



**Modelamiento matemático del proceso
de co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos a escala piloto.**

Johan Camilo Castro Valencia, jcamilo.castro@udea.edu.co

Proyecto investigativo presentado para optar al título de Ingeniero Bioquímico.

Asesor interno:

Juan Carlos Quintero Diaz, Doctor en Ingeniería Química.

Asesor externo:

Carlos Esteven Pulgarín Muñoz, Doctor (c) en Ingeniería Ambiental.

Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química
Ingeniería Bioquímica
El Carmen de Viboral
2024

Cita	(Castro-Valencia, 2024)
Referencia	(Castro-Valencia, 2024). <i>Modelamiento matemático del proceso de co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos a escala piloto.</i> [Informe proyecto investigativo]. Universidad de Antioquia, El Carmen De Viboral, Antioquia.
Estilo APA 7 (2020)	



Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental-GLIMA.



Seleccione biblioteca, CRAI o centro de documentación UdeA (A-Z)

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

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

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

Dedicatoria

A mi mamá, mi papá y mi hermano que fueron mi soporte durante todo mi desarrollo profesional, a mis familiares y amigos que me han permitido ser parte activa de sus vidas y lo han sido en la mía.

Agradecimientos

A Carlos Esteven Pulgarín Muñoz, mi jefe y amigo de quien aprendí lo que en realidad es la ingeniería aplicada y la investigación. A Juan Carlos Quintero Diaz quien me motivó a desarrollar este proyecto investigativo y me asesoró en todo el proceso.

A las personas que se involucraron en mi desarrollo profesional y personal, no solo docentes, si no también personal administrativo y de mantenimiento del Campus oriente de la Universidad de Antioquia y del Campus central de esta misma Universidad, que como Mabel con su ayuda y sus charlas ayudaba a que el trabajo fuera más ameno.

A la Universidad de Antioquia, al grupo de investigación GLIMA y los demás laboratorios involucrados en el proyecto, los cuales me acogieron de la manera más amable y compartieron conocimiento de gran valor para mi desarrollo profesional.

A mis amigos dentro y fuera de la Universidad que me brindaron siempre ayuda y soporte en los momentos donde más lo necesité y que con risas hacían que los tiempos difíciles fueran más llevaderos.

Por último y no menos importante, a mi familia, especialmente a mis padres y a mi hermano que han sido el motor y el espacio seguro en el cual se han desarrollado las etapas más importantes de mi vida.

Tabla de contenido

Resumen	8
Abstract	9
Introducción	10
1 Planteamiento del problema	12
2 Justificación.....	16
3 Objetivos	17
5 Marco teórico	18
6 Metodología	24
7 Resultados	27
8 Discusión	38
9 Conclusiones	40
Referencias	42
Anexos.....	48

Lista de tablas

Tabla 1.	27
Tabla 2.	32
Tabla 3.	35
Tabla 4.	37

Lista de figuras

Figura 1.	19
Figura 2.	24
Figura 3.	27
Figura 4.	28
Figura 5.	28
Figura 6.	29
Figura 7.	29
Figura 8.	30
Figura 9.	34
Figura 10.	36

Siglas, acrónimos y abreviaturas

UdeA	Universidad de Antioquia
RA	Residuos de alimentos
LR	Lodo residual
ADM1	Modelo de digestión anaerobia número 1
SV	Sólidos volátiles
kg	Kilogramo
m³	Metro cúbico
C/N	Relación carbono-nitrógeno
DQO	Demanda química de oxígeno
rpm	Revoluciones por minuto
V	Volumen
RIS	Relación inóculo-sustrato

Resumen

La búsqueda de tratamientos efectivos para materiales como los residuos de alimentos y los lodos residuales han llevado a la investigación de múltiples procesos debido a los problemas actuales derivados de su generación y disposición final. Entre esos procesos, la digestión anaerobia de cada uno de estos residuos ha sido una solución que ha tomado mucha relevancia gracias a que se da una recuperación de compuestos como el gas metano y acondicionadores del suelo. La monodigestión anaerobia acarrea consigo algunos problemas como la acidificación en el caso de RA y la poca carga orgánica de los LR, es por eso que se ha avanzado en el estudio de la co-digestión anaerobia, donde, ambos sustratos se mezclan para solucionar algunos de los problemas asociados al tratamiento de estos materiales por separado y, determinar las mejores condiciones de operación para incrementar la producción de biogás. Es por ello que el objetivo de este trabajo es desarrollar un modelo matemático que logre describir el proceso de co-digestión anaerobia y, evaluar su ajuste a unos datos experimentales que se obtendrán de una planta a escala piloto ubicada en el campus oriente de la Universidad de Antioquia.

Palabras clave: modelamiento matemático, co-digestión anaerobia, biogás, co-sustratos, residuos de alimentos, lodos residuales.

Abstract

The search for effective treatments for materials such as food waste and sewage sludge has led to the investigation of multiple processes due to the current problems arising from their generation and final disposal. Among these processes, anaerobic digestion of each of these wastes has been a solution that has gained significant relevance because it allows for the recovery of compounds such as methane gas and soil conditioners. However, mono-digestion of these materials comes with some issues, such as acidification in the case of food waste and low organic load in sewage sludge. Therefore, research has advanced in the study of co-digestion, where both substrates are mixed to address some of the problems associated with treating these materials separately and to determine the optimal operating conditions for increasing biogas production. Hence, the objective of this work is to develop a mathematical model that describes the co-digestion anaerobic process and evaluate its fit to experimental data obtained from a pilot-scale plant located at the University of Antioquia's eastern campus.

Keywords: mathematical modelling, anaerobic co-digestion, biogas, co-substrates, food waste, sewage sludge.

Introducción

De acuerdo con las Naciones Unidas, cerca de un tercio de los alimentos se pierden o se desperdician, lo que equivale a 3.000 millones de toneladas de residuos de alimentos (RA) cada año en el mundo (FAO, 2011). En América Latina cerca del 50% de los residuos generados corresponden a residuos orgánicos, estos no suelen contar con tratamientos eficientes y que además cumplan con requerimientos ambientales, lo que desencadena la generación múltiple de impactos ambientales como la generación de gas metano, que es uno de los gases efecto invernadero de mayor potencia, lixiviados que pueden causar la contaminación de fuentes hídricas y otros impactos de orden social y económicos (Beheshti & Heydari, 2023; Rodríguez-Guerra & Baca-Cajas, 2022). Para el caso particular de Colombia en el año 2020 se produjeron 22,65 millones de toneladas de residuos sólidos de los cuales entre el 54 y 65% corresponden a residuos orgánicos (DANE, 2022).

Sumado a la problemática causada por la generación de RA, en los países de gran tamaño una parte considerable de las aguas residuales no alcanzan a ser tratadas y las que sí pasan por una planta de tratamiento de agua generan como subproducto grandes cantidades de lodos residuales (LR) (Ciešlik et al., 2015; Kapshe et al., 2013; Rulkens, 2007). Se estima que en el año 2025 se producirán 103 millones de toneladas de estos residuos a nivel global (L. Li et al., 2022) y el problema no es solo de generación sino también su manejo, por ejemplo, en Los Estados Federados de Micronesia el 30% de los lodos residuales van al mar sin un previo tratamiento aumentando el contenido de carbón en las aguas costeras y generando así la eutrofización de los sistemas marinos (Ciešlik et al., 2015).

Los residuos de alimento y los lodos residuales de plantas depuradoras son los dos flujos principales de desecho en los residuos municipales, donde la disposición final en su mayoría se da en vertederos (rellenos sanitarios) al aire libre trayendo consigo problemas de contaminación (Kumar et al., 2021). Es por ello que se han investigado diferentes tratamientos alternativos como compostaje, incineración o la digestión anaerobia para aprovechar su gran potencial en la producción de biogás, y así solventar el excesivo consumo energético ocasionado por el aumento drástico de la población que vive en zonas urbanas (Beheshti & Heydari, 2023; L. Li et al., 2022; Morales-Polo et al., 2018).

La digestión anaerobia de LR es una alternativa que ha cobrado gran importancia gracias a que los gases producidos en este proceso son usados como combustible para la generación de energía como es el caso del gas metano (Kapshe et al., 2013), situación similar ocurre con la digestión anaerobia de RA. Sin embargo, este proceso sigue presentando desafíos debido a que en el caso de los RA durante la fermentación se presenta la acumulación de ácidos grasos volátiles debido a la baja capacidad buffer que inhiben el proceso de metanogénesis (Xu et al., 2018a). Por otro lado, este tratamiento para los LR acarrea otro tipo de problemas como la baja cantidad de sólidos totales que afecta el rendimiento. Es por eso que se ha venido investigando en la co-digestión anaerobia de estos dos materiales, para así satisfacer las necesidades presentadas en la digestión anaerobia de cada uno de los procesos por separado, supliendo la poca cantidad de sólidos de los LR con los RA y la acidificación presentada en la digestión de los RA con la alcalinidad de los LR (Dai et al., 2016; Kumar et al., 2021; L. Li et al., 2022).

La necesidad de tener menores costos de operación, mayor rendimiento de biogás y opciones mejoradas para el control del proceso de co-digestión anaerobia ha llevado al uso de modelos matemáticos que generalmente son usados para la digestión de lodos residuales, pero pocas veces usado para otro tipo de sustratos; y en su mayoría se usa el modelo dinámico y el modelo en estado estable (Kunatsa & Xia, 2022; Mudzanani et al., 2023).

Es así como el objetivo de este proyecto investigativo fue modelar matemáticamente el proceso de co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos en una planta a escala piloto ubicada en el campus oriente de la Universidad de Antioquia tomando como base el modelo ADM1, para lo cual, los datos experimentales obtenidos se ajustaron a un modelo propuesto a partir del modelo base. Dando como resultado un modelo que permite hacer un acercamiento al comportamiento del proceso y a las variables presentes en este mismo.

1 Planteamiento del problema

De acuerdo con las Naciones Unidas, cerca de un tercio de los alimentos se pierden o se desperdician, lo que equivale a 3.000 millones de toneladas de residuos de alimentos (RA) cada año en el mundo (FAO, 2011). En América Latina cerca del 50% de los residuos generados corresponden a residuos orgánicos, estos no suelen contar con tratamientos eficientes y que además cumplan con requerimientos ambientales, lo que desencadena la generación de múltiples impactos ambientales como la generación de gas metano, que es uno de los gases efecto invernadero de mayor potencia, lixiviados que pueden causar la contaminación de fuentes hídricas y otros impactos de orden social y económicos (Beheshti & Heydari, 2023; Rodríguez-Guerra & Baca-Cajas, 2022). Para el caso particular de Colombia en el año 2020 se produjeron 22,65 millones de toneladas de residuos sólidos de los cuales entre el 54 y 65% corresponden a residuos orgánicos (DANE, 2022).

Sumado a la problemática causada por la generación de RA, en los países de gran tamaño una parte considerable de las aguas residuales no alcanzan a ser tratadas y las que sí pasan por una planta de tratamiento de agua generan como subproducto grandes cantidades de lodos residuales (LR) (Ciešlik et al., 2015; Kapshe et al., 2013; Rulkens, 2007). Se estima que en el año 2025 se producirán 103 millones de toneladas de estos residuos a nivel global (L. Li et al., 2022) y el problema no es solo de generación sino también su manejo, por ejemplo, en Los Estados Federados de Micronesia el 30% de los lodos residuales van al mar sin un previo tratamiento aumentando el contenido de carbón en las aguas costeras y generando así la eutrofización de los sistemas marinos (Ciešlik et al., 2015).

Los residuos de alimento y los lodos residuales de plantas depuradoras son los dos flujos principales de desecho en los residuos municipales, donde la disposición final en su mayoría se da en vertederos (rellenos sanitarios) al aire libre trayendo consigo problemas de contaminación (Kumar et al., 2021). Es por ello que se han investigado diferentes tratamientos alternativos como compostaje, incineración o la digestión anaerobia para aprovechar su gran potencial en la producción de biogás, y así solventar el excesivo consumo energético ocasionado por el aumento drástico de la población que vive en zonas urbanas (Beheshti & Heydari, 2023; L. Li et al., 2022; Morales-Polo et al., 2018).

La digestión anaerobia de LR es una alternativa que ha cobrado gran importancia gracias a que los gases producidos en este proceso son usados como combustible para la generación de energía como es el caso del gas metano (Kapshe et al., 2013), situación similar ocurre con la digestión anaerobia de RA. Sin embargo, este proceso sigue presentando desafíos debido a que en el caso de los RA durante la fermentación se presenta la acumulación de ácidos grasos volátiles debido a la baja capacidad buffer que inhiben el proceso de metanogénesis (Xu et al., 2018a). Por otro lado, este tratamiento para los LR acarrea otro tipo de problemas como la baja cantidad de sólidos totales que afecta el rendimiento. Es por eso que se ha venido investigando en la co-digestión anaerobia de estos dos materiales, para así satisfacer las necesidades presentadas en la digestión anaerobia de cada uno de los procesos por separado, supliendo la poca cantidad de sólidos de los LR con los RA y la acidificación presentada en la digestión de los RA con la alcalinidad de los LR (Dai et al., 2016; Kumar et al., 2021; L. Li et al., 2022).

