



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**Impacto de la recirculación del efluente tratado mediante el
proceso de oxidación avanzada con ozono en la producción de
metano**

TESIS presentada por:

I.Q. GEMMA LIZETH VARGAS ZAVALA

**A la División de Estudios de Posgrado de la
Facultad de Ingeniería Química como requisito
parcial para obtener el grado de:**

**MAESTRA EN CIENCIAS
EN
INGENIERÍA QUÍMICA**

**Directora de Tesis: Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga
Co-Director: Dr. José Apolinar Cortés**

Morelia, Mich,

Agosto 2024

*“El único modo de hacer un gran trabajo es
amar lo que haces”*

-Steve Jobs.



Asunto: Impresión de Tesis.

M.P.P. Venecia Azereet Medina Ortiz.
Jefe del Departamento de Titulación de la
U.M.S.N.H.

Por este medio nos dirigimos a usted de la manera más atenta para notificarle, que después de haberle dado seguimiento al desarrollo de la tesis: "IMPACTO DE LA RECIRCULACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO MEDIANTE EL PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA CON OZONO EN LA PRODUCCIÓN DE METANO", después de haber revisado el manuscrito que presentó la alumna **Gemma Lizeth Vargas Zavala**, con matrícula **1341906C**, concluimos que cumple con los requisitos académicos y con lo establecido en el Reglamento General de Estudios de Posgrado para el desarrollo de su Tesis.

Por lo anterior este Comité Tutoral da el aval para su impresión final.

Director de Tesis: Dr. Ma. del Carmen Chávez Parga 07001002

Co-director: Dr. José Apolinar Cortés 82033374

Vocales:

Dr. Horacio González Rodríguez 03003280


Dr. Rafael Huirache Acuña 11000201


Dr. Mauro Manuel Martínez Pacheco 94002061

Atentamente.
Morelia, Michoacán a 08 de julio de 2024


Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga
Coordinador del Programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Química.



MCCP./mcpa.



DEPARTAMENTO DE POSGRADO

RESUMEN

Impacto de la recirculación del efluente tratado mediante el proceso de oxidación avanzada con ozono en la producción de metano

Por: Gemma Lizeth Vargas Zavala

Agosto del 2024

Maestra en Ciencias en Ingeniería Química

Dirigida por: Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga

Co-Director: Dr. José Apolinar Cortés

División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química

El proceso de Digestión anaerobia es un proceso de descomposición microbiana de la materia orgánica o biomasa en ausencia de oxígeno. El biogás contiene una alta proporción de Metano (CH_4) en concentraciones que oscilan entre el 50% y 70%, mientras que el porcentaje restante está compuesto por dióxido de carbono (CO_2) y en menor medida otros gases, el más destacado es el sulfuro de hidrógeno (H_2S). Los sistemas de recirculación se han desarrollado como una alternativa de producción debido al menor consumo de agua, la capacidad para cultivar organismos en altas densidades y de producción constante. El tiempo de retención hidráulico (TRH) es un factor muy importante en el proceso de producción de biogás, es la variable de la cual depende la transformación de los compuestos orgánicos presentes en el efluente, a metano y demás compuestos. Durante el proceso de pretratamiento de los residuos de Vinazas Mezcaleras, Pescados y Mariscos, se emplea el uso de agua potable como fuente de dilución para que los parámetros a medir sean los adecuados. Con el fin de disminuir el uso de agua potable, se planteó un diseño de experimentos (Factorial 2^2) el cual consiste en evaluar el impacto de la recirculación del efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono (POA- O_3) con un 50% y 75% y un TRH con 15 días y 20 días de operación. Los resultados del análisis estadístico del diseño de experimentos muestran que las condiciones óptimas para obtener un incremento en el rendimiento de metano son con el 50% de recirculación y un TRH de 15 días, de la misma manera muestran que las mejores condiciones para obtener un incremento en el volumen de biogás producido son con el 50% de recirculación y un TRH de 15 días.

Palabras Clave: Recirculación del efluente, Tiempo de Retención Hidráulico, Metano, Reactor Anaerobio, Biogás.

ABSTRACT

Impact of the recirculation of the effluent treated through the advanced oxidation process with ozone on the production of methane

By: Gemma Lizeth Vargas Zavala

August 2024

Master of Science in Chemical Engineering

Advisor: Dr. Ma. del Carmen Chávez Parga

Co - Advisor: Dr. José Apolinar Cortés

Division of Postgraduate Studies of the Faculty of Chemical Engineering

Anaerobic digestion is a process of microbiological decomposition of organic matter or biomass in the absence of oxygen. Biogas contains a high proportion of methane (CH_4) in concentrations ranging from 50% to 70%, while the remaining percentage is composed of carbon dioxide (CO_2) and to a lesser extent other gases, the most prominent being hydrogen sulfide (H_2S). Recirculation systems have been developed as a production alternative due to lower water consumption, the ability to grow organisms at high densities and constant production. The hydraulic retention time (HRT) is a very important factor in the biogas production process; it is the variable on which the transformation of the organic compounds present in the effluent to methane and other compounds depends. During the pretreatment process of the Mezcal Vinasse, Fish and Shellfish wastes, potable water is used as a source of dilution so that the parameters to be measured are adequate. To reduce the use of potable water, a design of experiments (Factorial 2^2) was proposed to evaluate the impact of the recirculation of the effluent treated by the advanced ozone oxidation process (POA- O_3) with 50% and 75% and a HRT with 15 days and 20 days of operation. The results of the statistical analysis of the design of experiments show that the optimum conditions to obtain an increase in methane yield are with 50% recirculation and a HRT of 15 days, and that the best conditions to obtain an increase in the volume of biogas produced are with 50% recirculation and a HRT of 15 days.

Key words: Effluent recirculation, Hydraulic Retention Time, Methane, Anaerobic Reactor, Biogas.

Dedicatoria

A mi Papá que ha sido mi ejemplo a seguir, que siempre me ha apoyado y alentado a seguir adelante, él fue uno de los principales motivos por los cuales decidí estudiar la maestría, y quiero que él se refleje en mí, que su sueño de estudiar una maestría lo vea cumplido en mí.

A mi mamá que al igual que mi papá han sido mi guía y apoyo durante toda mi vida, gracias por ser mis padres.

A mis hermanos que siempre estuvieron conmigo, apoyándome siempre que lo necesitaba, espero ser un buen ejemplo para ustedes al ser su hermana mayor.

Agradecimientos

Al Programa Nacional de Becas para Estudios de Posgrado CONAHCYT (Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías) por la beca otorgada durante los estudios de Maestría.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química por permitirme junto con la beca CONAHCYT realizar los estudios del Programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Química.

A mis asesores la Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga y el Dr. José Apolinar Cortés, por sus enseñanzas y conocimientos compartidos, por su valiosa asesoría y experiencia transmitida, su guía ha sido fundamental para el enriquecimiento de esta investigación.

Un reconocimiento a mi mesa sinodal, Dr. Horacio González Rodríguez, Dr. Mauro Manuel Martínez Pacheco y el Dr. Rafael Huirache Acuña, que siempre me aportaron comentarios certeros para mejorar mi investigación, muchas gracias por formar parte de este proyecto.

Al Dr. Edgar Daniel Alanis Silva por ser partícipe de mi proyecto de tesis, al ser mi proveedor de los residuos de pescados y mariscos.

Al Sr. Oliverio Pérez por ser partícipe de mi proyecto de tesis, al ser mi proveedor de los residuos de vinazas mezcaleras.

A la MClA Kathia Amital L.S. por la capacitación brindada al iniciar mi trabajo de tesis, y por todo su apoyo.

