L)	9777.78±598.51	25638.89±127.29	-
Carbono Total (COT,%)	39.6	43.5	-
Nitrógeno Total (NT,%)	1.17	0.45	-
C/N	33.8	96.6	-
Fósforo Total (PT,%)	0.31	0.40	-
Celulosa (%)	40.5	9.9	-
Hemicelulosa(%)	6.2	1.3	-
Lignina (%)	16.3	21.8	-

Nota: Número de muestras (n=3).

La densidad de los residuos verdes fue de 0.97 g/cm³ y 0.98 g/cm³ para residuos de alimentos, valores que son consistentes con lo reportado en la literatura (Leveau Díaz, 2018; Peralta Celis & Serrano Torres, 2020). La densidad varía según la composición específica de los materiales orgánicos; a su vez, una mezcla homogénea contribuye en una adecuada Co-DA.

El contenido de sólidos totales y sólidos volátiles, está asociado directamente con la generación de ácidos grasos volátiles y la biodegradabilidad de los sustratos (Karrabi et al., 2023). Los valores de la relación entre los sólidos volátiles y los sólidos totales (0.82 y 0.95 para residuos verdes y residuos de alimentos), concuerdan con los valores de 0.87 y 0.91 reportado por Liu et al., (2009) y Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021), estableciendo que los sustratos son fácilmente biodegradables debido a su contenido de materia orgánica; además, garantiza la correcta Co-DA (Blanco González & Peña Daza, 2020).

El pH ácido de los residuos de alimentos fue consistente con lo reportado por Cárdenas-Cleves et al., (2018) y Pramanik et al., (2019). Por otro lado, los residuos verdes y el biochar se encuentran entre el rango recomendado por el inicio del proceso de 6.8 a 8.0 unidades (Mirmohamadsadeghi et al., 2019), esta diferencia en el pH de los sustratos favorece en la diversidad de microorganismos. Además, los residuos verdes aportan la mayor capacidad amortiguadora al presentar una alcalinidad carbonática de 4900 mg/L, asegurando un pH estable y condiciones adecuadas en las cuatro fases de la Co-DA, que permita el idóneo crecimiento de microorganismos anaerobios (Kuczman, 2007; Pozuelo, 2005).

La concentración de ácidos grasos volátiles es el principal inhibidor de la Co-DA, ya que causa acidificación del medio y desestabiliza el proceso, incidiendo en el potencial de biometanización. En este estudio, los sustratos empleados presentan valores de ácidos grasos volátiles que coinciden con los reportado por Blanco González & Peña Daza, (2020) (AGV's=1559 mg/L) indicando al igual que la relación SV/ST que son residuos fácilmente biodegradables; así mismo, el valor de ácidos grasos volátiles que presenta el biochar es favorable, ya que no altera el proceso y reduce el riesgo de acumulación de estos (Blanco González & Peña Daza, 2020).

En cuanto al parámetro de demanda química de oxígeno soluble, el valor de 25638.89 mgO₂/L para los residuos de alimentos se ajusta a los 24149.89 mgO₂/L reportado por Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021) estableciendo una carga orgánica significativa y típica en este tipo de residuos. A su vez, Semeraro et al., (2021) presenta 8910.0 mgO₂/L para los residuos verdes. La variación en los valores de demanda química de oxígeno soluble impacta en el balance nutricional; por ende, fue necesario mantener un equilibrio en la relación C/N, evitando que este parámetro influya negativamente.

El porcentaje de Carbono total (39.6%), Nitrógeno total (1.17%) y la relación C/N (33.8:1) para residuos verdes son congruentes con los rangos presentados por Semeraro et al., (2021) (C/N de 43.5:1), sumado a esto, autores como, Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021) reportan un valor de 23.38:1. Por otro lado los residuos de alimentos presentan una relación de C/N=96.6:1 un valor fuera del rango óptimo según Solarte Toro et al., (2017), esto indica una deficiencia en las cantidades de nitrógeno total necesarias para satisfacer las necesidades de macronutrientes de los microorganismos anaerobios, siendo necesario una fuente externa que los proporcione, por lo cual se estudia la Co-DA de los residuos verdes y de alimentos (Yong et al., 2015; Diaz Vargas & Garcia Garcia, 2021; Semeraro et al., 2021). Para los residuos de alimentos, Semeraro et al., (2021) reporta ausencia de fósforo; a su vez, los valores del presente estudio (0.31% para residuos verdes y 0.40% para residuos de alimentos), no tiene ningún efecto sobre el proceso de Co-DA (Pastor, 2019).

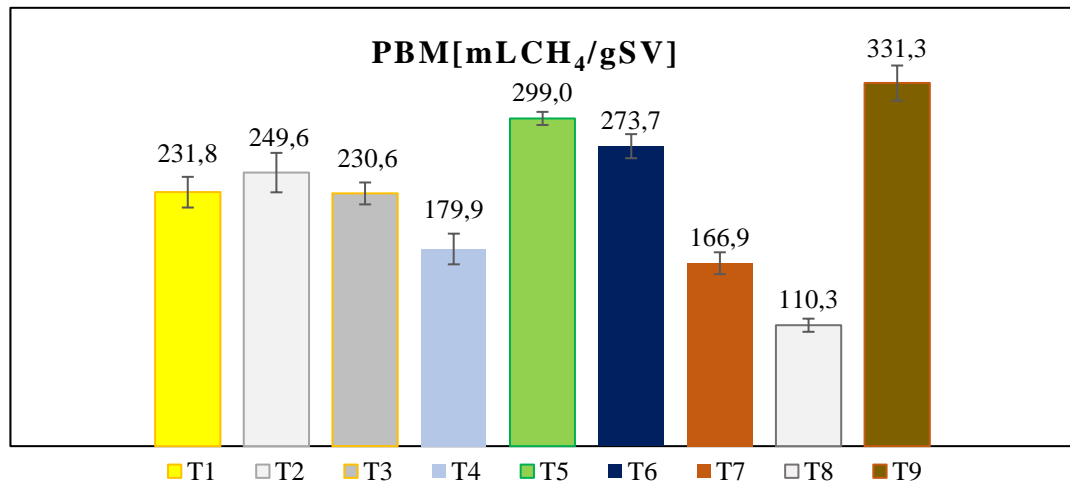
La presencia de celulosa, hemicelulosa y lignina son parámetros clave que afectan la biodegradabilidad de los sustratos, la biomasa lignocelulósica como los residuos verdes normalmente se componen de celulosa (35-55% en peso), hemicelulosa (20-40%) y lignina (20-15% en peso) (Nanda et al., 2013; Okolie et al., 2021), los resultados del presente estudio concuerdan en lo reportado por Yong et al., (2015), para RV se presenta; 31.57% de celulosa, 6.2% de hemicelulosa y 19.17% de lignina; por otro lado, para los RA Semeraro et al., (2021) reporta 23.8% de lignina, siendo acorde con el 21.8% presentado.

4.2.2 Potencial Bioquímico de Metano

La Figura 3 y 4 presentan el potencial de biometanización con su respectiva desviación estándar, en función de los nueve tratamientos específicos aplicados durante el experimento. El estudio duró unos 27 días.