La necesidad de tener menores costos de operación, mayor rendimiento de biogás y opciones mejoradas para el control del proceso de co-digestión anaerobia ha llevado al uso de modelos matemáticos que generalmente son usados para la digestión de lodos residuales, pero pocas veces usado para otro tipo de sustratos; y en su mayoría se usa el modelo dinámico y el modelo en estado estable (Kunatsa & Xia, 2022; Mudzanani et al., 2023). Es por eso que surge la necesidad de ajustar modelos matemáticos a las condiciones que se presentan en cada región para mejorar sus procesos de disposición final, como es el caso del Oriente Antioqueño que es una región en constante crecimiento.

1.1 Antecedentes

1.1.1 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso realizado en ausencia de oxígeno donde se da la degradación de materia orgánica obteniendo en la mayoría de los procesos gas metano (Anderson et al., 2003). La primera aplicación documentada de este proceso se dio en Francia en el siglo XIX donde sólidos sedimentados se degradaban en cámaras cerradas herméticamente (Díaz-Báez et al., 2002). A partir de ese momento se siguieron las investigaciones para mejorar el proceso y fue hasta la época de los años 70 donde se reconoció la importancia del contacto entre el lodo y el sustrato,

permitiendo así el desarrollo de nuevas configuraciones en los reactores mejorando la eficiencia en los tratamientos (Díaz-Báez et al., 2002).

Actualmente, alrededor del mundo se llevan a cabo diferentes investigaciones donde se busca aumentar la eficiencia del proceso para el tratamiento de diferentes residuos orgánicos generados por la actividad económica y para incrementar la producción de biogás que sirva como una fuente de energía renovable. Hasta ahora hay una diferenciación respecto a la etapa de investigación desarrollada en diferentes regiones del mundo, por ejemplo, en el caso de Asia las investigaciones giran en torno a una mayor producción y recuperación de gas metano para suplir en algunos países la deficiencia energética presentada, mientras que en África las investigaciones que se desarrollan están enfocadas en el tratamiento de materia orgánica (Akhiar et al., 2020). En países en vía de desarrollo como Colombia la implementación de la digestión anaerobia se enfoca en reactores a pequeña escala que no superan los 10 m³, donde el sustrato consiste en estiércol porcino y bovino. Respecto a reactores de media y gran escala, la implementación se da en zonas donde hay gran disponibilidad de sustratos siendo usada en plantas de tratamiento de aguas residuales y del biogás producido solo el 30% es usado para suplir las necesidades energéticas en los procesos de producción, y el otro 70% es quemado para producir CO₂ y liberarlo al ambiente (Tavera-Ruiz et al., 2023).

1.1.2 Co-digestión anaerobia

La co-digestión anaerobia ha surgido como una manera de suplir las dificultades presentadas en el proceso de digestión anaerobia al combinar dos o más sustratos con características complementarias con el fin de conseguir una mezcla más rica en nutrientes para los procesos de degradación (Guerrero et al., 2016). Según Li et al. (2024), los beneficios de la co-digestión anaerobia son: (i) dilución de los compuestos tóxicos, (ii) efecto sinérgico en el crecimiento microbiano, (iii) balance de nutrientes, (iv) incremento en la tasa de carga orgánica, (v) aumento en el rendimiento de metano y, (vi) modificaciones en la capacidad buffer. Las investigaciones actuales enfocadas en la digestión anaerobia se han centrado en observar la sinergia al combinar residuos para incrementar la producción de biogás y dar solución a problemas como la disposición final de estos, sin embargo, esta tecnología se ve limitada por la disponibilidad de co-sustratos, que como en el caso de residuos de alimentos, puede ser estiércol, residuos agrícolas y lodo residual

(Guerrero et al., 2016; Montecchio et al., 2019). La co-digestión anaerobia de residuos de alimentos y lodos residuales es una de las mezclas más estudiadas debido a su disponibilidad causada por el gran volumen de generación en los centros urbanos donde es necesaria la utilización de reactores de gran escala y es justo este motivo el que ha llevado a un incremento en el número de plantas de co-digestión anaerobia en diferentes regiones del mundo, siendo Europa la región pionera en esta tecnología (Guerrero et al., 2016; P. Li et al., 2024; Montecchio et al., 2019).

Según Tavera-Ruiz (2023), las tecnologías desarrolladas con enfoque en la producción de biogás en Colombia se han visto limitadas, porque hay una poca capacidad de transferir las investigaciones de pequeña a gran escala. Por tanto, los avances en esta tecnología han sido lentos y de bajo costo, pero de manera continua.

1.1.3 Modelado matemático

Debido a la complejidad de la digestión anaerobia, los modelos matemáticos pueden ayudar a proveer un mejor entendimiento, diseño, optimización y predicción en el rendimiento del proceso, así pues, que un modelo matemático bien desarrollado permite describir los aspectos más importantes del proceso (Manchala et al., 2017). Muchos modelos matemáticos han sido propuestos para describir la digestión anaerobia, desde regresiones lineales simples hasta modelos más complejos como el modelo de digestión anaerobia (ADM1) que en un inicio fue propuesto por Batstone et al. en el año 2002 y que, al igual que todos los modelos matemáticos usados, han sido modificados para casos específicos donde cada modelo consigue ser robusto de acuerdo a los objetivos de cada investigación (Emebu et al., 2022; Karki et al., 2022; Manchala et al., 2017; Mo et al., 2023). El modelo de digestión anaerobia (ADM1) se ha establecido como el mejor modelo para describir el proceso de digestión anaerobia debido a su robustez, su descripción de las rutas de degradación y las cinéticas de los procesos involucrados en esta tecnología, por ende, las numerosas extensiones y aplicaciones siguen validando este modelo para describir el proceso bajo diferentes condiciones y también para diferentes sustratos (Weinrich & Nelles, 2021).

2 Justificación

El Oriente Antioqueño ha experimentado un crecimiento demográfico exponencial en los últimos años como consecuencia del agotamiento de las capacidades territoriales del Valle de Aburrá, es así como actualmente en esta subregión de Antioquia se ha concentrado para el año 2021 una población cercana al 10,42% del total del departamento y el 1,4% del total del país (Cámara de Comercio del Oriente Antioqueño, 2023). Además de lo anterior, se conoce que en promedio en Colombia cada persona produce un total de 1,4 kg de residuos sólidos por día, lo que lleva a buscar un manejo adecuado de los residuos generados en este territorio al tiempo que se puedan aprovechar de la mejor manera sin causar problemas ambientales (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN, 2022). Entonces los tratamientos amigables con el medio ambiente y que ayuden a valorizar los residuos sólidos toman gran importancia no solo en esta zona de Antioquia si no a lo largo del país dónde en algunas zonas la producción de energía a partir de gas metano puede contribuir a la demanda energética del país.

Este proyecto investigativo surge desde un proyecto macro donde se llevan investigaciones sobre la co-digestión anaerobia de residuos de alimentos y lodos residuales en una planta piloto ubicada en el campus oriente de la Universidad de Antioquia aportando desde la ingeniería al aprovechamiento y revalorización de residuos en una región en crecimiento, tanto económico como demográfico, para estar más cerca de alcanzar un desarrollo sostenible en el país.

3 Objetivos

3.1 Objetivo general

Modelar matemáticamente el proceso de co-digestión anaerobia de lodos residuales y residuos de alimentos en un reactor batch a escala piloto instalado en el campus oriente de la Universidad de Antioquia.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar la producción de gas metano en un proceso de co-digestión anaerobia de residuos de alimentos y lodos residuales en reactores de 1 m³ de volumen operados en modo por lotes.
- Proponer un modelo matemático basado en el modelo ADM1 para la descripción del proceso de co-digestión anaerobia.
- Ajustar el modelo propuesto a los datos experimentales obtenidos.

5 Marco teórico

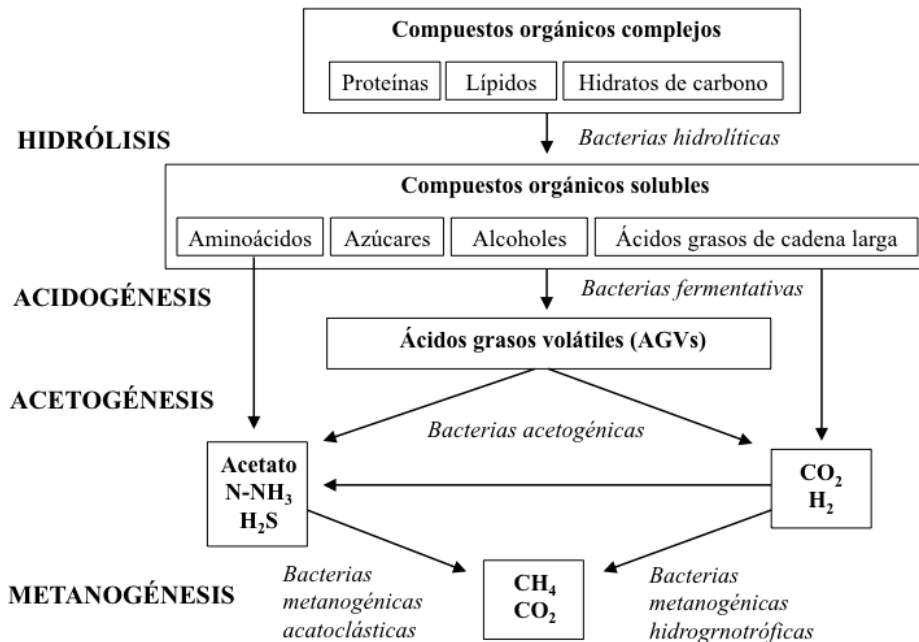
La digestión anaerobia es un proceso biotecnológico fundamentado en los principios básicos de la economía circular, pues permite el cierre de los ciclos naturales a la vez que busca aumentar la seguridad energética, la seguridad alimentaria y la mitigación del cambio climático, debido a que permite la recuperación de gas metano que puede ser empleado como fuente energética y la recuperación de nutrientes que pueden ser empleados para la recuperación de suelos y el abonado de cultivos (Edwards et al., 2017; Karki et al., 2022).

Durante el proceso de digestión anaerobia, diferentes tipos de microorganismos trabajan de manera sinérgica para que la materia orgánica presente en el sustrato se transforme en biogás, un gas compuesto principalmente de dióxido de carbono y metano en proporción aproximada 30/70, que representa una oportunidad en los países en desarrollo para la producción de energía y calor (Kougias & Angelidaki, 2018). El proceso global de transformación se muestra en la Figura 1 y se compone de cuatro etapas de tipo bioquímico. La primera de ellas es la hidrólisis de las macromoléculas de materia orgánica, y ocurre a partir de la producción de enzimas hidrolíticas extracelulares, las enzimas hidrolizan las macromoléculas como carbohidratos, lípidos y proteínas presentes en el sustrato transformándolas en moléculas de menor tamaño como azúcares, ácidos grasos y aminoácidos; este proceso es considerado como el cuello de botella de la digestión anaerobia ya que está asociado a la naturaleza del sustrato, al tamaño de partícula, a la temperatura, al pH y a la carga orgánica dentro del reactor; sumado a esto, se debe proporcionar una suficiente área de contacto entre el sustrato y el inóculo, así como el desarrollo de una buena interacción entre estos. Posterior a la hidrólisis, las moléculas formadas de menor tamaño se convierten en ácidos volátiles (ácido acético, propiónico y butírico, entre otros) y otros productos como NH_3 , CO_2 y H_2 en la etapa llamada acidogénesis, la cual es realizada por bacterias fermentativas, este proceso generalmente se caracteriza porque la acumulación de los productos genera una caída en el pH. La tercera etapa corresponde a la acetogénesis, donde los productos de las anteriores reacciones son transformados por bacterias acetogénicas en acetato, H_2 y CO_2 , el acetato producido en esta etapa será utilizado en la última etapa llamada metanogénesis, sin embargo, la liberación de hidrógeno en esta tercera etapa puede inhibir la actividad de los microorganismos. Finalmente, en la cuarta etapa denominada metanogénesis, los metanógenos transforman acetato, alcoholes y gases en CH_4 ;

este último proceso puede ocurrir gracias a la acción de bacterias acetotróficas o hidrogenotróficas, en la primera se usa principalmente acetato para formar metano y en la segunda H_2 y CO_2 ; del metano producido total, aproximadamente el 70% proviene del acetato formado, mientras que el otro 30% se produce por la reducción del dióxido de carbono (Chew et al., 2021; Morales-Polo et al., 2018).

Figura 1.

Proceso global de la digestión anaerobia donde se observan las reacciones con sus respectivos reactivos y productos.