A mis compañeros de la Maestría por formar un grupo unido para realizar las actividades académicas y por el tiempo de calidad vivido, en especial agradecer a mi amigo Roberto Jared Alejandro Aguilar alias Chinito por haber decidido hacer la maestría conmigo y por todas las aventuras que, vivido en esta etapa, gracias por tu apoyo y ayuda.

Al Team del Laboratorio de Ambiental (David, Hiram, Luis, Chinito, Carleni, Iris, Jaqui) que logramos formar un gran equipo de trabajo, donde se creó un excelente ambiente, dentro y fuera del laboratorio, que sin duda hizo que las horas de experimentación en el laboratorio pasarán súper rápido. Gracias por toda su ayuda, principalmente a los que me ayudaron de cierta manera en construir mi reactor, por cada una de sus aportaciones al iniciar mi experimentación, se convirtieron casi en mi segunda familia, donde pase la mayor parte del tiempo conviviendo y disfrutando de cada momento.

A todos mis amigos que han estado conmigo desde antes de estudiar la maestría, que siempre estuvieron para escucharme y motivarme a seguir adelante, y lograr lo que me proponga, nombrar a todos sería algo extenso por ello les agradezco a todos por siempre estar presentes.

Al Dr. Rafael Maya Yescas, por ser un gran Profesor, gracias por ver en mí un gran potencial y hacérmelo ver, por motivarme a seguir, gracias por su ayuda a lo largo de la maestría.

A mis amigos de Posgrado que me brindaron su apoyo y amistad, en especial a Juan Pablo Chávez León, gracias por creer en mí y siempre motivarme a ser mejor, así como también por compartirme un poco de tus conocimientos, muchas gracias por ello.

Y nuevamente a mi familia a quienes les dedicó esta Tesis, gracias por siempre estar conmigo y ser mi soporte.

Gracias a cada una de las personas que formaron parte de esta bonita experiencia.

ÍNDICE

	Página
RESUMEN	III
ABSTRACT	IV
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
ÍNDICE DE TABLAS	XIII
GLOSARIO	XIV
NOMENCLATURA	XVII
ABREVIATURAS	XVIII
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Generalidades.....	1
1.2 Antecedentes	4
1.3 Planteamiento del Problema	13
1.4 Justificación	14
1.5 Hipótesis	15
1.6 Objetivos	16
1.6.1 Objetivo General.....	16
1.6.2 Objetivos Específicos.....	16
Capítulo 2. Marco Teórico	17
2.1 Residuos Sólidos Urbanos.....	17
2.1.2 Gestión de los Residuos Sólidos Urbanos.....	18
2.1.3 Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos	19
2.2 Vinazas Mezcaleras	19
2.2.1 Características químicas de la vinaza mezcalera	21
2.2.2 Usos de las vinazas mezcaleras.....	22
2.3 Anaerobiosis	22
2.3.1 Etapas de la Anaerobiosis	24
2.3.1.1 Etapa Hidrolítica	26
2.3.1.2 Etapa Fermentativa o Acidogénica.....	26
2.3.1.3 Etapa Acetogénica	27

2.3.1.4 Etapa Metanogénica.....	27
2.3.2 Grupos principales que intervienen en los procesos de Digestión Anaerobia	27
2.3.3 Beneficios de la Digestión Anaerobia	29
2.3.4 Factores que afectan los procesos anaerobios	30
2.3.5 Estabilidad de la Digestión Anaerobia	39
2.3.6 Biogás.....	40
2.4 Reactor Anaerobio de Tipo UASB.....	41
2.4.1 Ventajas y desventajas	42
2.4.2 Operación del Reactor Anaerobio.....	44
2.4.3 Factores desestabilizantes	47
2.4.4 Proceso de Producción de Biogás.....	49
2.4.5 Tratamiento y Usos del Biogás	52
2.5 Pretratamientos.....	54
2.6 Recirculación.....	55
2.7 Efluente	56
2.8 Tiempo de Recirculación Hidráulico.....	58
2.8 Proceso de Oxidación Avanzada con Ozono (POA con Ozono).....	58
2.8.1 Ventajas e inconvenientes de los POA	60
2.8.2 Ozonización	61
Capítulo 3. Metodología.....	63
2.1 Caracterización de los residuos (vinazas, pescados y mariscos)	64
2.2 Operación del Reactor Anaerobio de tipo UASB semicontinuo	64
2.3 Cuantificación del metano en el biogás.....	65
2.4 Construcción del Reactor Anaerobio de tipo UASB	65
2.5 Adaptación del Inóculo.....	65
2.6 Adaptación del Reactor.....	66
2.7 Inicio de Operación del Reactor Anaerobio.....	67
2.8 Diseño de Experimentos Factorial 2 ²	68
Capítulo 4. Resultados y Discusión.....	69
4.1 Resultados Preliminares	69
4.1.1 Diseño y construcción del Reactor Anaerobio.	69

4.1.2 Adaptación del inóculo.....	71
4.1.3 Sólidos Volátiles Totales (SVT)	76
4.1.4 Cuantificación de metano en el biogás producido durante la etapa de adaptación del reactor anaerobio.	77
4.1.5 Operación del Reactor Anaerobio.	78
4.1.5.2 Caracterización al inóculo y sustrato.	79
4.1.5.3 Sólidos Volátiles Totales.....	100
4.1.5.4 Producción de Biogás.....	101
4.1.5.5 Concentración del Biogás.....	105
4.2 Análisis Estadístico	114
4.2.1 Diseño experimental	114
4.2.2 Tabla ANOVA	115
4.2.3 Diagrama Pareto.....	117
4.2.4 Gráfica de Efectos Principales.....	118
CONCLUSIONES	120
Aportaciones:	121
Perspectivas	121
REFERENCIAS.....	122
APÉNDICE.....	134
Apéndice A.....	134
Balance de Masa	134
Apéndice B.....	147
Valor p	147
Valor F	147
Hipótesis Nula y Alternativa	148
Apéndice C	149
Apéndice D	152

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Proceso de la Digestión Anaerobia.	25
Figura 2. Reactor Anaerobio tipo UASB	41
Figura 3. Diagrama de Flujo del Proceso de Producción de Biogás.....	51
Figura 4. Usos del Biogás	53
Figura 5. Proceso general utilizado en el tratamiento de aguas con ozono (adaptado de Deininger, R. 1998).	61
Figura 6. Diagrama de la metodología a emplear.....	63
Figura 7. Prototipo del reactor anaerobio de tipo UASB.....	69
Figura 8. Reactor anaerobio tipo UASB.	69
Figura 9. Reactor anaerobio en operación.	70
Figura 10. Monitoreo de los parámetros durante el crecimiento del inóculo.....	72
Figura 11. Monitoreo del pH durante la adaptación del inóculo.....	73
Figura 12. Monitoreo de la Conductividad durante la adaptación del inóculo.....	73
Figura 13. Monitoreo de la Salinidad durante la adaptación del inóculo.....	74
Figura 14. Respuesta de la Alcalinidad durante la adaptación del inóculo.....	74
Figura 15. Respuesta de la Relación Alfa durante la adaptación del inóculo.	75
Figura 16. Comportamiento de los SVT del inóculo y alimentación durante la adaptación del reactor.....	76
Figura 17. Porcentaje de metano y dióxido de carbono contenidos en el biogás producido.....	77
Figura 18. Porcentaje de Remoción.	78
Figura 19. Monitoreo del pH durante la operación del reactor.....	82
Figura 20. Monitoreo de la Conductividad durante la operación del reactor.....	83
Figura 21. Monitoreo de la Salinidad durante la operación del reactor.....	85
Figura 22. Monitoreo de la Alcalinidad durante la operación del reactor.	87
Figura 23. Monitoreo de la Relación Alfa durante la operación del reactor.	89
Figura 24. Nivel de Lodos durante la operación del reactor.	91
Figura 25. Monitoreo de Oxígeno Disuelto inicial y final durante la alimentación y la conductividad final.....	92