Figura 3

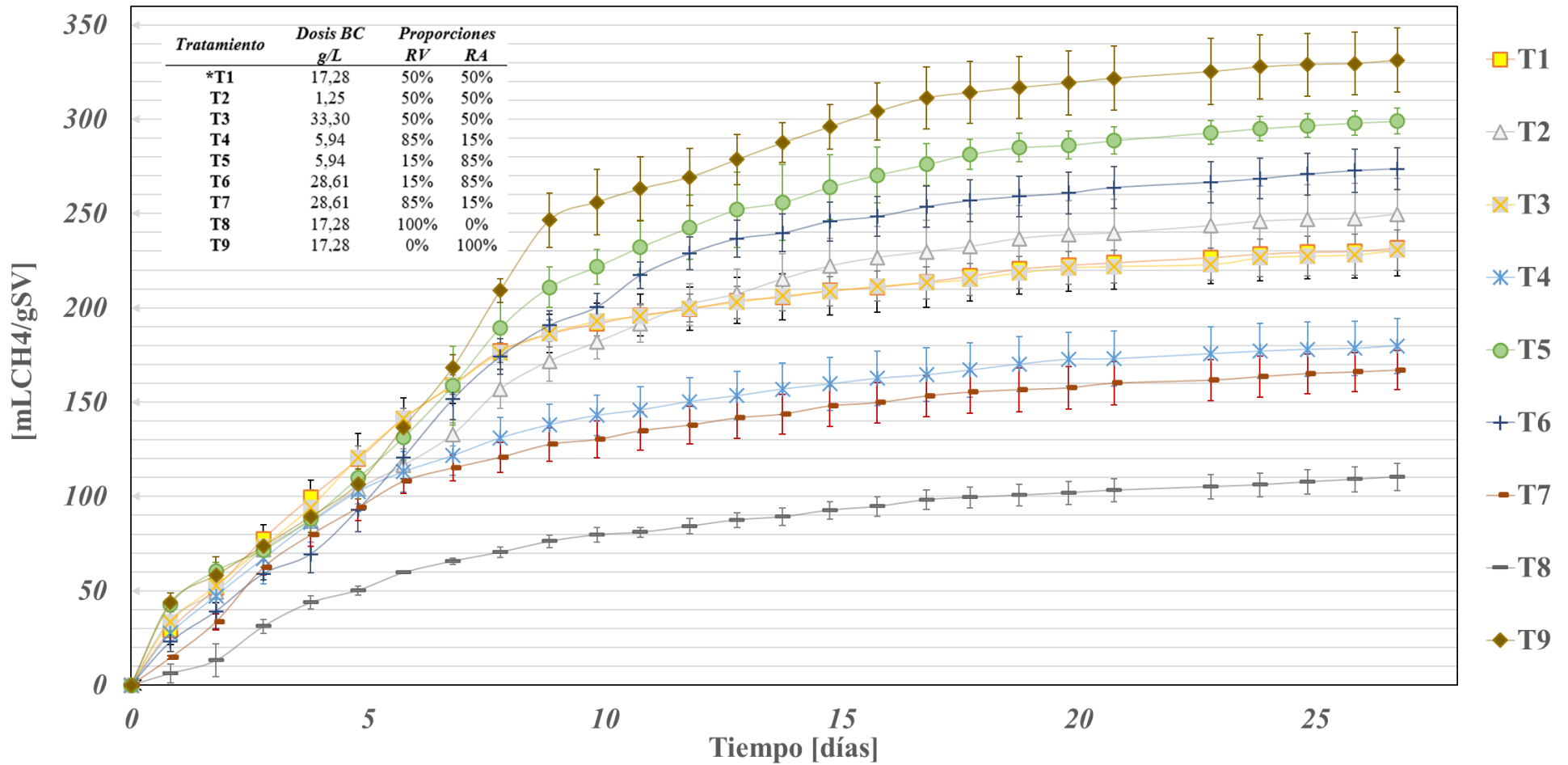
Potencial Bioquímico de Metano para cada tratamiento al finalizar el tiempo del ensayo



Los resultados empíricos muestran que el tratamiento T9, que consistió exclusivamente en la utilización de residuos de alimentos, alcanzó el máximo rendimiento del potencial de biometanización con 331.3 [mL/gSV] mientras que el tratamiento T8, basado únicamente en residuos verdes, registró un rendimiento mínimo con 110.3 [mL/gSV], esto consecuencia de la acumulación de AGV entre el inicio y final del bioproceso, pasando de 680 [mg/L] a 1040 [mg/L] (ver Tabla 10). En contraste, el estudio de Parra-Orobio et al., (2018) registró un rendimiento de CH₄ cerca de 100 [mL/gSV] y no incorporó biocarbón en el proceso de DA para residuos de alimentos, por lo que, este estudio refleja un incremento notable del 231% en el rendimiento de metano. Otros investigadores, como Zhang et al., (2013), reportaron valores de PBM de 388 [mL/gSV] para la DA de RA, sin embargo, usaron un volumen de reactor (batch) mayor. Estos resultados son consistentes y se explican por la alta degradabilidad de los azúcares presentes en los residuos de alimentos y la compleja degradación de las sustancias lignocelulósicas presentes en los residuos verdes (Linville et al., 2017).

Figura 4

Perfiles del potencial de biometanización para cada tratamiento



En otro contexto, la producción máxima de CH₄ bajo condiciones de mezcla se obtuvo en la prueba T5, alcanzando un valor de 299.0 [mL/gSV] en contraposición con autores como X. Li et al., (2009) quienes obtuvieron en la Co-DA sin biochar valores de 356 [mL/gSV], superiores a los que se presentan en este trabajo investigativo. Sin embargo, el volumen del reactor (Batch 2L) empleado en dichos estudios es mayor al usado en esta investigación (Batch 0.5L). Esto subraya la eficiencia sustancial de nuestro proceso en cuanto al rendimiento de metano respecto al tamaño del reactor. Por otro lado, cabe recalcar que estas concentraciones de Biocarbón están respaldadas por la literatura científica y son recomendadas por autores como Jaimes-Estévez et al., (2023) y J. Wang & Wang, (2019), lo que indica que este punto de partida es adecuado para llevar a cabo una Co-Digestión Anaerobia eficiente.

En contraste a lo anterior, la producción más baja de metano se obtuvo en la prueba T7 alcanzando solamente 166 [mL/gSV]. Estos resultados son coherentes con los hallazgos previos en las pruebas T8 y T9 mencionadas anteriormente. Se presume que la cantidad relativa de residuos de alimentos y residuos verdes en las mezclas es significativa en la variación de los rendimientos de metano observados. Por otro lado, la Tabla 9 presenta la relación de Carbono y Nitrógeno de cada una de las mezclas.

Tabla 9

Relación C/N de las mezclas

Tratamiento	1	2	3	4	5	6	7	8	9
C/N	54,916	51,461	58,37	52,219	52,73	57,636	57,083	54,538	55,298

En términos generales, todos tratamientos presentan una relación C/N de alrededor 50 unidades, considerando este valor adecuado para la Co-DA. Esto por la existencia de nitrógeno para proporcionar a los microorganismos los nutrientes necesarios para descomponer

eficientemente la materia orgánica rica en carbono. Si la relación C/N fuera demasiado alta (más carbono que nitrógeno), los microorganismos podrían carecer de nitrógeno, afectando su capacidad para descomponer la materia orgánica y generar biogás. Por otro lado, si la relación C/N fuera demasiado baja, podría haber un exceso de nitrógeno, lo que podría resultar en la acumulación de compuestos tóxicos como amoníaco.

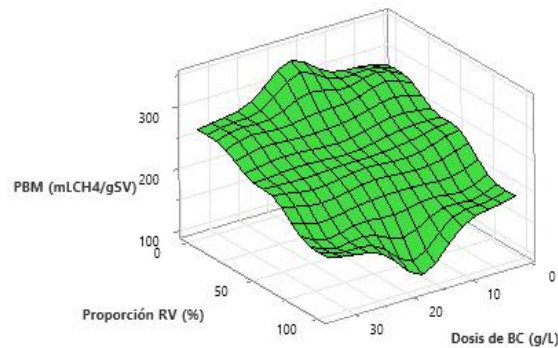
4.2.3 Diseño de superficie de respuesta.

Sunyoto et al., (2016) y Shen et al., (2017) demostraron que la adición de biochar a la codigestión de residuos verdes y de alimentos aumentó el PBM y mejoró la estabilidad del proceso de digestión anaerobia, reduciendo la acumulación de AGV's y mejorando la digestión de los sustratos, lo cual coincide con los resultados obtenidos en el presente estudio. En la figura 4, se presentan datos relevantes que establecen un punto primordial para la determinación de las mejores condiciones de concentración de biochar añadido y la sinergia entre los residuos verdes y de alimentos. En lo que concierne a la variable (concentración de biochar), se aprecia un fenómeno interesante: al aumentar la cantidad administrada, el potencial de biometanización exhibe una disminución evidente. Sin embargo, resulta igualmente significativo observar que, en concentraciones de biochar muy bajas, también se experimenta una disminución en el potencial, una posible causa puede ser el efecto que genera este sobre cada uno de los sustratos según sus proporciones, como se observa en el análisis sinérgico del potencial bioquímico de metano.

Por consiguiente, es imperativo destacar la relevancia de la concentración ideal, la cual se sitúa en un rango específico de 10-20 [g/L] para una mono-digestión de residuos de alimentos, de acuerdo con los resultados obtenidos en el estudio efectuado por Luz et al., (2018). Este hallazgo tiene implicaciones fundamentales en la idealización de los procesos relacionados con DA y uso del biochar en el contexto de los sustratos Residuos verdes y de alimentos.

Figura 5

Representación de PBM dependiente de la proporción de sustratos y concentración de biochar.



Según el análisis de sinergia entre los sustratos, es un fenómeno de importante. A medida que se incrementa la proporción de RV, se observa una disminución en el Potencial Bioquímico de Metano. Por lo tanto, si se pretende trabajar eficientemente con estos residuos, resulta crucial que la proporción de RA sea mayor en la mezcla.

Con base en los datos experimentales de PBM y de las variables de respuesta que se presentan en la Tabla 10, es posible determinar las condiciones ideales de concentración de biochar y proporción de sustratos, obteniendo los resultados presentes en la Tabla 11, cuya predicción de respuesta múltiple establece que la relación de 83.84% de residuos de alimentos y 16.16% de residuos verdes y una concentración de 6.43 g/L de biochar, logra los niveles ideales de producción en el proceso, estos resultados obtuvieron una deseabilidad parcial para el PBM fue de 84.26% y una deseabilidad compuesta (PBM, pH, AT, AGV_{consumido}) del 56.6%. Estos datos proporcionan una guía valiosa para la toma de decisiones en la gestión de residuos y la producción de metano en aplicaciones específicas.