Nota: tomado de Fernández et al., 2016.

La digestión anaerobia se puede ver afectada por diferentes parámetros que como menciona Chew et al. (2021), se han estudiado para lograr una alta actividad metabólica de los microorganismos anaeróbicos. La etapa limitante del proceso se ve condicionada por la temperatura a la que se encuentra el reactor y es que se han llevado a cabo investigaciones donde se concluye que con el aumento de la temperatura también aumenta la producción de biogás y se disminuye la inhibición por amonio, sin embargo, Lohani y Havukainen (2018), sugieren que es mejor trabajar bajo condiciones mesófilas (25 – 40 °C) que bajo condiciones termófilas (> 45 °C); así mismo, se sugiere que el pH se encuentre en rangos donde no se vean inhibidas las bacterias debido a que son

sensibles a los cambios de este, se prefiere trabajar en un rango entre 6,5 y 8, rango que a su vez se ve influenciado por factores como la alcalinidad, la concentración de ácidos grasos volátiles y la concentración de bicarbonato en el medio; partiendo de las condiciones descritas anteriormente (temperatura entre 25 y 40 °C y pH entre 6,5 y 8) se ha determinado que es adecuado un tiempo de retención entre 10 y 40 días para que se dé una adecuada degradación de la materia orgánica, que haya una carga orgánica total de por lo menos 5 kgSV/m³ y que haya una relación carbono nitrógeno de 25-30:1 debido a que los microorganismos utilizan entre 25 y 35 veces más carbón que nitrógeno en su metabolismo (Chew et al., 2021).

Los lodos residuales son definidos como el residuo líquido o semisólido generado durante los procesos de tratamientos de aguas residuales y su manejo alrededor del mundo consiste en utilizarlo como acondicionador de suelo o hacerle una disposición final en vertederos (Grobela et al., 2019; Wijesekara et al., 2016) las grandes cantidades de lodos residuales producidos han llevado a buscar diferentes maneras de utilizarlos para evitar así problemas asociados a contaminación del aire, del suelo y del agua. Una de estas alternativas es la digestión anaerobia que tiene la ventaja de producir metano como el principal componente del biogás, convirtiéndose en una fuente de energía renovable, además, reduce el contenido final de sólidos, estabiliza el lodo, destruye patógenos y limita las emisiones de olor (Di Capua et al., 2020; Khanh Nguyen et al., 2021; Khawer et al., 2022). Según Khawer et al. (2022), en reactores convencionales la generación de gas metano está en un rango entre 0.19 y 0.24 m³/kg SV y está directamente relacionado con el tiempo de retención que suele ser largo y la baja reducción de sólidos volátiles (P. Li et al., 2024). Consecuencia de las limitaciones en la digestión anaerobia se da un continuo desarrollo de investigaciones que buscan hacer de esta tecnología la mejor opción para la disposición final de estos residuos.

Una de las soluciones propuestas para mejorar el proceso de digestión anaerobia de lodos es incrementar la presencia de los sólidos totales que se puede lograr con la adición de un co-sustrato como los residuos de alimentos (Di Capua et al., 2020; Ellacuriaga et al., 2024). Los residuos de alimentos constituyen la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, su problema es que cerca de 1.3 billones de toneladas se producen anualmente trayendo consigo problemas económicos y ambientales derivados de su disposición final, que suele ser la incineración y la disposición en vertederos. Un tratamiento alternativo es la digestión anaerobia que convierte la

biomasa y estos residuos orgánicos en biogás y un residuo rico en nutrientes que puede ser usado como enmienda de suelos, mas, la aplicación de esta tecnología en este tipo de residuos enfrenta grandes retos en materia técnica, económica y social debido a que las investigaciones han girado en torno al tratamiento de aguas residuales, lodos residuales y estiércol de origen animal (Xu et al., 2018). Además, la digestión anaerobia de residuos de alimentos tiene en sí mismo problemas como una rápida hidrólisis y una disminución del pH por la acumulación de ácidos grasos volátiles y poca capacidad buffer, dificultando la metanogénesis (P. Li et al., 2024; Luo & Pradhan, 2024; Xu et al., 2018b). Sumado a lo anterior, la producción de biogás se puede ver afectada por el contenido de nutrientes en este tipo de residuos, pues las macromoléculas como los lípidos tienen el mayor rendimiento en la producción de biogás, pero tienen una lenta biodegradabilidad y esto hace que se necesiten tiempos mayores, en contraste con los carbohidratos y las proteínas que tienen altas tasas de conversión, pero bajos rendimientos en la formación de biogás (Chew et al., 2021). La adición de un co-sustrato puede suplir necesidades de micronutrientes y alcalinidad, es por eso que se hacen relevantes los procesos donde se mezclan varios sustratos (Xu et al., 2018).

La co-digestión anaerobia es una tecnología derivada de la digestión anaerobia en la cual se emplean dos o más sustratos con características complementarias supliendo así las dificultades presentadas en los procesos de mono-digestión asociados a los sustratos involucrados (Guerrero et al., 2016). Este tipo de digestión ha tomado fuerza en los últimos años gracias a una mayor recuperación de productos como gas metano y acondicionadores del suelo, donde de manera simultánea se degradan lodos residuales y materia orgánica (Luo & Pradhan, 2024).

En general, la co-digestión anaerobia tiene diferentes ventajas frente a la mono-digestión como la estabilidad del proceso, el ya mencionado incremento de la carga orgánica, la dilución de sustancias tóxicas, el balance de nutrientes, el aumento del efecto sinérgico de los microorganismos, capacidad buffer y un balance en la relación C/N (Jamshidinasirmahale et al., 2024; Mehariya et al., 2018; Morales-Polo et al., 2018; Xie et al., 2017).

Si bien la co-digestión no se ha estudiado durante tanto tiempo como la mono-digestión, ambos son procesos de digestión anaerobia y se pueden trabajar de esta manera cambiando la cantidad de sustratos con los que se cuenta en cada una de ellas. La co-digestión de residuos de alimentos y lodos residuales ha sido ampliamente estudiada gracias a su alta alcalinidad, contenido de elementos traza y las altas concentraciones de microorganismos en el lodo, sin embargo no hay

un consenso frente a la proporción óptima en la que deben estar estos dos co-sustratos en el reactor, esto se puede deber a las diferentes características presentadas en el lodo y residuos de alimentos usados; en lo que sí se encuentra consenso es en que la combinación de estos dos residuos incrementa aproximadamente en 1.4 veces el rendimiento de producción de metano. Sumado a lo anterior, una ventaja de usar la co-digestión anaerobia es que se pueden agregar residuos de alimentos a los digestores ya implementados para la digestión anaerobia de lodos en plantas de tratamiento de aguas residuales incrementando la salida de biogás sin afectar significativamente el volumen del reactor y su costo de operación (Xu et al., 2018b).

El análisis matemático de los fenómenos bioquímicos involucrados en los procesos biológicos proporciona una guía importante para realizar estudios de ingeniería metabólica y para el diseño y optimización de sistemas de fermentación. Los modelos matemáticos permiten describir dichos fenómenos a través de expresiones cinéticas, ecuaciones de balance de masa y ecuaciones de transporte, facilitando la simulación de procesos biológicos. Los procesos de simulación ayudan a reducir el extenso trabajo experimental que se requeriría para analizar diferentes variables físicas, de diseño y de proceso, ayudando a identificar la influencia de esas variables en el proceso y su interdependencia (Almquist et al., 2014; Donoso, 2021; Strutz et al., 2019).

Muchos modelos matemáticos se han propuesto para describir la digestión anaerobia, como la ecuación de predicción de biogás de Buswell, el modelo dinámico de primer orden, el modelo de Gompertz modificado, redes neuronales artificiales (ANNs) y el modelo de digestión anaerobia (ADM1) desarrollado por la asociación internacional del agua (IWA) que se basa en las cuatro etapas teóricas de la digestión anaerobia presentadas en la Figura 1, que ha sufrido diferentes modificaciones de acuerdo a las condiciones usadas para su desarrollo (Kunatsa & Xia, 2022; Mo et al., 2023; Montecchio et al., 2019). El resultado de los análisis cinéticos logra cuantificar el efecto de cambiar algunas variables del proceso como el pH, los sólidos totales, la adición de co-sustratos, entre otros, dependiendo de la complejidad del mismo que se ve reflejada en una buena predicción de la producción de gas metano, sin embargo, los modelos complejos tienen limitaciones como más datos sobre los sustratos y el proceso, así como más tiempo de aplicación (Bedoić et al., 2020).

El modelo de digestión anaerobia número 1 (ADM1) se ha establecido como el modelo estándar de la digestión anaerobia gracias a la descripción de las rutas fundamentales de la degradación y

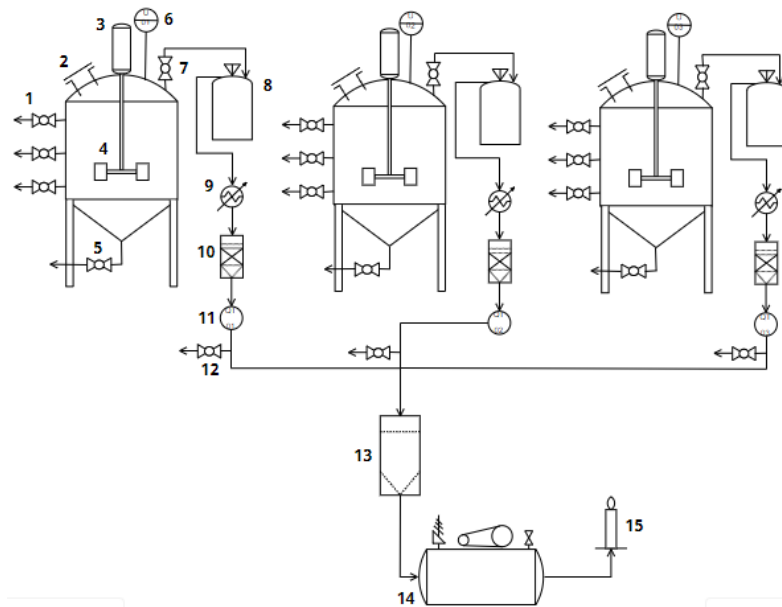
las cinéticas del proceso, desde la desintegración y la hidrólisis hasta la metanogénesis acetoclástica e hidrogenotrófica, pero su robustez se ve limitada por el número de mediciones disponibles para su calibración, es por eso que cobra importancia el desarrollo de modelos más simples para monitorear y controlar los procesos en plantas industriales (Weinrich & Nelles, 2021).

6 Metodología

De acuerdo con los objetivos planteados al inicio del presente trabajo la metodología se desarrolló de manera general en 3 etapas que fueron: etapa experimental, etapa de desarrollo del modelo matemático que consistió en evaluar la estructura del modelo base ADM1 para desarrollar un nuevo modelo que se ajuste a la corrida experimental, y la tercera etapa consistió en la calibración y ajuste del modelo con el objetivo de que este se alinea lo mejor posible a los datos experimentales.

Figura 2.

Esquema de la planta de co-digestión anaeróbica instalada en la UdeA. Esta consta de 3 reactores de 1m³ cada uno, una unidad de pretratamiento del biogás y un compresor de almacenamiento.



6.1 Etapa experimental

Para la recolección de datos fue necesario realizar un montaje experimental por triplicado. Este se realizó en el campus oriente de la Universidad de Antioquia donde se utilizaron 3 reactores de 1 m³ de volumen cada uno y en ellos se emplearon las mismas condiciones de operación que fueron determinadas anteriormente en el proyecto que se viene realizando desde el año 2023, estas

son: 1) una relación inóculo/sustrato de 1, donde el sustrato estuvo compuesto en términos de sólidos volátiles de 75% de residuos de alimentos provenientes de la plaza de mercado del municipio de La Ceja Del Tambo y 25% de lodos residuales de la planta de tratamiento de aguas de San Fernando; 2) los reactores contaron con una agitación de 30 rpm. 3) El proceso de co-digestión anaerobia tuvo una duración de 36 días en los cuales se midió la producción diaria de biogás y sus componentes (CO_2 , CH_4 , N_2 , O_2 , H_2S), así como algunos parámetros fisicoquímicos como pH, temperatura y potencial redox. Cada 6 días se tomaron muestras de los lodos para analizar la presencia de microorganismos patógenos, la alcalinidad, nitrógeno amoniacal, ortofosfatos, sólidos totales y volátiles y DQO. El biogás producido diariamente pasó a un condensador donde se retiró la mayor parte de la humedad que este contenía, después pasó por una columna de sílica gel para retirar la humedad restante y posteriormente fue medido por un contador de gas. Una vez caracterizada una muestra del gas, este pasó por una trampa de CO_2 y luego a un compresor donde al alcanzar una presión establecida se quemó. En la Figura 2 se observa un esquema de la planta.