Figura 26.	Monitoreo del pH inicial antes del pretratamiento.....	95
Figura 27.	Monitoreo del uso de CaO durante el pretratamiento.....	96
Figura 28.	Monitoreo del pH del Efluente durante la operación del reactor.....	97
Figura 29.	Monitoreo de AGV's durante la operación del reactor.....	98
Figura 30.	Monitoreo de los SVT durante la operación del reactor.....	100
Figura 31.	Monitoreo de la Temperatura del reactor.	102
Figura 32.	Monitoreo del volumen de biogás normalizado.	104
Figura 33.	Cromatografía de gases.....	105
Figura 34.	Concentración de Metano y Dióxido de Carbono en el biogás producido, sin recirculación con un TRH de 20 días.....	107
Figura 35.	Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 50% y un TRH de 20 días.	108
Figura 36.	Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 75% y un TRH de 20 días.	109
Figura 37.	Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 75% y un TRH de 15 días.	110
Figura 38.	Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 50% y un TRH de 15 días.	111
Figura 39.	Diagrama de Pareto del Rendimiento de Metano.....	117
Figura 40.	Diagrama de Pareto del Volumen de Biogás Producido.....	117
Figura 41.	Diagrama de Efectos Principales para el Rendimiento de Metano.....	118
Figura 42.	Diagrama de Efectos Principales para Volumen de Biogás Producido.	118
Figura 43.	Balance de masa en el proceso de producción de metano Sin Recirculación con un TRH de 20 días.....	134
Figura 44.	Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 50% con un TRH de 20 días.	135
Figura 45.	Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 75% y TRH 20 días.....	136
Figura 46.	Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 75% con un TRH 15 días.....	137
Figura 47.	Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 50% y un TRH de 15 días.....	138

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Intervalos de Temperatura	31
Tabla 2. Componentes del biogás en función del sustrato utilizado.....	50
Tabla 3. Métodos a seguir para los diferentes parámetros.	64
Tabla 4. Periodo de adaptación del reactor anaerobio de tipo UASB.	67
Tabla 5. Diseño de experimentos Factorial 2 ²	68
Tabla 6. Comportamiento del Inóculo durante el periodo de adaptación con estiércol de cerdo.....	71
Tabla 7. Resultados de la Caracterización al inóculo y sustrato remanente.	80
Tabla 8. Resultados de la Caracterización fisicoquímica a los residuos.	80
Tabla 9. Resultados de la Caracterización en cuanto a SVT del inóculo, alimentación, sustrato remanente y efluente.	81
Tabla 10. Resultados de la Caracterización del pH del efluente.	81
Tabla 11. Rendimiento de metano, sin Recirculación con un TRH de 20 días.....	112
Tabla 12. Rendimiento de metano, con 50% de Recirculación con un TRH de 20 días.....	112
Tabla 13. Rendimiento de metano, con 75% de Recirculación con un TRH de 20 días.....	113
Tabla 14. Rendimiento con 75% de Recirculación con un TRH de 15 días.	113
Tabla 15. Rendimiento con 50% de Recirculación con un TRH de 15 días	113
Tabla 16. Diseño experimental Factorial 2 ² con 3 réplicas para cada combinación, con las variables respuesta.....	114
Tabla 17. Análisis Anova con un nivel de significancia del 0.05 para el Rendimiento de Metano.....	115
Tabla 18. Análisis Anova con un nivel de significancia del 0.05 para el Volumen de Biogás Producido.	115

GLOSARIO

Ácidos Grasos Volátiles (Agv's): Categoría que especifica a ácidos grasos que se distinguen por tener cadenas carbonadas de menos de seis átomos de carbono. Su alta volatilidad se atribuye a la corta longitud de estas cadenas. Durante el proceso de digestión anaerobia, los Agv's desempeñan un papel fundamental como intermediarios en la formación del metano.

Alcalinidad: Medida del contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, principalmente de calcio, magnesio, sodio y potasio fundamentalmente; se expresa en mg CaCO₃/L. Esta medición constituye un indicador crucial de la capacidad tampón del proceso de digestión anaerobia.

Biocombustible: Combustibles derivados de materiales biológicos, como plantas y residuos orgánicos, utilizados como alternativa más sostenible a los combustibles fósiles, contribuyendo a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero. Ejemplos comunes incluyen el biogás.

Biogás: Gas combustible compuesto principalmente por metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), sulfuro de hidrógeno (H₂S) y vapor de agua (H₂O). Se genera a través de reacciones bioquímicas de biodegradación de la materia orgánica, facilitadas por la acción de microorganismos en condiciones de ausencia de oxígeno.

Biomasa: Cantidad de productos generados mediante el proceso de fotosíntesis, los cuales son susceptibles de ser convertidos en combustible útil para los seres humanos. Esta cantidad se expresa en unidades de superficie y volumen.

Biorreactor: Dispositivo diseñado para proporcionar un entorno controlado que favorece el crecimiento y la actividad de microorganismos, células animales o plantas, con el propósito de llevar a cabo procesos biológicos o bioquímicos.

Codigestión: Proceso en el cual diferentes tipos de sustratos orgánicos, como residuos alimenticios, desechos agrícolas y lodos de depuradoras, se mezclan y se someten a un tratamiento anaerobio conjunto para producir biogás.

Conductividad eléctrica: Propiedad que tienen algunos materiales para permitir el flujo de corriente eléctrica a través de ellos. Se debe a la presencia de cargas eléctricas móviles, como electrones o iones, que pueden moverse libremente en el material, facilitando el paso de la corriente eléctrica.

Demanda Química de Oxígeno (DQO o DQOT): Concentración de la masa de oxígeno equivalente a la cantidad de dicromato consumida por la materia disuelta y suspendida cuando una muestra de agua se trata con este oxidante bajo condiciones definidas.

Digestión Anaerobia: Proceso biológico donde microorganismos descomponen materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando biogás y productos digeridos.

Efluente: Corriente líquida de descarga, que sale al final del proceso de alimentación del reactor anaerobio.

Inóculo: Se refiere a la introducción deliberada de microorganismos (como bacterias, hongos o virus) o de una sustancia que contiene estos microorganismos en un medio o sistema específico.

Metano: Gas incoloro e inodoro con la fórmula química CH_4 . Es el hidrocarburo más simple y está compuesto por un átomo de carbono y cuatro átomos de hidrógeno. El metano es un componente principal del gas natural, también es conocido como un gas de efecto invernadero.

Pretratamientos: Operaciones y procesos realizados antes de una etapa principal o proceso, con el objetivo de preparar o mejorar las condiciones para esa etapa subsiguiente. En diversos contextos, el pretratamiento puede implicar la preparación de materiales.

Proceso de oxidación avanzada con ozono: Son reconocidos como tratamientos adecuados para este tipo de aguas, pero, en cambio, son soluciones costosas para la mineralización completa del contaminante.

Recirculación: Se han desarrollado como una alternativa de producción debido al menor consumo de agua, capacidad para cultivar organismos en altas densidades y porque se puede producir en forma constante.

Relación Alfa (α): Proporción molar entre la alcalinidad debida al bicarbonato (NaHCO_3) y la alcalinidad total. Se utiliza para entender la composición de la alcalinidad y cómo contribuyen las diferentes especies químicas a la capacidad buffer del agua.