Tabla 10*Variables de respuestas secundarias para la optimización de la Co-DA*

	pH [unid]		AT [mg/L]		AB [mg/L]		AGV [mg/L]		DQO total [mgO ₂ /L]				SV/ST
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	So	Sf	To	Tf	Final
T1	7,30	6,87	4025	3420	2250	3300	1230	1152	1976,7	563,3	35555,6	37833,3	0,66
T2	7,30	6,89	4967	3267	2267	3200	1520	1280	2594,4	750,0	14500,0	17055,6	0,62
T3	7,28	6,88	3567	3000	2333	3333	1600	920	1905,5	277,8	51203,7	44444,4	0,69
T4	7,30	6,83	3150	2500	2800	2900	1440	840	1477,7	788,9	18111,1	23000,0	0,63
T5	7,25	6,92	3667	2900	1333	2733	2920	800	2555,5	672,2	25277,8	21166,7	0,66
T6	7,34	6,95	4567	4467	1167	4100	2880	1040	2977,7	605,6	25185,2	40777,8	0,76
T7	7,36	6,85	3733	4100	2267	3733	1240	1040	1500,0	583,3	35463,0	39944,4	0,58
T8	7,53	6,85	2967	3867	2567	3633	680	1040	1172,2	761,1	20370,4	31777,8	0,64
T9	7,28	7,01	4567	4367	1600	4633	1320	1040	3050,0	533,3	48055,6	33333,3	0,78

Nota: Soluble inicial (So), Soluble final (Sf), Total inicial (To), Total final (Tf)

Tabla 11*Parámetros y predicción de respuesta múltiple*

Respuesta	Meta	Ajuste	IC 95%	EE de ajuste
AGV consumido [mg/L]	Minimizar	1084	(456; 1711)	303
pH final [unid]	Objetivo:7.0	6.94	(6.92; 6.96)	0.01
Alcalinidad Total final [mg/L]	Objetivo:1853.2	3347	(2826; 3868)	252
PBM [mLCH ₄ /gSV]	Maximizar	305.36	(290.68; 320.05)	7.10

4.3 Determinar el efecto de la adición de la dosis de biochar sobre la cinética del proceso de la Co-DA de residuos verdes y residuos de alimentos

4.4 Modelos cinéticos

La Tabla 12 recopila parámetros cinéticos de los modelos cinéticos, en general todos los modelos tuvieron un alto grado de ajuste ($R^2 > 0.96$); no obstante, cada tratamiento se ajustó mejor a un modelo cinético específico. Así, por ejemplo, para los T1, T2, T3, T4, T7 y T8 el mejor ajuste se presentó con el Modelo Primer Orden, por otra parte, los T5, T6 y T9 se ajustaron mejor al Gompertz Modificado. Los modelos óptimos (Gompertz Modificado y de Primer Orden)

presentaron un ajuste alto; valor de R^2 (>0.99) y el valor de Error Cuadrático Medio (<9.54). Según Maddela et al., (2021) el Modelos de Primer Orden es la fórmula matemática comúnmente empleada para describir el Potencial Bioquímico de Metano. Sin embargo, es esencial utilizar modelos cinéticos para verificar cuál proporciona un mejor ajuste de la cinética del proceso.

Con relación a la producción máxima de CH_4 (P_{max}), se evidenció que el modelo cinético Gompertz Modificado fue el que presentó mayor proximidad entre los datos experimentales y los predichos, lo cual coincide con lo reportado por Donoso-Bravo et al., (2010). A su vez el valor máximo de P_{max} se presentó con el ajuste del modelo de Gompertz Modificado a los datos del T9, con un valor de 330.4 ± 7.7 [$mLCH_4/gSV$]. A su vez, la Figura 7 presenta el ajuste de los valores de P_{max} obtenidos mediante el modelo de Gompertz Modificado, este presenta un ajuste $R^2 = 0.95$ y un $EMC = 247.3$. Mediante la ecuación encontrada y las proporciones óptimas del diseño de superficie de respuesta (83.84% de residuos de alimentos y 16.16% de residuos verdes y una concentración de 6.43 g/L de biochar), se obtiene un valor de 305 $mLCH_4/gSV$ de P_{max} como predicción a partir del modelo cinético y las condiciones ideales de proporción de sustratos y la concentración de biochar añadida.

Figura 6

Ajuste del rendimiento máximo de CH_4

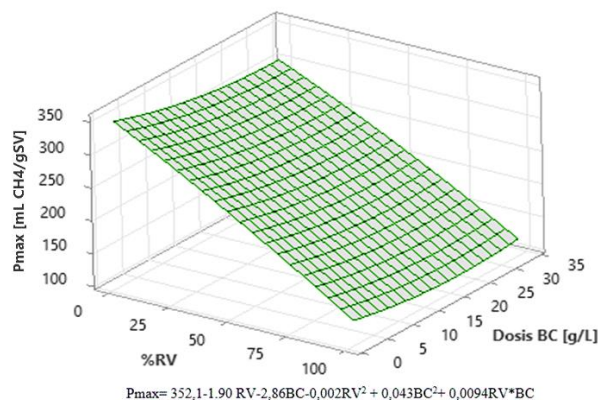


Tabla 12

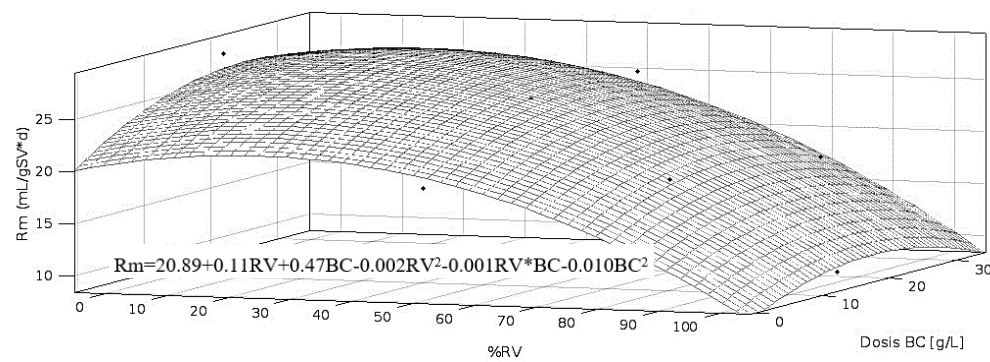
Valores de los parámetros de los modelos MPO, FL y GM para todos los tratamientos

Trat	Primer orden				Función logística					Gompertz Modificado				
	Pmax	k _h	R ²	ECM	Pmax	R _m	λ	R ²	ECM	Pmax	R _m	λ	R ²	ECM
T1	233.1±3.9	0.16±0.01	0.995	4.576	219.6±5.1	23.82±1.47	0	0.982	9.022	222.5±3.7	25.05±1.13	0	0.991	6.144
T2	226.5±6.8	0.11±0.01	0.995	5.33	241.6±5.5	19.48±0.88	0	0.988	8.210	248.5±4.6	19.16±1.21	0	0.994	5.918
T3	231.4±4.5	0.16±0.01	0.993	5.391	218.39±4.6	23.77±1.35	0	0.985	8.208	221.3±3.4	24.99±1.05	0	0.993	5.674
T4	117.9±2.1	0.17±0.01	0.997	2.639	168.1±5.4	18.79±1.66	0	0.961	9.752	170.1±4.9	19.86±1.48	0	0.977	7.671
T5	325.5±14.0	0.10±0.01	0.988	10.214	290.5±6.3	23.65±2.18	0.20±0.63	0.991	9.051	297.9±5.1	24.09±0.79	0	0.995	6.591
T6	300.6±17.0	0.10±0.01	0.982	12.010	263.7±4.9	24.63±2.10	1.03±0.52	0.994	7.451	269.9±3.5	24.58±1.23	0.72±0.27	0.998	4.533
T7	165.0±2.9	0.16±0.01	0.994	3.514	154.9±5.4	17.42±3.63	0	0.961	9.633	157.0±4.4	18.26±2.65	0	0.978	7.206
T8	112.9±2.9	0.12±0.01	0.994	2.449	102.2±3.9	8.93±0.75	0	0.965	6.209	104.2±3.4	9.39±1.24	0	0.982	4.585
T9	366.3±23.3	0.10±0.01	0.977	16.188	321.9±7.0	28.79±2.80	0.85±0.61	0.991	10.460	330.4±7.7	28.48±2.43	0.49±0.50	0.993	9.543

Nota: Los valores presentados están en función de un intervalo de confianza del 95%

Figura 7

Ajuste de la tasa máxima de producción de metano



Con la tasa máxima de producción de metano determinada con el modelo Gompertz Modificado y el ajuste realizado en la herramienta correspondiente, se evidencia la dependencia de las variables de entrada (%residuos verdes-concentración de biochar) con respecto a la variable de salida (R_{max}) (ver Figura 7)

La Figura 7 presenta un ajuste $R^2=0.79$ y un $ECM=4.25$, a su vez, el valor de R_{max} cuando se optimiza el proceso (83.84% de residuos de alimentos y 16.16% de residuos verdes y una concentración de 6.43 g/L de biochar) es de 24.65 mL/gSV*d, el valor de R_{max} del presente estudio es superior a los reportados por Blanco González & Peña Daza, (2020), Diaz Vargas & Garcia Garcia, (2021) y Parra-Orobio et al., (2017), lo cual indica que la adición de biochar y la Co-DA de residuos verdes y de alimentos tiene una influencia directa en la tasa máxima de producción de metano.