6.2 Desarrollo del modelo matemático

A partir del modelo base ADM1 se analizaron cada una de las reacciones propuestas, los modelos cinéticos y las ecuaciones fundamentales (de balances y de transferencia) para proponer así un modelo que incluye la descripción de las variables más importantes del sistema como producción de metano, CO_2 , H_2 , consumo de DQO, entre otras. Además de esto se realizó un rastreo bibliográfico para determinar los parámetros y relaciones necesarias entre las variables de acuerdo al modelo base original.

6.3 Optimización del modelo matemático

El modelo matemático desarrollado se optimizó y calibró con la ayuda de una simulación en Matlab® donde se compararon los datos experimentales con la simulación de los resultados del modelo y se realizó una minimización donde la función objetivo a minimizar fue la suma de los errores cuadrados entre los perfiles obtenidos experimentalmente y de modelo. Esta misma

optimización cambió los valores de los parámetros derivados de la literatura por los valores óptimos para cumplir con la función objetivo y a partir de eso se realizó una validación del modelo que permitió verificar la capacidad de generalización del modelo.

7 Resultados

7.1 Corrida experimental

Las condiciones de operación de los 3 reactores se muestran en la Tabla 1. La medición de parámetros como pH y temperatura se realizó de manera diaria durante 36 días, al igual que la producción de biogás y la caracterización de sus componentes. En las Figuras 3, 4 y 5, se muestra el comportamiento del pH, la temperatura y el gas metano producido para los 3 reactores, respectivamente.

Tabla 1.

Condiciones iniciales de los reactores para la corrida experimental.

Parámetro	Valor	Descripción
V_liq	0.7	Volumen del líquido [m ³]
V_gas	0.3	Volumen de la fase gaseosa [m ³]
rpm	30	Agitación en el reactor [rpm]
RIS	1	Relación inóculo sustrato [g SV/g SV]
Relación co-sustratos	75 RA: 25 LR	Relación de co-sustratos [g SV]

Figura 3.

Comportamiento del pH a lo largo del proceso.

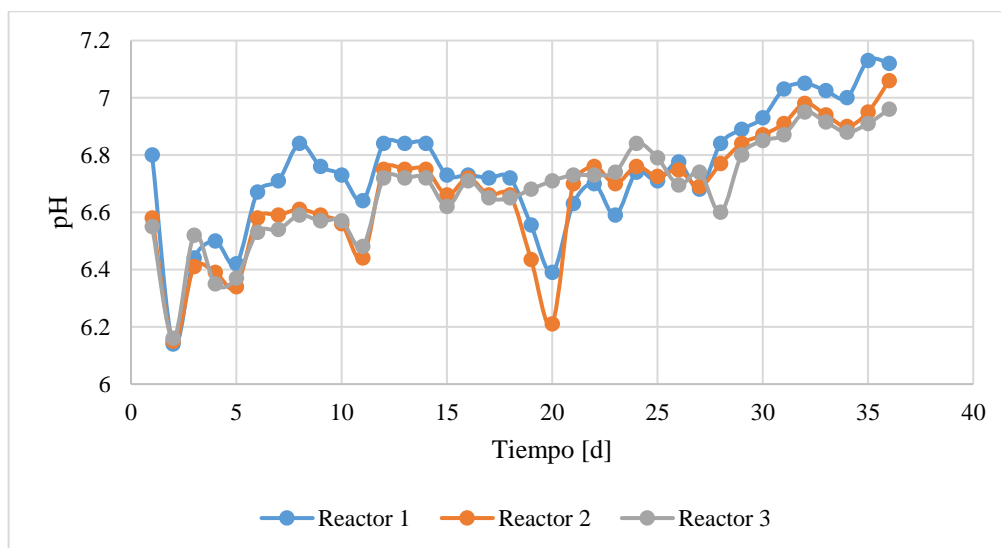


Figura 4.

Comportamiento de la temperatura a lo largo del proceso.

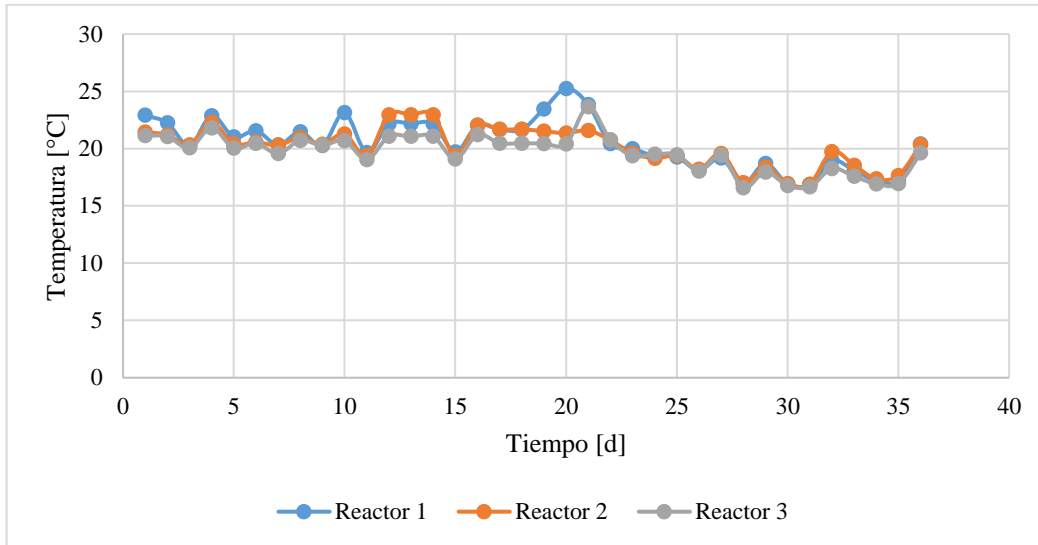
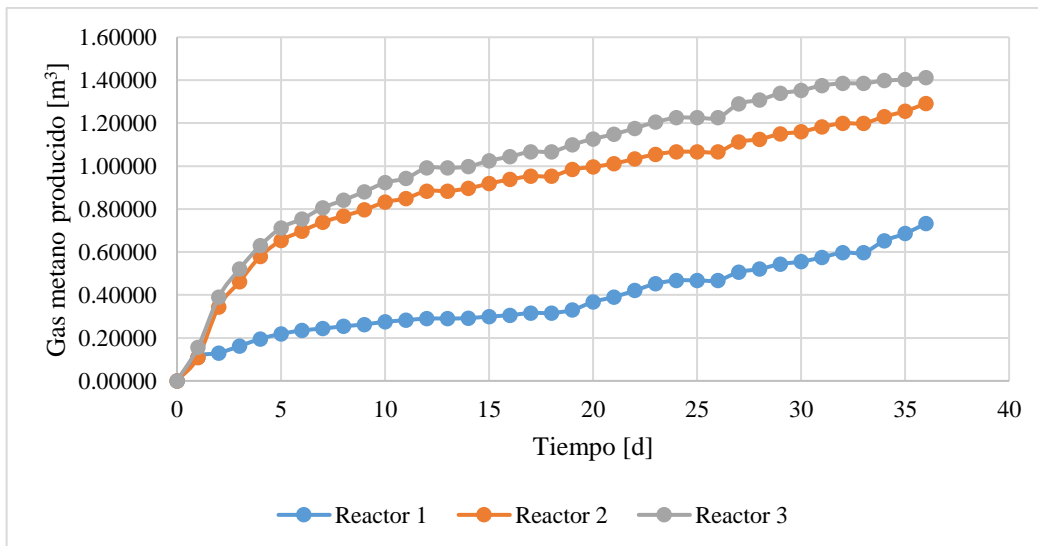


Figura 5.

Comportamiento de la producción de gas metano a lo largo del proceso.



Los análisis de laboratorio se realizaron a muestras tomadas cada 6 días, donde a cada una de ellas se le midió los sólidos totales, sólidos volátiles, DQO total, DQO soluble, alcalinidad, nitrógeno amoniacal, ortofosfatos y presencia de microorganismos patógenos. El comportamiento de los sólidos volátiles, DQO total y DQO soluble se presentan en las Figuras 6, 7 y 8,

respectivamente. Además de eso en el Anexo A se encuentran los procedimientos realizados en el laboratorio.

Figura 6.

Comportamiento de los sólidos volátiles a lo largo del proceso.

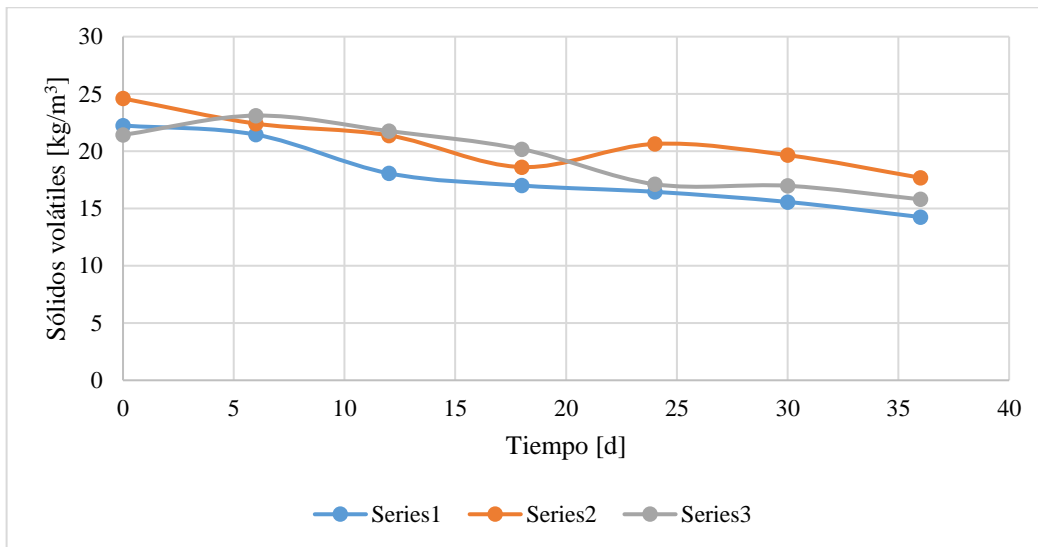


Figura 7.

Comportamiento de la demanda química de oxígeno total a lo largo del proceso.

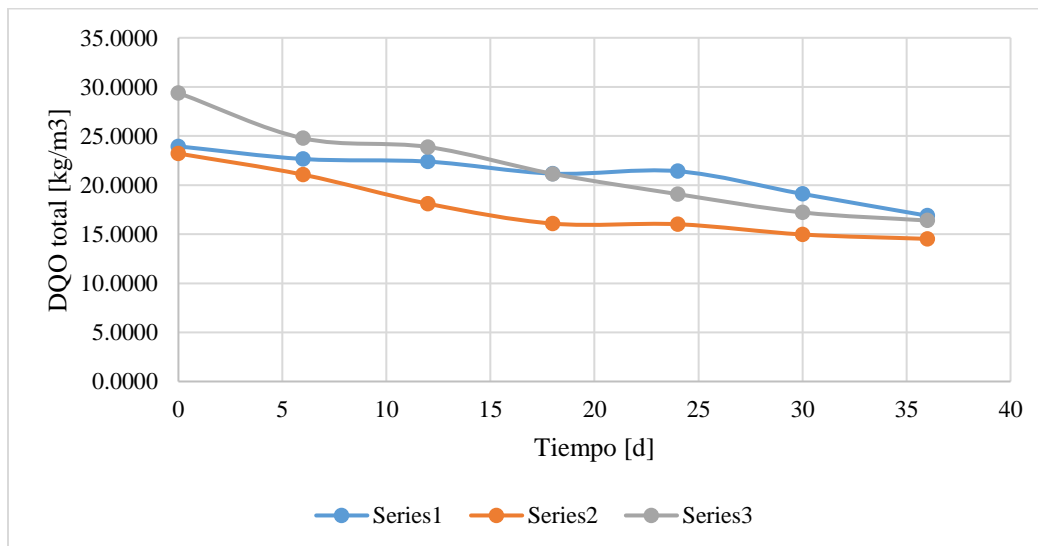
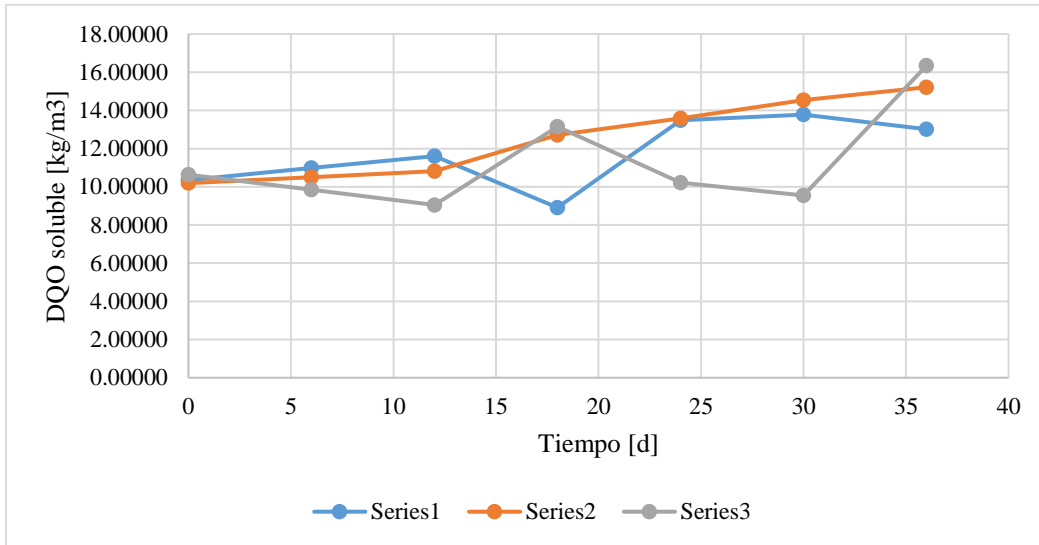


Figura 8.

