



Educación

Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Orizaba

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN I.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

“INFLUENCIA DE LA CARGA ORGÁNICA E
INHIBIDORES SOBRE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA
EN REACTORES DE BIOPELÍCULA PARA LA
GENERACIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE”

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA QUÍMICA

PRESENTA:

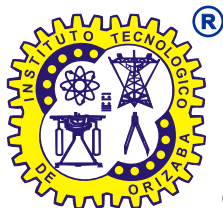
I.Q. Benny Arath de Jesús Vera Romero

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza

CODIRECTOR DE TESIS:

Dr. Alejandro Alvarado Lassman



ORIZABA, VERACRUZ, MÉXICO.

FEBRERO 2025



Educación
Secretaría de Educación Pública



Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, **14/febrero/2025**
Dependencia: División de Estudios de
Posgrado e Investigación.
Asunto: Autorización de Impresión
Opción: I

BENNY ARATH DE JESÚS VERA ROMERO
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA
PRESENTE

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

INFLUENCIA DE LA CARGA ORGÁNICA E INHIBIDORES SOBRE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN REACTORES DE BIOPELÍCULA PARA LA GENERACIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE

Comunico a usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

Excelencia en Educación Tecnológica®
CIENCIA-TÉCNICA-CULTURA®


DRA. OFELIA LANDETA ESCAMILLA
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

ccp. Archivo
OLE/NAVC



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Oriente 9 #852 Colonia Emiliano Zapata, C.P. 94320
Orizaba, Veracruz. Tel. 01 (272) 1105360
e-mail: info@orizaba.tecnm.mx www.orizaba.tecnm.mx





Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, **17/enero/2025**
Asunto: **revisión de trabajo escrito**

DRA. OFELIA LANDETA ESCAMILLA
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C.

BENNY ARATH DE JESÚS VERA ROMERO

La cual lleva el título de:

INFLUENCIA DE LA CARGA ORGÁNICA E INHIBIDORES SOBRE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA
EN REACTORES DE BIOPELÍCULA PARA LA GENERACIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE.

Y concluyen que se acepta.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®
CIENCIA-TÉCNICA-CULTURA®

PRESIDENTE: DR. ERIK SAMUEL ROSAS MENDOZA
SECRETARIO: DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN
VOCAL: M.I. NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTÚ
VOCAL SUP.: DR. JUAN MANUEL MÉNDEZ CONTRERAS

FIRMA

FIRMA

FIRMA

FIRMA

TA-09-18



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Oriente 9 #852 Colonia Emiliano Zapata, C.P. 94320
Orizaba, Veracruz. Tel. 01 (272) 1105360
e-mail: info@orizaba.tecnm.mx www.orizaba.tecnm.mx



Declaración de originalidad y cesión de derechos

Orizaba, Veracruz, el día 15 del mes de febrero del año 2025

El(la) que suscribe

C. BENNY ARATH DE JESUS VERA ROMERO

Declaro que esta tesis, que tiene una extensión de 85 cuartillas, ha sido escrita por mí y constituye el registro escrito del trabajo de tesis titulada

“INFLUENCIA DE LA CARGA ORGÁNICA E INHIBIDORES SOBRE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN REACTORES DE BIOPELÍCULA PARA LA GENERACIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE”

Del programa: MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA bajo la asesoría y dirección del (la) DR. ERUK SAMUEL ROSAS MENDOZA y el DR. ALEJANDRO ALVARDO LASSMAN y no ha sido sometida en ninguna otra institución previamente.

Todos los datos y las referencias a materiales ya publicados están debidamente identificados con su respectivo crédito e incluidos en las notas bibliográficas y en las citas que de destacan como tal y, en los casos que así lo requieran, cuento con las debidas autorizaciones de quienes poseen los derechos patrimoniales. Por lo tanto, me hago responsable intelectual, exonerando de toda responsabilidad al Tecnológico Nacional de México campus Orizaba.

También declaro que, al presentar esta tesis, cedo los derechos del trabajo al Tecnológico Nacional de México campus Orizaba para su difusión, con fines académicos y de investigación, bajo las regulaciones propias de la institución y en forma escrita para que se omitan las secciones correspondientes.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y del director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: depi_orizaba@tecnm.mx. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar a la fuente de este.



BENNY ARATH DE JESUS VERA ROMERO

DEDICATORIAS

Agradezco a Dios, por su infinito amor al igual que guiarme en las decisiones de mi vida al darme la fuerza para cumplir las metas puestas en cada etapa de mi vida.

A mis padres, los cuales me apoyaron durante todo mi camino académico al igual que a lo largo de mi vida llenándola de amor y cariño, agradezco la confianza y motivación puesta en mí, al igual que mi hermano, por acompañarme siempre y divertirse conmigo.

A mi amigo y compañero Carlos, por su amistad y apoyo durante toda la maestría, gracias por estar ahí compartir esta etapa académica conmigo espero siempre contar con tu amistad.

A mis amigos y compañeros de laboratorio, gracias a todos ustedes por enseñarme las técnicas a emplear y hacer divertidas las horas de trabajo.

A mis amigos y compañeros de licenciatura, muchas gracias por su amistad y apoyo al realizar las labores del laboratorio, agradezco que a pesar del poco tiempo juntos siempre estuvieran dispuesto a apoyarme y alegrar mi día con sus risas. Este tiempo no hubiese sido el mismo sin ustedes, por más años de amistad, los quiero mucho.

A mi perro jacko, por estar conmigo durante esas largas noches mientras trabajaba en mis tareas y proyectos, aunque en ocasiones durmiendo, siempre a mi lado hasta que yo también fuera a dormir.

RECONOCIMIENTOS ACADÉMICOS

Al Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza gracias por darme la oportunidad de trabajar con usted y brindarme la confianza y el apoyo durante el desarrollo de esta investigación, gracias por estar siempre pendiente y dispuesto a ayudar.

Dr. Alejandro Alvarado Lassman y Mtra. Alejandra Vallejo Cantú gracias por facilitarme el acceso y permitirme trabajar en su laboratorio, de igual forma les agradezco sus observaciones, aportaciones y correcciones para el desarrollo de la presente investigación y durante mi estudio de posgrado.

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras, por compartir su invaluable conocimiento, así como motivarme a la culminación de esta tesis.

Dra. Ofelia Landeta Escamilla gracias por todo el conocimiento compartido, por estar siempre al pendiente y dispuesta a solucionar cualquier duda o problemática.

Gracias al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnologías por la beca

RESUMEN

Influencia de la carga orgánica e inhibidores sobre la digestión anaerobia en reactores de biopelícula para la generación de energía renovable.

Elaborada por: I.Q Benny Arath de Jesús Vera Romero

Dirigida por: Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza
Dr. Alejandro Alvarado Lassman

En México la generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) (38 % orgánicos y 62 % inorgánicos), sugiere la necesidad de desarrollar procesos eficientes para la remoción de nitrógeno en presencia de fuentes de carbono orgánico. En este contexto, la digestión anaerobia surge como una alternativa viable, no sólo para reducir la cantidad de residuos destinados a disposición final, sino también para recuperar energía mediante la producción de biogás. Sin embargo, la diversidad de los residuos orgánicos tratados puede introducir compuestos que inhiben el proceso de digestión anaerobia, afectando el desempeño del sistema. Por ello, la presente investigación tiene como objetivo evaluar el impacto de la carga orgánica y la presencia de inhibidores en el rendimiento de la digestión anaerobia, utilizando reactores de biopelícula orientados a la generación de energía renovable.

Durante esta investigación se emplearon dos Reactores Anaerobios Híbridos (RAH) con un volumen útil de 2.55 L, ambos inoculados con Extendsphere™ colonizado. El RAH1 se alimentó, en la etapa 1, con la fracción líquida compuesta por residuos orgánicos como fuente de carbono. En la etapa 2 y 3, se agregó NaNO_3 como fuente de nitrógeno, manteniendo una relación C/N (gDQO/gN-NO_3^-) de 30 y 15, respectivamente. La remoción de nitratos se monitoreó mediante un análisis fotométrico. En contraste, el RAH2 fue alimentado con la fracción de residuos sólidos cítricos durante las etapas 1, 2 y 3, con CVA de 5, 8 y 10 $\text{gDQO/L}\cdot\text{d}$, respectivamente. Ambos reactores trabajaron bajo condiciones mesofílicas, con una temperatura de 35 ± 2 °C y un pH de 7 ± 2 . El tiempo de operación de los RAHs se dividió en tres

etapas: la etapa 1 se destinó al arranque y acondicionamiento, mientras que en las etapas 2 y 3 se realizó un incremento de CVA. A lo largo de la operación, se analizaron tanto el afluente como efluente en ambos reactores, determinando pH, alcalinidad, DQO_T , DQO_S , SST y SSV. El biogás producido se recolectó mediante un sistema de desplazamiento gas-líquido.

Los principales resultados indican que al final de la fase experimental de cada reactor se lograron: Para el RAH1 = pH interno (7.2), alcalinidad (0.23), DQO removida (92.6 % total y 93.5 % soluble), remoción de nitratos (98.9 %) y producción de biogás (18 L biogás a TPS); para el RAH2 = pH interno (7.3), alcalinidad (0.18), DQO removida (94.1 % total y 94.3 % soluble), y producción de biogás (14 L biogás a TPS). Para el RAH1 se observó que los incrementos en la CVA y en la C/N influyeron mayormente en la producción de biogás debido a que este cambio de 4.5 L a 18 L, mientras que las variables operativas pH, alcalinidad y remoción de DQO tuvieron mayor estabilidad durante los incrementos de CVA y C/N. Algo similar sucedió en el RAH2, ya que con el incremento de CVA la producción de biogás paso de 6.5 L a 14 L y las demás variables también presentaron estabilidad con los incrementos de CVA.

La comparación del desempeño de los reactores demuestra que, ambos alcanzaron una operación estable bajo condiciones mesófilas, siendo evidente que el RAH2 logró una mayor adaptabilidad, eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos y producción de biogás que el RAH1. Esto se debe principalmente a la mayor biodisponibilidad de nutrientes y compuestos solubles en el RSC, así como a la capacidad microbiana para adaptarse a la presencia de inhibidores tanto cítricos como de nitratos. Estos hallazgos subrayan la viabilidad del uso de residuos cítricos como sustrato para la digestión anaerobia y su potencial para optimizar la producción de biogás en sistemas similares.

ABSTRACT

Influence of Organic Load and Inhibitors on Anaerobic Digestion in Biofilm Reactors for Renewable Energy Generation

By: I.Q Benny Arath de Jesús Vera Romero

Advisor(s): Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza
Dr. Alejandro Alvarado Lassman

In Mexico, the generation of Municipal Solid Waste (MSW), (38 % organic and 62 % inorganic) suggests the need to develop efficient processes for nitrogen removal in the presence of organic carbon sources. In this context, anaerobic digestion emerges as a viable alternative, not only to reduce the amount of waste destined for final disposal but also to recover energy through biogas production. However, the diversity of treated organic waste can introduce compounds that inhibit the anaerobic digestion process, affecting system performance. Therefore, this research aims to evaluate the impact of organic load and the presence of inhibitors on the performance of anaerobic digestion, using biofilm reactors designed for renewable energy generation.

During this research, two Anaerobic Hybrid Reactors (AHRs) with a working volume of 2.55 L were used, both inoculated with colonized Extendsphere™. In Stage 1, AHR1 was fed with the liquid fraction composed of organic waste as a carbon source. In Stages 2 and 3, NaNO_3 was added as a nitrogen source, maintaining a C/N ratio (gCOD/gN-NO_3^-) of 30 and 15, respectively. Nitrate removal was monitored through photometric analysis. In contrast, AHR2 was fed with the solid fraction of citrus waste during Stages 1, 2, and 3, with Organic Loading Rate (OLR) of 5, 8, and 10 $\text{gCOD/L}\cdot\text{d}$, respectively. Both reactors operated under mesophilic conditions, at a temperature of 35 ± 2 °C and a pH of 7 ± 2 . The HARS' operational time was divided into three stages: Stage 1 was allocated for startup and conditioning, while Stages 2 and 3 involved increasing the OLR. Throughout the operation, both the influent and effluent of both reactors were analyzed, determining pH, alkalinity, total COD, soluble COD, total suspended solids (TSS), and volatile suspended solids (VSS). The biogas produced was collected through a gas-liquid displacement system.

The main results indicate that at the end of the experimental phase, each reactor achieved the following: for AHR1 = internal pH (7.2), alkalinity (0.23), COD removal (92.6% total and 93.5% soluble), nitrate removal (98.9%), and biogas production (18 L of biogas at STP); for AHR2 = internal pH (7.3), alkalinity (0.18), COD removal (94.1% total and 94.3% soluble), and biogas production (14 L of biogas at STP). In AHR1, it was observed that increases in OLR and C/N ratio primarily influenced biogas production, as it increased from 4.5 L to 18 L, while the operational variables (pH, alkalinity, and COD removal) remained stable during the increases in OLR and C/N ratio. A similar trend was observed in HAR2, where the increase in OLR led to a rise in biogas production from 6.5 L to 14 L, with the other variables also maintaining stability.

The comparison of reactor performance demonstrates that both achieved stable operation under mesophilic conditions, with AHR2 showing greater adaptability, efficiency in organic compound removal, and biogas production compared to AHR1. This is mainly attributed to the higher bioavailability of nutrients and soluble compounds in citrus waste, as well as the microbial community's ability to adapt to the presence of both citrus and nitrate inhibitors. These findings highlight the feasibility of using citrus waste as a substrate for anaerobic digestion and its potential to optimize biogas production in similar systems.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABLAS.....	v
NOMENCLATURA	vi
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS	5
1.1 Origen de los residuos sólidos urbanos.....	5
1.2.1 Clasificación de los residuos.....	6
1.2 Residuos orgánicos	7
1.2.1 Residuos inorgánicos.....	8
1.3 Tratamiento de los residuos sólidos urbanos.....	8
1.4 Proceso de Digestión Anaerobia (DA).....	9
1.4.1 Etapas de la digestión anaerobia.....	10
1.4.2 Factores que influyen en la digestión anaerobia.....	12
1.4.3 Inhibición en digestión anaerobia	16
1.5 Producción de energía renovable	17
1.5.1 Obtención de biogás	18
1.5.2 Producción de biogás en México	20
1.6 Uso de reactores anaerobios	22
1.6.1 Tipos de reactores anaerobios utilizados en la digestión anaerobia.....	22
1.6.2 Reactores de biopelícula	23
1.6.3 Reactores de flujo ascendente y manto de lodos (UASB).....	24
1.6.4 Reactores anaerobios híbridos	24
1.7 Antecedentes y Avances	25

CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS	31
2.1 Montaje de los Reactores Anaerobios Híbridos (RAHs)	32
2.2 Componentes de los RAHs.....	32
2.3 Recolección y acondicionamiento de los sustratos	34
2.4 Obtención del inóculo	35
2.5 Caracterización fisicoquímica del sustrato e inóculo	35
2.6 Operación del RAH1 en presencia de nitratos.....	36
2.6.1 Control y monitoreo de nitratos	37
2.6.2 Cálculo y control de la carga orgánica.....	38
2.7 Operación del RAH2 en presencia de cítricos	39
2.7.1 Control y monitoreo de cítricos.....	40
2.8 Determinaciones analíticas	40
2.8.1 Potencial de hidrógeno (pH).....	41
2.8.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	41
2.8.3 Sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV)	41
2.8.4 Factor de alcalinidad	42
2.8.5 Producción de biogás.....	42
2.9 Análisis de la biopelícula	43
2.9.1 Materia Volátil Adherida (MVA)	43
CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
3.1 Caracterización fisicoquímica de los sustratos y de la biopelícula empleadas en el proceso de DA.....	45
3.1.1 Caracterización fisicoquímica del sustrato.....	45
3.1.2 Caracterización fisicoquímica de la biopelícula anaerobia.....	46
3.2 Seguimiento operativo del RAH1	47
3.2.1 Monitoreo del potencial de hidrógeno.....	47

LISTA DE FIGURAS

Figura	Descripción	Página
1.1	Ruta de recolección y disposición de los residuos sólidos urbanos	6
1.2	Comparación tipos de RSU 2012 y 2020	7
1.3	Generación de residuos sólidos urbanos en relación con los residuos sólidos	7
1.4	Proceso de digestión anaerobia. Etapas y poblaciones microbianas	10
1.5	Clasificación de los reactores anaerobios	23
1.6	Aislamiento de fragmentos de ADN empleando secuenciación de nueva generación	27
2.1	Metodología de la presente investigación	31
2.2	Fotografía del RAH1	32
2.3	Reactor Anaerobio Híbrido (RAH) y sus componentes	33
2.4	Obtención de la FL-RSO	35
3.1	Comportamiento del pH del RAH1 durante el monitoreo	48
3.2	Comportamiento de la alcalinidad en el RHA1	50
3.3	Comportamiento de la remoción de DQOT y DQOS del RAH1	51
3.4	Comportamiento de la remoción de SST y SVS del RAH1	53
3.5	Comportamiento de la producción de biogás del RAH1	54
3.6	Comportamiento de la remoción de Nitratos del RAH1	55
3.7	Comportamiento del pH del RAH2 durante el monitoreo	56
3.8	Comportamiento de la alcalinidad en el RHA2	57
3.9	Comportamiento de la remoción de DQOT y DQOS del RHA2	58
3.10	Comportamiento de la remoción de SST y SVS del RAH2	59
3.11	Comportamiento de la producción de biogás del RAH2	60

LISTA DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
1.1	Rangos de temperatura	15
1.2	Composición del biogás en función del sustrato usado	19
1.3	Evolución de la generación total de energía eléctrica 2018-2022(GWh)	21
1.4	Evolución del estado del arte empleando diferentes inhibidores para el análisis del proceso de digestión anaerobia	26
1.4	Evolución del estado del arte empleando diferentes inhibidores para el análisis del proceso de digestión anaerobia	27
2.1	Parámetros evaluados al sustrato	36
2.2	Etapas de operación del RAH1	37
2.3	Etapas de operación del RAH2	39
3.1	Caracterización del RSO	45
3.2	Caracterización del RSC	46
3.3	Caracterización del soporte pre colonizado	47
3.4	Monitoreo de la Materia Volátil Adherida en el RAH1	61
3.5	Monitoreo de la Materia Volátil Adherida en el RAH2	62
3.6	Resumen de los principales parámetros en el desempeño del RAH1	63
3.7	Resumen de los principales parámetros en el desempeño del RAH2	64

NOMENCLATURA

Abreviatura	Descripción
AI	Alcalinidad Intermedia
AP	Alcalinidad Parcial
AT	Alcalinidad Total
CVA	Carga Volumétrica Aplicada
DA	Digestión Anaerobia
DQO _s	Demanda Química de Oxígeno Soluble
DQO _T	Demanda Química de Oxígeno Total
FL-RSO	Fracción Líquida de los Residuos Sólidos Orgánicos
LF	Lecho Fijo
LFI	Lecho Fluidizado Inverso
MVA	Materia Volátil Adherida
RAH	Reactor Anaerobio Híbrido
RSO	Residuos Sólidos Orgánicos
NGS	Secuenciación de Próxima Generación
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
TRH	Tiempo de Residencia Hidráulico

INTRODUCCIÓN

En México, se generan más de 102,000 toneladas de residuos todos los días, siendo recolectado un aproximado del 84%, llegando al sitio de disposición final solamente el 78%, del cual es reciclado únicamente el 9% de los residuos generados. Los residuos sólidos orgánicos (RSO) constituyen poco más del 38% del total de residuos sólidos urbanos (RSU) generados en el país. Además, en México, se tiene un manejo básico de los RSU el cual consiste en la recolección y disposición de todo tipo de residuos en rellenos sanitarios, desaprovechando una parte de los residuos que son susceptibles al reciclaje y la utilización de estos residuos puede disminuir la demanda y explotación de nuevos recursos. El artículo 10 de la LGPGIR indica que las funciones de manejo de los residuos sólidos urbanos son responsabilidad de cada municipio, esto causa que los municipios se enfrenten a diversas circunstancias que en muchos casos se escapan de sus capacidades técnicas y financieras (SEMARNAT, 2020).

Los tratamientos biológicos figuran como una oportunidad fundamental en el aprovechamiento de los residuos orgánicos. Entre ellos, la Digestión Anaerobia (DA) está considerada como uno de los métodos de tratamiento biológico más eficientes para minimizar los impactos ambientales provocados por los residuos, además de obtener un recurso bioenergético capaz de generar energía y sustituir a los combustibles fósiles y nitrógeno gaseoso con la principal característica de ser un gas inerte. Con base en los estudios realizados sobre el efecto de la carga orgánica en reactores anaerobios de biopelícula, así como en la efectividad del tratamiento, se observa que ésta es uno de los parámetros más importantes del proceso de digestión anaerobia, ya que refleja la actividad de producción de metano y las características cinéticas del sistema. La carga orgánica tiene un efecto positivo en la digestión anaerobia de las aguas residuales (Pan *et al.*, 2023). De igual forma existen diversas sustancias que pueden provocar un efecto no deseado en el proceso de digestión anaerobia, estas se conocen como inhibidores. El aumento de estos compuestos en un reactor anaerobio puede elevar la inactividad de las poblaciones microbianas, la cual es rápidamente detectada por la reducción en la

producción del biogás y por un aumento de los ácidos grasos volátiles del proceso. Otro efecto de las sustancias inhibitorias en el proceso anaerobio es la alteración de la cinética de degradación de la materia orgánica. La magnitud del efecto depende de la naturaleza y concentración de la sustancia inhibitoria. Los principales compuestos tóxicos del proceso anaerobio son: los metales pesados, metales alcalinos y alcalinotérreos, sulfatos, amonio, nitratos y aceites esenciales como el D-limoneno (Villagómez *et al.*, 2002). Los reactores anaerobios de biopelícula han sido estudiados en diferentes investigaciones que se centran en la operación, comprensión de la dinámica de poblaciones y en configuraciones novedosas que permiten la optimización de sistema para diversos residuos, así como su implementación a gran escala (Jegade *et al.*, 2019).

Por lo tanto, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar la influencia que tiene la carga orgánica y la presencia inhibidores sobre el proceso de digestión anaerobia empleando reactores de biopelícula para la generación de energía renovable. Para realizar lo anterior se llevará a cabo una evaluación de la influencia que tienen las variables operativas como carga volumétrica aplicada y presencia de inhibidores tales como nitratos y D-limoneno sobre el desempeño de reactores anaerobios para la generación de biogás como fuente de energía.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la influencia que tiene la carga orgánica y la presencia de inhibidores sobre el proceso de digestión anaerobia empleando reactores de biopelícula para la generación de energía renovable.