A través del ajuste del Modelo Primer Orden se encontró que el valor de la constante de hidrólisis (k_h) no varió dependientemente de la concentración de biochar añadida; no obstante, hubo un aumento en k_h con respecto a lo reportado en estudios que no adicionan biochar y cuyas características del inóculo son similares. Cárdenas-Cleves et al., (2018) y Parra-Orobio et al., (2021) reportan valores entre 0.01-0.12 d^{-1} y los resultados del presente estudio oscilan entre 0.1-0.17 d^{-1} . El aumento en k_h , está relacionada con la adición de biocarbón, representando un aumento en la actividad microbiana y eficiencia en la descomposición de los sustratos (Jiang et al., 2020). Así mismo, el tiempo de latencia en los modelos Gompertz Modificado y Primer Orden fue nulo o despreciable para todos los tratamientos, esto es consecuencia del rápido consumo del material soluble por parte de la biomasa anaerobia (Donoso-Bravo et al., 2010).

4.4.1 Efecto sinérgico de la Co-DA de residuos verdes y de alimentos

Tabla 13

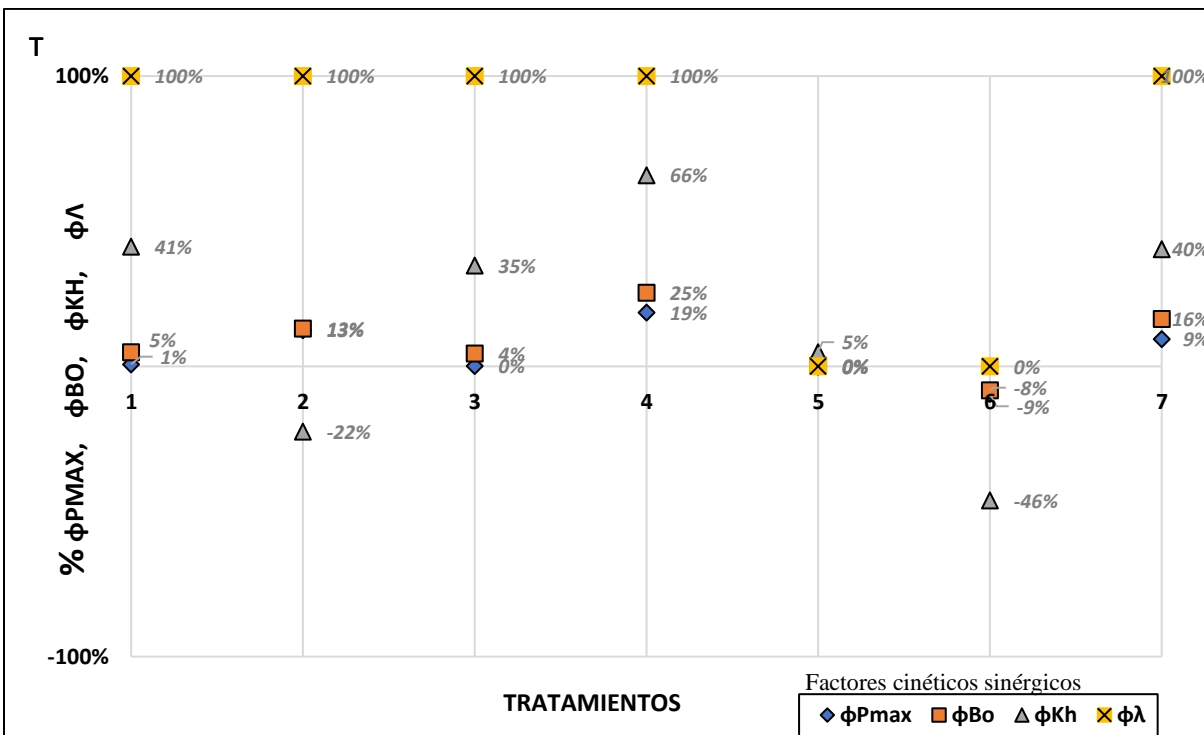
Efecto sinérgico relacionado al potencial de biometanización

<i>Trat.</i>	<i>PBM</i>	<i>Concentración de biocarbón</i>	<i>Residuos verdes</i>	<i>PBMj</i>	ϕ	<i>Efecto</i>
<i>T1</i>	231.751	17.275	0.5	220.843	1.049	<i>Sinérgico</i>
<i>T2</i>	249.629	1.250	0.5	220.843	1.130	<i>Sinérgico</i>
<i>T3</i>	230.612	33.300	0.5	220.843	1.044	<i>Sinérgico</i>
<i>T4</i>	179.906	5.944	0.85	143.493	1.254	<i>Sinérgico</i>
<i>T5</i>	299.042	5.944	0.15	298.192	1.003	<i>Sinérgico</i>
<i>T6</i>	273.738	28.606	0.15	298.192	0.918	<i>Antagónico</i>
<i>T7</i>	166.918	28.606	0.85	143.493	1.163	<i>Sinérgico</i>

En la Tabla 13 se aprecia desde el punto de vista del PBM la correlación que presentan los sustratos en cada uno de los 7 tratamientos, siendo exclusivamente el T6 el único sistema de mezcla que presenta un posible resultado antagónico o simplemente no presenta sinergia, contrario a estos resultados, el T6 tuvo un valor de PBM de 273,7 [mL/gSV] siendo uno de los rendimientos más altos, estos resultados pueden obedecer, bien sea, a que el método de sinergia de PBM no es muy preciso u obedecer a que posiblemente las proporciones de los sustratos tuvieron un papel protagonista con la concentración de biocarbón, esto en comparación con T7(85%RV,15%RA,BC:28.61[g/L]) el cual se puede apreciar, presenta la misma concentración de biocarbón aunque se inviertan las proporciones de residuos verdes y alimentos. Sin embargo, en esta configuración, la producción es considerablemente más baja, lo que plantea otra razón potencial para la influencia del biocarbón en los sustratos

Figura 8

Efecto sinérgico de los sustratos en la Co-DA



La Figura 8 emerge como un punto crucial de análisis, ofreciendo un resumen cualitativo de la interacción entre los residuos verdes y de alimentos en función de las proporciones de cada tratamiento o mezcla. Autores como Sánchez et al., (2021) han investigado los efectos sinérgicos en condiciones binarias y cuaternarias en el proceso de Co-DA, concluyendo de manera positiva sobre la utilización de varios sustratos en este avance biotecnológico.

En el caso de la muestra T2 (RV: 0.5, RA: 0.5), se observa una sinergia parcial, donde no todos los factores cumplen con las predicciones de Castro-Molano et al., (2018). Por otro lado, la muestra T5 (RV: 0.15, RA: 0.85) muestra una interacción parcialmente nula, mientras que la

muestra T6 (RV: 0.15, RA: 0.85) revela un antagonismo o características entrópicas, indicando una influencia negativa tanto de los sustratos como de la concentración de biocarbón agregada.

En relación con las muestras T1 (RV: 0.5, RA: 0.5), T3 (RV: 0.5, RA: 0.5), T4 (RV: 0.85, RA: 0.15) y T7 (RV: 0.85, RA: 0.15), presentan una sinergia total, es decir que las proporciones usadas tuvieron funcionalidad entre sí, además de la concentración de biochar usada. Es relevante notar que las mezclas T4 y T7, con una concentración de biocarbón de 5.94 [g/L] y 28.61 [g/L] respectivamente, exhiben los porcentajes más altos de factores. Aunque la composición mayoritaria de residuos verdes en la mezcla se correlaciona con mayor sinergia, esto contradice los resultados del modelo de potencial de biometanización. Sin embargo, queda claro que la concentración de biocarbón tiene un impacto significativo en la sinergia de estas relaciones binarias, contrastando con los resultados de Sánchez et al., (2021), que encontraron valores entre 3% y 15% para mezclas binarias, mientras que, en este estudio, los valores oscilan entre un 5% y 66%. En consecuencia, se puede concluir que el biocarbón ejerce un efecto favorable en la Co-DA de residuos de verdes y de alimentos, destacando su papel distintivo en el proceso, funcionando como un posible mitigador de inhibidores presentes en los sustratos, lo que podría contribuir a reducir los efectos negativos sobre la actividad microbiana en el proceso de co-digestión ayudando a mantener condiciones más consistentes y previniendo posibles fluctuaciones que podrían afectar la eficiencia del sistema.