Residuo: Sustancia, objeto o material que queda después de un proceso o actividad y que se considera no deseado o sin valor en ese contexto particular. Los residuos pueden tomar diversas formas, incluyendo sólidos, líquidos o gases.

Sólidos Totales (ST): Es el residuo que permanece en una cápsula después de evaporar y secar una muestra a $105^\circ \text{C} \pm 2^\circ \text{C}$.

Sólidos Totales Volátiles (STV): Cantidad de materia orgánica e inorgánica que se volatiliza por el efecto de la calcinación a $550^\circ \text{C} \pm 50^\circ \text{C}$.

Tasa de carga orgánica: Parámetro importante porque indica la cantidad de sólidos volátiles para alimentar al reactor cada día, tiene grandes efectos en la eliminación de DQO y en el rendimiento durante períodos continuos de operación a largo plazo.

Tiempo de retención Hidráulico: Periodo en el que el sustrato soluble reside dentro del reactor junto con la biomasa, otros autores describen el TRH como el tiempo que toma una partícula cuando entra y atraviese el reactor y alcance el puerto de salida.

Vinazas Mezcaleras: Son residuos con características ácidas, el alto contenido de materia orgánica, de sustancias tóxicas y compuestos recalcitrantes, representan un gran reto para las mezcaleras ya que ponen de manifiesto el riesgo para el suelo y cuerpos de agua si no se tratan estos residuos.

NOMENCLATURA

°C: Grados Celsius

d: Día

g/L: gramos por litro

gDQO/L: Gramos de Demanda Química de Oxígeno/ Litro

gSTV/L: Gramos de Sólidos Totales Volátiles/ Litro

h: (Horas) Unidades de tiempo

Kg: Kilogramo

kgDQO/m³d: Kilogramos de Demanda Química de Oxígeno/ metro cúbico por día

kgSV/m³/ día: Kilogramos de Sólidos Volátiles/ metro cúbico/ Día

L/h: Litros/ hora

L: Litro

m: Metro

m³d: Metro cúbico por día

mg kg⁻¹: (mg/kg) Miligramo por Kilogramo elevado a la menos 1

mg/L: Miligramos /litro

mg: Miligramo

mgCaCO₃/L: Miligramos de carbonato de calcio/litro

ml: Mililitro

NL: Litros Normalizados

psu: Unidades prácticas de salinidad

ABREVIATURAS

AGV o VFA: Ácidos Grasos Volátiles

Al: Aluminio

AME: Actividad Metanogénica Específica

AT: Alcalinidad Total

ATP: Adenosina trifosfato

C/N: Relación Carbono/ Nitrógeno

C/P: Relación Carbono/ Fósforo

C: Carbono

CaCO₃: Carbonato de Calcio

CaO; Óxido de Calcio

CH₄: Metano

CM: Condiciones Mesofílicas

Co: Cobalto

CO: Monóxido de Carbono

CO₂: Dióxido de Carbono

Cr: Cromo

CT: Condiciones Termofílicas

Cu: Cobre

DA: Digestión Anaerobia

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno

DBO5: Demanda Biológica de Oxígeno

DQO: Demanda Química de Oxígeno

Fe: Hierro

FORSU: Fracción Orgánica De Residuos Sólidos Urbanos

H: Hidrógeno

H₂S: (Ácido Sulfhídrico) Sulfuro de Hidrógeno

HRT: Tiempo de Retención Hidráulico

MAR: Mezcla Agua Residual

Mn: Manganeseo

MO: Materia Orgánica

N: Nitrógeno

Ni: Níquel

NO₃-N: Nitratos

O: Oxígeno

OHPA: Bacterias Acetogénicas estrictas productoras de Hidrogeno

OLR: Tasa de Carga Orgánica

P: Fósforo

Pb: Plomo

pH: Potencial de Hidrógeno

POA: Proceso de Oxidación Avanzada

POA-O₃: Proceso de Oxidación Avanzada con Ozono

PT: Fósforo Total

RAMC: Reactor Anaerobio de Mezcla Completa

RAP: Residuos de Alimentos Preparados

RME: Residuos de Manejo Especial

RMeOH: Residuos Metanólicos

RP: Residuos Peligrosos

RSU: Residuos Sólidos Urbanos

S: Azufre

SBR: Sequencing Batch Reactor

SCFA: Ácidos Grasos de Cadena Corta

SFT: Sólidos Fijos Totales

SST: Sólidos Suspendidos Totales

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles

ST: Sólidos Totales

SVT: Sólidos Volátiles Totales

TRH: Tiempos de Retención Hidráulico

UASB: Del inglés *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente.

V: Volumen

Zn: Zinc

Capítulo 1. Introducción

1.1 Generalidades

Los procesos de Digestión anaerobia están dados por la descomposición microbiológica de la materia orgánica o biomasa en ausencia de oxígeno produciendo biogás y productos digeridos (FAO,2011).

El biogás generado está compuesto principalmente por dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), y en menor medida otros gases, el más destacado de los cuales es el sulfuro de hidrógeno (H_2S) (FAO, 2019).

Existen una gran variedad de residuos procedentes de distintas industrias u procesos, dentro de los cuales se encuentran los residuos de vinazas mezcaleras y los residuos de la industria restaurantera específicamente de los residuos de pescados y mariscos.

Se conoce que los residuos de vinazas mezcaleras contienen una composición rica en fuentes de carbono, principalmente en carbohidratos y minerales; mientras que los residuos de pescados y mariscos aportan un alto contenido en proteínas y minerales. Al utilizar ambos tipos de residuos aumenta el rendimiento de metano en la codigestión anaerobia.

Para este proceso de digestión anaerobia se utilizó un reactor anaerobio semicontinuo de tipo UASB o bien refiriéndonos a un reactor de flujo ascendente de lecho de lodos, debidos a las ventajas que aporta a este proceso.

Este tipo de reactor se aplica para tratar una variedad de aguas residuales industriales, destacándose por su capacidad de retener biomasa, por la formación de lodo granular con altas propiedades de sedimentación y por manejar altas cargas orgánicas a TRH cortos (Lepisto & Rintala,1999).

Otro aspecto fundamental es el tiempo de retención hidráulica (TRH) debido a que es uno de los factores más importantes para el control de los procesos de digestión

anaerobia, dado que es el parámetro que mide el caudal del residual tratado (Zhang y Noike, 1994). Este se refiere al tiempo que una unidad de líquido permanece en el recipiente, es decir, el tiempo que tarda el líquido que entra en el recipiente para salir del recipiente (Smith, 1980).

Se ha reportado que la disminución en el porcentaje de remoción de materia orgánica y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en reactores UASB podría deberse al bajo tiempo de contacto entre la biomasa y el sustrato producto de la disminución en el TRH (Nadais *et al.*, 2001).

El TRH se determina dividiendo del Volumen (L) entre el caudal (L/h). El tiempo de retención hidráulica con el que opera un reactor UASB es de vital influencia en la eficiencia de tratamiento. Tiempos de residencia muy breves ocasionan el arrastre del lodo y la pérdida de biomasa, lo que disminuye la eficiencia del tratamiento, la calidad del efluente y el grado de estabilización del lodo. En casos extremos, el tiempo de retención de la biomasa en el reactor puede ser inferior a su tasa de crecimiento. El tiempo de retención hidráulico (TRH) en los digestores depende de las características de las aguas residuales y condiciones ambientales. Para que un digestor opere de forma adecuada es necesario que se desarrollen las bacterias metanogénicas que presentan la menor velocidad de crecimiento en los digestores, de aquí que el tiempo de retención hidráulico esté determinado por el crecimiento de estas (Davis y Cornwell, 1998).