Objetivos específicos

1. Caracterizar fisicoquímicamente los sustratos y biopelícula empleados en los reactores anaerobios para el manejo de alta carga.
2. Realizar el seguimiento operativo de reactores de biopelícula anaerobia bajo condiciones de alta carga y presencia de inhibidores.
3. Cuantificar la biopelícula bajo condiciones de alta carga y presencia de inhibidores en los reactores anaerobios.
4. Comparar el desempeño de los reactores anaerobios en términos operativos para la generación de energía renovable.

CAPÍTULO 1

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1 Origen de los residuos sólidos urbanos

Una consecuencia natural del desarrollo económico y del crecimiento de la población es la generación de RSU. A medida que las naciones experimentan un crecimiento en población y prosperidad, incrementan la oferta de bienes y servicios disponibles para los ciudadanos. Además, su participación en el comercio y los intercambios internacionales se intensifica, lo que genera un aumento significativo en la producción de residuos, cuya gestión recae en las autoridades locales. Los niveles de producción de esta clase de residuos urbanos, están correlacionados con los niveles de ingresos de las zonas donde son generados, en las zonas urbanas se observa un mayor porcentaje de residuos alimenticios, mientras que en las zonas rurales predominan los residuos orgánicos (Chen, 2018). Debido a la rápida urbanización y el aumento de la población se generan concentraciones en los asentamientos urbanos más grandes produciendo un aumento en la cantidad total de desechos generados, mientras que las actividades de comercio local e internacional producen residuos en las zonas rurales. La disponibilidad y calidad de los servicios de gestión de residuos también influyen en la cantidad y el manejo de los RSU. Las áreas con sistemas de recolección de basura eficientes pueden tener una menor cantidad de residuos abandonados o mal gestionados. (Kaza *et al*, 2018).

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, define a los RSU como aquellos desechos generados como resultado de las actividades domésticas, de los productos que se consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos originados por cualquier actividad en establecimientos o en la vía pública que presenten características similares a los residuos domiciliarios, así como aquellos derivados de la limpieza de calles y espacios públicos, siempre que no estén clasificados por esta Ley como residuos de otra naturaleza (SEMARNAT, 2020). En la Figura 1 se muestra la ruta que siguen los residuos sólidos urbanos para su recolección, transporte y disposición.

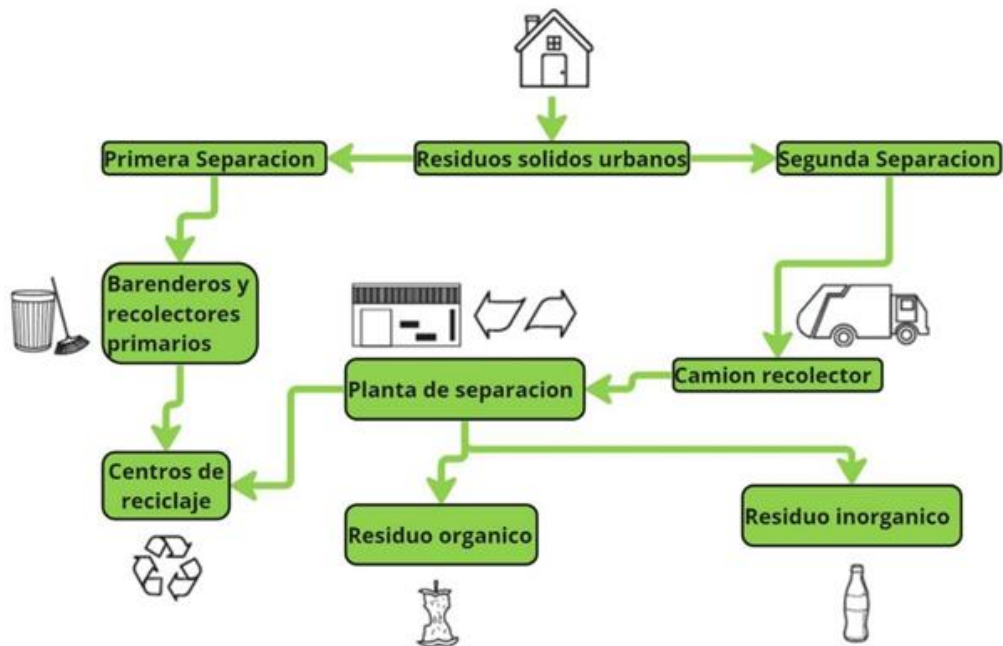


Figura 1.1 Ruta de recolección y disposición los residuos sólidos urbanos

1.2.1 Clasificación de los residuos

Los RSU se pueden subclasificar en inorgánicos y orgánicos. La composición de los RSU también se ha correlacionado con los niveles de ingresos, esto refleja los patrones de consumo actuales. En México, el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos (DBGIR), publicado en 2020 por la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), reportó una generación promedio de residuos de 0.944 kg por habitante al día, lo que equivale a más de 120,000 toneladas diarias RSU a nivel nacional. Este cálculo solo incluye el 28% de la información que debería ser proporcionada a través de los Programas Estatales para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (PEPGIR) del país (SEMARNAT, 2020). En cuanto a la composición de los residuos, de las 120,128 toneladas generadas diariamente, el 46.42% corresponde a residuos orgánicos (como restos de alimentos o vegetación), el 31.56% a residuos inorgánicos o secos susceptibles de aprovechamiento, y el 22.03% a "otros residuos". (SEMARNAT 2020). En la Figura 1.2 se muestra la comparación del 2012 y 2020 de los RSU por categoría.

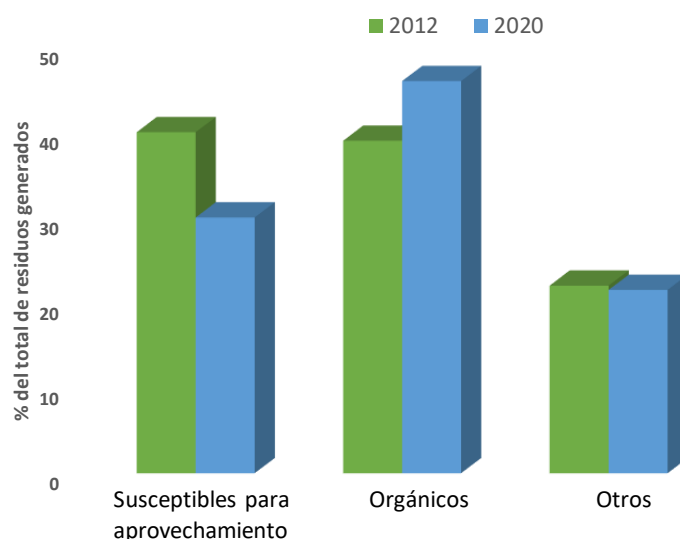


Figura 1.2 Comparación tipos de RSU 2012 y 2020

1.2 Residuos orgánicos

Los RSO conforman poco más del 38% del total de RSU que son generados en México (SEMARNAT, 2020). En la Figura 1.3 se puede apreciar la generación de residuos sólidos urbanos en relación con los residuos sólidos orgánicos en la última década.

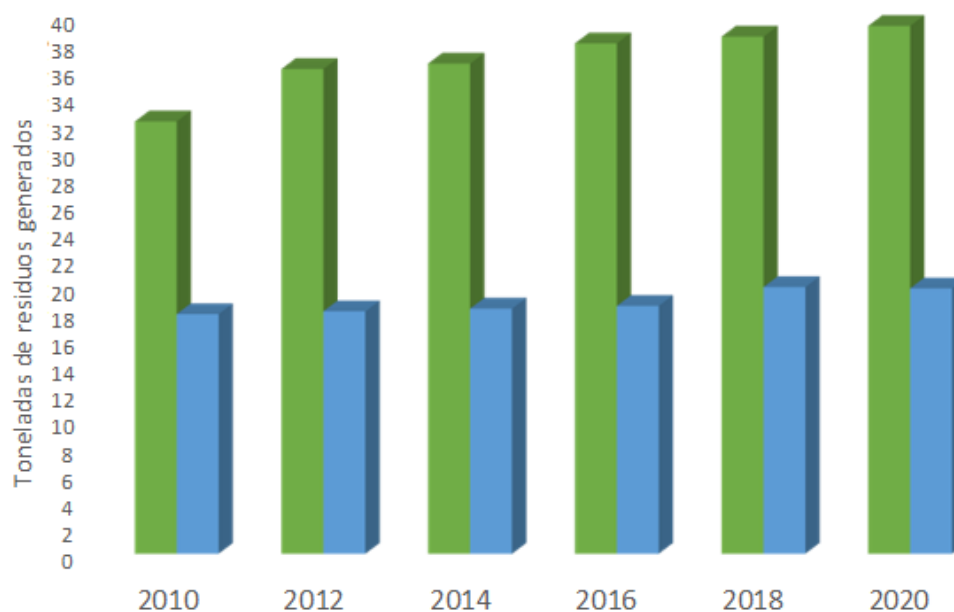


Figura 1.3 Generación de residuos sólidos urbanos en relación con los residuos sólidos

Un residuo sólido orgánico se define como cualquier material proveniente de especies de flora o fauna que puede descomponerse mediante la acción de microorganismos. Esto incluye restos, sobras o productos desechados derivados de cualquier organismo (SEMARNAT, 2020).

1.2.1 Residuos inorgánicos

Los residuos inorgánicos son todos los residuos que no son de origen biológico. Estos residuos se producen en los hogares, oficinas, restaurantes y establecimientos educativos. Esta categoría incluye a los desechos químicos, residuos eléctricos y electrónicos, metales, plásticos, papel, cartón, vidrio, telas sintéticas, neumáticos y otros materiales similares. Son residuos que la naturaleza puede tardar muchísimos años en descomponer. Los residuos inorgánicos representan una parte significativa de los residuos sólidos urbanos y plantean desafíos específicos para su gestión y tratamiento. Muchos de estos materiales pueden ser aprovechados mediante diversos procesos que restituyen su valor económico, evitando su disposición final. Esto es posible siempre que dicha recuperación contribuya al ahorro de energía y materias primas, sin causar daños a la salud, los ecosistemas o sus componentes (SEMARNAT, 2020).

1.3 Tratamiento de los residuos sólidos urbanos

Los residuos orgánicos ofrecen importantes beneficios ambientales y económicos al ser empleados en la digestión anaerobia incluyendo la producción de biogás con 50– 80% de metano, retención de gases de efecto invernadero, reducción de espacio requerido para su disposición final, eliminación de microorganismos patógenos, reducción de olores y atracción de vectores (Alcántara-Hernández *et al.*, 2017). Los compuestos principales en los residuos de frutas son polisacáridos y celulosa, que, por su alto contenido de carbono, se transforman en azúcares reductores y ácidos grasos volátiles (AGV).

Bajo tratamiento en condiciones anaerobias, aproximadamente el 43% de la demanda química de oxígeno total (DQO_T) se convierte en DQO soluble durante la fermentación acidogénica de residuos de frutas y verduras. Durante la acidogénesis, la materia orgánica de la fase líquida está compuesta completamente por AGV, lactato y alcohol etílico, lo que la convierte en un excelente sustituto para la eliminación de nutrientes biológicos (Zhu *et al.*, 2021).

1.4 Proceso de Digestión Anaerobia (DA)

La DA es una tecnología bien establecida para el tratamiento de diversos desechos orgánicos y aguas residuales para la recuperación de bioenergía, la producción de fertilizantes orgánicos y el cuidado del medio ambiente. El proceso de digestión anaerobia tiene lugar en ausencia de oxígeno libre e incluye varios procesos físicos, químicos y biológicos durante los cuales ocurre una degradación biológica de sustratos orgánicos. Esta tecnología de tratamiento presenta grandes ventajas como bajo consumo energético, gran eficiencia en la reducción de carga orgánica, entre otras (Akor *et al.*, 2021).

Uno de los principales productos de este proceso es el biogás, el cual está compuesto de una mezcla gaseosa que contiene principalmente metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) generados a través de la degradación de AGVs. Un proceso de DA bien equilibrado ocurre cuando todos los productos obtenidos en una etapa metabólica se convierten en la siguiente etapa sin acumulación de productos intermedios, lo que resulta en una descomposición completa de la materia orgánica en productos finales de interés.

El proceso de digestión anaerobia debe tomar en cuenta factores como los elevados costos de los combustibles y las tarifas locales de electricidad. Estos aspectos son clave para fomentar la implementación de biodigestores o plantas de biogás a nivel nacional y regional, que permitan generar energía mediante el aprovechamiento de residuos orgánicos (Parra *et al.*, 2019). En la Figura 1.4 se puede observar el diagrama de un proceso de digestión anaerobia para el tratamiento de agua residual.

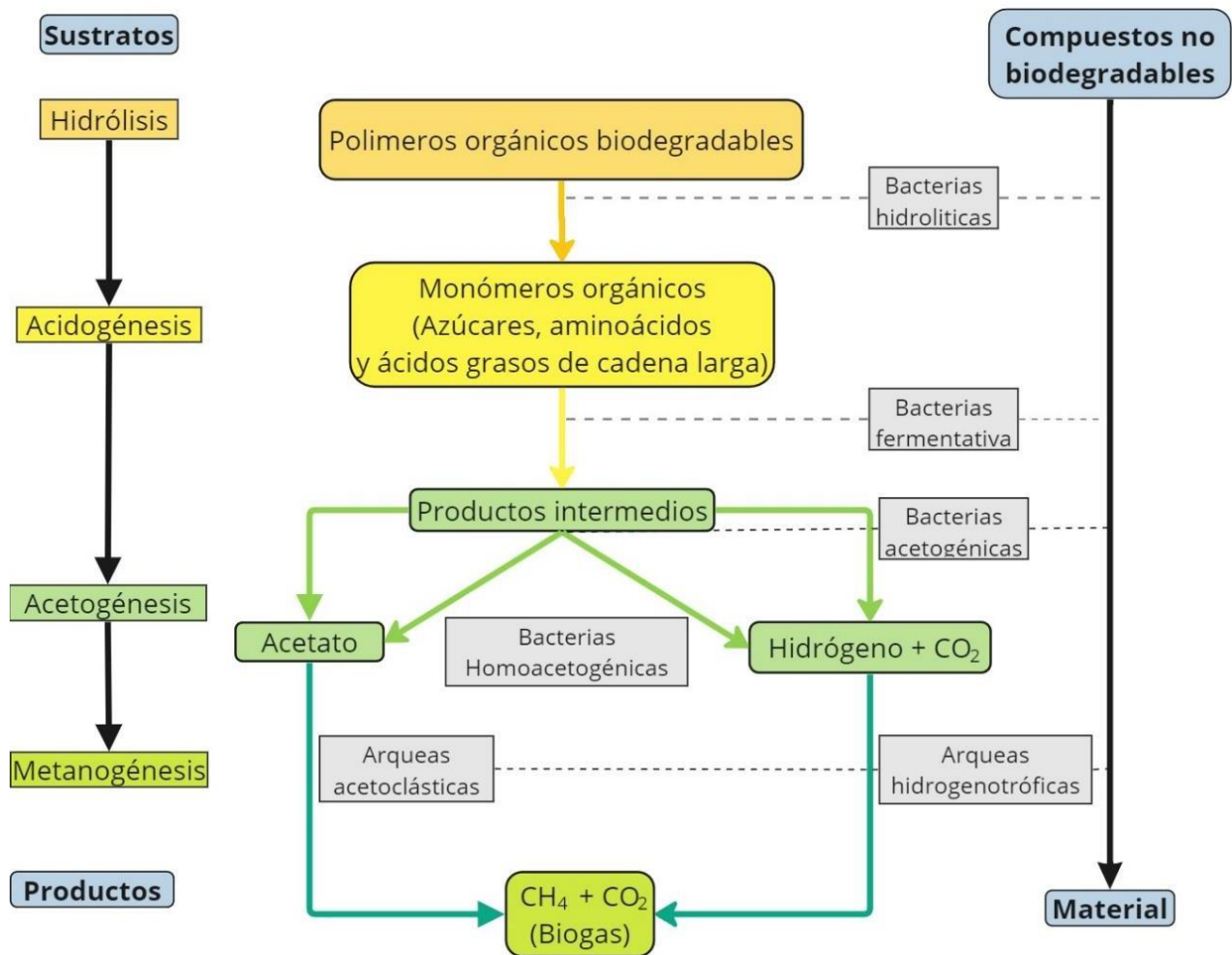


Figura 1.4 Proceso de digestión anaerobia. Etapas y poblaciones microbianas

1.4.1 Etapas de la digestión anaerobia

Existen cuatro etapas durante la digestión anaerobia: 1) hidrólisis, 2) acidogénesis, 3) acetogénesis y 4) metanogénesis. Dichas etapas se pueden diferenciar debido a las diferentes poblaciones microbianas y los parámetros óptimos específicos necesarios para cada una, durante este proceso, se degrada la materia orgánica de manera secuencial mediante la acción de una variedad de microorganismos, a continuación, se enuncian y describen cada una de las etapas de la DA (López-Vázquez *et al.*, 2017).

Hidrólisis: La primera etapa de la digestión anaerobia consiste en la descomposición de polímeros naturales, como proteínas, carbohidratos y lípidos, por acción de bacterias hidrolíticas. Estas bacterias transforman los polímeros en monómeros, como péptidos, sacáridos y ácidos grasos, que sirven como fuente de carbono y energía para los microorganismos. Este proceso está regulado por enzimas extracelulares.

Esta etapa puede convertirse en un factor limitante en el funcionamiento de un digestor anaerobio, ya que durante la hidrólisis las partículas complejas se solubilizan para facilitar su acceso al interior de las membranas celulares de los microorganismos (Wainaina *et al.*, 2019).

Los microorganismos principales que intervienen en este proceso son hidrolíticos como Clostridia, Micrococcus, Bacteroides, Butyrivibrio, Fusobacterium, Selenomonas, Streptococcus, estos microorganismos actúan sobre las macromoléculas orgánicas, despolimerizándolas enzimáticamente y transformándolas en sus respectivos monómeros, estas requieren la producción de exo-enzimas (celulasa, celobiasa, xilanasas, amilasa, proteasa, lipasa) excretadas por bacterias fermentativas (Ricarte Cavalcanti *et al.*, 2023).

Acidogénesis: Es un proceso fermentativo donde los azúcares, ácidos grasos de cadena larga y aminoácidos, obtenidos en la etapa anterior, se degradan hasta la generación de ácidos grasos volátiles principalmente butirato, propionato, etanol y lactato con residuos de dióxido de carbono e hidrógeno (Hernandez-Mendoza *et al.*, 2014).

La fermentación del sustrato se lleva a cabo por las bacterias anaerobias obligadas y facultativas. El metabolismo de los microorganismos encargados de degradar carbohidratos puede verse alterado por la presión parcial de H₂ generada durante la fermentación, lo que puede afectar la oxidación posterior de los ácidos orgánicos producidos, como el acetato. La acumulación de AGVs provoca una disminución del pH en el sistema, lo que a su vez impacta negativamente en la metanogénesis y en el proceso de fermentación (Olalla-Parra, 2018).

Acetogénesis: Mientras que algunos productos de la fermentación, como el H_2 y el acetato, pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos, los ácidos grasos volátiles son transformados en productos más simples, como acetato e hidrógeno, mediante la acción de las bacterias acetogénicas. Las bacterias encargadas de este proceso se llaman como bacterias acetogénicas (Benitez *et al.*, 2020).

Metanogénesis: La metanogénesis es la etapa final de la digestión anaerobia y consiste en la formación de CH_4 a partir de dos rutas principales: la metanogénesis acetoclástica y la metanogénesis hidrogenotrófica. Las arqueas se dividen en dos subgrupos según el sustrato que emplean para producir metano: las arqueas acetoclásticas, que degradan ácido acético o metanol para generar metano, y las arqueas hidrogenotróficas, que utilizan dióxido de carbono e hidrógeno para producir metano. Esta última es la vía principal de producción, ya que aproximadamente el 70% del metano se genera por este proceso. La metanogénesis es un proceso lento y constituye la etapa limitante de la degradación anaerobia (Náthia-Neves *et al.*, 2018). Asimismo, las arqueas acetoclásticas catalizan la reducción del ácido acético para producir CH_4 y CO_2 (Mantovan *et al.*, 2021).

1.4.2 Factores que influyen en la digestión anaerobia

Las condiciones operativas durante el proceso de digestión anaerobia influyen significativamente en la producción de biogás. Factores como el potencial de hidrógeno (pH), la alcalinidad, la temperatura, la relación carbono-nitrógeno (C-N), la CVA y el TRH tienen un impacto directo en el proceso (Zamri *et al.*, 2021).

En cuanto a la naturaleza y composición bioquímica del sustrato, este debe proporcionar la cantidad adecuada de nutrientes para el desarrollo óptimo de los microorganismos. No solo debe ofrecer una fuente de carbono y nitrógeno, sino que también debe contar con un equilibrio de sales minerales como níquel, azufre, selenio, fósforo, cobalto, calcio, zinc, hierro, magnesio, manganeso, entre otros, presentes en pequeñas cantidades. Los sustratos con alto contenido de lignina requieren un tratamiento previo, como compostaje, corte o macerado, para eliminar al máximo las sustancias susceptibles de formar incrustaciones de lignina.

Esto se debe a que la lignina, debido a su estructura, no puede ser aprovechada directamente por los microorganismos involucrados en los procesos anaerobios (Olalla-Parra, 2018).

Inhibidores: Como todo proceso biológico, la digestión anaerobia dependerá de las condiciones presentes en el medio para llevarse a cabo de manera satisfactoria. Para asegurar el desarrollo adecuado de los microorganismos que descomponen la materia orgánica durante este proceso, es crucial entender cómo contribuyen o no a la biodegradación. En la digestión anaerobia, existen inhibidores y sustancias tóxicas que pueden alterar el proceso, modificando los resultados esperados. Estos compuestos pueden estar presentes en la materia prima que forma el sustrato o formarse a través de procesos químicos internos durante la biodegradación, estos parámetros pueden ralentizar o detener procesos que ocurren durante la digestión (Lukitawesa et al., 2019). La mayoría de estos parámetros están enfocados principalmente en el proceso de metanogénesis, ya que los microorganismos involucrados en esta etapa son altamente sensibles a los cambios en las condiciones ambientales. Por esta razón, los procesos anaeróbicos requieren un monitoreo constante para optimizar la producción de biogás de la mejor calidad posible (Olalla-Parra, 2018). Existe evidencia del efecto inhibitorio de los nitratos en la DA, esto es debido a las interacciones competitivas entre los microorganismos metanogénicos y nitrificantes. La desnitrificación es un proceso respiratorio disasimilativo anóxico para la reducción del nitrato a nitrógeno molecular. Los microorganismos desnitrificantes pueden utilizar diversas fuentes de energía, sin embargo, los sustratos orgánicos son la fuente de energía que más utilizan (Olalla-Parra, 2018). De la misma forma, la presencia de aceites como el D-limoneno es una problemática que tiene que enfrentar algunos procesos de digestión anaerobia, debido a que la presencia de estos aceites como resultado del uso de sustratos cítricos puede llegar a tener un efecto antibacteriano lo cual afectaría la producción de biogás, el efecto del D-limoneno como inhibidor depende de su concentración, así como de las comunidades microbianas presentes dentro del reactor (Delgadillo-Ruíz et al., 2017).