Comportamiento de la demanda química de oxígeno soluble a lo largo del proceso.



El comportamiento de los sólidos volátiles fue importante porque según algunos autores ellos son la suma de todo el material particulado, por lo que con ellos se puede predecir el comportamiento de la suma de componentes como la biomasa. Además de lo anterior, esos mismos autores también reportan que los compuestos solubles pueden ser medidos sumándolos y comparándolos con el comportamiento de la DQO soluble (Batstone et al., 2002; Cendales, 2011; Montecchio et al., 2019).

7.2 Desarrollo de modelo matemático

El modelo planteado para el proceso de co-digestión anaerobia se presenta en la Figura 9, donde se observan los flujos metabólicos descritos a continuación:

- Desintegración de la fracción orgánica de los co-sustratos: este proceso es el primero llevado a cabo, donde la materia orgánica presente en los lodos residuales y en los residuos de alimento se transforma en carbohidratos, proteínas y lípidos teniendo así la primera parte del proceso de solubilización. Este proceso suele no usarse en el modelado y se parte desde los productos de este, pero incluirlo hace más fácil el modelado (Montecchio et al., 2019).

- Hidrólisis de macromoléculas: segundo y último proceso de solubilización en el cual las macromoléculas se transforman en moléculas simples como monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos. Esta etapa suele ser la etapa limitante debido a que de esta se derivan las moléculas que son fáciles de digerir por los microorganismos (Parra, 2015).
- Acidogénesis: fase en la cual los microorganismos toman los monómeros producidos en la hidrólisis y los transforman en ácidos grasos, dióxido de carbono e hidrógeno (Parra, 2015). Dependiendo del ácido graso producido en esta fase se da el paso de acetogénesis o metanogénesis a partir de ácido acético.
- Acetogénesis: proceso en el cual los compuestos que no pueden ser convertidos en metano son oxidados en sustratos metanogénicos como el acetato y el hidrógeno. Esta etapa también es una limitante debido a que la acumulación de ácidos grasos llevaría a una acidificación del medio (Parra, 2015).
- Metanogénesis: siendo la reacción más lenta, la metanogénesis es el último paso del proceso donde componentes intermedios son transformados en gas metano de dos maneras diferentes. La primera de ellos es la metanogénesis acetotrófica en la cual los microorganismos utilizan acetato para producir dióxido de carbono, hidrógeno y metano, y la metanogénesis hidrogenotrófica en la cual se utiliza dióxido de carbono e hidrógeno para producir gas metano (Parra, 2015).

Además de los procesos anteriores se presenta otro que se deriva de cada uno de los procesos intracelulares (acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) y es el decaimiento de la biomasa, donde la biomasa muerta se convierte en sustrato que ingresa en el proceso de desintegración.

Para hacer un desarrollo adecuado del modelo fue necesario primero separar los compuestos solubles de lo insolubles de acuerdo como se ha hecho en la bibliografía desde el planteamiento del modelo hecho por Batstone et al. (2002). De acuerdo con ellos el material insoluble se convierte en soluble por decaimiento de la biomasa y luego es el material disponible para los procesos intracelulares. Los componentes y los procesos se encuentran registrados en la matriz de Petersen (Anexo 2) en la cual los componentes se encuentran en las columnas y en las filas se encuentran los procesos, además de eso, hay una columna adicional donde se encuentran las velocidades de reacción de cada uno de los procesos dando como resultado los balances presentados en la Tabla 2

donde se ve de manera más desglosada el balance de cada componente. Los parámetros usados inicialmente se extrajeron de una simulación realizada anteriormente por Cendales (2011) tendiendo como modelo base el modelo ADM1 de la asociación internacional del agua (IWA). Se debe tener presente que en componentes gaseosos como el dióxido de carbono y el metano deben pasar por una transferencia entre la matriz líquida y la gaseosa dentro del reactor y es por ello que se hace la diferenciación dentro de las ecuaciones presentadas (Batstone et al., 2002; Cendales, 2011; Mo et al., 2023; Montecchio et al., 2019).

Tabla 2.

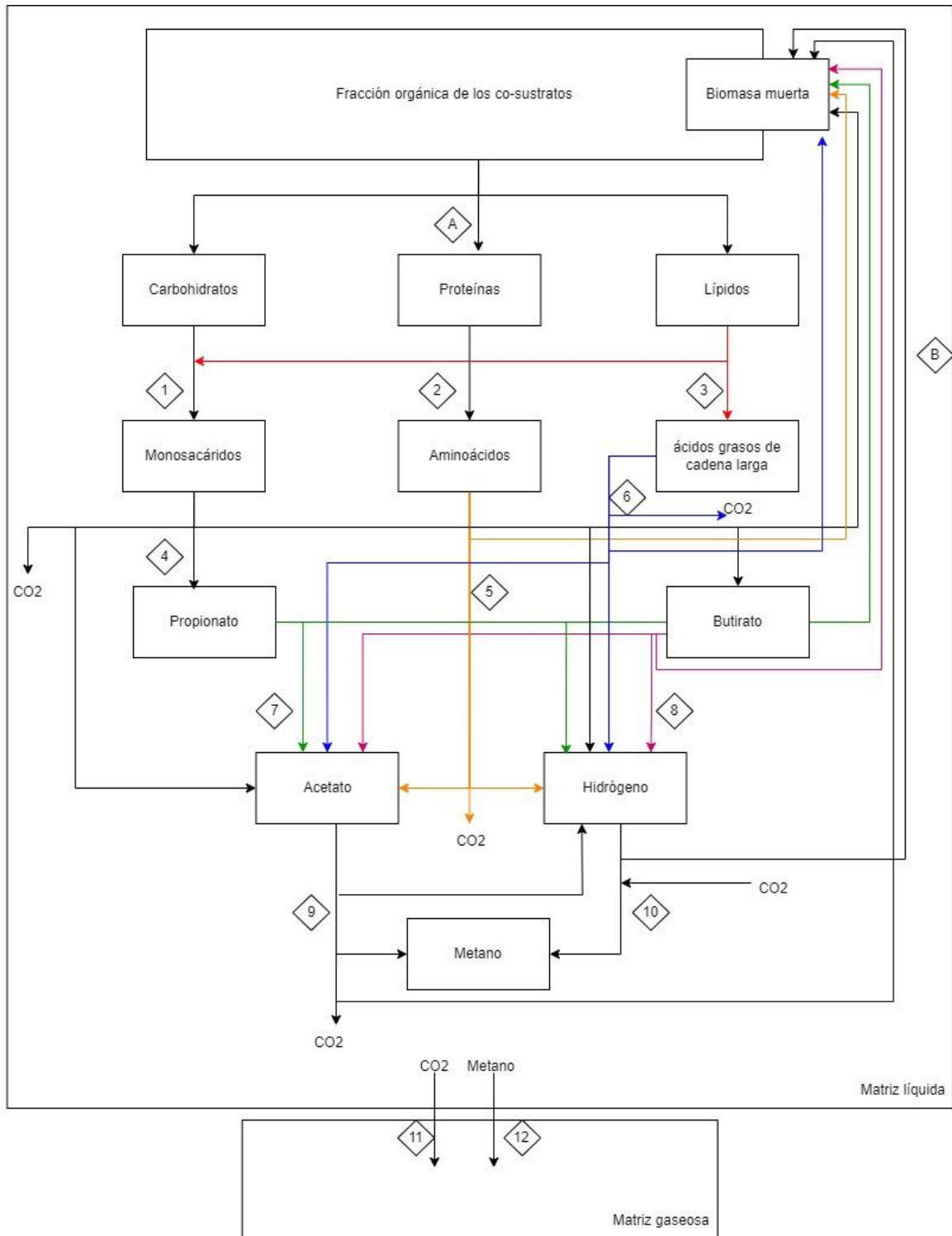
Balances de cada componente presente en el modelo de co-digestión anaerobia.

COMPONENTE	BALANCE
X_c	$\frac{d[X_c]}{dt} = RB1 + RB2 + RB3 + RB4 + RB5 + RB6 + RB7 - RA$
X_{ch}	$\frac{d[X_{ch}]}{dt} = f_{ch,x_c}RA - R1$
X_{pr}	$\frac{d[X_{pr}]}{dt} = f_{pr,x_c}RA - R2$
X_{li}	$\frac{d[X_{li}]}{dt} = f_{li,x_c}RA - R3$
X_{mo}	$\frac{d[X_{mo}]}{dt} = Y_{mo}R4 - RB1$
X_{aa}	$\frac{d[X_{aa}]}{dt} = Y_{aa}R5 - RB2$
X_{agcl}	$\frac{d[X_{agcl}]}{dt} = Y_{agcl}R6 - RB3$
X_{but}	$\frac{d[X_{but}]}{dt} = Y_{but}R8 - RB4$
X_{pro}	$\frac{d[X_{pro}]}{dt} = Y_{pro}R7 - RB5$
X_{ac}	$\frac{d[X_{ac}]}{dt} = Y_{ac}R9 - RB6$
X_{h_2}	$\frac{d[X_{h_2}]}{dt} = Y_{h_2}R10 - RB7$
S_{mo}	$\frac{d[S_{mo}]}{dt} = R1 + (1 - f_{agcl,li})R3 - R4$
S_{aa}	$\frac{d[S_{aa}]}{dt} = R2 - R5$

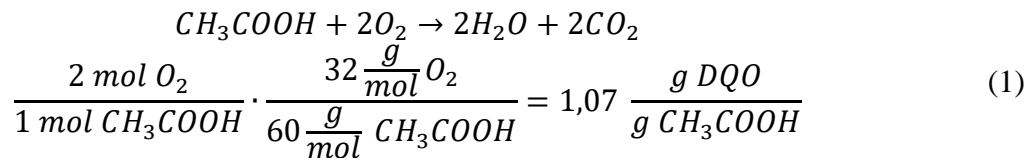
S_{agcl}	$\frac{d[S_{agcl}]}{dt} = f_{agcl,li}R3 - R6$
S_{but}	$\frac{d[S_{but}]}{dt} = (1 - Y_{mo})f_{but,mo}R4 - R8$
S_{pro}	$\frac{d[S_{pro}]}{dt} = (1 - Y_{mo})f_{pro,mo}R4 - R7$
S_{ac}	$\begin{aligned} \frac{d[S_{ac}]}{dt} = & (1 - Y_{mo})f_{ac,mo}R4 + (1 - Y_{aa})f_{ac,aa}R5 \\ & + (1 - Y_{agcl})f_{ac,agcl}R6 + (1 - Y_{but})f_{ac,but}R8 \\ & + (1 - Y_{pro})f_{ac,pro}R7 - R9 \end{aligned}$
S_{h2}	$\begin{aligned} \frac{d[S_{h2}]}{dt} = & (1 - Y_{mo})f_{h2,mo}R4 + (1 - Y_{aa})f_{h2,aa}R5 \\ & + (1 - Y_{agcl})f_{h2,agcl}R6 + (1 - Y_{but})f_{h2,but}R8 \\ & + (1 - Y_{pro})f_{h2,pro}R7 + (1 - Y_{ac})f_{h2,ac}R9 - R10 \end{aligned}$
S_{co2}	$\begin{aligned} \frac{d[S_{co2}]}{dt} = & (1 - Y_{mo})f_{co2,mo}R4 + (1 - Y_{aa})f_{co2,aa}R5 \\ & + (1 - Y_{agcl})f_{co2,agcl}R6 + (1 - Y_{ac})f_{co2,ac} * R9 \\ & - 0.25R10 - R11 \end{aligned}$
S_{ch4}	$\frac{d[S_{ch4}]}{dt} = (1 - Y_{ac})f_{ch4,ac}R9 + (1 - Y_{h2})R10 - R12$
G_{ch4}	$\frac{d[G_{ch4}]}{dt} = R12$
G_{co2}	$\frac{d[G_{co2}]}{dt} = R11$

Figura 9.