Como última parte introductoria es trascendental mencionar que el efluente es la corriente líquida de descarga que sale al final de proceso de alimentación del reactor anaerobio, el cual contiene materia orgánica remanente que no fue degradada por los microorganismos.

Por lo cual se optó por hacer uso de los sistemas de recirculación los cuales se han desarrollado como una alternativa de producción debido al menor consumo de agua, capacidad para cultivar organismos en altas densidades y porque se puede producir en

forma constante. Con el objetivo de recircular el efluente que sale del proceso de producción de biogás previamente tratado por el POA con ozono.

En este trabajo se estudiará el impacto de la recirculación del efluente tratado por el POA con ozono modificando los TRH en el proceso de producción de metano, encontrando las mejores condiciones de operación para obtener un mayor rendimiento de metano.

1.2 Antecedentes

La modificación de los tiempos de retención dentro de los procesos anaerobios ha generado distintos resultados, en base a las investigaciones que han aportado distintos investigadores sobre los datos obtenidos.

En la investigación realizada por Caldera et al. (2003) reportan el estudio del efecto que tiene el tiempo de retención hidráulico (TRH) en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos bajo condiciones mesofílicas. Se evaluó la concentración promedio de demanda química de oxígeno (DQO) del efluente cárnico de 8500 mg DQO/L a TRH de 36, 24 y 12 h permite obtener cargas orgánicas (CO) de 5.7; 8.5 y 17 kg DQO/m³d respectivamente. Cada TRH se mantuvo hasta alcanzar valores estables en los parámetros operacionales. Los resultados demostraron la eficiencia del reactor UASB tratando efluentes cárnicos obteniéndose un porcentaje de remoción de DQO promedio de 79% para la CO de 17 kg DQO/m³d a TRH de 12 h. Se obtuvo una disminución en el porcentaje de remoción de DQO promedio entre 1 y 8% con la variación del TRH. Los cambios en el TRH afectaron la concentración de AGV y SSV, obteniéndose los máximos valores para el TRH de 12 h. El porcentaje de metano estuvo en el rango de 59 – 64%.

Durante el estudio realizado por Castillo et al. (2003) se evaluó el comportamiento de lodos anaerobios en reactores de 500 ml a temperaturas mesofílicas y termofílicas. Posteriormente se realizó el estudio de tres tiempos de retención hidráulico en un reactor de 20 L de capacidad total con un volumen de trabajo de 13 L. Del estudio se concluyó que incrementos en la temperatura de 10 a 15 °C en la operación del reactor triplican la producción de metano, y que además el tiempo de retención hidráulico influye notoriamente en la producción específica de metano obteniéndose mejores conversiones a mayores tiempos (25 días), lo que a su vez afecta la remoción de carga orgánica en el sistema.

Del estudio correspondiente a Gutiérrez et al. (2006) se evaluó la degradación anaerobia de las aguas de producción (AP) provenientes de la extracción de crudo liviano en dos reactores de manto de lodo de flujo ascendente (UASB), bajo condiciones mesofílicas ($37 \pm 1^\circ\text{C}$) y termofílicas ($57 \pm 1^\circ\text{C}$), respectivamente. Se disminuyó progresivamente el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) en intervalos de 6 horas, después de estabilizado, evaluándose 24, 18, 12 y 6 horas. Los parámetros analizados fueron: DQO, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), pH, alcalinidad, enzimas intracelulares fosfatasa ácida y fosfatasa alcalina, contenido de biogás, Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y porcentaje de metano. Se obtuvieron porcentajes de remoción de DQO promedio que variaron entre 70 y 84%; valores de porcentaje de metano en el rango de 67 a 80% y concentraciones de AGV entre 113 y 129 mg acético/L, para TRH de 24 a 12 h. El TRH óptimo para degradar las AP provenientes de la extracción de crudo liviano, para las condiciones evaluadas, fue de 18 h. Es factible aplicar la digestión anaerobia bajo condiciones mesofílicas o termofílicas a las AP de petróleo liviano.

El estudio que llevo a cabo Flores et al. (2007) está dirigido hacia la caracterización del estiércol de ganado vacuno con un manejo estabulado generado en el municipio de Chihuahua, México, para estimar el potencial de generación de biogás y analizar la influencia de la temperatura y recirculación en la producción de metano. Para la caracterización del residuo se muestreó el estiércol de 17 ejidos y se determinó Sólidos Totales (ST), Sólidos Fijos (SF), Sólidos Volátiles (SV), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Fósforo Total (PT), Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$), Alcalinidad Total (AT), pH, metales pesados (Co, Cr, Ni, Pb, Zn, Mn, Cu, Fe y Al) y macroelementos C, H, O, N, S, y P. El estudio se llevó a cabo en un prototipo de reactor UASB de 5 L operado en forma semicontinua con carga orgánica de $6 \text{ kg SV/m}^3/\text{día}$ y 7% de ST en el afluente, a dos niveles de temperatura ($25 \pm 2^\circ\text{C}$ y $39 \pm 2^\circ\text{C}$) y con recirculación del residuo en forma semicontinua. Los resultados de la caracterización del residuo muestran una concentración promedio de

954.817 mg kg⁻¹ de DQO, 66.813 mg kg⁻¹ de AT y 8.3 de pH. Los metales presentes en el residuo que excedieron las concentraciones tóxicas para la degradación anaerobia fueron Fe, Al y Cu. La relación de carbono nitrógeno (C/N) promedio fue de 18/1 y la relación de Carbono: Fosforo (C/P) fue de 89/1, estando dentro del intervalo óptimo para la degradación anaerobia. La producción de biogás en el prototipo fue de 6 y 60 L de biogás por kg de SV agregado, de 38 y 361 L de biogás por m³ de reactor, de 3 y 38 L de CH₄ por kg de SV agregado y de 42 y 542 L de CH₄ por kg de SV removido, operando a 25 y 39°C respectivamente. La recirculación del residuo incrementó la remoción de carga orgánica. Se concluye que el residuo tiene potencial de aprovechamiento para producir biogás, considerando que la relación de nutrientes es aceptable y las eficiencias obtenidas de producción de biogás por m³ de reactor y de metano por kg de SV removido son satisfactorias, considerando como requerimiento el control de las concentraciones de metales pesados.

La investigación realizada por Riaño 2008, corresponde al estudio de la depuración de efluentes vinícolas mediante reactores anaerobios y la evaluación de los distintos factores que determinan su eficacia. Las aguas residuales de bodega se generan estacionalmente, presentan en general un carácter ácido, con elevados y muy variables niveles de DQO y DBO5 y la materia orgánica se encuentra mayoritariamente en forma soluble. De cara a los procesos biológicos, presentan déficit de nutrientes y una alta concentración de compuestos polifenólicos. Trabajando con tres reactores anaerobios tipo UASB a escala laboratorio en régimen discontinuo y semicontinuo, estudiando la influencia de la temperatura y de distintos modos de alimentación intermitente sobre la eficacia del proceso. En la operación en continuo de estos reactores, se alcanzó una OLR de 7.9 g DQO/L*d, obteniendo rendimientos de eliminación de DQO siempre superiores al 97%, con un HRT de 7.2 d. Se concluyó que existe un efecto tóxico para concentraciones de polifenoles en el agua residual superiores a 193 mg HG/L, que se manifiesta en un aumento de la concentración de la DQOs en el efluente. Se refleja una

adaptación progresiva a concentraciones de polifenoles que inicialmente resultaron tóxicas. Finalmente, se observó una rápida recuperación en el rendimiento de un reactor con déficit de nutrientes tras el aporte de éstos, en aproximadamente un tiempo de residencia hidráulico.