Concentración de sustrato: La carga orgánica se refiere a la cantidad de materia orgánica suministrada al biorreactor por unidad de tiempo y volumen. Esta se expresa en función de la concentración del sustrato y el flujo de alimentación, proporcionando una medida clave para el control y monitoreo del proceso de digestión anaerobia. La Ecuación 1.1 muestra la relación entre la concentración del sustrato y el volumen.

$$CS = \frac{S_0 Q}{V} = \frac{F_0}{V} = \frac{S_0}{TRH} \quad (1.1)$$

Donde S_0 es la concentración del sustrato.

Q es el flujo de alimentación.

V volumen del reactor.

F_0 es el flujo del sustrato en la alimentación.

TRH es el tiempo de residencia hidráulica.

Koutrouli *et al.*, 2009 realizó un estudio en el cual demuestra que un aumento en la carga orgánica puede llevar a una mayor producción y distribución de AGVs y otros productos intermedios ya que las propiedades de los nutrientes se conservan incluso después del tratamiento, lo que permite su posterior uso como fertilizante (Barros *et al.*, 2016).

Carga volumétrica aplicada (CVA): La carga volumétrica aplicada describe la relación entre la tasa de tratamiento de la materia orgánica y el tamaño del sistema de tratamiento o reactor. Se expresa como peso de materia orgánica en términos de DQO añadidos por unidad de volumen del reactor por día. Cuanto mayor sea la carga volumétrica aplicada que un sistema pueda tratar correctamente, será mayor la rentabilidad del sistema (Akunna, 2019).

Tiempo de residencia hidráulica (TRH): El tiempo de residencia hidráulico es definido como el periodo de retención del sustrato dentro del reactor para la generación de biogás. El periodo depende del tipo de sustrato y la temperatura del reactor (Zamri *et al.*, 2021). Sólidos Solubles Volátiles (SSV) y Sólidos Solubles Totales (SST): La cantidad de SST en el sustrato juega un papel crucial, ya que limita la movilidad de los microorganismos metanogénicos dentro del sustrato. A medida que aumenta la cantidad de SST, el crecimiento microbiano tiende a estabilizarse o incluso disminuir, lo que afecta negativamente la producción de biogás.

Para corregir esto, se incrementa el volumen de agua necesario para reducir la concentración de SST hasta alcanzar un nivel óptimo. Por otro lado, los SSV son los sólidos que se liberan de los SST cuando estos se someten a una temperatura de 550°C durante 2 horas. Estos SSV son importantes, ya que teóricamente son los que se convierten en metano durante el proceso anaeróbico (Olalla-Parra, 2018).

pH y alcalinidad: El valor de pH es un factor que caracteriza la alcalinidad o acidez del sustrato. La estabilidad de la actividad de las bacterias acidogénicas y metanogénicas está afectada directamente por los cambios en el pH. Las condiciones óptimas de pH para las etapas acidogénicas es en el rango de 5.5 a 6.5; mientras que para las etapas metanogénicas es en el rango de 6.5 a 8.2. (Zamri *et al.*, 2021). La alcalinidad se refiere a la capacidad del proceso para mantener el equilibrio del pH (capacidad tampón). Cuando el pH cae por debajo de 8.0, el NH_4^+ se convierte en formas más tóxicas, como el NH_3 . Uno de los factores que puede causar esta caída en el pH es la acumulación de AGVs y la acumulación de CO_2 , lo que puede resultar en toxicidad para el proceso (Olalla-Parra, 2018).

Temperatura: La velocidad de las reacciones está directamente relacionada con la temperatura del proceso. A medida que la temperatura aumenta, tanto la velocidad de las reacciones como el crecimiento microbiano se aceleran, lo que a su vez acelera la producción de biogás. Este parámetro es crucial en el diseño de digestores, ya que influye directamente en la velocidad del proceso (Alburquerque *et al.*, 2019). Existen 3 rangos de temperatura en los que operan los digestores anaerobios. En la Tabla 1.1 se detallan estos rangos de temperatura.

Tabla 1.1 Rangos de temperatura (Varnero-Moreno, 2011)

Fermentación	Mínimo (°C)	Optimo (°C)	Máximo (°)	Tiempo de fermentación
Psicrófilo	4-10	15-18	20-25	Mas de 100 días
Mesofílica	15-20	25-35	35-45	30-60 días
Termofílica	25-45	50-60	75-80	10-15 días

Una temperatura elevada puede afectar negativamente el proceso, ya que reduce la solubilidad del CO₂, lo que provoca un aumento del pH y, en consecuencia, una mayor concentración de amonio (Olalla-Parra, 2018).

1.4.3 Inhibición en digestión anaerobia

La DA húmeda ha sido el método más utilizado para el tratamiento de desechos orgánicos; sin embargo, la DA seca se presenta como una alternativa atractiva gracias a tecnologías que permiten procesar desechos con un alto contenido de sólidos, reduciendo al mismo tiempo el consumo de agua y la generación de digestato. No obstante, los procesos de DA en seco pueden requerir tiempos de retención más prolongados en comparación con la DA en húmedo, especialmente cuando las materias primas contienen compuestos que podrían inhibir la digestión (Schnürer, 2010).

Se estima que aproximadamente un tercio de los alimentos producidos a nivel mundial se pierde o desperdicia, lo que equivale a cerca de 1.300 millones de toneladas por año. Estos RSO son ricos en carbono, poseen una relación carbono-nitrógeno adecuada para la DA y, en muchos casos, presentan un alto contenido de sólidos, lo que los hace idóneos para la DA en seco. Sin embargo, este proceso es propenso a la acumulación de ácidos debido a la rápida degradación de estas materias primas, lo que genera la necesidad de mantener condiciones de proceso estables y un control riguroso de la digestión para optimizar la producción de metano. Además, la presencia de contaminantes, en muchos casos derivados de una clasificación inadecuada de los residuos, puede afectar la eficiencia del proceso. El impacto de estas sustancias en la digestión anaerobia depende de su tipo, concentración y de factores operativos como el tiempo de retención, pH, contenido de SST, temperatura y las comunidades microbianas (Yanti et al., 2014). Entre los compuestos que pueden actuar como inhibidores se encuentran los fenoles, presentes en desechos agrícolas e industriales, como los generados por la industria de pulpa y papel. Asimismo, los terpenos, compuestos volátiles provenientes de la industria de pulpa Kraft, han sido identificados como predominantes en reactores de biogás que digieren residuos alimentarios.

Además, los terpenos están presentes en diversas hierbas, como el romero y el comino, donde cumplen una función antimicrobiana para proteger las frutas contra infecciones microbianas. La presencia de estos compuestos puede provocar inestabilidad en el proceso de DA, afectando su rendimiento y eficiencia.

La investigación realizada por Wikandari *et al.*, 2013, demostró que todos estos compuestos tienen un efecto inhibitor sobre el rendimiento de metano. Sin embargo, el efecto de estos compuestos químicos sobre la degradación de metano en seco de agua fresca y agua de mar en condiciones mesófilas no se ha establecido con claridad.

Los resultados presentados por Jansson *et al.*, 2020 mostraron que los compuestos orgánicos como lo son el hexanol y el fenol tienen efectos tanto sinérgicos como antagónicos en la producción de metano a partir de DA seca en desechos de alimentos. Sin embargo, la adición de compuestos químicos hasta una concentración de 0,05% mejoró el rendimiento del proceso de DA seco en el caso de residuos alimenticios, obteniendo un aumento en el rendimiento de metano del 45% al 84% en comparación con el control.

1.5 Producción de energía renovable

La crisis energética trajo como consecuencia un aumento en la inflación mundial y un crecimiento de la inseguridad alimentaria principalmente en las economías emergentes. En los últimos años, ha aumentado de manera significativa la generación de energía eléctrica a partir de fuentes alternativas, destacando el potencial de los recursos renovables. Las energías renovables son aquellas que provienen de fuentes naturales que se reponen más rápidamente de lo que pueden consumirse. Los biocombustibles han ganado relevancia debido a las investigaciones que exploran su uso en diversos sectores del ámbito energético, como sustitutos de gasolina y nafta, y en la matriz de generación de energía eléctrica. Estos biocombustibles se producen a partir de materiales orgánicos, conocidos como biomasa, que incluyen madera, carbón, estiércol y otros abonos utilizados para generar calor y electricidad, así como cultivos agrícolas destinados a biocombustibles líquidos.

En la generación de energía eléctrica se emplean biocombustibles como el bagazo de caña, biogás, rellenos sanitarios, licor negro y biomasa. En 2022, los biocombustibles representaron el 0.63% de la matriz de generación eléctrica, lo que supone un aumento de 0.14 puntos porcentuales en comparación con 2021 (SENER, 2022).

La valorización energética de los RSO y su tratamiento tiene como objetivo principal minimizar los impactos ambientales negativos, recuperando y reintegrando estos residuos orgánicos como materia prima en las cadenas de valor. De este modo, se contribuye a la sostenibilidad y a la reducción de residuos, fomentando un ciclo de aprovechamiento más eficiente de los recursos. Por lo tanto, es necesario aplicar metodologías adecuadas para evaluar estos desechos orgánicos (Chodkowska *et al.*, 2020).

Garantizar el acceso universal a la energía, reducir la dependencia de los combustibles fósiles y mitigar los efectos del cambio climático, junto con la implementación de métodos para aprovechar fuentes de energía renovables, representa una opción más sostenible y alineada con la protección del medio ambiente a largo plazo (Pérez *et al.*, 2021).

1.5.1 Obtención de biogás

La digestión anaerobia genera varios subproductos al finalizar el proceso, siempre que se mantenga una alta carga orgánica y una mezcla completa. El principal producto obtenido es el biogás, un combustible producido de manera natural o en dispositivos específicos a través de las reacciones de biodegradación de la materia orgánica. Este proceso es llevado a cabo por microorganismos en ausencia de oxígeno. El biogás es una mezcla gaseosa compuesta principalmente de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), con proporciones que pueden variar dependiendo de la materia orgánica. Además, en pequeñas cantidades, también puede contener hidrógeno (H_2), nitrógeno (N_2), oxígeno (O_2) y sulfuro de hidrógeno (H_2S). Los componentes del biogás varían según la tecnología utilizada para su producción, el tipo de sustrato y la calidad del proceso.

El metano es el componente que aporta la mayor parte de la energía al biogás (Olalla-Parra, 2018). En la Tabla 1.2 se presenta el volumen estimado de producción de metano a partir de diferentes sustratos.

Tabla 1.2 Composición del biogás en función del sustrato usado (Lorenzo y Obaya, 2005).

Componente	Residuos agrícolas	Lodos de depuradora	Residuos industriales	Gas de vertedero
Metano	50-80 %	50-80 %	50-70 %	45-65 %
Dióxido de carbono	20-50 %	20-50 %	30-50 %	34-55 %
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2 %	0-5 %	0-2 %	0-1 %
Sulfuro de hidrógeno	100-700 ppm	0-1 %	0-8 %	0.5-100 ppm
Amoníaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de carbono	0-1 %	0-1 %	0-1 %	Trazas
Nitrógeno	0-1 %	0-3 %	0-1 %	0-20 %
Oxígeno	0-1 %	0-1 %	0-1 %	0-5 %
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm

De acuerdo con la Secretaria de Energía en México el biogás es un bioenergético con la capacidad de generar energía y sustituir el uso de los combustibles fósiles este se puede emplear directamente para la producción de electricidad, vapor, productos químicos y como combustible para vehículos, siendo un medio prometedor para contribuir a las necesidades de energía mundiales, pues no solo proporciona beneficios naturales sino puede ser un método viable para la generación de energía continua (Villalardo Fálán, 2018). El metano (CH_4) está compuesto por un átomo de carbono (C) unido a cuatro átomos de hidrógeno (H), lo que lo convierte en el hidrocarburo más simple. A temperatura ambiente, el metano se comporta como un gas y está presente en la atmósfera.

Con la tecnología actual, la captura de CH₄ es una práctica de bajo costo y alta rentabilidad, que ofrece múltiples beneficios, tales como: reducción de costos, disminución de emisiones, reducción de residuos orgánicos en vertederos, mitigación del cambio climático, mejora de las condiciones ambientales, disminución de emisiones de sólidos volátiles, reducción del ozono troposférico y sustitución de combustibles fósiles (Global Methane Initiative, 2018).

El biogás es considerado una alternativa eficiente para solucionar la escasez de energía en áreas pequeñas y su producción incluye ventajas significativas, como el tratamiento de materia orgánica y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (Escamilla-García *et al.*, 2016). El biogás es inherentemente renovable, por el contrario de los combustibles fósiles, ya que es generado directamente por la biomasa, siendo así un mejorador del recurso energético y un conservador de los recursos naturales de un país. Las fuentes renovables de energía son aquellas que obtienen energía de procesos naturales y continuos, los cuales tienen el potencial de ser explotados económicamente mediante tecnologías adecuadas. Estas fuentes incluyen recursos como la solar, eólica, hidroeléctrica, geotérmica y biomasa, entre otras. Así mismo, el biogás es considerado como energía primaria, la energía primaria incluye a los productos energéticos que son extraídos directamente de los recursos naturales (SENER, 2021).

1.5.2 Producción de biogás en México

Las principales fuentes de energía empleadas en México se derivan de recursos no renovables como los hidrocarburos, la producción de biogás ha demostrado ser una forma viable de sustituir parcialmente los combustibles fósiles, ya que el uso de biogás tiene importantes beneficios económicos, ambientales, se informa que de acuerdo con el Balance Nacional de Energía para el 2018 el biogás contribuyó con 2.84 PJ y fue destinado para la generación de energía eléctrica (SENER, 2022).

Los principales usos del biogás en México están relacionados con la generación de calor y electricidad. En comparación con el valor calorífico del gas natural el biogás es menor debido a sus impurezas relacionadas con las condiciones del proceso de obtención y la naturaleza del sustrato empleado en su elaboración.

A pesar de los numerosos programas para fomentar el desarrollo y aplicación de energías renovables, la bioenergía se encontrado en los últimos lugares en las estadísticas de energías limpias. Se estima que en México se producen actualmente alrededor de 114 MJ/m³ de biogás, lo cual es una pequeña fracción de la meta de energía limpia para el año 2024. De acuerdo con los datos de la SENER en el Balance Nacional de Energía 2020, en el año de 2020, el biogás representó tan solo el 0.04% de la generación de energía primaria en México.

Considerando el periodo de 2012 a 2020, el promedio anual de generación eléctrica en Petajoules (PJ) en México es de 2.24 PJ. Por otro lado, de acuerdo con estadísticas del periodo de 2012 a 2020 de la Agencia Internacional de Energía Renovable (IRENA, por sus siglas en inglés) (2022) se tiene lo siguiente: el promedio de la generación eléctrica anual por biogás en el mundo es de 302.54 PJ y en México es de 0.67 PJ. Con estos datos se puede estimar que México aporta el 0.22% de generación eléctrica en el mundo por concepto de biogás. En la Tabla 1.3 se muestra la evolución de la generación de energía eléctrica según la tecnología o fuente de energía empleada en México con base en los informes del programa de desarrollo del sistema eléctrico nacional 2023-2037.

Tabla 1.3 Evolución de la generación total de energía eléctrica 2018-2022(GWh) (SENER, 2022).

Tecnología/Fuente de energía	2018	2019	2020	2021	2022
Bagazo de Caña	1578.79	1476.32	1583.21	1374.1	1918.16
Biogás	213.32	241.18	526.68	176.11	192.74
Relleno Sanitario	125.58	110.90	67.40	16.23	NE
Licor Negro	71.44	38.05	26.41	24.83	23.69
Biomasa	0.04	0.04	2.81	4.32	6.67
Bioenergía total	1989.17	1866.49	2206.51	1595.58	2141.26
TOTAL	313978.24	321584.42	317268.51	328598	340712.75

1.6 Uso de reactores anaerobios

1.6.1 Tipos de reactores anaerobios utilizados en la digestión anaerobia

El proceso biotecnológico de digestión anaeróbica de biomasa para la obtención de biogás se lleva a cabo en un reactor hermético, el cual cuenta con una entrada lateral para la materia orgánica, una salida superior por donde fluye el biogás y una salida adicional para la obtención de efluentes con propiedades biofertilizantes. Estos productos contribuyen a satisfacer las necesidades de los productores y fomentan la agricultura orgánica, presentándose como una alternativa económicamente viable y ecológicamente sostenible (He *et al.*, 2019).

Los reactores de residuos sólidos se dividen en húmedos y secos. Los reactores húmedos son aquellos con un valor igual o menor de sólidos totales de 16%, mientras que los reactores secos tienen entre 22-40% de sólidos totales, aquellos que se encuentran entre húmedos y secos se consideran semisecos. Una ventaja de los reactores húmedos es contar con una mayor biodegradabilidad.

La DA seca se usa típicamente para tratar materia orgánica con alto contenido de sólidos, La fracción orgánica como lo son los residuos sólidos municipales y los residuos agrícolas reciben un tratamiento con rendimientos de metano que oscilan entre 0.2 y 0.6 m³/kg de sólidos volátiles según la materia prima y la configuración (Rocamora *et al.*, 2020).

Existen diversos diseños de reactores los cuales combinan métodos para el tratamiento anaeróbico en el reactor. Un ejemplo es el biorreactor de membrana anaeróbico. Este diseño combina las ventajas del tratamiento anaeróbico con la separación de membranas, con lo cual logra una alta calidad del efluente, sin sólidos totales ni bacterias en el efluente (Lin *et al.*, 2013). En la Figura 1.5 se muestra la clasificación de los reactores anaerobios.

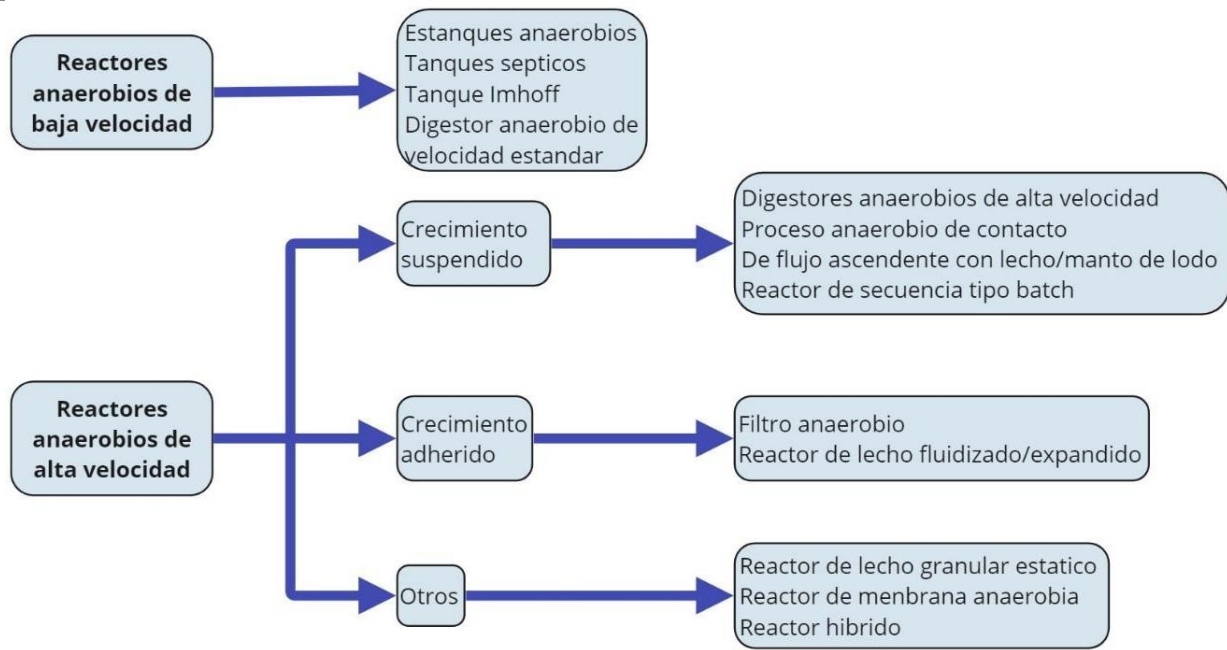


Figura 1.5 Clasificación de los reactores anaerobios (Olalla-Parra, 2018)

1.6.2 Reactores de biopelícula

La biopelícula ofrece beneficios fascinantes, por ejemplo, ofrece una mayor superficie de contacto entre el sustrato y la biomasa, así como de la sencilla separación del agua tratada de la biomasa y un diseño compacto. Los procesos basados en biopelículas se han demostrado como una elección ventajosa para la reducción de la DQO y nutrientes sin varias de las restricciones de los procesos de lodos activados.

La tecnología del reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM), que comprende un reactor de biopelícula sumergido y una instalación de división líquido-sólido subsiguiente, se ha usado cada vez más en el tratamiento de aguas residuales. El objetivo de los RBLM es cultivar biopelículas adheridas en pequeños transportadores que son móviles en el tanque de aireación. Como resultado, el RBLM representa puntos positivos tanto del incremento suspendido como adherido al implicar todo el volumen del reactor en el proceso de procedimiento, en el cual la biomasa no regresa del tanque de clarificación a la unidad biológica (Shokoohi *et al.*, 2017).

Rosas-Mendoza *et al.*, (2018) llevaron a cabo el proceso de digestión anaerobia de efluentes de la industria cítrica mediante el uso de un reactor de alta velocidad, evaluando la producción y uso de biogás como fuente de energía alternativa. La contribución de este trabajo fue la introducción de un reactor anaerobio híbrido, el cual consta de una configuración de un reactor de biopelícula formado por un lecho fijo y un lecho fluidizado, la cual permitió manejar cargas orgánicas elevadas. Además de que abre paso a investigaciones futuras sobre el uso de este tipo de reactores.

1.6.3 Reactores de flujo ascendente y manto de lodos (UASB)

El reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos (UASB, por sus siglas en inglés) cuenta con ciertas ventajas: los costos de operación y mantenimiento son relativamente bajos comparado con otras tecnologías; no necesita ningún medio de soporte para el desarrollo de las poblaciones microbianas ya que la hidráulica dentro del reactor induce la formación de gránulos densos que se mantienen en la parte baja del reactor; la tasa de crecimiento de la biomasa es lenta por lo que una descarga de la misma sucede después de mucho tiempo. Entre las desventajas que presenta el reactor UASB es que el arranque puede tomar mucho tiempo, sobre todo cuando el inóculo inicial son lodos y no gránulos densos ya que es probable que el lodo sea llevado hacia arriba y expulsado fuera del reactor. La mayoría de las investigaciones que se han llevado a cabo en un reactor UASB son con sustratos fácilmente hidrolizables (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2014).