Esquema del modelo matemático del proceso de co-digestión anaerobia.



Para predecir el comportamiento de la demanda química de oxígeno soluble se debe entonces hacer la suma de los materiales solubles teniendo en cuenta a cuánta DQO teórica le corresponde a cada uno de los componentes solubles, dicho calculo se hizo estequiométricamente como se muestra en la ecuación 1 teniendo en cuenta que Parra (2015) y Díaz-Báez et al. (2002) asumen la DQO necesaria para degradar aminoácidos y lípidos con el mismo valor de la necesaria para la oxidación de monosacáridos.



Los datos obtenidos para los compuestos solubles se encuentran en la Tabla 3.

Tabla 3.

Demanda química de oxígeno teórica para los compuestos solubles presentes en el modelo.

	Valor
<i>kg DQO / m³ ácido acético</i>	1122
<i>kg DQO / m³ ácido propiónico</i>	1495
<i>kg DQO / m³ ácido butírico</i>	1954
<i>kg DQO / m³ monosacáridos</i>	2464
<i>kg DQO / m³ aminoácidos</i>	2464
<i>kg DQO / m³ ácidos grasos de cadena larga</i>	2464

De los datos anteriores se concluye que el 10% de la DQO soluble corresponde a ácido acético, 13% a ácido propiónico, 17% a ácido butírico, 20% a monosacáridos, 20% a aminoácidos y 20% a ácidos grasos de cadena larga.

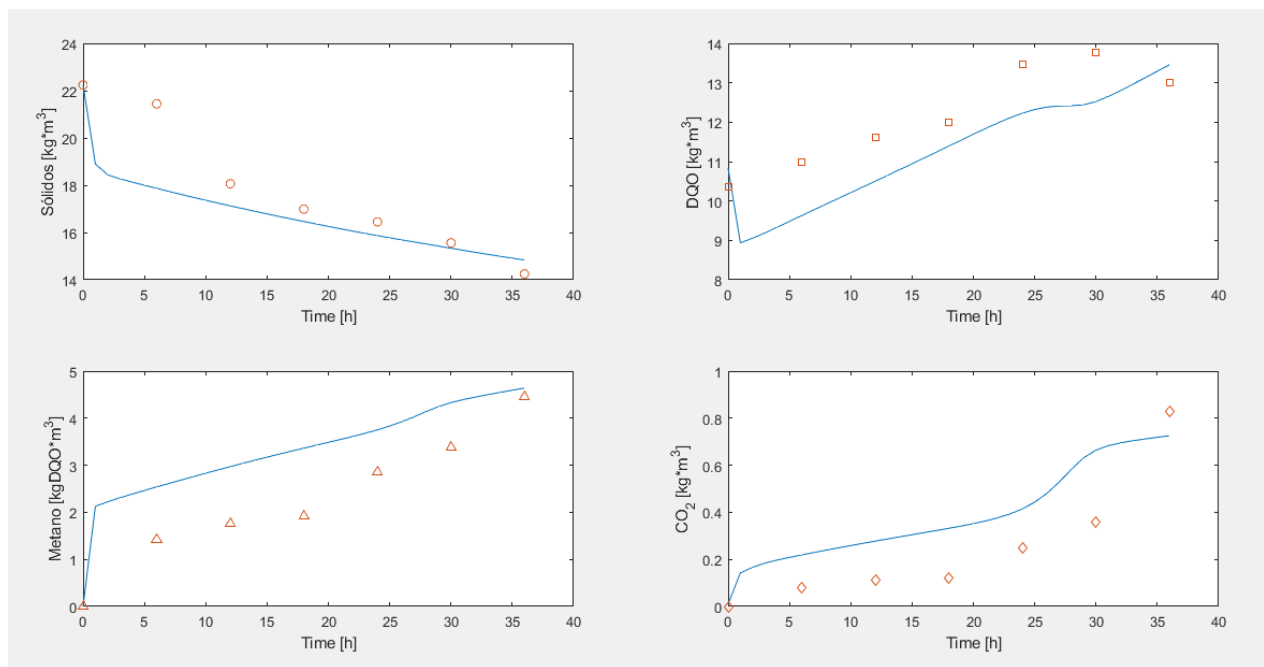
En Anexo B se presenta la matriz de Petersen mencionada anteriormente, una leyenda para facilitar la lectura, todos los parámetros extraídos de la literatura necesarios para el funcionamiento del modelo y las condiciones iniciales.

7.3 Simulación y validación

Una vez desarrollado el modelo matemático se realizó la simulación y optimización del modelo, donde los parámetros a optimizar se agregaron en un inicio con valores semilla extraídos de la literatura y posteriormente se modificaron utilizando un script en Matlab donde se buscó que la suma de los errores cuadrados entre los datos de la simulación y los datos experimentales fuera mínima.

Figura 10.

Resultados de la optimización del modelo matemático frente a los datos experimentales del proceso.



En la Figura 10 se observa el resultado de la simulación del modelo calibrado frente a los datos experimentales, donde se ven los perfiles que el modelo presenta un ajuste cercano al comportamiento de estos. En la Tabla 4 se presentan los valores de los parámetros optimizados del modelo para los datos experimentales.

Tabla 4.

Parámetros optimizados del modelo matemático del proceso de co-digestión anaerobia.

Parámetro	Valor [unidades]
Kdes,C	0.0066
Khyd,ch	8.2631
Khyd,pr	0.2078
Khyd,li	4.9874
Km,mo	0.0716
Km,aa	41.9788
Km,agcl	3.7463
Km,but	30.1941
Km,pro	21.8862
Km,ac	0.0008
Km,h2	35.7333
Ks,mo	0.7624
Ks,aa	0.2360
Ks,agcl	0
Ks,but	0.0571
Ks,pro	0.0277
Ks,ac	0.0668
Ks,h2	0.0037
Kdec,Xmo	0
Kdec,Xaa	2.4927
Kdec,Xagcl	0.0189
Kdec,Xbut	0
Kdec,Xpro	0.0001
Kdec,Xac	0.0199
Kdec,Xh2	0.0004

8 Discusión

Como se observa en los comportamientos de los datos experimentales vemos que hay degradación de la materia orgánica en el proceso de co-digestión anaerobia y se da una producción constante de gas metano conforme pasa el tiempo y que esta depende de la carga orgánica inicial. Según Lorenzo & Obaya (2005) la degradación de la materia orgánica se evidencia en la disminución de los sólidos volátiles, además de eso, el aumento en la demanda química de oxígeno soluble se debe a la acumulación de compuestos solubles producto de las diferentes reacciones presentes en la digestión anaerobia. Adicional a lo anterior se observa que el comportamiento del pH estuvo aproximadamente constante a lo largo del tiempo en el rango óptimo para la digestión anaerobia (Chew et al., 2021); respecto a la temperatura se observó que fluctuó a lo largo del tiempo, donde se presentaron condiciones mayormente psicrófilas, donde la temperatura no estuvo por encima de los 25°C, pero tampoco lo suficientemente bajas para inhibir significativamente a los microorganismos anaerobios.

El modelo matemático propuesto consiste en un conjunto de 22 ecuaciones diferenciales, donde cada una de ellas describe el estado de cada uno de los componentes a lo largo del tiempo y como se ve afectado por cada uno de los procesos presentes en la digestión anaerobia. De acuerdo con Mo et. al. (2023) a lo largo de las diferentes modificaciones realizadas en el modelo ADM1 las cinéticas utilizadas para cada proceso han demostrado no tener diferencias significativas a las originales que son primer orden para procesos extracelulares como la desintegración de los compuestos complejos, los procesos de hidrólisis y el decaimiento de la biomasa; mientras que para procesos intracelulares se utilizó una cinética de Monod. Los parámetros de estas ecuaciones cinéticas fueron los que se optimizaron partiendo de los reportados en el caso base del modelo ADM1 y de ese mismo modelo se extrajeron los coeficientes estequiométricos como las tasas de producción de biomasa y las tasas de formación de producto a partir de sustrato (Cendales, 2011).

A nivel comparativo con modelos como el propuesto por Batstone et al. (2002) y Montecchio et al. (2019), el modelo desarrollado es más simple, sin embargo, enmarca muchas de las variables y los procesos que ellos describen, solo que no se tienen en cuenta las inhibiciones presentadas dentro del modelo debido a que dificultaban mucho más el ajuste y optimización del

mismo por la falta de perfiles de procesos intermedios, además de que como se mencionó anteriormente el pH que es la principal fuente de inhibición se mantuvo en un rango óptimo.

Entre más detallado el modelo, mayor es la cantidad de parámetros, condiciones iniciales y relaciones estequiométricas necesarias para que el modelo se ajuste correctamente a los datos experimentales, y es por esa falta de datos que se presentan problemas en el modelado. A diferencia de los resultados obtenidos en otros estudios, los reportados en el presente trabajo no se ajustan de manera tan cercana al comportamiento real aunque sí tienen tendencias similares, esto se debe a que como se mencionó anteriormente, la falta de mayor caracterización durante el proceso que permitiera conocer el estado de las diferentes especies o variables a lo largo del tiempo para así eliminar la incertidumbre en procesos intermedios como la acidogénesis y acetogénesis, además de la inclusión de más variables reportadas en la literatura como los compuestos inertes que hacen parte de los complejos, cambiando así la tasa en la que estos se degradan a macromoléculas (Batstone et al., 2002; Montecchio et al., 2019; Weinrich & Nelles, 2021).

A pesar de que el modelo no describe de manera exacta el proceso, en la Figura 10, donde se observan los perfiles obtenidos del modelo frente a los experimentales se aprecia un gran acercamiento en el comportamiento de estos datos, que se ve reflejado en la bondad de ajuste presentada por el modelo, determinada por parámetros como el coeficiente de correlación (R^2) y la raíz del error cuadrado medio (RMSE) con valores de 0.76 y 0.89, respectivamente. Según Donoso Bravo (2021), valores bajos del RMSE y valores cercanos a 1 en el R^2 indican que el modelo es bueno para describir el comportamiento del proceso, entonces se puede decir que el modelo explica una gran parte de la variabilidad del proceso, dejando por fuera un 24% que puede no ser explicado en su totalidad debido a las limitaciones presentadas.

Desde una mirada metodológica plantear el modelo antes de comenzar con la parte experimental habría llevado a determinar qué pruebas eran necesarias para tener unos datos suficientes a la hora de ajustar el modelo, sin embargo, las limitaciones en tiempo y recursos hacen que no sea posible tener perfiles experimentales para cada uno de los compuestos presentes en el modelo y este se quede solo en una mera aproximación que se ajusta solo al comportamiento de 2 de las 22 especies involucradas y a la suma de las especies solubles (para el caso de la DQO) y los sólidos volátiles (para el caso del material particulado) partiendo de composiciones teóricas de estudios previos realizados con condiciones específicas y con sustratos totalmente diferentes.

9 Conclusiones

Respecto a los objetivos planteados para el desarrollo del presente trabajo investigativo se tienen como conclusiones que se puede determinar la producción de gas metano a partir de un proceso de co-digestión anaerobia teniendo gran producción de biogás gracias a la sinergia de los cosustratos y que un modelo matemático puede ser de gran utilidad para predecir el comportamiento del proceso en cuestión, sin embargo, el proceso de modelado resulta de gran trabajo y tiempo debido a que para que el resultado de este logre cumplir su cometido a la hora de simular correctamente el sistema y las variaciones a las que se quiere someter debido a que existen procesos intermedios que son determinantes y la dependencia de la literatura para estos no es lo más conveniente debido a las diferentes condiciones en las que se realiza la toma de datos, pero sí pueden dar una aproximación inicial a lo que es el proceso y su comportamiento.

10 Recomendaciones

El proceso de modelamiento mecanístico de bioprocesos requiere de gran conocimiento sobre el modelado matemático y el proceso que se quiere modelar, es por eso que contar con bases claras es de suma importancia, así como tratar de caracterizar de la manera más detallada posible el proceso determinando sus variables, parámetros y condiciones iniciales que permitan optimizar el modelo desarrollado para que logre describir de manera exitosa el bioproceso que se está trabajando.