Posteriormente, se dispusieron los reactores tipo UASB en serie con recirculación. Con esta configuración se consiguió una mayor estabilidad que con el reactor simple. La recirculación permitió mantener el pH, la actividad biológica y una alta producción de metano, superior al 70%, en el primer reactor en serie, a pesar de estar sometido a altas velocidades de carga orgánica. Asimismo, este sistema presentó una gran capacidad de recuperación frente a modificaciones en las condiciones de operación. No se observó ninguna diferencia significativa en cuanto a la eliminación global de la DQOs, que osciló entre 98.9-99.5%, obteniendo efluentes con DQOs entre 38-119 mg /L, trabajando con HRT dentro del intervalo de 7.2-1.1 d.

En la presente investigación realizada por Rincón et al. (2010) se estudió la degradación de lodos activados provenientes de una industria cervecera ubicada en el Estado Zulia (Venezuela) bajo condiciones mesofílicas (CM), a 37° C y condiciones termofílicas (CT), a 55° C mediante el uso de un digester anaerobio de crecimiento suspendido y mezcla completa de 3,5 L, que trabajó con flujo discontinuo. Se evaluaron tiempos de retención hidráulicos (TRH), de 30, 25 y 15 días. Las mayores remociones se obtuvieron al aplicar la carga orgánica volumétrica (COV), de 1 kg DQO m³ /d (TRH de 30 días), en la cual se removió el 32% de la DQO_{total}, 10% de sólidos totales (ST), y 29% de sólidos volátiles (SV), para la CM y 59%, 32% y 43% para DQO_{total}, ST y SV, respectivamente en la CT. La concentración de metano en el biogás estuvo cerca al 60% para ambas condiciones, y la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) se mantuvo siempre menor a 35 mg/L, indicando que toda la DQO acidificada fue transformada a metano.

Durante la presente investigación correspondiente a Campaña et al. (2011) se realizó el estudio para la determinación el tiempo de retención hidráulico en un reactor anaeróbico para optimizar la generación de biogás durante la digestión de barros activados residuales. Se realizaron mediciones en reactores a escala de laboratorio para seguir la evolución del pH, DQO, sólidos, y biogás, manteniendo controlada la temperatura en un rango de 20 a 25°C. Los reactores se cargaron por única vez con 21.83 gSV/L equivalentes a 0.14 gSV/L*d. El tiempo de retención hidráulica óptimo fue de 50 días obteniendo una tasa de producción de biogás de 70 mL/L*d (0,085 L/gSV). Luego de 80 días de retención hidráulica las remociones de DQO total y soluble y sólidos volátiles fueron del 25%, 45% y 21% respectivamente.

En el presente estudio realizado por parte de Díaz et al. (2013) demuestran que un reactor UASB de flujo continuo es eficiente para tratar los efluentes provenientes de una planta extractora de aceite de palma al lograr un porcentaje de remoción del 75.76% para un TRH de 12 horas y una carga orgánica CO de 65,22 KgDQO/m³d. La producción de biogás se incrementó a medida que aumentaba la carga orgánica y se disminuía el tiempo de retención hidráulico. Durante el tiempo de arranque del reactor se realizó un aumento progresivo de la carga orgánica lo que dio como resultado un incremento en el porcentaje de remoción de DQO en el sistema; lo que permitió obtener porcentajes promedio de reducción cercanos al 81.42% para la DQOs y alcanzar una carga máxima de 65 kg /m³d. Ratificando la gran estabilidad del sistema implementado. Con el TRH de 20 horas se logró una eficiencia de remoción de materia orgánica del 76.2%, expresada como DQOs.

En la investigación realizada por Rincón et al. (2014) se realizó el estudio de la digestión anaeróbica con residuos de alimentos preparados (RAP) en un reactor anaeróbico de mezcla completa (RAMC) de 3.5 L, con flujo discontinuo bajo condiciones

mesofílicas (CM) a 37 °C y termofílicas (CT) a 55 °C. El objetivo fue evaluar la biodegradabilidad de RAP con distintos lodos biológicos y tiempos de retención hidráulicos (TRH). Antes de la degradación, se realizó un ensayo de biodegradabilidad con diferentes proporciones de carbohidratos (C) frutas y vegetales (FV) y proteínas (P) en el que se obtuvo una mayor producción de biogás al trabajar con la proporción C:FV:P 24:71:5 en CM y CT. La misma se utilizó en el RAMC con TRH de 30, 25 y 15 d en CM y CT. Para la CM se obtuvieron remociones en ST de 59 % y 67 %, SV de 76 % y 81 % para los TRH de 30 y 25 d, con producciones de metano de 0.64 L/gSV_{removido} y 0.31 L/gSV_{removido}. Durante el TRH de 15 d se registró una inestabilidad debido a concentraciones de CO₂ del 60 %. Durante la CT (TRH de 30 d) se removieron 67 % de ST, 80 % de SV y se registraron producciones de metano de 0.58 L/gSV_{removido}. Cuando se implementó el TRH de 25 d se incrementaron los ácidos grasos volátiles hasta 2916 mg/L y se detuvo el tratamiento. Las mejores remociones y producción de biogás se generaron durante el TRH de 30 d en CM con el lodo efluente cachaza.

En el presente estudio realizado por Romeu (2018) se estudió la dinámica poblacional de un reactor anaerobio de membrana sumergida, con diferentes tiempos de retención hidráulico. Por lo que las conclusiones a las que se ha llegado con su realización son las que se muestran a continuación:

El tiempo de retención hidráulico afecta a la dinámica poblacional de un reactor, reduciendo su valor (con el aumento del valor del caudal de entrada), se produce la aparición de órdenes de bacterias Sulfatoreductoras (desulfobulbus, desulfovibionales y desulfotomaculum) y a su vez disminuye la presencia de organismos metanogénicos (methanomicrobiales). El reactor AnMBR se usa (en este caso) para eliminar casi toda la DQO soluble y suspendida (proveniente del decantador primario) que entra a la planta, y lo hace por medio de las SRB, es decir, eliminación de DQO sin producción de metano.

Para las condiciones de TRH de 20h y 10h, los organismos Metanogénicos no disponen de suficiente DQO, están presentes en muy baja medida, y en condiciones no suficientemente favorables para que se produzca su desarrollo, por lo tanto, el biogás producido es despreciable.

Una vez analizada la viabilidad de las muestras se concluyó que el reactor estaba compuesto en gran medida por sólidos no volátiles (11% para TRH de 20h y 36% para TRH de 10h), sólidos no biodegradables (1.2% para TRH de 20h y 17.1% para TRH de 10h) y sólidos biodegradables (73.2% para TRH de 20h y 50% para TRH de 10h) que aún no se han degradado. Estadísticamente, no se puede determinar si el TRH incide directamente sobre el porcentaje de células viables, en los rangos de TRH estudiados en este trabajo.

Al realizar la identificación de la población microbiana presente en reactor, se identificaron las familias de sulfatoredutoras y metanogénicas presentes y se llevó a cabo su cuantificación. Por parte de las sulfatoredutoras, se obtuvo la presencia mayoritaria de Desulfobacteraceas de un 4%. Por otro lado, se obtuvo la presencia de metanogénicas de Methanobacteriales de un 1% (hidrogenotróficas, que aparecen con la disminución del TRH) y de Methanomicrobiales de un 1% (hidrogenotróficas, que desaparecen con la disminución del TRH). La presencia de ambas familias sulfatoredutoras y metanogénicas, plantea la competencia entre éstas por el sustrato disponible.