Ambos métodos concluyen de manera general que la muestra T6 no manifiesta ningún efecto sinérgico, a pesar de que el método presentado por (Garibaldi-Alcívar et al., 2022) y (Yu et al., 2023) es más sencillo, para este estudio coincidió con los resultados encontrados con el método de (Castro-Molano et al., 2018a) quienes realizan una evaluación pormenorizada de la sinergia entre sustratos, considerando específicamente factores cinéticos.

Conclusiones

A través de una revisión literaria rigurosa, se formularon mezclas específicas de residuos verdes y de alimentos, complementadas con la adición de biochar para la Co-DA. Los sustratos y biochar caracterizados presentaron favorables condiciones para una Co-DA acorde a la naturaleza de los sustratos, la cual mediante la relación SV/ST demuestra el alto contenido de materia orgánica biodegradable y cuya concentración de AGV resulta favorable ya que no altera el bioproceso, reduciendo el riesgo de acumulación de estos.

Los resultados experimentales, especialmente el tratamiento T9 (100% residuos de alimentos, 7.28 g/L concentración de biochar), exhibieron un rendimiento máximo de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) con 331.3 mLCH₄/gSV. Este incremento fue del 231% respecto a estudios sin aditivo (Parra-Orobio et al., 2018) respalda el impacto positivo del biochar en el potencial de biometanización.

Mediante un diseño de superficie de respuesta, se identificó la relación ideal entre la concentración de biochar (6.43 g/L) y la proporción de residuos (83.84% alimento:16.16% verdes), maximizando el potencial bioquímico de metano ($P_{max}=305$ mLCH₄/gSV) y presentando una Co-DA más estable.

Los modelos cinéticos Gompertz Modificado y Primer Orden presentaron el mejor ajuste ($R^2 > 0.99$ y $ECM < 9.54$), a partir de estos se obtuvo que la adición de biochar mejoró la actividad microbiana y aceleró la descomposición de materiales orgánicos al presentar un aumento de la constante de hidrólisis, a su vez, aportó en el rápido consumo de material soluble, ya que fueron nulos los tiempos de latencia, sumado a esto, para la concentración de (6.43 g/L) mostro un impacto positivo en la tasa máxima de producción de metano, alcanzando 24.65 (mL/gSV*d) en

condiciones ideales. Este valor es superior a estudios previos y respalda nuevamente la influencia positiva del biochar en la Co-DA

Recomendaciones

Evaluar experimentalmente en reactores anaerobios semicontinuos, las proporciones óptimas encontradas mediante el diseño de superficie de respuesta.

Realizar un diseño de experimentos con las mismas proporciones y condiciones del presente estudio, pero sin adición de biocarbón, lo cual permitirá evaluar directamente a cada tratamiento la influencia de este, sobre el potencial bioquímico de metano

Referencias Bibliográficas

- Álvarez, A. S. (2014). Residuos de alimentos:¿ problema u oportunidad. *Recursos de Conocimiento Para La Gestión Municipal*, 2(2), 1–4.
- Ambaye, T. G., Rene, E. R., Dupont, C., Wongrod, S., & van Hullebusch, E. D. (2020). Anaerobic Digestion of Fruit Waste Mixed With Sewage Sludge Digestate Biochar: Influence on Biomethane Production. *Frontiers in Energy Research*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00031>
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*.
- Arrieta Palacios, W. J. O. (2016). *Diseño de un biodigestor doméstico para el aprovechamiento energético del estiércol de ganado*.
- Astals, S., Batstone, D. J., Tait, S., & Jensen, P. D. (2015). Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water Research*, 81, 208–215. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.063>
- Baquero, L. (2019). *EVALUACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA A PARTIR DE LODOS RESIDUALES DE LA PTAR VILLAS DEL NUEVO SIGLO, EN LA MESA - CUNDINAMARCA*.
- Behling, E., Caldera, Y., Marín, J., Rincón, N., & Fernández, N. (2009). Eficiencia de un reactor anaeróbico en el tratamiento del efluente de una tenería. *Boletín Del Centro de Investigaciones Biológicas*, 38(3).
- Blanco González, V., & Peña Daza, N. (2020). *Evaluación de la capacidad de producción de metano a partir de la co-digestión anaerobia de desechos alimenticios cocidos generados en cafeterías de instituciones universitarias*.

- Cárdenas-Cleves, L. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2018a). IMPROVEMENT OF THE BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL OF FOOD WASTE BY MEANS OF ANAEROBIC CO-DIGESTION WITH SWINE MANURE. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 35.
- Castro-Molano, L. del P., Escalante-Hernández, H., Lambis-Benítez, L. E., & Marín-Batista, J. D. (2018a). Synergistic effects in anaerobic codigestion of chicken manure with industrial wastes. *DYNA (Colombia)*, 85(206), 135–141. <https://doi.org/10.15446/dyna.v85n206.68167>
- Chambi Rodriguez, A. D., & Torres Jiménez, A. M. (2021). Modelos cinéticos sigmoidales aplicados al crecimiento de *Saccharomyces boulardii*. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 23(1), 47–54.
- Chen, L., Fang, W., Liang, J., Nabi, M., Cai, Y., Wang, Q., Zhang, P., & Zhang, G. (2023a). Biochar application in anaerobic digestion: Performances, mechanisms, environmental assessment and circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 188, 106720.
- Chen, X., Yan, W., Sheng, K., & Sanati, M. (2014). Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. *Bioresource Technology*, 154, 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.054>
- Chen, Y., Zhu, R., Jiang, Q., Sun, T., Li, M., Shi, J., Chai, H., Gu, L., Ai, H., & He, Q. (2019). Effects of green waste participation on the co-digestion of residual sludge and kitchen waste:

- A preliminary study. *Science of the Total Environment*, 671, 838–849.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.339>
- Chiappero, M., Fiore, S., & Berruti, F. (2022b). Impact of biochar on anaerobic digestion: Meta-analysis and economic evaluation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108870.
- Cruz Viggi, C., Simonetti, S., Palma, E., Pagliaccia, P., Braguglia, C., Fazi, S., Baronti, S., Navarra, M. A., Pettiti, I., Koch, C., Harnisch, F., & Aulenta, F. (2017). Enhancing methane production from food waste fermentate using biochar: The added value of electrochemical testing in pre-selecting the most effective type of biochar. *Biotechnology for Biofuels*, 10(1).
<https://doi.org/10.1186/s13068-017-0994-7>
- Diaz Vargas, J., & Garcia Garcia, A. J. (2021b). *Influencia de la temperatura sobre la generación de gas metano a partir de la digestión anaerobia de residuos de alimentos*.
- Donoso-Bravo, A., Pérez-Elvira, S. I., & Fdz-Polanco, F. (2010). Application of simplified models for anaerobic biodegradability tests. Evaluation of pre-treatment processes. *Chemical Engineering Journal*, 160(2), 607–614.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.082>
- Garcia-Peña, E. I., Parameswaran, P., Kang, D. W., Canul-Chan, M., & Krajmalnik-Brown, R. (2011). Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology. *Bioresource Technology*, 102(20), 9447–9455.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.068>
- Garibaldi-Alcívar, K. A., Montesdeoca-Pichucho, N. B., Baquerizo-Crespo, R. J., Oliva-Merencio, D., Gómez-Salcedo, Y., & Pereda-Reyes, I. (2022). CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS SÓLIDOS DEL BENEFICIO DEL CAFÉ,

PSEUDOTALLO DE PLÁTANO Y EXCRETA PORCINA: CRITERIOS CINÉTICOS, ENERGÉTICOS Y AMBIENTALES. *Centro Azúcar*, 49(2), 60–72.

Gómez-Soto, J. A., Sánchez-Toro, Ó. J., & Matallana-Pérez, L. G. (2019). Residuos urbanos, agrícolas y pecuarios en el contexto de las biorrefinerías. *Facultad de Ingeniería*, 28(53), 7–32.

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 Lacos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016b). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>

Ibro, M. K., Ancha, V. R., & Lemma, D. B. (2022). Impacts of anaerobic co-digestion on different influencing parameters: a critical review. *Sustainability*, 14(15), 9387.

Jaimes-Estévez, J., Castro, L., Sanabria, K., Rondón, Z., & Escalante, H. (n.d.). Metodología para la producción de biogás sin riesgos de inhibición en laboratorio: codigestión de lactosuero y estiércol bovino. *Www. Redbiolac. Org*, 14, 88.

Jaimes-Estévez, J., Poggio, D., Zafra, G., Gomez, K., Escalante, H., & Castro, L. (2023). The Role of Biochar in the Psychrophilic Anaerobic Digestion: Effects on Kinetics, Acids Metabolism, and Microbial Population. *Davide and Zafra, German and Gomez, Karen and Escalante, Humberto and Castro, Liliana, The Role of Biochar in the Psychrophilic Anaerobic Digestion: Effects on Kinetics, Acids Metabolism, and Microbial Population*.

Jiang, Q., Chen, Y., Yu, S., Zhu, R., Zhong, C., Zou, H., Gu, L., & He, Q. (2020). Effects of citrus peel biochar on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge and its direct interspecies electron transfer pathway study. *Chemical Engineering Journal*, 398, 125643.