Referencias

- Akhiar, A., Zamri, M. F. M. A., Torrijos, M., Shamsuddin, A. H., Battimelli, A., Roslan, E., Marzuki, M. H. M., & Carrere, H. (2020). Anaerobic digestion industries progress throughout the world. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 476.
- Almquist, J., Cvijovic, M., Hatzimanikatis, V., Nielsen, J., & Jirstrand, M. (2014). *Kinetic models in industrial biotechnology-Improving cell factory performance*. <https://doi.org/10.1016/j.ymben.2014.03.007>
- Anderson, K., Sallis, P., & Uyanik, S. (2003). Anaerobic treatment processes. In D. Mara & N. Horan (Eds.), *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Academic Press.
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H., & Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 45(1), 65–73.
- Bedoić, R., Špehar, A., Puljko, J., Čuček, L., Čosić, B., Pukšec, T., & Duić, N. (2020). Opportunities and challenges: Experimental and kinetic analysis of anaerobic co-digestion of food waste and rendering industry streams for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 130, 109951. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2020.109951>
- Beheshti, S., & Heydari, J. (2023). Municipal food waste recycling as an environmental strategy: a game-theoretical approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(13), 36744–36768. <https://doi.org/10.1007/S11356-022-23851-7/FIGURES/4>
- Cámara de Comercio del Oriente Antioqueño. (2023). *Competitividad en el Oriente Antioqueño*.
- Cendales, E. (2011). *Implementación del modelo ADM1 en Matlab/Simulink*.
- Chew, K. R., Leong, H. Y., Khoo, K. S., Vo, D. V. N., Anjum, H., Chang, C. K., & Show, P. L. (2021). Effects of anaerobic digestion of food waste on biogas production and environmental impacts: a review. *Environmental Chemistry Letters* 2021 19:4, 19(4), 2921–2939. <https://doi.org/10.1007/S10311-021-01220-Z>
- Ciešlik, B. M., Namieśnik, J., & Konieczka, P. (2015). Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 90, 1–15. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.11.031>

- Dai, X., Chen, Y., Zhang, D., & Yi, J. (2016). High-solid Anaerobic Co-digestion of Sewage Sludge and Cattle Manure: The Effects of Volatile Solid Ratio and pH. *Scientific Reports* 2016 6:1, 6(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep35194>
- DANE. (2022). *Cuenta ambiental y económica de flujos de materiales – residuos sólidos (CAEFM-RS)*.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN. (2022). *Guía nacional para la adecuada separación de residuos sólidos*.
- Di Capua, F., Spasiano, D., Giordano, A., Adani, F., Fratino, U., Pirozzi, F., & Esposito, G. (2020). High-solid anaerobic digestion of sewage sludge: challenges and opportunities. *Applied Energy*, 278, 115608. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2020.115608>
- Díaz-Báez, M., Espitia, S., & Molina, F. (2002). *Digestión Anaerobia, una aproximación a la tecnología* (Primera edición). Universidad Nacional De Colombia.
- Donoso, A. (2021). *Modelación Mecánica de (bio)procesos*. Alpha Education Press.
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., & Burn, S. (2017). Anaerobic co-digestion of municipal food waste and sewage sludge: A comparative life cycle assessment in the context of a waste service provision. *Bioresource Technology*, 223, 237–249. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.044>
- Ellacuriaga, M., González, R., & Gómez, X. (2024). Feasibility of coupling hydrogen and methane production in WWTP: Simulation of sludge and food wastes co-digestion. *Energy Nexus*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2024.100285>
- Emebu, S., Pecha, J., & Janáčová, D. (2022). Review on anaerobic digestion models: Model classification & elaboration of process phenomena. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 160, 112288. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2022.112288>
- FAO. (2011). *Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention*.
- Fernández, C., Martínez, J., Morán, A., & Gómez, X. (2016). Procesos biológicos para el tratamiento de lactosuero con producción de biogás e hidrógeno. Revisión bibliográfica. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos Procesos En Ingeniería*, 29, 47–62. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016004>
- Grobelak, A., Czerwińska, K., & Murtaś, A. (2019). General considerations on sludge disposal, industrial and municipal sludge. *Industrial and Municipal Sludge: Emerging Concerns and*

Scope for Resource Recovery, 135–153. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00007-6>

Guerrero, J., Peláez, C., & Molina, F. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. *Revista ION*, 29(1).

Jamshidinasirmahale, Z., Yazdanbakhsh, A., Masoudinejad, M., & Bakhtiarvand, N. A. (2024). Anaerobic co-digestion of landfill leachate and sewage sludge: Determination of the optimal ratio and improvement of digestion by pre-ozonation. *Environmental Health Engineering and Management*, 11(1), 93–104. <https://doi.org/10.34172/EHEM.2024.11>

Kapshe, M., Kuriakose, P. N., Srivastava, G., & Surjan, A. (2013). Analysing the co-benefits: case of municipal sewage management at Surat, India. *Journal of Cleaner Production*, 58, 51–60. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2013.07.035>

Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Sung, S., Raskin, L., & Khanal, S. K. (2022). Anaerobic co-digestion of various organic wastes: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. *Bioresource Technology*, 343. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126063>

Khanh Nguyen, V., Kumar Chaudhary, D., Hari Dahal, R., Hoang Trinh, N., Kim, J., Chang, S. W., Hong, Y., Duc La, D., Nguyen, X. C., Hao Ngo, H., Chung, W. J., & Nguyen, D. D. (2021). Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge. *Fuel*, 285, 119105. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2020.119105>

Khawer, M. U. Bin, Naqvi, S. R., Ali, I., Arshad, M., Juchelková, D., Anjum, M. W., & Naqvi, M. (2022). Anaerobic digestion of sewage sludge for biogas & biohydrogen production: State-of-the-art trends and prospects. *Fuel*, 329, 125416. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2022.125416>

Kougias, P., & Angelidaki, I. (2018). Biogas and its opportunities—A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 12. <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1037-8>

Kumar, M., Dutta, S., You, S., Luo, G., Zhang, S., Show, P. L., Sawarkar, A. D., Singh, L., & Tsang, D. C. W. (2021). A critical review on biochar for enhancing biogas production from anaerobic digestion of food waste and sludge. *Journal of Cleaner Production*, 305, 127143. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.127143>

- Kunatsa, T., & Xia, X. (2022). A review on anaerobic digestion with focus on the role of biomass co-digestion, modelling and optimisation on biogas production and enhancement. *Bioresource Technology*, 344, 126311. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126311>
- Li, L., Wang, K., Sun, Z., Zhao, Q., Zhou, H., Gao, Q., Jiang, J., & Mei, W. (2022). Effect of optimized intermittent mixing during high-solids anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge: Simulation, performance, and mechanisms. *Science of The Total Environment*, 842, 156882. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.156882>
- Li, P., Zhao, H., Cheng, C., Hou, T., Shen, D., & Jiao, Y. (2024). A review on anaerobic co-digestion of sewage sludge with other organic wastes for methane production: Mechanism, process, improvement and industrial application. In *Biomass and Bioenergy* (Vol. 185). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107241>
- Lohani, S. P., & Havukainen, J. (2018). Anaerobic Digestion: Factors Affecting Anaerobic Digestion Process. *Energy, Environment, and Sustainability*, 343–359. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7413-4_18/FIGURES/2
- Lorenzo, Y., & Obaya, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar*, 39(1), 35–48.
- Luo, L., & Pradhan, N. (2024). Anaerobic mono-digestion and co-digestion of food waste and mixed sewage sludge: A comparative analysis of metabolic patterns and taxonomic profiles. *Chemical Engineering Journal*, 489, 151397. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151397>
- Manchala, K. R., Sun, Y., Zhang, D., & Wang, Z. W. (2017). Anaerobic Digestion Modelling. *Advances in Bioenergy*, 2, 69–141. <https://doi.org/10.1016/BS.AIBE.2017.01.001>
- Mehariya, S., Patel, A. K., Obulisamy, P. K., Punniyakotti, E., & Wong, J. W. C. (2018). Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. In *Bioresource Technology* (Vol. 265, pp. 519–531). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030>
- Mo, R., Guo, W., Batstone, D., Makinia, J., & Li, Y. (2023). Modifications to the anaerobic digestion model no. 1 (ADM1) for enhanced understanding and application of the anaerobic treatment processes – A comprehensive review. In *Water Research* (Vol. 244). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120504>

-
- Montecchio, D., Astals, S., Di Castro, V., Gallipoli, A., Gianico, A., Pagliaccia, P., Piemonte, V., Rossetti, S., Tonanzi, B., & Braguglia, C. M. (2019). Anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge: ADM1 modelling and microbial analysis to gain insights into the two substrates' synergistic effects. *Waste Management*, *97*, 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.036>
- Morales-Polo, C., del Mar Cledera-Castro, M., & Yolanda Moratilla Soria, B. (2018). Reviewing the anaerobic digestion of food waste: From waste generation and anaerobic process to its perspectives. In *Applied Sciences (Switzerland)* (Vol. 8, Issue 10). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/app8101804>
- Mudzanani, K. E., Phadi, T. T., Iyuke, S. E., & Daramola, M. O. (2023). Enhancing Methane Production through Anaerobic Co-Digestion of Sewage Sludge: A Modified ADM1 Model Approach. *Fermentation*, *9*(9). <https://doi.org/10.3390/fermentation9090833>
- Parra, R. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción + Limpia*, *10*(2), 142–159.
- Rodríguez-Guerra, A., & Baca-Cajas, K. A. (2022). Generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU): análisis de una década de gestión en países de Europa y América. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, *43*(1). <https://doi.org/10.26807/remcb.v43i1.919>
- Rulkens, W. (2007). Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options†. *Energy and Fuels*, *22*(1), 9–15. <https://doi.org/10.1021/EF700267M>
- Strutz, J., Martin, J., Greene, J., Broadbelt, L., & Tyo, K. (2019). Metabolic kinetic modeling provides insight into complex biological questions, but hurdles remain. *Current Opinion in Biotechnology*, *59*, 24–30. <https://doi.org/10.1016/J.COPBIO.2019.02.005>
- Tavera-Ruiz, C., Martí-Herrero, J., Mendieta, O., Jaimes-Estévez, J., Gauthier-Maradei, P., Azimov, U., Escalante, H., & Castro, L. (2023). Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *173*, 113097. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2022.113097>
- Weinrich, S., & Nelles, M. (2021). Systematic simplification of the Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) – Model development and stoichiometric analysis. *Bioresource Technology*, *333*, 125124. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125124>

- Wijesekara, H., Bolan, N. S., Kumarathilaka, P., Geekiyanage, N., Kunhikrishnan, A., Seshadri, B., Saint, C., Surapaneni, A., & Vithanage, M. (2016). Biosolids Enhance Mine Site Rehabilitation and Revegetation. *Environmental Materials and Waste: Resource Recovery and Pollution Prevention*, 45–71. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00003-2>
- Xie, S., Wickham, R., & Nghiem, L. D. (2017). Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 116, 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.037>
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2018a). Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 247, 1047–1058. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.09.020>
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2018b). Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 247, 1047–1058. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.09.020>

Anexos

Anexo 1. Procedimientos experimentales llevados a cabo en las pruebas analíticas

Anexo 1.1 Determinación de sólidos volátiles

- a. Tomar una cápsula seca con peso conocido y agregar muestra bruta considerando el cambio en el peso.
- b. Llevar la cápsula con muestra a estufa a 105 °C durante 24 horas. Dejar enfriar en un desecador y pesar.
- c. Llevar la cápsula con la muestra seca a una mufla a 550 °C durante 2 horas. Dejar enfriar en un desecador y pesar.

Anexo 1.2 Demanda química de oxígeno

- a. Adicionar 1.5 mL de solución digestora a una muestra de 2.5 mL.
- b. Adicionar a la mezcla anterior 3.5 mL de H₂SO₄ en solución, agitar por inversión y llevarlos a un termoreactor a 148 °C durante 2 horas.
- c. Dejar enfriar las muestras y medir absorbancia a 600 nm.

Anexo 1.3 Alcalinidad

- a. Medir el pH inicial de una muestra de 20 mL.
- b. Adicionar H₂SO₄ con una concentración conocida hasta alcanzar un pH de 5,75 y anotar el valor del volumen añadido.
- c. Seguir adicionando H₂SO₄ hasta alcanzar un pH de 4,3 y anotar el volumen añadido.

Anexo 1.4 Nitrógeno amoniacal

- a. Centrifugar la muestra y filtrar el sobrenadante. El resultado de la filtración es el que se usa para esta prueba.
- b. Adicionar 4 mL de solución de salicilato a 0,5 mL de muestra y agitar vigorosamente.

- c. Adicionar a la mezcla anterior 1 mL de solución de hipoclorito y agitar vigorosamente.
- d. Esperar 12 minutos mientras se completa la reacción y medir absorbancia a 540 nm.

Anexo 1.5 Ortofosfatos

- a. Centrifugar la muestra y filtrar el sobrenadante. El resultado de la filtración es el que se usa para esta prueba.
- b. Neutralizar 5 mL de la muestra adicionando una gota de fenolftaleína y luego NaOH hasta lograr una coloración rosa, posteriormente agregar H_2SO_4 hasta que desaparezca el color.
- c. Adicionar 0.8 mL del reactivo combinado y agitar vigorosamente.
- d. Dejar reaccionar durante 10 minutos y medir absorbancia a 800 nm antes de que se cumplan 15 min.