1.6.4 Reactores anaerobios híbridos

Los reactores híbridos tienen la característica de permitir la combinación y adaptación de dos reactores en uno mismo equipo permitiendo combinar la biomasa adherida con la biomasa en suspensión por lo que ajustando el diseño adecuadamente las ventajas de ambos reactores se puede combinar. Una clase de reactor híbrido es la que consta de lecho fijo (LF) y un lecho fluidizado inverso (LFI), ambas dispuestas en una misma unidad (Cruz-Ramos, 2019). Configurar el reactor de esta forma permite tratar altos contenidos de carga orgánica presentes en diversos efluentes.

El lecho fijo tiene como principales beneficios lograr una mejor distribución del flujo, así como retener una mayor cantidad de sólidos. El lecho fluidizado inverso es una tecnología que permite la fluidización debido a la introducción de líquido por la parte superior, la circulación descendente del líquido provoca la expansión del lecho. El LFI presenta una alta eficiencia de remoción la cual depende de las condiciones hidrodinámicas del mezclado, siendo capaz de retener una gran cantidad de biomasa en el soporte (Rosas-Mendoza, 2018). Algunas ventajas que presenta el tratamiento anaerobio frente al aerobio se mencionan a continuación:

- Se genera menos biomasa por unidad de reducción de sustrato (20-150 kg biomasa/kg DQO). Así mismo el requerimiento de nutrientes (nitrógeno y fósforo) es menor.
- Debido a que no requiere aireación, se produce ahorro de consumo energético.
- Es posible operar con cargas orgánicas altas, superiores a la de procesos aerobios.
- El tratamiento anaerobio genera biogás, compuesto principalmente por metano, que puede ser utilizado como fuente de energía renovable.

1.7 Antecedentes y Avances

En la actualidad existen diversas investigaciones relacionadas con la influencia de la carga sobre la digestión anaerobia, así mismo, se han realizado estudios de la influencia de innovadores en este proceso. A continuación, se presenta una revisión detallada del estado del arte.

Harirchi *et al.* (2022), realizaron un estudio de los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia. La revisión cubre varias plataformas del proceso de DA que dan como resultado diferentes productos finales desde el punto de vista microbiológico. La revisión también destaca las interacciones distintivas que ocurren entre las comunidades microbianas, además de evaluarlas para proporcionar más información sobre su estructura, dinámica y vías metabólicas.

La revisión proporciona algunas aplicaciones recientes de DA para la producción de nuevos bioproductos y aborda los desafíos y las perspectivas futuras de la DA.

Zhu et al. (2021), utilizaron cuatro tipos de frutas descompuestas (plátano, manzana, pera y uva) como fuente de carbono adicional para mejorar la eliminación de nitrógeno de los lixiviados maduros de los vertederos con una relación óptima carbono-nitrógeno de 6.5 y un tiempo de operación de 2 días. El proceso se llevó a cabo en matraces con un volumen de 500 mL sellándolos para garantizar condiciones anaerobias. Se agregaron 300 mL de lixiviado y un cierto porcentaje de fruta podrida previamente molida. Los experimentos se realizaron a una temperatura de 30 °C y una velocidad de agitación de 125 rpm. La abundancia de bacterias desnitrificantes y orgánicas degradantes aumentó después de la adición de plátano podrido, lo que contribuyó a la eliminación de nitrógeno de 99.36 % y orgánicos de 94.60%.

Wang et al. (2020), investigaron el rendimiento y comportamiento microbiano, además de la evolución de materia orgánica utilizando residuos de cáscara de plátano como fuente de carbono en reactores SBR. Establecieron dos grupos de experimentos, investigando el factor de influencia y la persistencia de los contaminantes. En el primer grupo de experimentos evaluaron los factores que influyen en la eliminación de nitrógeno como el tamaño de partícula, el pH y la presencia o ausencia de fósforo empleando como biorreactores matraces cónicos con un volumen de 1 L, cada uno de ellos se llenó con agua residual sintética con una concentración de 50 mg/L y 10 mL de lodo anaerobio como inóculo. En la Tabla 1.4 se muestra una comparación del estado del arte empleando diferentes parámetros para el análisis de poblaciones microbianas en el proceso de digestión anaerobia.

Tabla 1.4. Evolución del estado del arte empleando diferentes inhibidores para el análisis del proceso de digestión anaerobia

	Albuquerque et al. 2018	Jansson et al. 2020	Matobole et al.2024	Zhu et al. 2021	Investigación presente
Tipo de reactor	AnSBBR	SBR	SBR	SBR	RAH

Tabla 1.4. Evolución del estado del arte empleando diferentes inhibidores para el análisis del proceso de digestión anaerobia

	Alburquerque <i>et al.</i> 2018	Jansson <i>et al.</i> 2020	Matobole <i>et al.</i> 2024	Zhu <i>et al.</i> 2021	Investigación presente
Volumen (L)	1	1	0.5	0.5	2.05
T(°C)	55	37±1	30±2	30	35±2
pH	7.5-8	7±0.5	7	NE	6.8-7.4
Sustrato empleado	Agua residual más Vinaza	Desechos orgánicos (Fruta)	Desechos orgánicos (Frutas y verduras)	Desechos orgánicos (Fruta)	Fracción líquida de residuos sólidos orgánicos
CVA(gDQO/L*d)	NE	NE	NE	3.5	5,8,10
Inhibidor	Amonio	Hexanal 1-Octanol	Amonio	NE	D-limonelo N- NO3
Fuente de nitrógeno	NaNO3	Lixiviado	Lixiviado	Lixiviado	NE
Remoción de DQO (%)	85	45-80	82	94.6	85-95
Rendimiento de metano	NE	NE	NE	NE	NE

En cuanto a los avances, dentro del grupo de trabajo se han desarrollado los siguientes temas relacionados con la presente investigación:

Cariño-Vázquez (2023), realizó un estudio de las poblaciones microbianas que intervienen en la remoción combinada de carbono y nitrógeno dentro de un reactor anaerobio de biopelícula para la producción de biogás.

Empleando un reactor Anaerobio Híbrido (RAH) compuesto por dos secciones: un lecho fijo (LF) y un lecho fluidizado inverso (LFI). Utilizó un sustrato de fracción líquida compuestos de restos de frutas y verduras, operando el sustrato con una carga volumétrica aplicada de 10 gDQO/Ld con pH entre 6.8 y 7.2 regulado con NaOH. La puesta en marcha del reactor se dividió en cuatro Etapas, con el fin de evaluar la eficiencia del reactor al variar las condiciones de operación suministrando Nitratos con una relación C/N=30 y C/N=15. Realizando un monitoreo del pH, DQO total (DQO_T), DQO soluble (DQO_S), sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) tanto en el afluente como en el efluente para evaluar los porcentajes de remoción en estos parámetros con el objetivo de evaluar el desempeño del RAH. La toma de muestra se realizó al arranque del reactor y al término de cada Etapa operativa. La composición de las comunidades microbianas metanogénicas y desnitrificantes fue determinada a partir de las muestras de ADNg mediante un análisis metagenómico utilizando secuenciación de última generación (NGS), también conocida como secuenciación masiva.

Hernández-Palagot (2023), realizó un estudio empleando un reactor Anaerobio Híbrido (RAH) compuesto por dos secciones: un LF y un LFI. Se utilizó un sustrato de fracción líquida compuestos de residuos orgánicos y cítricos, operando el sustrato con una carga volumétrica aplicada de 10 gDQO/Ld con pH entre 6.8 y 7.2 regulado con NaOH. Una vez estabilizado el RAH, se perturbó el sustrato alimentado. Se alimentó con una fracción líquida de tres mezclas (m/m) de RSO: RSC. Las mezclas fueron las siguientes: 1) Mezcla 30:70, 2) Mezcla 50:50 y 3) Mezcla 70:30. Se monitorearon las variables de pH, DQO total (DQO_T), DQO soluble (DQO_S), sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) tanto en el afluente como en el efluente para evaluar los porcentajes de remoción en estos parámetros con el objetivo de evaluar el desempeño del RAH.

Juárez-García (2022), evaluó la dinámica de poblaciones microbianas sometidas a cambios operativos en reactores de biopelícula para la producción de biogás durante la digestión anaerobia de la fracción líquida de residuos sólidos orgánicos. Se utilizó un reactor Anaerobio Híbrido (RAH), con 1.5 L de Extendsphere™ colonizado como inóculo, con volumen útil del RAH de 2.5 L, operado a temperatura de 35 °C y pH de 6.8-7.2. El RAH operó en cuatro Etapas cada una con una CVA diferente.

Se monitoreó el proceso en el influente y efluente del RAH por medio de pH, DQO_T , DQO_S , SST, SSV, alcalinidad y AGV's. La caracterización de las comunidades microbianas se realizó tomando muestras de la biopelícula y por medio de extracción de secuenciación genética masiva se determinaron las poblaciones microbianas presentes. Finalmente, se correlacionaron todas las variables del sistema mediante el análisis de componente principales. Se alcanzaron remociones de DQO y sólidos mayores al 90%, así como la colonización del soporte supero el 80%. Se obtuvieron aproximadamente 20 L biogás con un rendimiento de metano alrededor de $0.33 \text{ L CH}_4/\text{gDQO}_{\text{rem}}$. La principal vía de producción de metano fue por el consumo de acetato. La variación de la CVA en el RAH provocó la competencia de los diferentes grupos de microorganismos por el consumo de sustratos, la adaptabilidad y la resistencia.

CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología utilizada en la presente investigación se puede observar en la Figura 2.1.

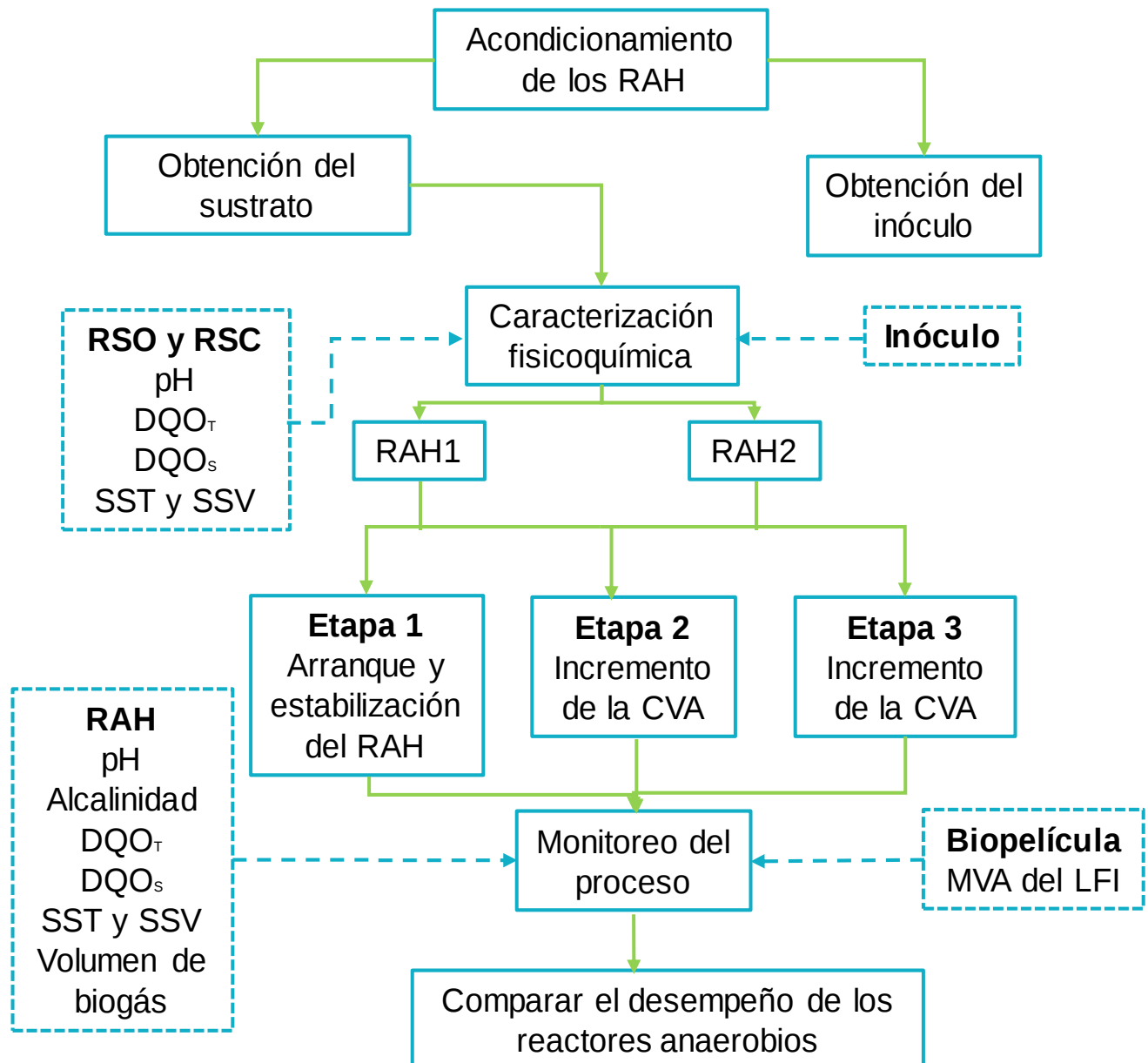


Figura 2.1 Metodología de la presente investigación

2.1 Montaje de los Reactores Anaerobios Híbridos (RAHs)

El RAH está construido tomando como base lo reportado en las investigaciones previas de Juárez-García (2022) y Rosas-Mendoza (2018). Ambos RAHs están conformados por un lecho fijo (LF) que se encuentra en el parte superior y está conformado por un tubo de acrílico de 7.62 cm de diámetro, con un espesor de 0.3 cm y una longitud de 23 cm, y una parte inferior donde se encuentra un lecho fluidizado inverso (LFI), el cual está constituido de un tubo de acrílico con las mismas características de diámetro y espesor que el del LF, con una longitud de 80 cm, como medio de soporte se tiene arena sílica (Extendsphere™) con un diámetro de 170 μm , un área de superficie específica de 20,000 m^2/m^3 y densidad de 0.69 kg/m^3 (Rosas Mendoza, 2018). Ambos tubos de acrílico están unidos mediante tres piezas de naylamid blanco, las cuales se encuentran ensambladas a presión mediante seis espárragos de acero al carbón, tres en la parte superior y tres en la inferior. Las válvulas, accesorios y mangueras utilizadas tienen un diámetro de 0.635 cm (1/4 in). La Figura 2.2 muestra el reactor anaerobio híbrido.

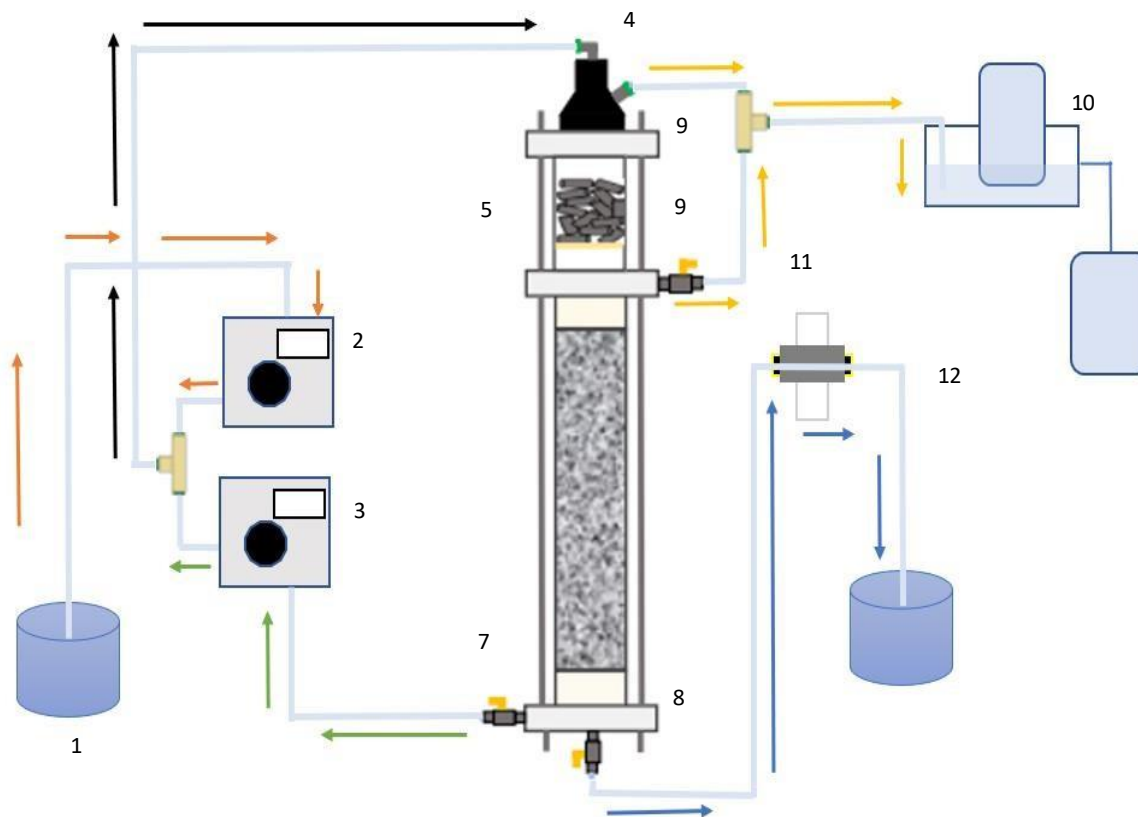


Figura 2.2 Fotografía del RAH1

2.2 Componentes de los RAHs

Durante esta investigación se emplearon dos Reactores Anaerobios Híbridos (RAHs), los cuales pertenecen a los reactores denominados de biopelícula.

Operando de forma paralela el RAH1 fue utilizado para evaluar la inhibición por presencia de nitratos y el reactor RAH2 se empleó para evaluar la inhibición por cítricos. En la Figura 2.3 se muestra un esquema del Reactor anaerobio hibrido y sus componentes.



Componentes del reactor

1. Recipiente con sustrato (afluente)
2. Bomba de alimentación
3. Bomba de recirculación
4. Conector de alimentación
5. Lecho fijo
6. Lecho fluidizado inverso
7. Válvula de recirculación
8. Válvula de salida (efluente)
9. Válvulas de salida de biogás
10. Sistema de recolección de biogás
11. Sistema de control del nivel
12. Recipiente de salida (efluente)

- Afluente
- Recirculación
- Flujo total
- Efluente
- Biogás

Figura 2.3 Reactor Anaerobio Híbrido (RAH) y sus componentes

El caudal de alimentación, el tiempo de residencia hidráulica, así como la relación sustrato/biomasa fueron los parámetros de operación para el RAH, y se determinan mediante las Ecuaciones 2.1, 2.2 y 2.3.

$$Q = \frac{(Cva)(Vu)}{DQO} \quad (2.1)$$

Donde:

Q: Caudal de alimentación (L/d)

Vu: Volumen útil de RAH (L)

DQO: DQO de alimentación (gDQO/L)

$$TRH = \frac{Vu}{Q} (24) \quad (2.2)$$

Donde:

TRH: Tiempo de residencia hidráulica

Vu: Volumen útil del RAH (L)

Q: Caudal de alimentación (L/d)

24: Factor de conversión

$$\frac{S_0}{X_0} = \frac{DQO * Q}{MVA * V_s} \quad (2.3)$$

Donde:

$\frac{S_0}{X_0}$: Relación sustrato/Biomasa

DQO: DQO de alimentación (gDQO/L)

Q: Caudal de alimentación (L/d)

MVA: Materia Volátil Adherida (gSV/L)

Vs: Volumen de soporte colonizado (L)

2.3 Recolección y acondicionamiento de los sustratos

La obtención del sustrato se llevó a cabo por medio de la recolección de los residuos sólidos orgánicos (RSO) y Residuos sólidos cítricos (RSC) que se generan en el Mercado Zapata de Orizaba, Ver. Dichos residuos orgánicos son de procedencia agrícola y se conforman de frutas y vegetales, por consiguiente, van variando su composición conforme cambia la temporada. Por otra parte, los RSC están compuestos en su mayoría por naranja.

Posterior a la recolección de los RSO y RSC, estos se separaron y se trituraron de tal forma que se alcanzó un semisólido pastoso, siguiendo el procedimiento de Alvarado-Lassman *et al.* (2016). De este sólido se separó la cantidad líquida y se filtró para obtener una parte líquida. En la Figura 2.4 se pueden mostrar los residuos recolectados y el sustrato obtenido después de su acondicionamiento.



Figura 2.4 Obtención de la FL-RSO

2.4 Obtención del inóculo

El inóculo utilizado en la etapa inicial del monitoreo está acondicionado a una CVA de 5 g DQO/L*d, de igual forma está aclimatado a la presencia de cítricos y nitratos en el sustrato, respectivamente. El inóculo utilizado fue proporcionado por el Laboratorio de Ingeniería Ambiental I, de la División de Estudios de Posgrado e Investigación del Instituto Tecnológico de Orizaba.

2.5 Caracterización fisicoquímica del sustrato e inóculo

Durante la realización de la presente investigación, se realizó una caracterización del sustrato realizando las pruebas que se mencionan en la Tabla 2.1.

Para la alimentación del reactor RAH1, se utilizó la fracción líquida de RSO. Por otro lado, para el reactor RAH2, se empleó una mezcla en proporciones 50:50 de la fracción líquida de RSO y RSC durante la etapa 2, y posteriormente se pasó a utilizar un 100% de RSC.

Tabla 2.1 Parámetros evaluados al sustrato

Parámetro	Símbolo	Unidad	Método
Sustrato			
Potencial de hidrogeno	pH		Potenciómetro
Demanda química de oxígeno total	DQO_T	g DQO/L	Colorímetro
Demanda química de oxígeno soluble	DQO_s	g DQO/L	Colorímetro
Solidos suspendidos Totales	SST	g/L	Gravimétrico
Solidos suspendidos solubles	SSV	g/L	Gravimétrico
Inóculo			
Materia volátil adherida	MVA		Gravimétrico

2.6 Operación del RAH1 en presencia de nitratos

El proceso de digestión anaerobia en el RAH1 fue clasificado en 3 etapas con el fin de evaluar la eficiencia de la CVA en cada una de las etapas de operación, durante la etapa 1, se arrancó el RAH utilizando como sustrato fracción líquida de RSO, hasta alcanzar una estabilización. La estabilización se presentó cuando se determinaron remociones de DQO de más del 85 %, valores de alcalinidad inferiores a 0.3 y rendimientos de metano de 0.35 L CH₄/gDQOrem. Para esta etapa de operación se trabajó el sustrato con una carga volumétrica aplicada de 5 gDQO/L*d. El sustrato se alimentó con un pH de entre 6.8 y 7.2. Utilizando en los primeros días de la etapa 1 una relación C/N=0, para posteriormente aumentar la relación de nitratos de C/N=30 y finalizar en una relación C/N=15 al final de la etapa 1, mediante la adición de NaNO₃. Para la etapa 2 se realizó un aumento de la CVA en el caso del RAH1 el aumento fue de 10 gDQO*d manteniendo una relación de nitratos C/N=15. Para la etapa 3 se realizó un segundo aumento de CVA a 15 gDQO/L*d para el RAH1 conservando la misma relación C/N que la etapa anterior. La Tabla 2.2 muestra las etapas del proceso de operación del RAH1.