- Karrabi, M., Ranjbar, F. M., Shahnava, B., & Seyed, S. (2023). A comprehensive review on biogas production from lignocellulosic wastes through anaerobic digestion: An insight into performance improvement strategies. *Fuel*, *340*, 127239.
- Kuczman, O. (2007). *TRATAMIENTO ANAERÓBIO DE EFLUENTE DE FECULARIA EM REATOR HORIZONTAL DE UMA FASE*.
<https://api.semanticscholar.org/CorpusID:94380243>
- Lee, J. T. E., Ok, Y. S., Song, S., Dissanayake, P. D., Tian, H., Tio, Z. K., Cui, R., Lim, E. Y., Jong, M.-C., & Hoy, S. H. (2021a). Biochar utilisation in the anaerobic digestion of food waste for the creation of a circular economy via biogas upgrading and digestate treatment. *Bioresource Technology*, *333*, 125190.
- Leveau Díaz, M. (2018). *Efecto de la aplicación de Biochar derivado de residuos verdes y estiércol*.
- Li, D., Liu, S., Mi, L., Li, Z., Yuan, Y., Yan, Z., & Liu, X. (2015). Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and cow manure. In *Bioresource Technology* (Vol. 189). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.033>
- Li, Q., Xu, M., Wang, G., Chen, R., Qiao, W., & Wang, X. (2018). Biochar assisted thermophilic co-digestion of food waste and waste activated sludge under high feedstock to seed sludge ratio in batch experiment. *Bioresource Technology*, *249*, 1009–1016.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.002>
- Li, X., Li, L., Zheng, M., Fu, G., & Lar, J. S. (2009). Anaerobic Co-Digestion of Cattle Manure with Corn Stover Pretreated by Sodium Hydroxide for Efficient Biogas Production. *Energy & Fuels*, *23*(9), 4635–4639. <https://doi.org/10.1021/ef900384p>

- Li, X., & Shimizu, N. (2023). Biochar-promoted methane production and mitigation of acidification during thermophilic anaerobic co-digestion of food waste with crude glycerol: comparison with re-inoculation. *Sustainable Environment Research*, 33(1), 4. <https://doi.org/10.1186/s42834-023-00167-w>
- Linville, J. L., Shen, Y., Ignacio-de Leon, P. A., Schoene, R. P., & Urgan-Demirtas, M. (2017). In-situ biogas upgrading during anaerobic digestion of food waste amended with walnut shell biochar at bench scale. *Waste Management and Research*, 35(6), 669–679. <https://doi.org/10.1177/0734242X17704716>
- Liu, G., Zhang, R., El-Mashad, H. M., & Dong, R. (2009a). Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. *Bioresource Technology*, 100(21), 5103–5108. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.081>
- Luo, C., Lü, F., Shao, L., & He, P. (2015). Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *Water Research*, 68, 710–718. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.052>
- Luz, F. C., Cordiner, S., Manni, A., Mulone, V., & Rocco, V. (2018). Biochar characteristics and early applications in anaerobic digestion-a review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2892–2909.
- Maddela, N. R., Garcia, L. C., & Chakraborty, S. (2021). *Advances in the domain of environmental biotechnology*. Springer.
- Martínez, E. J., Rosas, J. G., Sotres, A., Moran, A., Cara, J., Sánchez, M. E., & Gómez, X. (2018). Codigestion of sludge and citrus peel wastes: Evaluating the effect of biochar addition on

- microbial communities. *Biochemical Engineering Journal*, 137, 314–325.
<https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.06.010>
- Mirmohamadsadeghi, S., Karimi, K., Tabatabaei, M., & Aghbashlo, M. (2019). Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. *Bioresource Technology Reports*, 7, 100202.
- Montgomery, D. (1991). *Diseño y análisis de experimentos*.
- Moo Tadeo, J. B. (2018a). *Construcción de un prototipo de biodigestión anaerobia, para residuos alimenticios y estiércol de cerdo*.
- Naciones Unidas. (2023). *Energía*. Naciones Unidas. <https://www.un.org/es/actnow/facts-and-figures#:~:text=Un%20tercio%20de%20toda%20la,gases%20de%20efecto%20invernadero%20innecesarias>
- Nanda, S., Mohanty, P., Pant, K. K., Naik, S., Kozinski, J. A., & Dalai, A. K. (2013). Characterization of North American lignocellulosic biomass and biochars in terms of their candidacy for alternate renewable fuels. *Bioenergy Research*, 6, 663–677.
- Ojeda, S., Lozano, G., Quintero, M., Whitty, K., & Smith, C. (2008). Generación de residuos sólidos domiciliarios por periodo estacional: el caso de una ciudad mexicana. *I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. Castellón.
- Okolie, J. A., Nanda, S., Dalai, A. K., & Kozinski, J. A. (2021). Chemistry and Specialty Industrial Applications of Lignocellulosic Biomass. *Waste and Biomass Valorization*, 12(5), 2145–2169. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01123-0>
- Pabuena, M. A., & Pasqualino, J. C. (2014). Potencial de uso de biogás en Colombia. *Teknos Revista Científica*, 14(2), 27–33.

- Palomino Soria, L. V. (2019b). *La aplicación de biochar de residuos verdes y purín de cerdo y su efecto sobre el flujo de nitrógeno para el cultivo de tres cosechas de rábano (Raphanus sativus L.) en Lurin, Perú.*
- Pan, X., Sun, J., Zhang, Y., & Zhu, G. (2020). Effect of sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) on the performance of anaerobic co-digestion with sewage sludge, food waste, and green waste. *Chemical Engineering Communications*, 207(2), 242–252. <https://doi.org/10.1080/00986445.2019.1581615>
- Parra-Orobio, B. A., Angulo-Mosquera, L. S., Loaiza-Gualtero, J. S., Torres-López, W. A., & Torres-Lozada, P. (2018). 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/https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.048>
- Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., & Torres-Lozada, P. (2017a). Anaerobic digestion of food waste. Predicting of methane production by comparing kinetic models. *Ingeniería y Competitividad*, 19(1), 219–227.
- Parra-Orobio, B. A., Girón-Bol, L. M., Gómez-Muñoz, D. F., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2021). Thermal pre-treatment as a tool for energy recovery from food waste through anaerobic digestion. Effect on kinetic and physicochemical characteristics of the substrate. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101262. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101262>
- Parra-Orobio, B. A., Soto-Paz, J., Hernández-Cruz, J. A., Gómez-Herreño, M. C., Domínguez-Rivera, I. C., & Ocaña-Oviedo, E. R. (2023). Evaluation of Biochar as an Additive in the Co-Composting of Green Waste and Food Waste. *Sustainability*, 15(9), 7437.

- Pastor, F. S. E. (2019). *Pruebas de residuos líquidos de alta carga orgánica (con sustratos “no convencionales”) para codigestión anaerobia con fangos mixtos en EDAR*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:214048147>
- Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(5–6), 411–490.
- Peralta Celis, M. J., & Serrano Torres, P. A. (2020). *Co-digestión anaerobia de los residuos de alimentos crudos generados en cafeterías de instituciones universitarias*.
- Porteiro Canay, L. (2021). *Co-digestión anaerobia para la obtención de biogás a partir de residuos forestales*.
- Pozuelo, E. C. (2005). *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria* [Doctoral dissertation]. Universitat de Lleida.
- Pramanik, S. K., Suja, F. B., Zain, S. M., & Pramanik, B. K. (2019). The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. *Bioresource Technology Reports*, 8, 100310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100310>
- Sánchez, Z., Poggio, D., Castro, L., & Escalante, H. (2021). Simultaneous synergy in CH₄ yield and kinetics: criteria for selecting the best mixtures during co-digestion of wastewater and manure from a bovine slaughterhouse. *Energies*, 14(2), 384.
- Sánchez-Reyes, C., Patiño-Iglesias, M. E., Alcántara-Flores, J. L., Reyes-Ortega, Y., Pérez-Cruz, M. A., & Ortíz-Muñoz, E. (2016). Determination of biochemical methane potential (BMP) of fruits and vegetables wastes at home | Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 32(2), 191–198. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.05>