En cuanto a los sólidos volátiles, son muy similares durante el periodo de estudio, lo que indica que la fracción volátil se mantiene relativamente constante y no se puede establecer una relación con la dinámica poblacional.

Se ha observado, y contrastado con bibliografía, que la temperatura es un parámetro que influye en gran medida en el desarrollo de los organismos. Disminuyendo la temperatura desaparece la presencia de organismos metanogénicos (Methanomicrobiales) y hay un pequeño incremento de las bacterias sulfatoredutoras

(desulfobulbus y desulfotomaculum). Esto es debido a que su metabolismo depende de forma muy sensible de la temperatura.

Se ha obtenido el valor mínimo del TRH de 8h, donde es viable operar cumpliendo los límites de vertido (en zona no sensible) en la DQO de salida. El efluente obtenido con el AnMBR, cumple con los límites de DQO, pero es un efluente rico en nutrientes. Este efluente podría ser utilizado en la agricultura para fertirrigación.

En el presente estudio realizado por Cuevas (2018) se realizó la evaluación de la degradación anaerobia de una mezcla agua residual (MAR) y residuos metanólicos (RMeOH) en un reactor de lecho de lodo anaerobio de flujo ascendente (UASB). El lodo granular utilizado como inóculo fue evaluado con tres sustratos modelo y agua residual de la Universidad del Mar en términos de actividad metanogénica específica (AME). Se realizaron pruebas de biodegradabilidad anaerobia en función de la demanda química de oxígeno (DQO) de los RMeOH y la MAR/RMeOH, la mayor degradabilidad se obtuvo con 2.5 g DQO/L. La operación del reactor se evaluó en cuatro periodos en el que se manejaron condiciones como el efecto de la carga orgánica en la producción de biogás y la eficiencia de remoción de sustrato en base a DQO. En el periodo I (0-43 días), se evaluó a un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 0.44 d y la alimentación consistió en agua residual, se obtuvo una eficiencia de remoción de 54.5 % y no hubo producción de biogás. En los periodos II, III y IV al operar el reactor con la mezcla MAR/RMeOH y modificar el TRH de 1.36 hasta 0.56 d, se observó el incremento en la remoción de DQO del 88.46 al 98.95% y producción de biogás de 0.10 a 1.43 L_{metano}/L_{reactor}. La actividad metanogénica específica del lodo granular disminuyó al incrementar la carga orgánica volumétrica y los lodos presentaron degradación y cambio de color a tiempos prolongados (160 d) de operación del reactor, lo cual se reflejó en la disminución del contenido de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el lodo granular. Con el prototipo

propuesto se logró degradar de manera biológica y por la vía anaerobia los residuos metanólicos generados en la Universidad del Mar.

En el estudio realizado por Montenegro et al. (2019), se investigó el efecto de la temperatura y el tiempo de retención hidráulica en la producción de biogás en una planta piloto de digestión anaerobia. El objetivo principal de esta investigación fue determinar cómo la temperatura y el tiempo de retención hidráulica afectan la producción de biogás a partir de un agua residual preparada a partir del rumen de ganado vacuno.

Se hizo variar la temperatura entre los 25°C y 35°C y con respecto al tiempo de retención hidráulica entre 1 día a 5 días. Como conclusión se tiene que el máximo porcentaje de biogás que se obtiene es de 69.54%, a una temperatura de 35°C y con un tiempo de retención hidráulica de 5 días. También se puede concluir según el anova realizado que la temperatura, el tiempo de retención hidráulica y la interacción de estas dos variables influyen en la producción de biogás.

1.3 Planteamiento del Problema

La presente investigación se centra en el interés de aprovechar el efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono (POA-O₃) para su recirculación en la etapa del pretratamiento en el proceso de producción de metano con la finalidad de disminuir el consumo de agua potable dentro de este proceso el cual ocurre en un reactor anaerobio de tipo UASB.

1.4 Justificación

Durante el proceso de pretratamiento de los residuos de vinazas, pescados y mariscos, se emplea el uso de agua potable con la finalidad de obtener las condiciones óptimas de operación en base a los distintos parámetros que se miden acorde a los métodos y normas utilizadas para estas mediciones. Entre los que destacan son: la concentración de materia orgánica (SVT), temperatura y pH. Con el fin de disminuir el consumo de agua potable, se pretende utilizar la corriente líquida de descarga del reactor anaerobio (efluente) tratada por el proceso de oxidación avanzada con ozono, como fuente de dilución y observar el comportamiento de la concentración de metano en el biogás. Debido a que no es posible recircular directamente esta corriente líquida de descarga (efluente), sin ningún tratamiento previo, porque conforme a los resultados obtenidos del grupo de investigación se demostró que disminuye hasta un 20% la concentración de metano en el biogás producido, asimismo al recircular este efluente; el cual contiene materia orgánica remanente que no fue digerida por los microorganismos provoca la creación de volúmenes muertos dentro del reactor, dado que los microorganismos no tienen la capacidad de degradar dicha materia orgánica que ya fue descargada del reactor anteriormente por el mismo motivo.

1.5 Hipótesis

Cuando el efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono se recircule como agua de dilución en la etapa del pretratamiento, no se tendrán efectos negativos en el proceso de digestión anaerobia de los residuos de vinazas mezcaleras y pescados y mariscos.

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo General

Evaluar el impacto en la digestión anaerobia mediante la cuantificación de biogás y metano producidos al recircular en la etapa del pretratamiento el efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono.

1.6.2 Objetivos Específicos

1. Conocer las características fisicoquímicas de los residuos.
2. Establecer las condiciones de operación de un Reactor Anaerobio tipo UASB semicontinuo para el proceso de producción del biogás.
3. Analizar el efecto de diferentes tiempos de retención hidráulico y porcentajes de recirculación del efluente tratado en sustitución del agua potable durante la etapa de pretratamiento, para determinar el comportamiento de la concentración de metano en el biogás producido.

Capítulo 2. Marco Teórico

2.1 Residuos Sólidos Urbanos

La exuberante producción de residuos sólidos urbanos, que se estima en cerca 1,3 billones de toneladas anuales, se ha transformado en un grave problema social y ambiental a nivel mundial (Ouda y Raza, 2014). La fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) puede ser tratada de forma eficientemente por medio de digestión anaerobia, tecnología que ha alcanzado gran interés principalmente en países europeos por las ventajas que muestra respecto a los tratamientos aerobios (Blanco, 2010).

La FORSU, como su nombre lo indica, es aquel porcentaje orgánico presente en los RSU, del cual sus principales representantes son los residuos alimenticios y los residuos de poda de jardines y la vía pública.

La Directiva de la Unión Europea 2008/98/CE incorpora como bio-residuos los residuos orgánicos procedentes de jardines y parques, los residuos originarios de las cocinas y de los alimentos de los viviendas, bares, restaurantes, proveedores y redes de comercialización de alimentos y residuos originarios de las plantas de tratamiento de alimentos. La Directiva de la Unión Europea 2006/12/EC sobre residuos define una jerarquía en la gestión de residuos sólidos urbanos en el siguiente orden de prioridad:

- 1) Prevención o reducción de producción de residuos;
- 2) Recuperación de residuos por medio del reciclaje, la reutilización y la recolección o cualquier otro proceso que permita extraer materias primas secundarias;
- 3) Uso de residuos como fuente de energía;
- 4) Vertido de residuos. La valorización energética de los residuos sólidos urbanos reduce las emisiones de gases de efecto invernadero por dos vías: mediante la generación de energía térmica y eléctrica en sustitución de combustibles fósiles, y evitando emisiones de metano en vertederos (Cerdá, E., 2012).