Tabla 2.2 Etapas de operación del RAH1

No. de Etapa	Etapa	Días de operación	CVA (g DQO/Ld)	Relación C/N	Sustrato
		RAH1			
1	Arranque y estabilización	-	5	0-30-15	FL-RSO con NaNO_3
2	Aumento de CVA	-	10	15	FL-RSO con NaNO_3
3	Aumento de CVA	-	15	15	FL-RSO con NaNO_3

2.6.1 Control y monitoreo de nitratos

La adición de nitratos al sistema se realizó en forma de nitrato de sodio (NaNO_3) agregándose a la alimentación del reactor. La concentración requerida de nitratos en las soluciones iniciales se calculó empleando las Ecuaciones 2.4, 2.5 y 2.6, las cuales relacionan el peso molecular del nitrato de sodio con el contenido de nitratos, con el fin de alcanzar una relación inicial de $\text{C/N}=30$. Considerando que la DQO, representa el carbono y considerando una CVA inicial de $5 \text{ gDQO/L} \cdot \text{d}$, se obtuvo la cantidad necesaria de nitrato de sodio para alcanzar la relación $\text{C/N}=30$.

$$N = \frac{C}{C/N} \quad (2.4)$$

Donde:

N: Concentración de N necesaria

C: Concentración de carbono presente

C/N: Relación Carbono/Nitrógeno

$$\text{NaNO}_3^- = \frac{N}{\%N} \quad (2.5)$$

Donde:

NaNO_3^- : Concentración de NaNO_3 necesaria

N: Concentración de N necesaria

$\%N$: Porcentaje de peso equivalente de N en NaNO_3

$$NaNO_3 = NaNO_3^- * \%NaNO_3 \quad (2.6)$$

Donde:

$NaNO_3^-$: Nitratos equivalentes

$NaNO_3^-$: Concentración de $NaNO_3$ necesaria

$\%NaNO_3$: Porcentaje de peso equivalente de $NaNO_3$ correspondiente a NO_3^-

El cálculo realizado en la Ecuación 2.6 indicó que eran necesarios 157 mg N- NO_3^- /L para alcanzar una relación C/N=30, por lo tanto, se realizó una medición de la cantidad de nitratos presentes en la muestra, el resultado obtenido de la alimentación inicial fue de 102 mg N- NO_3^- /L estos cálculos permitieron ajustar las concentraciones de nitratos de manera precisa para garantizar las condiciones experimentales adecuadas. Finalmente, después de realizar una resta se obtuvo que la cantidad necesaria de $NaNO_3$ para suministrar los 55 mg N- NO_3^- /L necesarios para alcanzar la relación C/N=30 fueron 0.160 g. Este proceso se repitió con la relación C/N=15 para la CVA de 10 y 15 obteniendo valores de 0.32 y 0.44 g de $NaNO_3$ respectivamente

La remoción de nitratos se determinó a partir de la diferencia de concentraciones entre ambas, permitiendo evaluar la eficiencia del tratamiento. Los nitratos se determinaron siguiendo el protocolo descrito en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, método 4500- NO_3^- -B (APHA, 2005). Para ello, se utilizó un fotómetro portátil de nitratos marca HANNA Instruments, modelo HI97728, con un rango de detección de 0 a 30 mg NO_3^- /L, garantizando mediciones precisas en el rango esperado.

2.6.2 Cálculo y control de la carga orgánica

El cálculo y monitoreo de la carga orgánica en la digestión anaerobia es fundamental para garantizar la estabilidad y eficiencia del proceso. Por lo tanto, durante este estudio se mantuvo un monitoreo diario en la alimentación del reactor, así como la caracterización del sustrato. Utilizando la Ecuación 2.7 se realizaron ajustes con el fin de mantener la CVA deseada en valores óptimos.

$$S_r = \frac{(DQO_d)(V)}{DQO_s} \quad (2.7)$$

Donde:

DQO_d : DQO deseada

V : Volumen útil del reactor

DQO_s : DQO del sustrato

S_r : cantidad de sustrato necesario para obtener la DQO deseada

Al obtener los resultados se mantendrá un monitoreo de los parámetros como de pH, alcalinidad y producción de biogás, se realizaron pequeños ajustes en tiempo real para evitar sobrecargas o deficiencias en la alimentación del sistema.

2.7 Operación del RAH2 en presencia de cítricos

Al igual que el RAH1 la operación del RAH2 está conformada por 3 etapas de operación, en el cual de la misma forma la etapa 1 se arrancó utilizando como sustrato fracción líquida de RSO, hasta alcanzar una estabilización, la cual se identificó mediante el análisis de las determinaciones. La estabilización se presentó cuando se determinaron remociones de DQO de más del 85%, valores de alcalinidad inferiores a 0.3 y rendimientos de metano de 0.35 L CH₄/gDQOrem. En contraste al RAH1 al alcanzar la estabilización el RAH2 comenzó a ser alimentado utilizando una mezcla (V/V) de RSO: RSC a 50:50. Para la etapa 2 se realizó un aumento de la CVA pasando a ser 8 gDQO/L*d, utilizando para su alimentación una fracción líquida al 100% de RSC. Para la etapa 3 se realizó un segundo aumento de CVA a 10 gDQO/L*d manteniendo una alimentación completa de RSC. La Tabla 2.3 muestra las etapas del proceso de operación del RAH2.

Tabla 2.3 Etapas de operación del RAH2

No. de Etapa	Etapas	Días de operación	CVA (g DQO/Ld)	Relación RSO/RSC	Sustrato
		RAH2			
1	Arranque y estabilización	-	5	0-50/50	FL-RSO
2	Aumento de CVA	-	8	0/100	RSO-RCS
3	Aumento de CVA	-	10	0/100	RSO-RCS

2.7.1 Control y monitoreo de cítricos

La adición de cítricos al sistema se realizó en forma fracción líquida de residuos cítricos. La concentración requerida del sustrato de RSC en las soluciones iniciales se calculó empleando las Ecuaciones 2.8 y 2.9, relacionando los valores obtenidos mediante la caracterización del sustrato elaborado a partir de RSO Y RSC, con el fin de alcanzar una relación (v/v) del 50% en ambos sustratos, es importante destacar que los antecedentes muestran que la fracción Líquida de los RSC contienen una diferencia de valores en muchos casos considerable, un ejemplo es la DQO total y soluble. Considerando que la DQO, representa el carbono y considerando una CVA inicial de 5 gDQO/L*d.

$$RSO = \frac{(DQO_t)(0.5)}{DQO_{RSO}} \quad (2.8)$$

$$RSC = \frac{(DQO_t)(0.5)}{DQO_{RSC}} \quad (2.9)$$

Donde:

DQO_t : CVA de alimentación esperado

0.5: porcentaje de cada residuo

RSO: cantidad del sustrato expresado en L

RSC: cantidad del sustrato expresado en L

DQO_{RSO} : DQO obtenido de la caracterización del sustrato

DQO_{RSC} : DQO obtenido de la caracterización del sustrato

Para el cálculo de la alimentación de la etapa 2 y 3 al ser este un 100% de la fracción líquida de los RSC se utilizó la Ecuación 2.7,

2.8 Determinaciones analíticas

En la presente investigación fueron monitoreados los parámetros pH, DQO total (DQO_T), DQO soluble (DQO_S), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) tanto en el afluente como en el efluente para evaluar los porcentajes de remoción en estos parámetros con el objetivo de evaluar el desempeño de los RAHs en cada una de las 3 etapas de operación.

2.8.1 Potencial de hidrógeno (pH)

Se determinó por el método Potenciométrico 4500-H+ B de Standard Methods mediante un potenciómetro Orión 250a con una exactitud de ± 0.01 y una resolución de lectura de pH de 0.01. Se monitoreó el pH interno del reactor, así como el sustrato de entrada y salida.

2.8.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se determinó la Demanda Química de Oxígeno Total y soluble (DQO_T y DQO_S) del afluente y del efluente con el fin de obtener la remoción de materia orgánica. Para realizar la DQO_S se tomarán 10 mL de muestra y se colocaron en una centrífuga HERMLE Z383 a 3500 rpm durante 5 minutos, tomando el sobrenadante para realizar el análisis. Ambas determinaciones fueron analizadas mediante el método calorimétrico 5220 D Standard Methods usando como agente oxidante dicromato de potación en medio ácido (H_2SO_4) en presencia de sulfato mercúrico y sulfato de plata como catalizadores de ebullición, la muestra se digirió durante dos horas a 180 °C en una placa digestora ODYSSEY DR2500 marca HACH. Una vez transcurrido el tiempo, la muestra se leyó en un fotómetro de rango alto marca CHEMETRICS de 0-1500 ppm.

2.8.3 Sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV)

Los análisis de sólidos suspendidos totales y volátiles, se determinaron por medio de la técnica gravimétrica descrita en el procedimiento estándar 2540 de APHA (2017). Para la determinación de SST se tomaron 5 mL de muestra y se depositaron en un crisol a peso constante dentro de una estufa Riossa a 105 °C durante 24 horas. Los sólidos totales, los cuales se pueden calcular mediante la Ecuación 2.10.

$$SST = \frac{P_3 - P_1}{V} (1\ 000) \quad (2.10)$$

Donde:

SST: Sólidos suspendidos totales (mg/L)

P_1 : Peso del crisol a peso constante (g)

P_2 : Peso del crisol con muestra seca (g)

V: Volumen de la muestra (5 ml)

La determinación de SSV se realizó mediante el mismo procedimiento estándar que los SST. La muestra seca se calcinó en una mufla Barnstead/Themolyne a 550 °C por 2 horas. El peso perdido tras la incineración representa el contenido de sólidos volátiles, los cuales se pueden cuantificar mediante la Ecuación 2.11. Todas las muestras se pesaron en una balanza digital Ohaus Adventurer.

$$SSV = \frac{P_3 - P_1}{V} (1\ 000) \quad (2.11)$$

Donde:

SSV: Sólidos suspendidos totales (mg/L)

P_1 : Peso del crisol a peso constante (g)

P_2 : Peso del crisol con muestra seca (g)

V: Volumen de la muestra (5 ml)

2.8.4 Factor de alcalinidad

La alcalinidad es la capacidad que tiene una sustancia para neutralizar un ácido. Esta fue determinada mediante titulación potenciométrica con ácido sulfúrico. Se tomaron 10 mL de muestra en un vaso de precipitados y se adicionó gota a gota H_2SO_4 a 0.02 N hasta alcanzar un pH entre 5.70-5.75 correspondiendo a la alcalinidad parcial (AP). Se continuó adicionando ácido hasta alcanzar un pH entre 4.3-4.33 correspondiente a la alcalinidad total (AT). La diferencia entre la AT y la AP se denomina alcalinidad intermedia (AI) la cual incluye el 20% del sistema carbonato/bicarbonato y parte de las sales de ácidos grasos. Se registraron los mililitros gastados del ácido mineral y mediante la Formula 2.12 se obtuvo el factor de alcalinidad α .

$$\alpha = \frac{V_{4.33} - V_{5.75}}{V_{4.33}} = \frac{AI}{AP} \quad (2.12)$$

Donde:

α : Factor de alcalinidad

$V_{4.33}$: Volumen de H_2SO_4 gastados para alcanzar un pH de 4.33

$V_{5.75}$: Volumen de H_2SO_4 gastados para alcanzar un pH de 5.75

2.8.5 Producción de biogás

Se monitoreó la producción de biogás diaria mediante un sistema de desplazamiento gas-líquido.

2.9 Análisis de la biopelícula

Se realizó un análisis físico de la biopelícula calculando la MVA a los soportes tanto del LF como del LFI. La toma de muestra para el análisis se realizó al arranque del reactor y al término de cada etapa operativa para ambos RHA.

2.9.1 Materia Volátil Adherida (MVA)

Se determinó la biomasa adherida a los soportes tanto del lecho fijo como del lecho fluidizado inverso, mediante la técnica gravimétrica de sólidos suspendidos volátiles. Se tomó 1 g de muestra de ambos lechos a tres diferentes profundidades, superior, media e inferior, estos se colocaron en papel aluminio a peso constante, dejándolos secar a 105 °C por 24 h, después se colocaron en una mufla para calcinación a 550 °C por un tiempo de 2 horas. La equivalencia de biomasa en g/L se obtuvo mediante la diferencia de pesos.

CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización fisicoquímica de los sustratos y de la biopelícula empleadas en el proceso de DA

La caracterización fisicoquímica de los sustratos y de la biopelícula empleados durante el monitoreo de la DA se describe a continuación.

3.1.1 Caracterización fisicoquímica del sustrato

El sustrato utilizado en la alimentación de ambos RAHs fue la fracción líquida de los residuos sólidos orgánicos, que fue caracterizada mediante los parámetros de potencial de hidrógeno (pH), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO_T y DQO_S). La Tabla 3.1 muestra los resultados obtenidos durante la caracterización del sustrato.

Tabla 3.1 Caracterización del RSO			
Determinación	Unidad		
pH	---		4.18±0.15
SST	g/L		18.08±1.28
SSV	g/L		13.89±1.20
DQO_T	g DQO/L		46.47±0.57
DQO_S	g DQO/L		33.96±0.53

Los resultados mostraron que el pH del RSO es de 4.18, debido a esto fue necesario regular el pH con $NaHCO_3$ entre 6.8 y 7.2, buscando favorecer la producción de biogás. Las determinaciones de sólidos suspendidos mostraron que alrededor de 70% del total de SST pertenece a materia orgánica (SSV) similar al porcentaje reportado por Zhu et al. (2021). La DQO_S representó un aproximado del 76% de la DQO_T , un valor inferior al valor reportado por Juárez-García (2022) con un porcentaje del 90%. El sustrato utilizado en la alimentación del RAH2 fue la fracción líquida de los residuos sólidos cítricos, que fue caracterizada mediante los mismos parámetros.

La Tabla 3.2 muestra los resultados obtenidos durante la caracterización del sustrato de los residuos sólidos cítricos.

Tabla 3.2 Caracterización del RSC

Determinación	Unidad	
pH	---	3.78±0.20
SST	g/L	60.40±0.52
SSV	g/L	52.90±0.48
DQO_T	g DQO/L	40.08±1.20
DQO_s	g DQO/L	37.80±1.20

Los resultados mostraron que el pH del RSC es de 3.78, las determinaciones de sólidos suspendidos mostraron que alrededor de 87% del total de SST pertenece a la SSV. La DQO_s representó un aproximado del 95% de la DQO_T, un valor inferior al valor reportado por Hernandez-Palagot (2024) con un porcentaje del 98%. Los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica del sustrato de RSC muestran que los porcentajes de relación de SSV con la SST, así como en la DQO_s con la DQO_T son mayores a los obtenido con RSO, esto es debido a la composición de los residuos cítricos, los cuales cuentan con una mayor degradabilidad, el pH del RSC fue menor al obtenido con la fracción líquida de los RSO, este resultado se atribuye a la acides presente en los cítricos utilizados, durante la investigación se observó que a pesar de que la degradación en la DQO de la fracción líquida es mínima para ambos sustratos la fracción líquida de RSC presento una degradación mucho menor al ser comparada con el RSO

3.1.2 Caracterización fisicoquímica de la biopelícula anaerobia

Se realizó la caracterización de la biopelícula adherida al Extendsphere™ mediante la determinación de MVA, para lo cual se tomaron muestras de 1 g de la zona superior, media e inferior del LFI para ambos reactores. El porcentaje de colonización se calculó siguiendo el método utilizado por Buffière et al. (2000), utilizando un valor máximo de colonización de 0.21 gBiomasa/gSoporte. Los valores obtenidos en la caracterización antes del arranque del reactor se muestran en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3 Caracterización del soporte pre colonizado

Sección LFI	Soporte (g)	Biomasa (g)	Colonización (%)	Soporte (g)	Biomasa (g)	Colonización (%)
	RAH1			RAH2		
Superior	1.0104	0.0604	28.4	0.5189	0.0580	26.6
Media	1.0911	0.0549	23.9	0.9129	0.0458	23.9
Inferior	1.0262	0.0586	27.2	0.7739	0.0428	24.3

Los resultados obtenidos indican que en la zona superior se tiene una mayor colonización esto como resultado de la inactividad del reactor el soporte se mantiene en la parte superior del LFI.

3.2 Seguimiento operativo del RAH1

Se llevó a cabo un monitoreo del pH en el afluente, efluente y al interior de los RAH1, el factor α de alcalinidad, la remoción de DQO, así como la remoción de SST y SSV, la producción y el rendimiento de biogás y la relación sustrato/biomasa.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos durante el monitoreo del reactor

3.2.1 Monitoreo del potencial de hidrógeno

El RHA1 se alimentó con fracción líquida de residuos sólidos orgánicos la cual tiene un pH ácido de entre 4.3–5, para que el valor se encuentra dentro del rango de pH que favorezca la producción de biogás, la alimentación fue ajustada a un pH neutro de 7. Durante la etapa de arranque y estabilización del RAH1 la alimentación fue ajustada con hidróxido de sodio debido a su cualidad amortiguadora, lo que dio como resultado una correcta regulación estable del pH. La Figura 3.1 muestra los datos obtenidos durante el monitoreo del reactor.

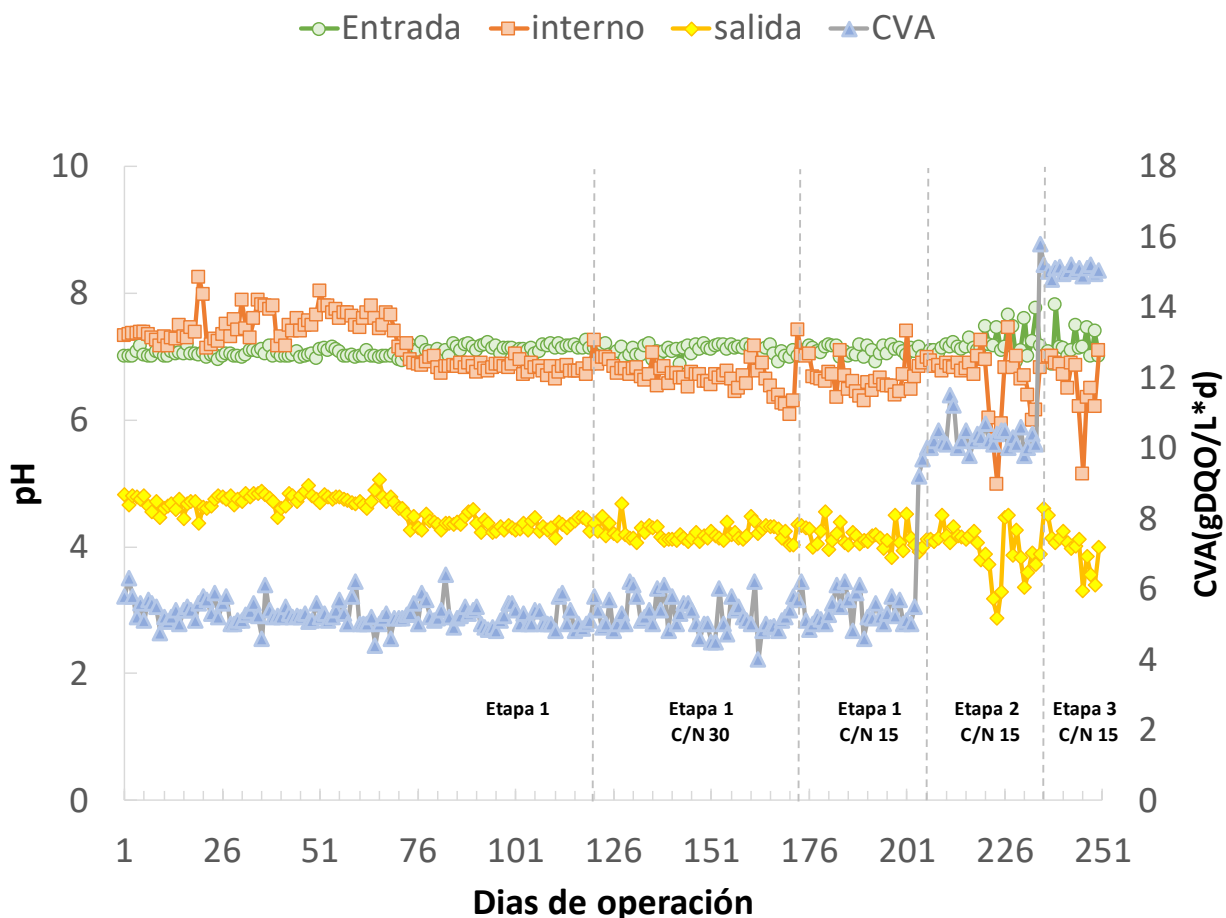


Figura 3.1 Comportamiento del pH del RAH1 durante el monitoreo

Durante la etapa inicial de arranque y estabilización del RAH1 la alimentación se realizó sin agregar nitratos con el fin de estabilizar el reactor en un estado sin interferencias. Se observó que el pH de la salida se mantuvo estable en un nivel de 8-9, lo cual indica un comportamiento estable, el pH interno del reactor se mantuvo en 7–7.5 lo cual favorece la producción de biogás según lo reportado por Hussain *et al.* (2021). A partir del día 68 se observó un ligero decremento en los valores del pH interno y de salida llegando a valores entre 6.8-7 y 7.5-8 respectivamente, al encontrarse estos valores aun dentro del rango optimo no se realizó ninguna corrección. En la etapa 1, luego de suministrar NaNO_3 con una relación C/N= 30 se puede apreciar un ligero decremento en los valores de pH interno y del efluente, obteniendo valores promedio en esta etapa de 6.8 y 7.6, respectivamente. Este decremento se puede atribuir al inicio del proceso de desnitrificación que se estaba suscitando dentro del reactor como resultado del suministro de nitratos.