- Semeraro, B., Summa, D., Costa, S., Zappaterra, F., & Tamburini, E. (2021a). Bio-delignification of green waste (Gw) in co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (ofmsw) to enhance biogas production. *Applied Sciences (Switzerland)*, *11*(13). <https://doi.org/10.3390/app11136061>
- Shen, Y., Forrester, S., Koval, J., & Urgun-Demirtas, M. (2017). Yearlong semi-continuous operation of thermophilic two-stage anaerobic digesters amended with biochar for enhanced biomethane production. *Journal of Cleaner Production*, *167*, 863–874.
- Solarte Toro, J. C., Mariscal Moreno, J. P., & Aristizábal Zuluaga, B. H. (2017). Evaluation of anaerobic digestion and co-digestion of food waste and grass cuttings in laboratory scale bioreactors. *Revista ION*, *30*(1), 105–116.
- Su, C., Tao, Af., Zhao, L., Wang, P., Wang, A., Huang, X., & Chen, M. (2021). Roles of modified biochar in the performance, sludge characteristics, and microbial community features of anaerobic reactor for treatment food waste. *Science of The Total Environment*, *770*, 144668.
- Su, C., Zhao, L., Liao, L., Qin, J., Lu, Y., Deng, Q., Chen, M., & Huang, Z. (2019). Application of biochar in a CIC reactor to relieve ammonia nitrogen stress and promote microbial community during food waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, *209*, 353–362. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.269>
- Sun, J., Zhang, Y., Pan, X., & Zhu, G. (2019). The effects of anionic and non-ionic surfactant on anaerobic co-digestion of sludge, food wastes and green wastes. *Environmental Technology (United Kingdom)*, *40*(19), 2538–2547. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1446457>
- Sunyoto, N. M. S., Zhu, M., Zhang, Z., & Zhang, D. (2016a). Effect of biochar addition on hydrogen and methane production in two-phase anaerobic digestion of aqueous

- carbohydrates food waste. *Bioresource Technology*, 219, 29–36.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.089>
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., & Wang, X. C. (2018). Synergetic promotion of syntrophic methane production from anaerobic digestion of complex organic wastes by biochar: Performance and associated mechanisms. *Bioresource Technology*, 250, 812–820.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.004>
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., & Wang, X. C. (2019). Sawdust-Derived Biochar Much Mitigates VFAs Accumulation and Improves Microbial Activities to Enhance Methane Production in Thermophilic Anaerobic Digestion. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 7(2), 2141–2150. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b04789>
- Wang, J., & Wang, S. (2019). Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production*, 227, 1002–1022.
- Wei, W., Guo, W., Ngo, H. H., Mannina, G., Wang, D., Chen, X., Liu, Y., Peng, L., & Ni, B.-J. (2020). Enhanced high-quality biomethane production from anaerobic digestion of primary sludge by corn stover biochar. *Bioresource Technology*, 306, 123159.
- Xiao, L., Lichtfouse, E., Kumar, P. S., Wang, Q., & Liu, F. (2021b). Biochar promotes methane production during anaerobic digestion of organic waste. *Environmental Chemistry Letters*, 19(5), 3557–3564. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01251-6>
- Yap, S. D., Astals, S., Lu, Y., Peces, M., Jensen, P. D., Batstone, D. J., & Tait, S. (2018). Humic acid inhibition of hydrolysis and methanogenesis with different anaerobic inocula. *Waste Management*, 80, 130–136.

- Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., & Tan, T. (2015b). Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*, 78, 527–530. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.01.033>
- Yu, X., Wang, Y., Yan, L., Wang, Y., Lu, J., Huang, Y., Bi, S., & Wang, W. (2023). Synergistic Effects of Anaerobic Co-Digestion of Chicken Manure and Corn Stover in Batch and Continuous Modes. *Fermentation*, 9(7). <https://doi.org/10.3390/fermentation9070666>
- 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/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.138>
- Zhao, S., Chen, W., Liu, M., Lv, H., Liu, Y., & Niu, Q. (2022). Biogas production, DOM performance and microbial community changes in anaerobic co-digestion of chicken manure with Enteromorpha and green waste. *Biomass and Bioenergy*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106359>

Anexos

Anexo A

Revisión literaria de dosis optima de sustrato, condiciones y resultados de la DA

Mezcla		Condiciones	Relación S:I	Proporción	Resultados	Referencia
SUSTRATOS(Ss)	INÓCULO					
Residuos de alimentos	Estiércol cerdo	R. Batch 400mL TR= 7 [Días] T=Mesofílicas.	4:1	RA=100%	Mayor producción y estabilización del sistema. Con una producción total de 1212,67 mL de biogás.	(Moo Tadeo, 2018)
Residuos de alimentos	Estiércol bovino	R Batch 1000mL TR= 7 [Días] T=Mesofílicas Carga Orgánica=10gSV /L	2:1	RA=100%	La digestión anaerobia mejoró significativamente la producción de metano 388 [mL/gSV] con una estabilización del proceso.	(Zhang et al., 2013)
Paja de Arroz y Estiércol de vaca	Lodos anaerobios	R. Batch 2500mL T=Mesofílicas Carga Orgánica=60 gSV/L	1:1	Paja de Arroz=50% Estiércol =50%	Se obtuvo una codigestión estable y eficiente con una producción de biogás de 380 [mL/gSV].	(D. Li et al., 2015)
Residuos de frutas y verduras	Lodos agua residual	R. Batch 700mL TR =15 [Días] T=Mesofílicas. [inóculo]=10,59 gSV/L	1:3	RA=100%	PBM=127,8 [mLCH ₄ /gSV].	(Sánchez-Reyes et al., 2016)
Residuos verdes y de alimentos	Inóculo microbiano	R Batch 600mL T=Mesofílicas TR =25 [Días] Carga Orgánica=12,5 gSV/L	3:1	RA=50% RV=50%	PBM=185 [mLCH ₄ /gSV].	(Liu et al., 2009d)
Residuos verdes y de alimentos	Lodo producto de la digestión anaerobia de estiércol bovino	R Batch 500mL T=Mesofílicas TR =33 [Días]	1:1	RA=40% RV=60%	PBM= 272,1 [mLCH ₄ /gSV], el mejor rendimiento se obtuvo en el rango de 15-20% de ST con cargas iniciales de 46,1 a 61,5 [gSV/L].	(X. Chen et al., 2014)
Residuos verdes y de alimentos	Lodos agua residual	R Batch 500mL T=Mesofílicas C/N= 19,5-20,7 gSV=7,5	1,5:2	RA=66% RV=33%	PBM= 298.1 [mLCH ₄ /gSV]	(Y. Chen et al., 2019)
			1:1	RA=50% RV=50%	PBM=303,4 [mLCH ₄ /gSV]	

Mezcla		Condiciones	Relación S:I	Proporción	Resultados	Referencia
Residuos de alimentos	Lodos anaerobios	R Batch 400mL T=Mesofílicas [inoculo]=1,5 gSV/L	1:2	RA=100%	La relación (S/I) afecta la DA de RA.PBM de 60-100 [mLCH ₄ /gSV]	(Parra-Orobio et al., 2017a)
Residuos de frutas y verduras	Estiércol bovino	R Batch 125mL TR= 30 [Días] T=Mesofílicas Carga Orgánica=98,8 gST/Kg residuo	1:1	RA=100%	Se produjo 420 [mLCH ₄ /gST] de biogás, donde el CH ₄ representa el 50% del mismo.	(García-Peña et al., 2011)
Residuos de Alimentos, rastrojo de maíz y estiércol bovino	Lodos anaerobios	R. Batch 1000mL T=Mesofílicas [inoculo]=15 g/L	-	Rastrojo=75% Estiércol = 25%	PBM=194 [mLCH ₄ /gSV].	(X. Li et al., 2009)
				RA=50% Rastrojo=37,5 % Estiércol = 12,5%	PBM=356 [mLCH ₄ /gSV].	
Paja de Arroz y Estiércol de vaca	Lodos anaerobios	R. Batch 2500mL T=Mesofílicas Carga Orgánica=60 gSV/L	1:1	Paja de Arroz=50% Estiércol =50%	Se obtuvo una codigestión estable y eficiente con una producción de biogás de 380 [mL/gSV].	(D. Li et al., 2015)
Residuos de frutas y verduras	Lodos agua residual	R. Batch 700mL TR =15 [Días] T=Mesofílicas. [inóculo]=10,59 gSV/L	1:3	RA=100%	PBM=127,8 [mLCH ₄ /gSV].	(Sánchez-Reyes et al., 2016)
Residuos verdes y de alimentos	Inóculo microbiano	R Batch 600mL T=Mesofílicas TR =25 [Días] Carga Orgánica=12,5 gSV/L	3:1	RA=50% RV=50%	PBM=185 [mLCH ₄ /gSV].	(Liu et al., 2009d)
Residuos verdes y de alimentos	Lodo producto de la digestión anaerobia de estiércol bovino	R Batch 500mL T=Mesofílicas TR =33 [Días]	1:1	RA=40% RV=60%	PBM= 272,1 [mLCH ₄ /gSV], el mejor rendimiento se obtuvo en el rango de 15-20% de ST con cargas iniciales de 46,1 a 61,5 [gSV/L].	(X. Chen et al., 2014)
Residuos verdes y de alimentos	Lodos agua residual	R Batch 500mL T=Mesofílicas C/N= 19,5-20,7 gSV=7,5	1,5:2	RA=66% RV=33%	PBM= 298.1 [mLCH ₄ /gSV]	(Y. Chen et al., 2019)
			1:1	RA=50% RV=50%	PBM=303,4 [mLCH ₄ /gSV]	
Residuos verdes y de alimentos	Lodos agua residual	R Batch 500mL T=Mesofílicas	2:1	RA=50% RV=50%	Se investigó el efecto de los tensoactivos en la DA, concluyendo que estos tienen un efecto negativo en la producción de biogás, inhibiendo así el proceso en la fase metanogénica.	(Sun et al., 2019)