Anexo 2. Material adicional del modelo matemático

Anexo 2.1 Leyenda de la matriz de Petersen

Símbolo	Descripción
$f_{i,j}$	tasa de formación de i obtenidos del consumo de j
Y	tasa de producción de biomasa
K_{des}	tasa de desintegración
K_{dyh}	tasa de hidrólisis
K_m	tasa máxima de crecimiento bacteriano
S	compuestos solubles
X	compuestos particulados
K_s	constantes de saturación media
K_{dec}	tasa de decaimineto de biomasa

Anexo 2.2 Matriz de Petersen

Componente Proceso	Xc	Xch	Xpr	Xli	Xmo	Xaa	Xagcl	Xbut	Xpro	Xac	Xh2	Smo
Desintegración	-1											1
Hidrólisis de carbohidratos		$f_{ch,Xc}$	$f_{pr,Xc}$	$f_{li,Xc}$								
Hidrólisis de proteínas		-1	-1									
Hidrólisis de lípidos				-1								$1-f_{agcl,li}$
Consumo de monosacáridos					Y_{mo}							-1
Consumo de aminoácidos						Y_{aa}						
Consumo de agcl							Y_{agcl}					
Consumo de butirato								Y_{but}				
Consumo de propionato									Y_{pro}			
Consumo de acetato										Y_{ac}		
Consumo de hidrógeno											Y_{h2}	
Decamineto de Xmo	1				-1							
Decamineto de Xaa	1					-1						
Decamineto de Xagcl	1						-1					
Decamineto de Xbut	1							-1				
Decamineto de Xpro	1								-1			
Decamineto de Xac	1									-1		
Decamineto de Xh2	1										-1	
Transferencia de CO2												
Transferencia de metano												
	compuestos complejos	carbohidratos no solubles	proteínas no solubles	lípidos no solubles	monosacáridos	consumidores de aminoácidos	consumidores de agcl	consumidores de butirato	consumidores de propionato	consumidores de acetato	consumidores de hidrógeno	monosacáridos

Proceso	Componente	Smo	Saa	Sagcl	Sbut	Spro	Sac	Sh2	ScO2	Sch4	Cch4	Cco2	Velocidad de reacción
Desintegración													$R_A = K_{deac} * X_c$
Hidrólisis de carbohidratos		1											$R_1 = K_{hydrch} * X_{ch}$
Hidrólisis de proteínas			1										$R_2 = K_{hydrpr} * X_{pr}$
Hidrólisis de lípidos		$1 - f_{agcl,li}$											$R_3 = K_{hydrli} * X_{li}$
Consumo de monosacáridos		-1			$(1 - Y_{mo})f_{but,mo}$	$(1 - Y_{mo})f_{pro,mo}$	$(1 - Y_{mo})f_{ac,mo}$	$(1 - Y_{mo})f_{h2,mo}$	$(1 - Y_{mo})f_{co2,mo}$				$R_4 = \frac{S_{mo}}{K_{s,mo} + S_{mo}} * X_{sz}$
Consumo de aminoácidos			-1				$(1 - Y_{ap})f_{ac,aa}$	$(1 - Y_{ap})f_{h2,aa}$	$(1 - Y_{ap})f_{co2,aa}$				$R_5 = K_{maa} * \frac{S_{aa}}{K_{s,aa} + S_{aa}} * X_{aa}$
Consumo de agcl				-1			$(1 - Y_{agcl})f_{ac,agcl}$	$(1 - Y_{agcl})f_{h2,agcl}$	$(1 - Y_{agcl})f_{co2,agcl}$				$R_6 = K_{magcl} * \frac{S_{agcl}}{K_{s,agcl} + S_{agcl}} * X_{agcl}$
Consumo de butirato					-1		$(1 - Y_{but})f_{ac,but}$	$(1 - Y_{but})f_{h2,but}$					$R_8 = K_{m,but} * \frac{S_{but}}{K_{s,but} + S_{but}} * X_{but}$
Consumo de propionato						-1	$(1 - Y_{pro})f_{ac,pro}$	$(1 - Y_{pro})f_{h2,pro}$					$R_7 = K_{m,pro} * \frac{S_{pro}}{K_{s,pro} + S_{pro}} * X_{pro}$
Consumo de acetato							-1	$(1 - Y_{ac})f_{h2,ac}$	$(1 - Y_{ac})f_{co2,ac}$				$R_9 = K_{mac} * \frac{S_{ac}}{K_{s,ac} + S_{ac}} * X_{ac}$
Consumo de hidrógeno								-1	-0.25				$R_{10} = K_{m,h2} * \frac{S_{h2}}{K_{s,h2} + S_{h2}} * C_{h2}$
Decaimiento de Xmo													$R_{B1} = K_{dec,Xmo} * X_{mo}$
Decaimiento de Xaa													$R_{B2} = K_{dec,Xaa} * X_{aa}$
Decaimiento de Xagcl													$R_{B3} = K_{dec,Xagcl} * X_{agcl}$
Decaimiento de Xbut													$R_{B4} = K_{dec,Xbut} * X_{but}$
Decaimiento de Xpro													$R_{B5} = K_{dec,Xpro} * X_{pro}$
Decaimiento de Xac													$R_{B6} = K_{dec,Xac} * X_{ac}$
Decaimiento de Xh2													$R_{B7} = K_{dec,Xh2} * X_{h2}$
Transferencia de CO2									-1			1	$R_{11} = K_{t,d}(S_{co2} - K_{H,co2}P_{co2})$
Transferencia de metano										-1	1		$R_{12} = K_{t,d}(S_{ch4} - K_{H,ch4}P_{ch4})$
		monosacáridos	aminoácidos	ácidos grasos de cadena larga	butirato	propionato	acetato	hidrógeno	dióxido de carbono	metano	Metano matriz gaseosa	Dióxido de carbono matriz gaseosa	

Anexo 2.3 Tabla de parámetros del modelo

Símbolo	Descripción	Valor	Unidades
$K_{des,C}$	Tasa de desintegración de compuestos complejos	0.5	d^{-1}
$K_{hyd,ch}$	Tasa de hidrólisis de carbohidratos	10	d^{-1}
$K_{hyd,pr}$	Tasa de hidrólisis de proteínas	10	d^{-1}
$K_{hyd,li}$	Tasa de hidrólisis de lípidos	10	d^{-1}
$K_{m,mo}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de monosacáridos	30	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{m,aa}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de aminoácidos	50	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{m,agcl}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de ácidos grasos	6	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{m,but}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de butirato	20	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{m,pro}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de propionato	13	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{m,ac}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de acetato	8	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{m,h2}$	Tasa máxima de crecimiento bacteriano de biomasa consumidora de hidrógeno	35	$kgDQO \cdot m^{-3} \cdot X \cdot d^{-1}$
$K_{s,mo}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de monosacáridos	0.5	$kgDQO \cdot m^{-3}$
$K_{s,aa}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de aminoácidos	0.3	$kgDQO \cdot m^{-3}$
$K_{s,agcl}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de ácidos grasos	0.4	$kgDQO \cdot m^{-3}$
$K_{s,but}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de butirato	0.2	$kgDQO \cdot m^{-3}$
$K_{s,pro}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de propionato	0.1	$kgDQO \cdot m^{-3}$
$K_{s,ac}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de acetato	0.15	$kgDQO \cdot m^{-3}$
$K_{s,h2}$	Constante de saturación media de biomasa consumidora de hidrógeno	0.007	$kgDQO \cdot m^{-3}$
Y_{mo}	Tasa de producción de biomasa consumidora de monosacáridos	0.1	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
Y_{aa}	Tasa de producción de biomasa consumidora de aminoácidos	0.08	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
Y_{agcl}	Tasa de producción de biomasa consumidora de ácidos grasos	0.06	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
Y_{but}	Tasa de producción de biomasa consumidora de butirato	0.06	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
Y_{pro}	Tasa de producción de biomasa consumidora de propionato	0.04	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
Y_{ac}	Tasa de producción de biomasa consumidora de acetato	0.05	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
Y_{h2}	Tasa de producción de biomasa consumidora de hidrógeno	0.06	$kgDQO \cdot X \cdot kgDQO \cdot S$
$K_{dec,Xmo}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de monosacáridos	0.02	d^{-1}
$K_{dec,Xaa}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de aminoácidos	0.02	d^{-1}

$K_{dec,Xagcl}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de ácidos grasos	0.02	d^{-1}
$K_{dec,Xbut}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de butirato	0.02	d^{-1}
$K_{dec,Xpro}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de propionato	0.02	d^{-1}
$K_{dec,Xac}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de acetato	0.02	d^{-1}
$K_{dec,Xh2}$	Tasa de decaimiento de la biomasa consumidora de hidrógeno	0.02	d^{-1}
$f_{ch,xc}$	Tasa de formación de carbohidratos a partir de compuestos complejos	0.3	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{pr,xc}$	Tasa de formación de proteínas a partir de compuestos complejos	0.3	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{li,xc}$	Tasa de formación de lípidos a partir de compuestos complejos	0.4	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{agcl,li}$	Tasa de formación de ácidos grasos a partir de lípidos	0.95	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{but,mo}$	Tasa de formación de butirato a partir de monosacáridos	0.1	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{pro,mo}$	Tasa de formación de propionato a partir de monosacáridos	0.3	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{ac,mo}$	Tasa de formación de acetato a partir de monosacáridos	0.4	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{h2,mo}$	Tasa de formación de hidrógeno a partir de monosacáridos	0.1	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{co2,mo}$	Tasa de formación de dióxido de carbono a partir de monosacáridos	0.1	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{ac,aa}$	Tasa de formación de acetato a partir de aminoácidos	0.6	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{h2,aa}$	Tasa de formación de hidrógeno a partir de aminoácidos	0.2	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{co2,aa}$	Tasa de formación de dióxido de carbono a partir de aminoácidos	0.2	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{ac,agcl}$	Tasa de formación de acetato a partir de ácidos grasos de cadena larga	0.6	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{h2,agcl}$	Tasa de formación de hidrógeno a partir de ácidos grasos de cadena larga	0.3	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{co2,agcl}$	Tasa de formación de dióxido de carbono a partir de ácidos grasos de cadena larga	0.1	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{ac,but}$	Tasa de formación de acetato a partir de butirato	0.8	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{h2,but}$	Tasa de formación de hidrógeno a partir de butirato	0.2	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{ac,pro}$	Tasa de formación de acetato a partir de propionato	0.57	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{h2,pro}$	Tasa de formación de hidrógeno a partir de propionato	0.43	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{h2,ac}$	Tasa de formación de hidrógeno a partir de acetato	0.2	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{co2,ac}$	Tasa de formación de dióxido de carbono a partir de acetato	0.2	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
$f_{ch4,ac}$	Tasa de formación de metano a partir de acetato	0.6	$kgDQO * kgDQO^{-1}$
K_{la}	Coficiente de transferencia de masa multiplicado por el área específica de transferencia	100	d^{-1}
KH_{CH4}	Constante de Henry para el gas metano	0.001161	
KH_{CO2}	Constante de Henry para el dióxido de carbono	0.002713	

Anexo 2.4 Tabla de valores iniciales

Símbolo	Descripción	Valor	Unidades
Xc_i	concentración inicial compuestos complejos	38.01	kg DQO*m ⁻³
Xch_i	Concentración inicial carbohidratos no solubles	0.6026	kg DQO*m ⁻³
Xpr_i	Concentración inicial proteínas no solubles	0.6026	kg DQO*m ⁻³
Xli_i	Concentración inicial lípidos no solubles	0.7168	kg DQO*m ⁻³
Xmo_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de monosacáridos	4.0032	kg DQO*m ⁻³
Xaa_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de amminoácidos	4.0032	kg DQO*m ⁻³
Xagcl_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de agcl	4.2256	kg DQO*m ⁻³
Xbut_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de butirato	1.7792	kg DQO*m ⁻³
Xpro_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de propionato	0.8896	kg DQO*m ⁻³
Xac_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de acetato	5.1152	kg DQO*m ⁻³
Xh2_i	Concentración inicial bacterias consumidoras de hidrógeno	2.224	kg DQO*m ⁻³
Smo_i	Concentración inicial monosacáridos	2.084	kg DQO*m ⁻³
Saa_i	Concentración inicial aminoácidos	2.084	kg DQO*m ⁻³
Sagcl_i	Concentración inicial ácidos grasos de cadena larga	2.084	kg DQO*m ⁻³
Sbut_i	Concentración inicial butirato	1.7	kg DQO*m ⁻³
Spro_i	Concentración inicial propionato	1.6146	kg DQO*m ⁻³
Sac_i	Concentración inicial acetato	1.242	kg DQO*m ⁻³
Sh2_i	Concentración inicial hidrógeno	2.55E-07	kg DQO*m ⁻³
Sco2_i	Concentración inicial dióxido de carbono	0.01	kg DQO*m ⁻³
Sch4_i	Concentración inicial metano	0.01	kg DQO*m ⁻³
Gch4_i	Concentración inicial metano matriz gaseosa	0.01	kg DQO*m ⁻³
Gco2_i	Concentración inicial dióxido de carbono matriz gaseosa	0.01	kg DQO*m ⁻³