La desnitrificación alteró la alcalinidad del proceso, dando como resultado una mayor variación en el pH del sistema, un rango óptimo de pH para dicho proceso es de entre 7 y 8, debido pH neutros son óptimos para gran parte de los microorganismos ambientales (Lee et al., 2018). En el día 161 de operación se observó una repentina caída en los valores del pH interno llegando hasta un valor de 5.8 posteriormente el reactor reguló el pH interno de forma natural.

Un efecto similar ocurrió durante el aumento de la cantidad de nitratos alimentados al RAH, lo que trajo como consecuencia una mayor variación en los valores promedios de pH obtenidos en esta etapa, teniendo caídas de hasta 6.2 en el pH interno y picos de 8.3 para el efluente. Por el contrario, en la etapa 2, al aumentar la CVA y mantener la adición de nitratos los valores de pH interno del reactor se mantuvieron estables hasta el final de la etapa 2.

3.2.2 Factor α de alcalinidad en el reactor

El factor α de alcalinidad indica estabilidad durante el proceso de digestión anaerobia, ya que muestra si se tienen indicios de acidificación dentro del sistema, debido a la posible acumulación de AGVs. De acuerdo a lo que reportaron Ripley et al. (1986), mientras el valor del factor α tenga un valor inferior a 0.3, el proceso de digestión anaerobia se encuentra en condiciones óptimas.

Durante los días iniciales del arranque del reactor se puede apreciar que los valores del factor alfa de alcalinidad pasaron de 1.8 a 2.4, a partir del día 61 se observa un pico en los valores obtenidos, esto se puede atribuir a la influencia del pH interno el cual mantuvo un nivel bajo durante ese periodo. En los días posteriores estos valores decrecieron hasta 0.34 para luego disminuir y estabilizarse obteniendo valores entre 0.1 y 0.26 entrando en el rango óptimo de operación.

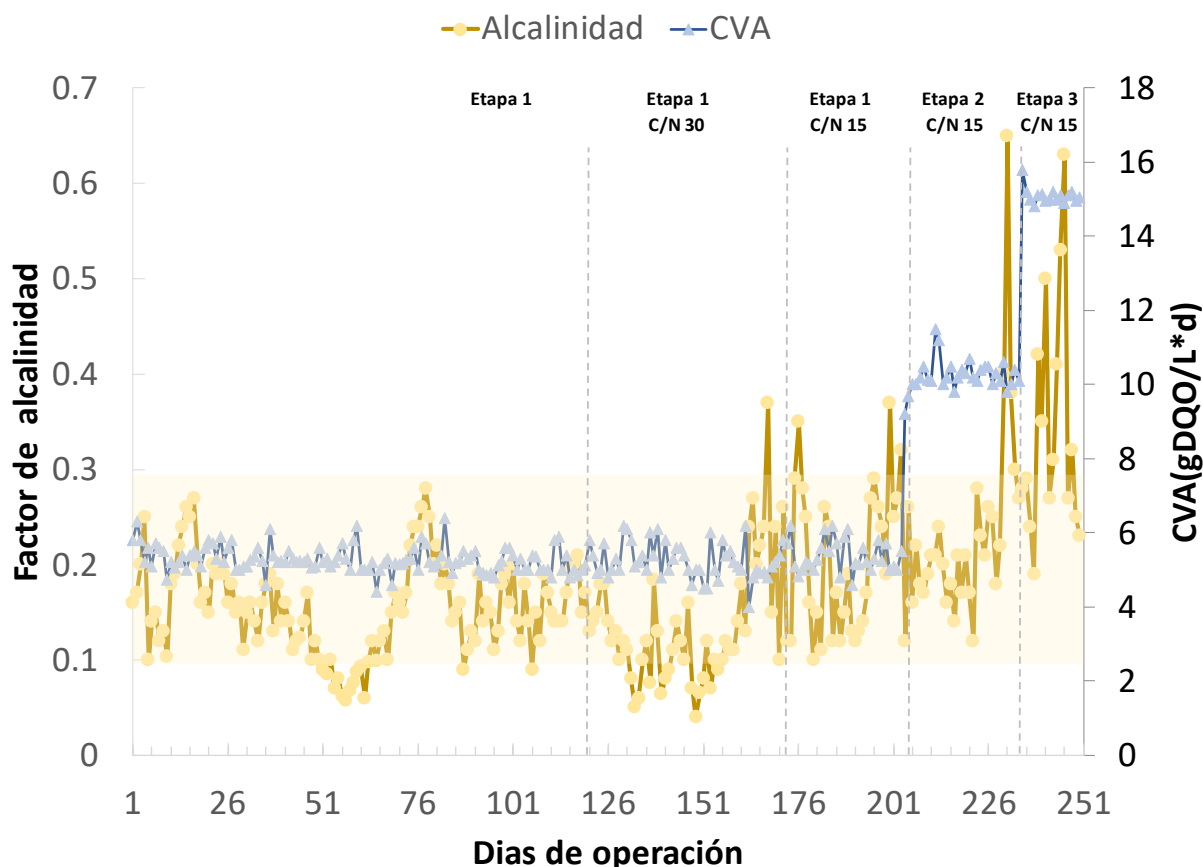


Figura 3.2 Comportamiento de la alcalinidad en el RHA1

El día 130 durante el cual se observó una caída del valor inicial de α bajando hasta 0.45, lo que indica una posible acidificación del proceso. En los días posteriores estos valores aumentaron hasta 0.34 para luego aumentar al realizar el cambio en la remoción combinada C/N 15, durante lo cual se mantuvieron valores entre 0.1 y 0.36 entrando en el rango óptimo de operación. Durante la etapa 2 se observó una caída en los valores obtenidos, sin embargo, estos se mantuvieron entre un rango de 0.24 y 0.12.

3.2.3 Monitoreo del porcentaje de remoción de DQO total y soluble

La remoción de DQO_T y DQO_S durante el proceso de DA dentro del RAH1 se calculó mediante porcentaje. Al arranque de la operación, utilizando como sustrato la fracción líquida de RSO, la remoción de DQO_T y DQO_S fue inestable durante los primeros 10 días de operación.

Sin embargo, se observó que el reactor fue capaz de aclimatarse considerablemente rápido al sustrato pues a partir del día 11 de operación la remoción de DQO fue en aumento para caer el día 20 y volver a subir gradualmente. La Figura 3.3 muestra los datos obtenidos durante el monitoreo del RAH1.

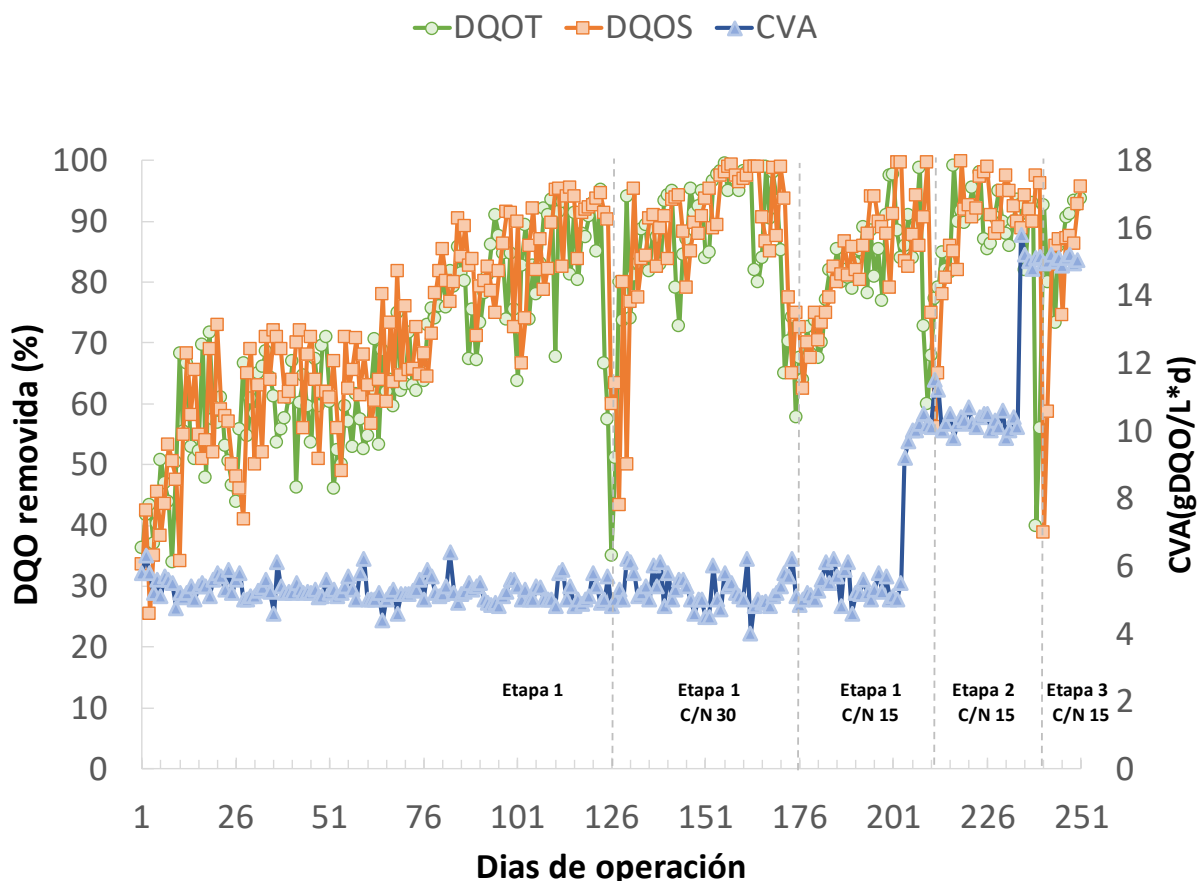


Figura 3.3 Comportamiento de la remoción de DQO_T y DQO_S del RAH1

Durante la remoción de DQO_T y DQO_S, a partir del día 80 de operación se observó un aumento en el porcentaje de remoción teniendo caídas ocasionales cercanas al 60% de remoción mientras que los máximos de remoción se mantuvieron en 90%. Se reportó una disminución en la remoción de DQO durante el comienzo de la remoción combinada C/N 30, lo que puede atribuirse al efecto inhibitor de los nitratos en la digestión anaerobia, esta caída fue seguida de un incremento con remociones mayores al 80% en el día 125, observando una tendencia al incremento indicando una estabilización de los datos obtenidos.

Posteriormente se observó una disminución de la remoción en el día 173 después de aumentar la relación C/N a 15, durante este cambio la remoción se vio menos afectada que durante el inicio de nitrificación, la remoción continuó aumentando de forma estable hasta alcanzar el 90% tardando un promedio de 20 días en recuperarse de ambas perturbaciones.

Durante el inicio de la etapa 2, se observó nuevamente una caída en el porcentaje de remoción siendo cercana al 50%, la recuperación de esta caída se dio en un tiempo menor tardando solamente 5 días en recuperar remociones superiores al 85% de DQO. Esto se puede atribuir a los factores combinados del aumento de CVA y relación C/N inicial, sin embargo, al estar acondicionado a este cambio el RAH1 logro una estabilización mucho más rápida.

3.2.4 Monitoreo del porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales y volátiles

La remoción de sólidos suspendidos totales y volátiles del RAH1 se puede apreciar en la Figura 3.4. En la etapa de arranque y estabilización se observó una remoción de SST y SSV promedio de 55 y 60%, respectivamente, se pueden observar picos con un aumento de remociones las cuales alcanzaron hasta el 80 % de remoción, similar a lo reportado por Wang *et al.* (2020) quien en la etapa de estabilización obtuvo remociones de sólidos suspendidos superiores al 80%. De la misma forma se reporta una fluctuación de los valores de remoción de SST y SSV variando los valores obtenidos y manteniendo una constante de picos con subidas y bajadas. Durante la remoción combinada C/N la variación en la remoción de solidos disminuyo de forma considerable, manteniendo un valor de remoción máximo de 95 y un mínimo del 20%. Manteniendo esta constante durante la etapa 2, en la cual los datos se mantuvieron en un rango menos amplio teniendo un valor máximo de 90% y mínimo de 72% en la remoción de SST.

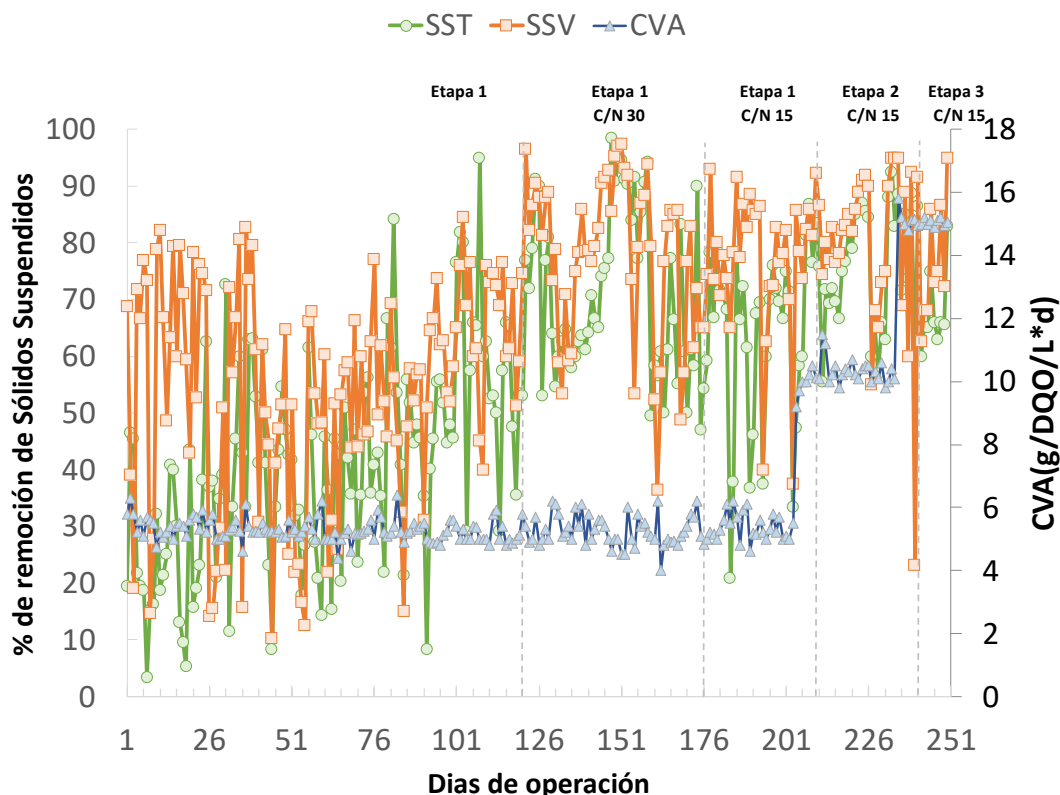


Figura 3.4 Comportamiento de la remoción de SS_T y SV_s del RAH1

3.2.5 Producción de biogás

En la etapa inicial se registró una producción de biogás baja oscilando entre valores de 4 a 5, sin embargo, como se puede apreciar en la Figura 3.5 los rendimientos en esta etapa fluctuaban de manera considerable. A partir del día 20 se observó un incremento inmediato de la producción de biogás el cual se mantuvo en incremento hasta el día 30 a partir del cual tuvo una reducción hasta el día 60 para continuar aumentando en los días posteriores manteniendo una producción de biogás de entre 5 y 4 L a temperatura y presión estándar (TPS). Otro factor limitante para la producción de biogás fue la CVA, la cual, al mantenerse estable en 5 gDQO/L*d mantuvo un máximo de producción de aproximadamente 5.5 L de biogás a TPS, similar a lo reportado por Juárez-García (2024), quien reportó una producción de 5 L biogás a TPS utilizando una CVA de 8 gDQO/L*d.

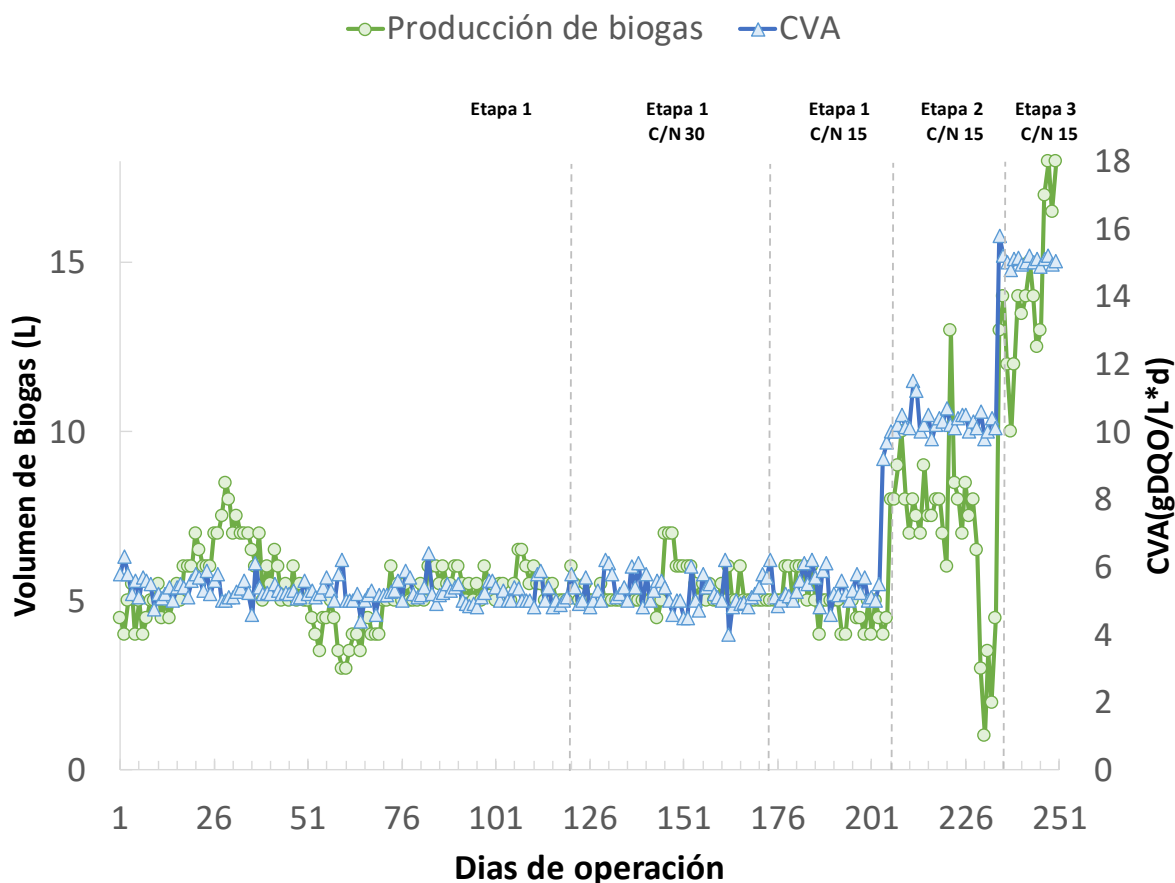


Figura 3.5 Comportamiento de la producción de biogás del RAH1

Los resultados obtenidos muestran que no existió un cambio notable al comenzar la remoción combinada lo cual muestra que el sistema mantenía un equilibrio entre los microorganismos desnitrificantes y las arqueanas metalogénicas. Durante la etapa 2 se observa un incremento inicial en la producción de biogás relacionado con el aumento de la CVA a 10 gDQO/L*d.

3.2.6 Remoción de Nitratos

El proceso de digestión anaerobia requiere un período inicial de ajuste, durante el cual la producción de biogás es baja debido a la estabilización del pH y de los microorganismos. Durante la eliminación de carbono (C), la demanda química de oxígeno (DQO) logró un 90% de eficiencia, y en la eliminación de carbono y nitrógeno (C-N), alcanzó un 95%.

La eliminación de nitratos fue superior al 90-92%. La producción de biogás durante la eliminación de carbono fue de 5.5 L/d bajo condiciones estándar de temperatura y presión, mientras que durante la eliminación de C-N se redujo a 5 L/d. Se concluye que el rendimiento del reactor anaerobio híbrido (RAH) es adecuado para eliminar tanto carbono como carbono y nitrógeno, lo que contribuye a una estrategia de energía sostenible.

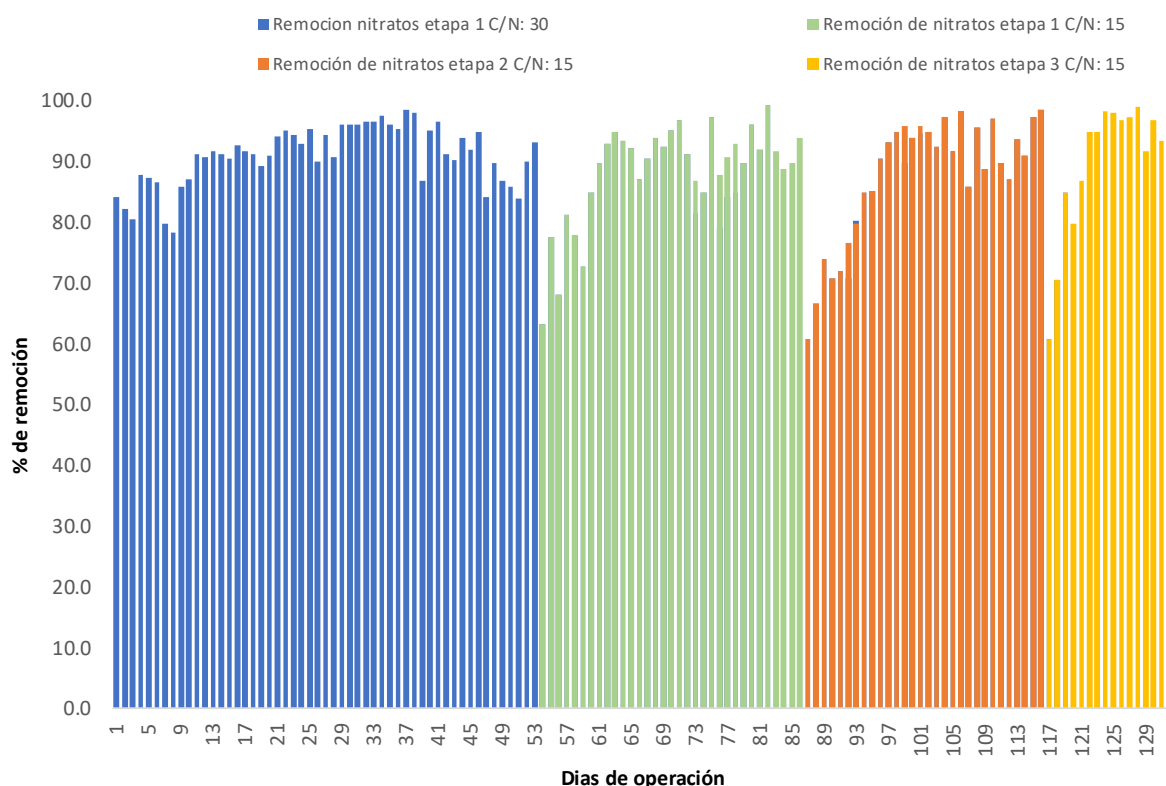


Figura 3.6 Comportamiento de la remoción de Nitratos del RAH1

3.3 Seguimiento operativo del RAH2

El seguimiento operativo del RAH2 se llevó de forma paralela con el RAH1 monitoreando de la misma forma el pH en el afluente, efluente y al interior del RAH2, el factor α de alcalinidad, la remoción de DQO, así como la remoción de SST y SSV, la producción y el rendimiento de biogás y la relación sustrato/biomasa.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos durante el monitoreo del RAH2

3.3.1 Monitoreo del potencial de hidrógeno en el RAH2

El RAH2 mantuvo un pH interno de 7.00, el cual se encuentra dentro del rango óptimo, de acuerdo a lo reportado por Zamri et al. (2021), el pH óptimo para la etapa de metanogénesis se encuentra en el rango de 6.5 a 8.2. Se utilizó bicarbonato de sodio como amortiguador del pH debido a que este no presenta ningún problema al interactuar con cítricos, tanto el pH interno se mantuvo fluctuando manteniéndose entre 6.60 y 7.5 durante la primera fase de la etapa 1 donde se utilizó como sustrato la fracción líquida de los RSO.