Mezcla		Condiciones	Relación S:I	Proporción	Resultados	Referencia
Residuos de alimentos y paja de trigo y maíz	Lodos anaerobios	R Batch 1000mL TR= 8 [Días] T=Mesofílicas Carga Orgánica=5 gSV/L	-	RA=83% RV=17%	PBM= 392 [mLCH ₄ /gSV], el PBM aumentó en un 39,5% y 149,7% que la monodigestión de FW y paja, respectivamente	(Yong et al., 2015b)
Residuos verdes y gallinaza	Lodos anaerobios	R Batch 100mL TR= 24 [Días] T=Mesofílicas SV RV=54,16%	2,5:1	RV=75% Gallinaza=25%	PBM= 285,51 [mLCH ₄ /gSV]	(Zhao et al., 2022)
Residuos verdes				RV=100%	PBM= 237,76 [mLCH ₄ /gSV]	
Residuos verdes y de alimentos	Lodos anaerobios	R Batch 2000mL TR= 30 [Días] T=Termofílicas Carga Orgánica=10,6 gSV/L	1,6:1	RA=100%	PBM= 141 [mLCH ₄ /gSV]	(Semeraro et al., 2021b)
				RV=100%	PBM= 95 [mLCH ₄ /gSV]	
				RA=50% RV=50%	PBM= 146 [mLCH ₄ /gSV]	
Residuos verdes y de alimentos	Lodos anaerobios	R Batch 1500mL TR= 63 [Días] T=Mesofílicas SV RV=89,59% SV RA=88,34%	2:1	RA=50% RV=50%	La producción total de biogás fue de 4820 mL, donde la composición de CH ₄ correspondió al 64,5%	(Pan et al., 2020)

Anexo B

Dosificación de la Adición de Biochar en DA

Sustratos (Ss)	Condiciones DA	Materia prima del BC	Tamaño de partícula	Dosis Óptima de BC	Resultados	Refs.
Lodos anaerobios	R. Semicontinuo 1,5 L T= Termofílica TR= 15 [Días]	Rastrojo de maíz	<2,3 [mm]	1,82–3,06 [g/g ST]	El digester mejoró el contenido de CH ₄ aumentando de 67,5 % a 81,3–87,3 % y mejoró la producción de CH ₄ en 8–18 %	(Wei et al., 2020)
Residuos de alimentos	R. Bach 100 mL T= mesofílica TR= 39 [Días] SV= 59,5%	Aserrín de pino	3,5-25,9 [um]	8,3 [g/L]	Se acortó la fase de latencia en un 43%, aumentó la tasa máxima de producción en un 23,0–41,6 % y el potencial de producción de CH ₄ en un 1,9–9,6 % de CH ₄ .	(Sunyoto et al., 2016b)
Residuos de alimentos y lodos anaerobios	R. Bach 500 mL T= Mesofílicas RA=4,2 gSV Dosis 1:1 ST=5%	Cascara de naranja	malla 100	1,5 [g/gSV]	Con el aumento en la adición de BC, disminuyeron los tiempos de retraso (3,5 y 8,6 días) además de obtener el mayor rendimiento de metano 250,8 [mL/gSV]	(Jiang et al., 2020)
Residuos de alimentos y glicerol	R. Semicontinuo 1,0 L T= Termofílica TR= 100 [Días]	Astillas de madera	<2,0 [mm]	2,0 g cada 10 días	La adición de BC mostró la mayor eficiencia en la eliminación de SV, siendo superior al 50% en todo el periodo, el mayor %SV removido ocurrió en el día 40 siendo del 78%	(X. Li & Shimizu, 2023)

Sustratos (Ss)	Condiciones DA	Materia prima del BC	Tamaño de partícula	Dosis Óptima de BC	Resultados	Refs.
	ST RA=19,7% SV RA=17,5%					
Suero de queso y estiércol bovino	R. Batch 120 mL T=Psicrófilo TR=40 [Días]	Madera de pino	<0.575 [mm]	30g/L	Se encontró que el BPM se máximo pasando de 0.23 m ³ CH ₄ /KgSV a 0.34 m ³ CH ₄ /KgSV, estas condiciones se validaron también para temperaturas mesofílicas.	(Jaimes-Estévez, Poggio, et al., n.d.)
Residuos de alimentos y agrícolas		Rastrojo de maíz y de pino	-	<10g/L	El BC aumentó el %CH ₄ en el sistema, sin embargo, se obtuvo que la composición lignocelulósica del rastrojo de maíz tuvo mejores resultados en comparación de su muestra en Blanco.	(Shen et al., 2017)
Residuos de alimentos	R. CIC 4,6 L T=mesófila	Cáscara de nuez de macadamia (350°C)	-	33,3 g/L	Aumento la eficiencia de eliminación de DQO en un 15% con respecto al reactor sin Biocarbón. 34g/L de inoculo de digestato de UASB	(Su et al., 2019)
Residuos de cocina china	R semi-Batch 150 mL T= termofílica TR=130 días	Aserrín (500°)	-	15g/L	Aumento el rendimiento de CH ₄ de 16% al 52% con los incrementos de OLRs	(G. Wang et al., 2019)
Residuos de frutas	R Batch 400 mL T=mesófila	Digestato de lodos de depuradora (350°C)	-	0.5 g-1.25 g/L	El rendimiento máximo de CH ₄ fue de 52% equivalente a 285,7 mL CH ₄ /g	(Ambaye et al., 2020)
Residuos de Alimentos (94.2g/L)	R. Batch 120 mL T=termofílica	Aserrín (500°C)	-	10g/L	Aumentó la capacidad de amortiguamiento, la adherencia microbiana. Se uso 89,1 g/L de inóculo.	(Q. Li et al., 2018)
Mezcla de lodos de activados deshidratados y residuos de alimentos	R. Batch 90 mL T=mesófila TR=21,2 días	Aserrín (500°C)	0,25-1 mm	15g/L	Una producción de metano de 6,7 mL/d con aumento por día de 8,2-9,4 mL después de la adición de BC. Se redujo efectivamente el tiempo de residencia en un 27,5-64,4 % y aumentó la producción máxima de metano en un 22,4 % a 40,3 %. con una tasa de carga orgánica de hasta 3 g de sustrato/g de inóculo.	(G. Wang et al., 2018)
Cascara de naranja y lodos de depuradora	R. Batch 250 mL T=Mesófila TR=60 días	Poda de viñedos (500°C)	-	10 g/L 30 g/L	Los rendimientos de la Co-DA con BC fueron de 33% y 56% con valores de 501,92±25,40 y 704,10±32,10 de LCH ₄ /KgSV	(Martínez et al., 2018)
Residuos de alimentos digeridos	R. Batch 120 mL T=mesófila TR=100 días	Gránulos de salvado de trigo (800°C)	1,7-2 mm	25 g/L	Se analizó la transferencia de electrones entre especies, no hubo cambios en el pH, ni la concentración de NH ₃ . Se redujo la fase de latencia.	(Cruz Viggí et al., 2017)
Lodo anaerobio	R. Batch 500 mL T=Mesófila TR=32 días	Madera frutal (800°C)	0,5-1 mm	10 g/L	La producción máxima de metano fue de 981 ± 24 y 855 ± 18 mL/L* 139-1070	(Luo et al., 2015)
Residuos de alimentos y lodos	R. Batch 550 mL T=Mesófila TR=54 días	Cascara de nuez (900°C)	-	1.29 g agregados	La producción de metano fue de 492-600 mL g l VS	(Linville et al., 2017)

Anexo C

Caracterización del inóculo

Existen diferentes tipos de inóculos, cada uno presenta una caracterización dependiente de su origen; no obstante, Holliger et al., (2016) establece unos criterios de calidad para establecer un inóculo apto y en condición para su uso en pruebas de PBM; pH: 7.0-8.5, AGV < 1000 mgCH₃COOH /L y AT > 3000 mgCaCO₃/L. Los valores del inóculo en el presente estudio (pH:7.6, AGV:360 mgCH₃COOH /L y AT:4700 mgCaCO₃/L) establecen condiciones aptas para el ensayo de PBM. A su vez, la variación en valores de AME es debido a las propiedades químicas, físicas y biológicas específicas de cada uno, este estudio obtuvo un valor de 0.095 gDQO CH₄/g SV·d, el cual se sitúa en un rango aceptable según lo reportado por (Blanco González & Peña Daza, 2020) (0.071 gDQO CH₄/g SV·d); no obstante, es inferior a lo presentado en otros estudios como los realizados por (Jiménez et al., 2015) (0.27 gDQO CH₄/g SV·d) para estiércol porcino y (Cáceres Cáceres & Rincón Pérez, 2018) (0.14 gDQO CH₄/g SV·d) para lodo anaerobio de un reactor UASB que utiliza agua azucarada.

Anexo D

Optimización del PBM con variables múltiples