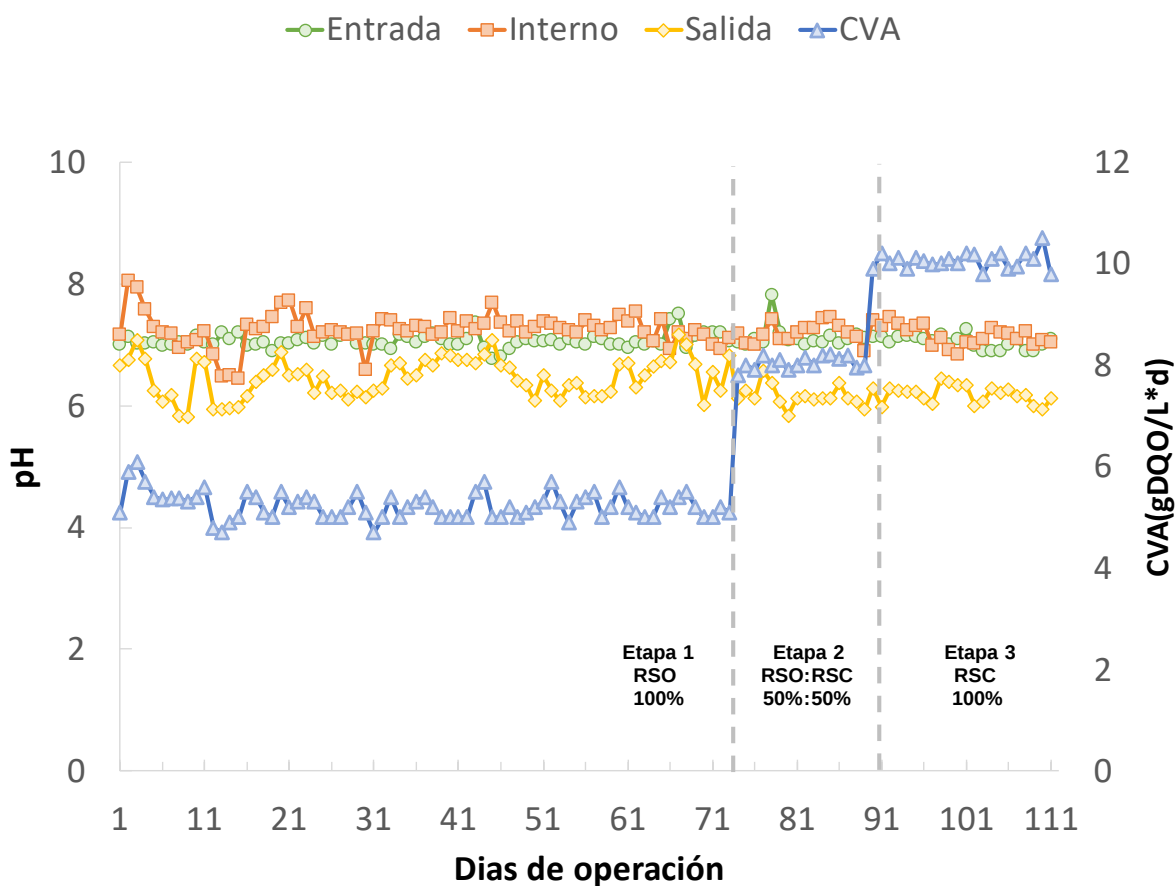


Figura 3.7 Comportamiento del pH del RAH2 durante el monitoreo

Al realizar la primera perturbación del proceso de DA al introducir la fracción líquida de RSC, utilizando una mezcla % v/v de las fracciones líquidas de RSO y RSC al 50:50, se presentó un decremento considerable en el pH de salida del RAH2, pues se observaron valores entre 7.5 y 7.

Durante la etapa 3 se observa una caída en los valores del pH interno y de salida llegando hasta valores de 4.5, para posteriormente regularse, similar a lo ocurrido durante la mitad de la etapa 2 estos cambios pueden atribuirse a una acidificación del proceso la cual logro autorregularse en un par de días y volver a una estabilidad en valores aproximados de 7.

3.3.2 Factor α de alcalinidad en el RAH2

La Figura 3.8 muestra los resultados obtenidos durante el monitoreo del RAH2. Durante la etapa inicial de arranque del reactor se puede apreciar que los valores del factor alfa de alcalinidad se encuentran entre 1 y 3.2, encontrándose dentro del rango de operación optimo. Después de perturbar el proceso al realizar la alimentación RSO: RSC 50%:50%, se observa una caída en los valores obtenidos, esto se puede atribuir a la acidificación del pH consecuencia del uso de cítricos, sin embargo, los niveles del factor de alcalinidad se mantuvieron dentro del rango óptimo de operación.

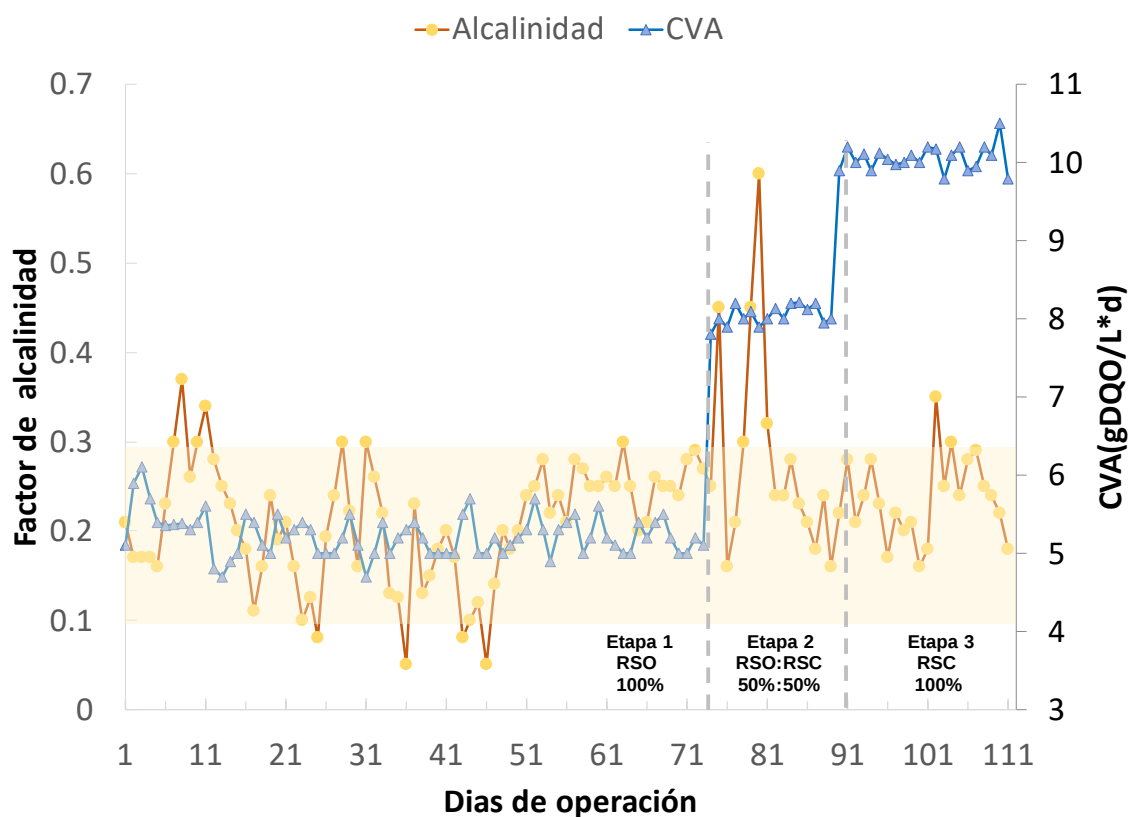


Figura 3.8 Comportamiento de la alcalinidad en el RHA2

3.3.3 Monitoreo del porcentaje de remoción de DQO en el RAH2

El RAH2 alcanzo remociones superiores al 75% en los primeros 5 días de operación, teniendo resultados similares al RAH1. La remoción de DQO_T y DQO_S durante el proceso de DA dentro del RAH1 se denotó en porcentaje y se presenta en la Figura 3.9. Se observó que el reactor fue capaz de aclimatarse considerablemente rápido al sustrato pues a partir del día 10 de operación la remoción de DQO fue en aumento hasta alcanzar remociones de DQO del 90%. El RAH2 alcanzó la estabilización a partir del día 20 de operación, manteniéndose así hasta la perturbación en la alimentación con una relación RSO: RSC del 50%:50% en el día 43 de operación, donde se reporta una caída hasta un 50% de remoción de DQO_T y 45% de remoción de DQO_S . Sin embargo, el RAH2 logro recuperar remociones mayores al 80% 5 días después de realizar la alimentación combinada manteniendo un incremento de remoción constante hasta el final de la etapa 1.

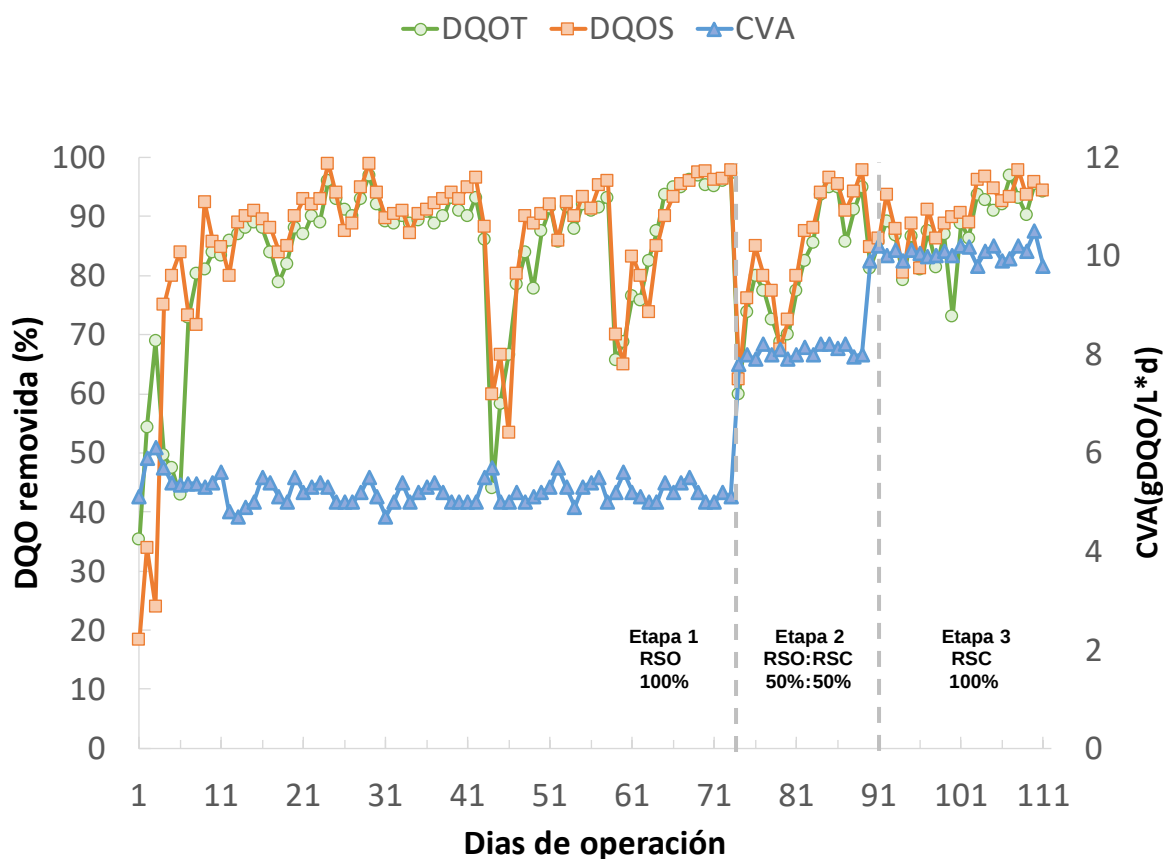


Figura 3.9 Comportamiento de la remoción de DQO_T y DQO_S del RHA2

3.3.4 Monitoreo del porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales y volátiles en el RAH2

Se monitoreó el porcentaje de remoción de SST y SSV en el reactor RAH2, como se muestra en la Figura 3.10. Durante la etapa 1, se observaron fluctuaciones en la remoción de sólidos, alcanzando un promedio del 56.4% para SST y del 63.05% para SSV. En las etapas subsecuentes, se observó una tendencia creciente en la remoción de SST y SSV. Esto puede atribuirse a que la fracción líquida de los RSC contiene mayores cantidades de SST y SSV en comparación con la fracción líquida de RSO, de esta forma se teoriza que la configuración del RAH permitió una remoción eficiente de sólidos, incluso cuando el sustrato empleado contenía una mayor concentración de los mismos. Cabe mencionar que la variación entre los resultados de remoción de SST y SSV es mucho menor que lo observado en el RAH1.

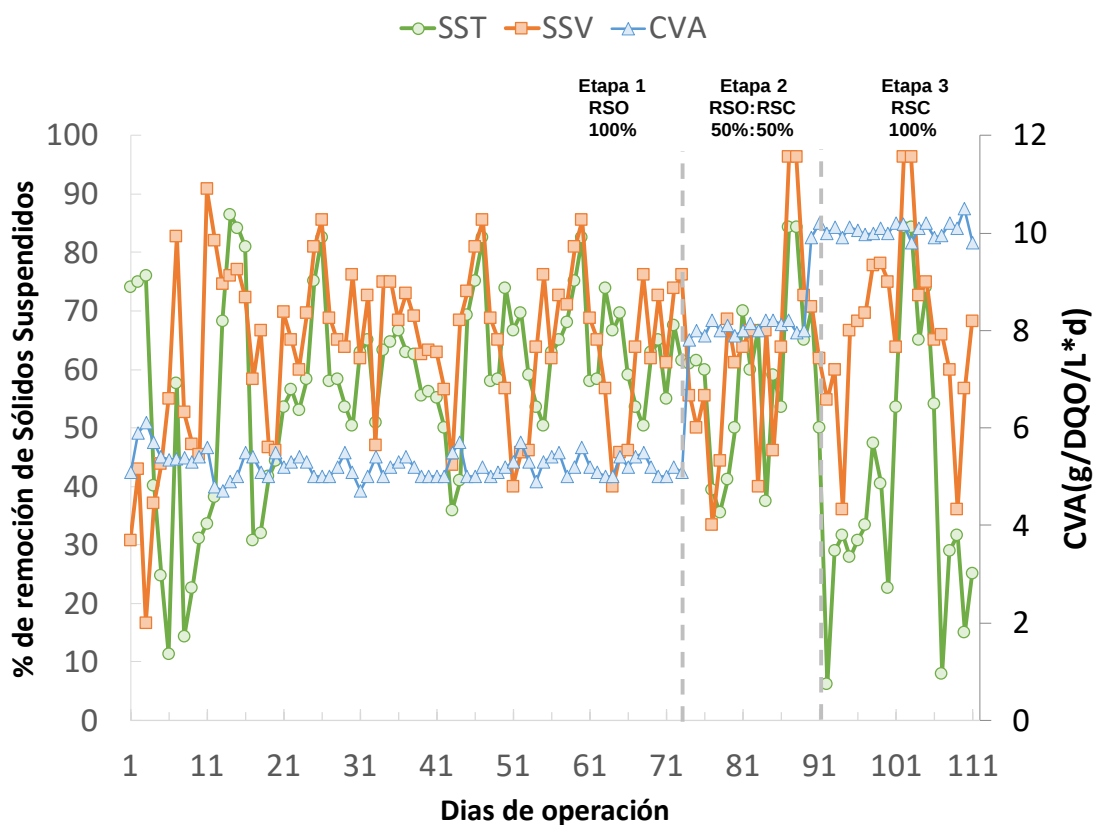


Figura 3.10 Comportamiento de la remoción de SST y SVs del RAH2

3.3.5 Producción de biogás del RAH2

La producción de biogás está relacionada con el consumo de la materia orgánica por parte de las poblaciones microbianas bacterianas y arqueanas metanogénicas presentes en el digestor. Durante la operación del RAH2, se cuantificó la producción de biogás. Los valores obtenidos se presentan en la Figura 3.11.

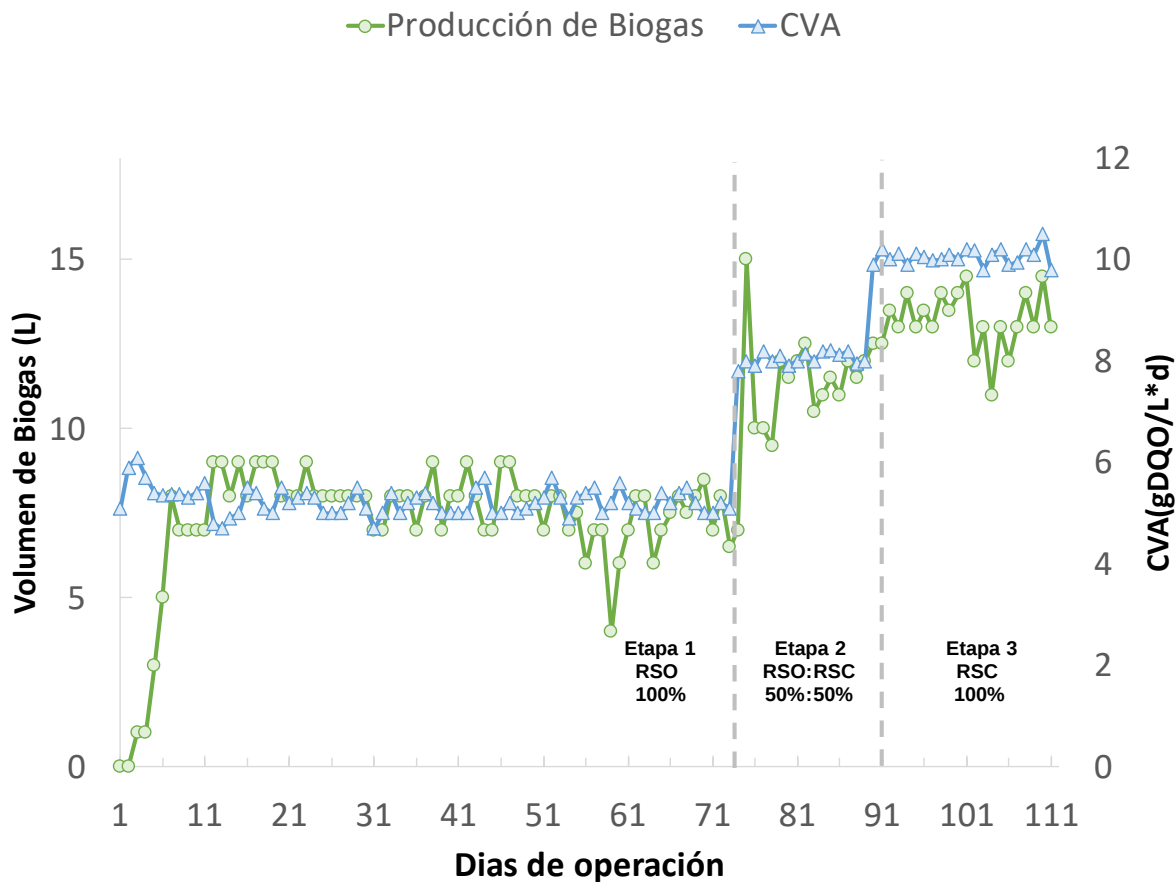


Figura 3.11 Comportamiento de la producción de biogás del RAH2

Al inicio de la operación, la producción de biogás fue de 0 L/d. Este comportamiento puede atribuirse a que el carbono del sustrato fue utilizado principalmente para la formación de la biopelícula microbiana en el soporte, que ya estaba parcialmente colonizado en la sección del LFI al inicio del proceso.

En el 3 día la producción aumento de forma considerable alcanzando un promedio de 7.25 L/d a TPS, estos resultados pueden deberse principalmente a la biodisponibilidad de los azúcares y ácidos orgánicos presentes en los cítricos, considerando de igual manera la posibilidad de que los microorganismos presentes dentro del RAH2 se encuentren totalmente adaptados a los posibles inhibidores cítricos como lo es el D-limoneno.

3.4 Desarrollo de la biopelícula de ambos RAHs

Se realizó el monitoreo del desarrollo de la biopelícula adherida al soporte, fueron tomadas muestras del Extendsphere™ empleado como soporte en el LFI, las muestras se tomaron al arranque de la operación, y al final de las tres etapas de operación. Las muestras fueron tomadas en tres diferentes secciones del LFI. Los resultados se pueden observar en la Tabla 3.4 y la Tabla 3.5 para el reactor RAH1 y RAH2 respectivamente.

Tabla 3.4 Monitoreo de la Materia Volátil Adherida en el RAH1

Etapas de operación	Sección LFI	Soporte (g)	Biomasa (g)	Colonización (%)
RAH1				
0	Superior	0.341	0.018	28.4
	Media	0.465	0.020	23.9
	Inferior	0.659	0.031	27.3
1	Superior	0.240	0.035	38.2
	Media	0.227	0.035	37.6
	Inferior	0.198	0.033	39.6
2	Superior	0.208	0.047	58.7
	Media	0.179	0.051	74.1
	Inferior	0.162	0.042	67.4
3	Superior	0.152	0.041	70.7
	Media	0.130	0.038	76.1
	Inferior	0.125	0.034	70.1

Al arranque de la operación del RAH, la zona que presentó mayor porcentaje de colonización fue la zona inferior con un 27 %, lo cual se puede atribuir a la sedimentación de las partículas más densas. Durante la etapa 1 de operación del RAH, el carbono proveniente del sustrato fue aprovechado para propiciar el crecimiento de la biopelícula en el soporte, observándose un aumento hasta 38 %, 37 % y 39% en las zonas superior, media e inferior, respectivamente. De esta manera, al finalizar la etapa 1, fue la zona superior la que presentó un mayor porcentaje de colonización, lo anterior puede ser consecuencia de la recirculación y el flujo de sustrato desde la parte superior del RAH, siendo esta zona la que se encontró en mayor contacto con el sustrato. Al finalizar la etapa 2 y 3 de operación, se puede observar que el crecimiento en la zona inferior es inferior al de la zona media, esto puede ser consecuencia del aumento en la concentración de la fracción líquida de RSO.

Tabla 3.5 Monitoreo de la Materia Volátil Adherida en el RAH2

Etapas de operación	Sección LFI	Soporte (g)	Biomasa (g)	Colonización (%)
RAH2				
0	Superior	1.045	0.062	28.9
	Media	1.103	0.070	30.2
	Inferior	0.955	0.082	41.0
1	Superior	0.311	0.042	59.5
	Media	0.312	0.039	50.1
	Inferior	0.271	0.029	44.6
2	Superior	0.328	0.032	41.4
	Media	0.331	0.037	43.9
	Inferior	0.314	0.042	54.3
3	Superior	0.335	0.035	44.1
	Media	0.319	0.032	42.2
	Inferior	0.324	0.033	44.4

La colonización en el RAH2 fue notablemente inferior a la observada en el RAH1, a pesar de tener un inicio similar y aumentar la colonización al finalizar la etapa 1, es a partir de la etapa 2 cuando comienza la alimentación con RSC al 100% que se observó que la colonización disminuyó en las zonas superior y media. Lo anterior se puede atribuir al contacto de D-limoneno con la biopelícula de estas zonas, ya que el efecto que tiene el D-limoneno como inhibidor radica en generar daño en la membrana celular de los microorganismos, producir fuga del contenido celular. Estos resultados son similares a los reportados por Hernandez-Palagot la cual reporto una disminución similar al trabajar con fracción líquida de RSC.

3.5 Resumen comparativo del desempeño de las etapas operativas

En la Tabla 3.6 y 3.7 se muestra un resumen de los resultados obtenidos durante la investigación, donde se puede observar una reducción del tiempo de adaptación en las etapas 2 y 3 para ambos reactores.

Tabla 3.6 Resumen de los principales parámetros en el desempeño del RAH1

Parámetro	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3	
Duración	204		30		15	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
CVA	5.8	5.5	9.8	10.1	15.4	15.05
Relación C/N	30	15	15	15	15	15
pH(entrada)	7.05	7.15	7.15	7.17	7	7
pH(interno)	7.37	6.65	6.85	6.92	6.98	7.1
pH(salida)	7.17	7.26	7.3	7	8.28	7.2
α	0.16	0.26	0.16	0.27	0.28	0.23
Remoción Nitratos (%)	84	93.2	63	94	61	98.9
DQO _T removida (%)	40.2	89.98	60	93	40	92.6
DQO _S removida (%)	43.4	90.6	56.2	96.25	38.4	93.5
Biogás	1	4.5	8	13	14	18

Los datos muestran que el pH se mantuvo estable en ambos reactores durante el inicio y el final de cada etapa de operación para ambos reactores, mostrando un incremento en el α de alcalinidad al finalizar la etapa 1 para ambos reactores, posteriormente para el RAH esta fue menor al final de la etapa 3 y en el caso del RAH2 esta disminuyó al final de la etapa 2 y 3, esta se pudo deber al aumento de ácidos producto del incremento de la carga de alimentación en el caso del RAH2 y en el caso del RAH1 a un incremento en las bacterias que producen la acidogénesis. La producción de biogás se mantuvo en aumento durante el final de cada una de las etapas en ambos RAH esto debido al aumento en la CVA durante el cambio de etapa.

En la remoción de DQO se observó que durante las primeras dos etapas el RAH2 mantuvo una remoción superior al RAH1, adaptándose más rápido a las perturbaciones y manteniendo una mayor estabilidad sin embargo en la etapa 3, la remoción disminuyó manteniendo valores de 86% mientras que el RAH1, mantenía remociones arriba del 90%, esta baja en el rendimiento aunque menor podría ser debido a la presencia de D-limoneno en el sustrato de alimentación, el cual aumenta su efecto inhibitor al encontrarse en mayor cantidad.

Tabla 3.7 Resumen de los principales parámetros en el desempeño del RAH2

Parámetro	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3	
Duración	70		15		22	
	Inicio	Final	Inicio	Actual	Inicio	Final
CVA	5.1	5.1	7.8	8	9.9	9.8
Relación RSO: RSC (%)	100:0	0:100	100:0	100:0	100:0	100:0
pH (entrada)	7	7.06	7.05	7.12	7.13	7.1
pH (interno)	7.17	7.11	7.18	6.89	7.41	7.05
pH (salida)	8	8.18	7.34	7.1	7.55	7.34
α	0.21	0.27	0.25	0.16	0.22	0.18
DQO _T removida (%)	35.2	97.3	60	94.9	81.2	94.1
DQO _S removida (%)	18.3	97.8	62.3	97.8	84.5	94.3
Biogás	0	6.5	7	14.4	12.5	14

CONCLUSIONES

El análisis del sustrato muestra que el RSC tiene una DQO_s de aproximadamente 95 % de la DQO_T , con un pH ácido de 3.78. El RSO, por su parte, presentó una DQO_s de 76 % de la DQO_T y un pH de 4.18. Estos resultados indican que el RSC tiene mayor biodisponibilidad de compuestos orgánicos solubles, lo que lo hace potencialmente más beneficioso para la producción de biogás. Ambos sustratos requieren ajustes para mantener el pH en rangos óptimos para la metanogénesis. El monitoreo de los RAHs, operando en condiciones mesofílicas con Extendsphere™ como soporte, mostró una colonización inicial promedio del 22 %. Esta colonización disminuyó al principio, pero aumentó con el tiempo, siendo más notable en la zona superior de ambos reactores debido a la sedimentación durante el periodo de inactividad previo al inicio de la digestión anaerobia.

El pH en el RAH1 mostró variaciones notables, especialmente durante la adición de nitratos en la etapa 1, lo que causó fluctuaciones debido al inicio de la desnitrificación. Sin embargo, en la etapa 2, con un incremento de la CVA de 5 a 10 gDQO/L*d y la adición de nitratos, el sistema se estabilizó. A pesar de algunas fluctuaciones iniciales en la alcalinidad, el sistema alcanzó el rango óptimo. Durante la operación, se observaron caídas en la remoción de DQO debido a cambios en la relación C/N, pero el reactor se recuperó rápidamente, alcanzando remociones superiores al 80%. En cuanto a la producción de biogás, el RAH1 mostró fluctuaciones iniciales de 4-5 L/d, con un aumento sostenido a partir del día 20. El RAH2 mantuvo un pH estable y, aunque la alimentación con RSO y RSC al 50%:50% redujo la alcalinidad debido a los cítricos, no comprometió la estabilidad. Al igual que el RAH1, el RAH2 experimentó caídas en la remoción de DQO, pero se recuperó rápidamente. En cuanto a la producción de biogás, el RAH2 mostró una baja producción inicial debido a la formación de biopelícula, pero pronto alcanzó 7.25 L/d, superando al RAH1, lo que indica una mayor biodisponibilidad de compuestos orgánicos y una mayor adaptación microbiana a inhibidores como el D-limoneno.

La colonización del medio de soporte en el lecho fijo de los reactores RAH1 y RAH2 presentó incrementos a lo largo del proceso. En el RAH1, se observó un crecimiento progresivo de la biopelícula, alcanzando valores de 38 %, 37 % y 39 % en las zonas superior, media e inferior, respectivamente. Al finalizar el seguimiento operativo, el porcentaje de colonización aumentó a 70 % en la zona superior, 76 % en la zona media y 70 % en la zona inferior. Estos resultados sugieren que la recirculación y el flujo de sustrato favorecieron el desarrollo de la biopelícula, especialmente en la zona media. Por otro lado, el RAH2 mostró una menor colonización en comparación con el RAH1, registrando valores iniciales de 28 %, 30 % y 41 % en las zonas superior, media e inferior, respectivamente. A partir de la etapa 2, cuando se introdujo RSC al 100 %, se observó una disminución en la colonización, alcanzando valores finales de 44 % en la zona superior, 52 % en la zona media y 44 % en la zona inferior. La dificultad en la colonización del RAH2 se atribuye a la adaptación del sustrato cítrico debido a la presencia de D-limoneno, un compuesto inhibidor que afecta la integridad celular de los microorganismos.

La producción de biogás bajo condiciones normales de temperatura y presión (TPS), se mantuvo correlacionada con el aumento de la CVA. El RAH2 mostró mayores rendimientos iniciales 7.25 L biogás TPS/d comparados con el RAH1 5.5 L biogás TPS/d, lo que refuerza la biodisponibilidad de azúcares y ácidos orgánicos en el RSC. La producción en el RAH1 no se vio afectada por la incorporación de nitratos ni por el cambio en la relación C/N, mostrando un sistema más adaptable. La adición de nitratos, así como la relación C/N en el RAH1, produjo una perturbación inicial en los valores de pH y remoción de DQO. Sin embargo, la recuperación fue más rápida en el RAH2, reflejando un sistema menos sensible a la inhibición. El análisis demuestra que el RAH2 operado con sustratos cítricos evidenció una mayor adaptabilidad, eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos y sólidos, y una mayor producción de biogás. Esto se debe principalmente a la mayor biodisponibilidad de nutrientes y compuestos solubles en el RSC, así como a la capacidad microbiana para adaptarse a inhibidores cítricos. Estos hallazgos subrayan la viabilidad del uso de residuos cítricos como sustrato para la digestión anaerobia y su potencial para optimizar la producción de biogás en sistemas similares.

RECOMENDACIONES

Con relación a la configuración del reactor, se recomienda mejorar el diseño del nivel de salida del efluente, añadiendo una trampa en el medio de los lechos que impida que la velocidad de recirculación desplace totalmente el Extendsphere™ evitando así la obstrucción de las tuberías por el soporte.

Se recomienda aumentar la relación de carbono-nitrógeno con el fin de alcanzar concentraciones inhibitorias del proceso metanogénico, al igual que realizar un mejor análisis de la composición del biogás y lograr tener una mejor relación entre metano y nitrógeno producido durante el proceso.

Es recomendable mantener la duración de las etapas de operación lo más homogéneas posibles, principalmente, aumentar la duración de la última etapa de operación para verificar la estabilidad de todos los parámetros de operación del RAH.

Se recomienda mantener una reserva paralela de inóculo para realizar un ajuste de volumen cada vez que este se ve reducido por la toma de muestra de biomasa y soporte.

Es recomendable evaluar diferentes tipos de perturbaciones en algunos de los parámetros como lo son la TRH debido a que la etapa final con una CVA de 15gDQO/Ld el efluente mantenían una turbidez considerablemente mayor al de las etapas anteriores.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akunna, J. C., C. Bizeau y R. Moletta. (1992). Denitrification in anaerobic digesters: Possibilities and influence of wastewater COD/N-NOX ratio. *Environmental Technology*. 13(9):825-836.

Akor, C. I., Osman, A. I., Farrell, C., McCallum, C. S., Doran, J., Morgan, K. T., Harrison, J., Walsh, P., & Sheldrake, G. N. (2021). Thermokinetic study of residual solid digestate from anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, 406, 127039.

Alcántara-Hernández, R. J., N. Tas, S. Carlos-Pinedo, A. Durán-Moreno y L. I. Falcón. (2017). Microbial dynamics in anaerobic digestion reactors for treating organic urban residues during the start-up process. *Letters in applied microbiology*. 64(6):438-445.

Alvarado-Lassman, A., Méndez-Contreras, J. M., Martínez-Sibaja, A., Rosas-Mendoza, E. S., y Vallejo-Cantú, N. A. (2016). "Biogas production from the mechanically pretreated, liquid fraction of sorted organic municipal solid wastes". *Environ Technol*, 3330.

Albuquerque, J., Orellana, R., Ratusznei, M., y Rodrigues, A. (2019). Thermophilic biomethane production by vinnasse in an AnSBBR: start-up strategy and performance optimization. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 36(2), 717–731.

Barros, V., Duda, R., y Oliveira, R. (2016). Biomethane production from vinnasse in upflow anaerobic sludge blanket reactors inoculated with granular sludge. *Brazilian Journal of Microbiology*, 47, 628-639.

Benítez, F., Abafos, M., Rodríguez, A., y Ramírez, F. (2020). Co-digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y su lixiviado. *Revista Colombiana De Biotecnología*, 22(2), 70–81.

Bernache, G. (2019). Evaluación de los sistemas de manejo de residuos en cuatro municipios de Jalisco, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35, 19-2.

Boers, S. A., Jansen, R. y Hays, J. P. (2019). Understanding and overcoming the pitfalls and biases of next-generation sequencing (NGS) methods for use in the routine clinical microbiological diagnostic laboratory. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*. 38(6):1059-1070.

Cariño-Vásquez, L. A. (2024). "Estudio de poblaciones microbianas en la remoción de carbono y nitrógeno en un reactor anaerobio de biopelícula para producir biogás. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Chen, Ying-Chu. (2018). Effects of urbanization on municipal solid waste composition. *Waste management*, 79: 828-836.

Chodkowska, J., Martinat, S., Kulla, M., y Novotný, L. (2020). Renewables projects in peripheries: determinants, challenges and perspectives of biogas plants – insights from Central European countries, *Regional Studies, Regional Science*, 7(1), 362–381.

Cruz-Ramos, A. (2019). Mejoramiento de la fluidización de un reactor anaerobio híbrido semifluidizado. Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba.

Delgadillo-Ruíz, L., Bañuelos-Valenzuela, R., Delgadillo-Ruíz, O., Silva-Vega, M., y Gallegos-Flores, P. (2017). Composición química y efecto antibacteriano in vitro de extractos de *Larrea tridentata*, *Origanum vulgare*, *Artemisa ludoviciana* y *Ruta graveolens*. *Nova Scientia*, 9(19), 273.

Ghanavati, H. (2018). Biogas Production Systems: operation, process control, and troubleshooting. In *Biofuel and biorefinery technologies*, 199–219.

Global Methane Initiative (GMI). (2018). Global Methane Forum 2018. <https://globalmethane.org/GMF2018/> (consultado junio 2023).

Harirchi, S., Wainaina, S., Sar, T., Nojoumi, S., Parchami, M., Parchami, M., Varjani, S., Khanal, S., Wong, S., Awasthi, K., y Taherzadeh, M. (2022). Microbiological insights into anaerobic digestion for biogas, hydrogen or volatile fatty acids (VFAs): a review. *Bioengineered*, 13(3), 6521–6557.

Hashemi, S., Hashemi, S. E., Lien, K. M. y Lamb, J. J. (2021). Molecular microbial community analysis as an analysis tool for optimal biogas production. *Microorganisms*.

He, H., Ji, X., Xie, X., Ding, X., Wang, F., Ding, J., Hai, Z y Tang, R. (2019). Energy and economic evaluation of three generations of anaerobic reactors for starch wastewater treatment. *Environmental Pollutants & Bioavailability*, 31(1), 252–260.

Hernández-Mendoza, C. E.; Moreno-Andrade, I., Buitrón, Germán. (2014). Comparison of hydrogen-producing bacterial communities adapted in continuous and discontinuous reactors. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(26), 14234– 14239.

Hernández-Palagot, L. I. (2024). Obtención de un inóculo anaerobio especializado en el consumo de sustratos complejos y producción de biogás. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Jansson, A. T., Patinvoh, R. J., Taherzadeh, M. J., & Horváth, I. S. (2020). Effect of organic compounds on dry anaerobic digestion of food and paper industry wastes. *Bioengineered*, 11(1), 502–509. <https://doi.org/10.1080/21655979.2020.1752594>.

Jegade, A. O., Zeeman, G., y Bruning, H. (2019). A review of mixing, design and loading conditions in household anaerobic digesters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(22), 2117–2153.

Juárez-García, I. A. (2022). Análisis de la dinámica de poblaciones microbianas en reactores de biopelícula anaerobia para la producción de biogás. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Kaza, Silpa y Van Woerden, Frank. (2018). Chapter 1 Introduction. En Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P. y Van Woerden, F., *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.

Kothari, R., A. K. Pandey, S. Kumar, V. V. Tyagi y S. K. Tyagi. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 39:174–195.

Koutrouli, E. C., Kalfas, H., Gavala, H. N., Shiadas, I. V., Stamatelatou, K., y Lyberatos,

G. (2009). Hydrogen and methane production through two-stage mesophilic anaerobic digestion of olive Pulp. *Bioresource Technology* 100, 3718-3723.

Lin, H., Peng, W., Zhang, M., Chen, J., Hong, H., y Zhang, Y. (2013). A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination*, 314, 169–188.

López-Vázquez, C., Buitrón-Méndez, G., García, H. A., y Cervantes-Carrillo, F. J. (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño. IWA Publishing.

Lukitawesa. L., Patinvoh, R. J., Millati, R., Sárvári-Horváth, I., y Taherzadeh, M.J. (2019). Factors influencing volatile fatty acids production from food wastes via anaerobic digestion. *Bioengineered*, 11(1), 39–52.

Náthia-Neves, G., M. Berni, G. Dragone, S. I. Mussatto y T. Forster-Carneiro. (2018). Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(9):2033–20467.

Mantovan, F. M., Zenatti, D. C., y Burin, E. L. K. (2021). Effect of agitation on anaerobic Co-Digestion of swine manure and food waste. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 64.

Matobole, K., Seodigeng, T., Banza, M., & Rutto, H. (2024). Modeling of the biomethane production from ultrasonic pretreated fruit and vegetable waste via anaerobic digestion. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 59(10), 513–522. <https://doi.org/10.1080/10934529.2024.2431399>.

Olalla-Parra, Y. (2018). Análisis del potencial de aprovechamiento de residuos orgánicos del Mercado Mayorista de Riobamba en procesos de codigestión anaerobia para la producción de biogás. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba.

Pan, H., Feng, Q., Zhao, Y., Li, X., Zi, H. (2023). Influence of Organic Loading Rate on Methane Production from Brewery Wastewater in Bioelectrochemical Anaerobic Digestion. *Fermentation*, 9(11), 932.

Parra, O., Botero, L., y Botero, L.J. (2019). Biomasa residual pecuaria: revisión sobre la digestión anaerobia como método de producción de energía y otros subproductos. *Revista UIS Ingenierías*, 18(1), 149-160.

Pérez, R., Echevarría, M. C., Medina, A., Barrera, E. L., y Núñez, J. (2021). Las fuentes renovables de energía en tres comunidades rurales de Cuba. Límites y oportunidades. *Revista Universidad y Sociedad*, 13(6), 109-122.

Rocamora, I. S. T., Wagland, R., Villa, E. W., Simpson, O., y Fernández, Y. (2020). Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. *Bioresource Technology*, 299, 122681.

Rodríguez-Gómez, R., Renman, G., Moreno, L. y Liu, L. (2014). A model to describe the performance of the UASB reactor. *Biodegradation*. 25:239-251.

Rosas-Mendoza, E. S., Méndez-Contreras, J. M., Martínez-Sibaja, A., Vallejo-Cantú, N. A., y Alvarado-Lassman, A. (2018). "Anaerobic digestion of citrus industry effluents using an Anaerobic Hybrid Reactor". *Clean Technol Environ Policy* 20(7):1387–97.

Rubio, S., R. A. Pacheco-Orozco, A. Milena Gómez, S. Perdomo y R. García-Robles. (2020). Secuenciación de nueva generación (NGS) de ADN: presente y futuro en la práctica clínica. *Univ. Med.* 61(2):49-63.

Sanz, J. L. y Köchling, T. (2019). Next-generation sequencing and waste/wastewater treatment: a comprehensive overview. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 18:635-680.

SEMARNAT. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020 <https://www.gob.mx/SEMARNAT/acciones-y-programas/prevencion-y-gestion-integral-de-los-residuos> (consultada septiembre 2023).

SENER. (2022). Balance Nacional de Energía Preliminar 2022. Subsecretaría de Planeación y Transición Energética Dirección General de Planeación e Información Energéticas.

Sharpton, T. J. (2014). An introduction to the analysis of shotgun metagenomic data. *Frontiers in plant science*. 5:1-14.

Shokoohi, R., Asgari, G., Leili, M., Khiadani, M., Foroughi, M., y Sedighi Hemmat, M. (2017). Modelling of moving bed biofilm reactor (MBBR) efficiency on hospital wastewater (HW) treatment: a comprehensive analysis on BOD and COD removal. *Inter J Environ Sci Technol*, 14(4), 841–852.

Singh, A., B. Müller, y A. Schnürer. (2021). Profiling temporal dynamics of acetogenic communities in anaerobic digesters using next-generation sequencing and TRFLP. *Scientific reports*. 11(1):1-14.

Schnürer A, Jarvis A (2010). Microbiological handbook for biogas plants. Swedish Gas Centre Report 207: 13–138

Varnero-Moreno, M. T. (2011). Manual de biogas. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Villagómez, G.F., Borges, E.V., y Pereda, P.M. (2002). Inhibidores del proceso anaerobio: compuestos utilizados en porcicultura. *Ingeniería*, 6, 67-71.

Wainaina, S., Lukitawesa., Awasthi, M., y Taherzadeh, M. (2019). Bioengineering of anaerobic digestion for volatile fatty acids, hydrogen or methane production: A critical review. *Bioengineered*, 10(1), 437–458.

Wikandari, R., Gudipudi, S., Pandiyan, I. (2013). Inhibitory effects of fruit flavors on methane production during anaerobic digestion. *Bioresour Technol*. 2013;145:188–192.

Zamri, M. F. M. A., S. Hasmady, A. Akhiar, F. Ideris, A. H. Shamsuddin, M. Monfijur, I. M. Rizwanul Fattah y T. M. I. Mahlia. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and sustainable Energy Reviews*. 137:110637.

Zhu, Z., Zhao, Y., Guo, Y., Zhang, R., Pan, Y., y Zhou, T. (2021). A novel additional carbon source derived from rotten fruits: Application for the denitrification from mature landfill leachate and evaluation the economic benefits. *Bioresource Technology*, 334, 1252.

Yanti, H., Wikandari, R., Millati, R. (2014). Effect of ester compounds on biogas production: beneficial or detrimental? *Energy Sci Eng*. 2014;2(1):22–30.