El aprovechamiento de los RSU es el proceso realizado por medio de la administración integral de los RSU, la materia prima recuperada se reintegra a un nuevo ciclo productivo de componentes postproducción que pueden ser utilizados como materia prima para la producción del mismo o de nuevos componentes, disminuyendo al máximo su disposición final en relleno sanitario (Perdigón, L. A. R., 2014).

2.1.2 Gestión de los Residuos Sólidos Urbanos

Este enfoque cuenta con la clasificación de tres grupos de residuos: residuos sólidos urbanos (RSU) de competencia municipal, residuos de manejo especial (RME) de competencia estatal y residuos peligrosos (RP) de competencia federal. De acuerdo a esta clasificación los gobiernos locales se comprometen a llevar a cabo la gestión municipal, gestión que exige la coordinación y concurrencia con los demás cargos de gobierno para la regulación en cuanto a la contaminación bajo la suscripción de convenios. De esta manera la gestión integral examina, el reparar el sistema de manejo de residuos que implica la generación, almacenamiento, barrido, recolección, traslado, tratamiento, aprovechamiento de materiales y disposición final, como también incluir acciones normativas para el trámite de los reglamentos de limpieza, el incentivar para una disminución de la basura, el desarrollo de centros de acopio, gestión de recursos y apoyos, capacitación, y evaluaciones de impacto al medio ambiente natural y social.

El marco establecido en el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012 (SEMARNAT, 2009) precisa el enfoque, competencias y tipo de residuos que debe atender la administración municipal delimitándolo a los RSU, los cuales son generados en las viviendas, que son el resultado del desecho de la materia prima que manejan en los deberes domésticos, de acuerdo a los productos que consumen así como también de los envases o empaques; de igual manera los residuos que resultan de distintas diligencias dentro de establecimientos o en la vía pública que pueden generar residuos con particularidades domiciliarias y los que resultan de las actividades de limpieza en vías y lugares públicos, siempre y cuando no

sean considerados por esta Ley, como residuos de otra idiosincrasia (Calva-Alejo & Rojas-Caldelas, 2014).

2.1.3 Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos

La fracción orgánica de la mayoría de los RSU, hace mención a aquellos elementos con propiedades orgánicas las cuales pueden iniciar el proceso de descomposición biológica de acuerdo a las condiciones naturales de un ambiente las cuales son la luz solar, aire, agua, microorganismos, etc; así como lo indica Gómez (2012), "...La degradación de las sustancias implicadas se lleva a cabo por la existencia de hongos y bacterias, el proceso de degradación se puede realizar de manera aerobia es decir con presencia de aire y las bacterias lo respiran, o bien de manera anaerobia, donde no existe presencia de aire por lo cual el proceso se realiza a través de bacterias que no le es imprescindible el oxígeno...". La FORSU en términos generales se considera que está compuesta por proteínas, aminoácidos, lípidos, hidratos de carbono, celulosa, lignina y ceniza; al introducir esta materia orgánica al proceso de manera aerobia y microbacteriana, el producto final que permanece posteriormente de finalizar prácticamente toda la acción microbiológica es un material generalmente conocido como compost (Gómez, 2012), sin embargo, si se introducen a condiciones anaeróbicas, el producto final será la producción de Biogás y un residuo estabilizado que puede ser utilizado para reformar los suelos degradados.

2.2 Vinazas Mezcaleras

La cadena productiva agave-mezcal tiene una relevancia socioeconómica en México, sin embargo, también genera algunos inconvenientes en lo que respecta a los residuos generados por esta actividad productiva (Robles-González et al., 2018; Zelaya-Benavidez et al., 2022). En la elaboración de 1 litro de mezcal se generan entre 9 y hasta 15 L de vinazas, que es el agua residual generada y debido a que en la gran mayoría de los centros productores de mezcal no se tratan adecuadamente representa un problema ambiental y social (López et al., 2019). La vinaza en general posee un alto contenido de

materia orgánica que varía según la materia prima empleada y la eficiencia de los procesos de fermentación destilación, que expresado como DQO oscila entre 50 y 150 kg de DQO/m³ y como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) entre 25 y 80 kg de DBO_{5,20}/m³. Además, contiene concentraciones por encima de 750 mg/L de sulfatos, 100 mg/L de nitrógeno total, 345 mg/L de potasio, un pH entre 3,5 y 5, color oscuro que puede variar desde carmelita hasta casi negro, de olor fuerte y temperatura de ebullición cercana a los 100 °C (Jiménez et al. 2006; Pant and Adholeya 2007; España et al. 2011).

Las características ácidas de las vinazas, el alto contenido de materia orgánica, de sustancias tóxicas y compuestos recalcitrantes, representan un gran reto para las mezcaleras ya que ponen de manifiesto el riesgo para el suelo y cuerpos de agua si no se tratan estos residuos (López et al., 2019; Robles-González et al., 2012). Algunos reportes indican que en México se generan alrededor de ocho millones de litros de mezcal al año y de los nueve estados productores del destilado, Oaxaca, quien produce más del 90 % a nivel nacional, es el que enfrenta el mayor desafío para disponer más de 50 millones de litros de vinazas al año (Robles González et al., 2012; Zelaya-Benavidez et al., 2022). En muchas regiones de Oaxaca, aún se tiene la práctica de canalizar las vinazas mezcaleras al suelo, lo que puede generar acidificación del suelo, lixiviación de ciertos metales, e incluso la reducción de su porosidad y de los microorganismos presentes (Díaz et al., 2020; Sánchez Lizárraga et al., 2018; Zelaya-Benavidez et al., 2021). Además, existen estudios que han determinado la toxicidad para algunas hortalizas regadas con bajas dosis de estas vinazas (Zelaya-Benavidez et al., 2021). Dentro de las limitaciones de los sistemas de tratamiento existentes para estas vinazas están los tiempos de retención hidráulico de operación, el espacio que ocupan los reactores biológicos y el mantenimiento de los éstos (Díaz et al., 2020). Además, de los costos asociados a la misma operación de los trenes de tratamiento. Uno de los sistemas biológicos existentes aún no probados en las vinazas mezcaleras son los sistemas biológicos de reactores discontinuos o reactores por lotes (SBR, por las siglas en inglés de Sequencing Batch Reactor). Esta tecnología resulta atractiva para el tratamiento de

efluentes complejos aunado a los beneficios de tener un mismo tanque donde ocurre la etapa aerobia-anaerobia y la sedimentación lo que significa un ahorro de espacio. Los sistemas tipo SBR son catalogados como de fácil operación y efectivos para la eliminación de macronutrientes presentes en el agua residual y apropiado para industrias que tienen producción por lotes como en el caso de las mezcaleras (Escudero et al., 2023).

2.2.1 Características químicas de la vinaza mezcalera

Las características químicas inorgánicas más trascendentales que contienen las vinazas es el amoníaco, nitrógeno orgánico, ion nitrito, ion nitrato, cloruro, sulfato, oligoelemento, fósforo-orgánico y fósforo inorgánico (González et al. 2009). Principalmente las vinazas son descargadas en suelos, cuando ocurre esto, los sólidos suspendidos que contienen incitan a que exista menor permeabilidad, a consecuencia de la obstrucción de acuerdo a la porosidad del suelo, de esta manera impide el paso normal de líquidos a través de él, ayudando a las fermentaciones que crean olores indeseables (García et al. 1997). Kannabiran y Pragasam (1993), reportan que la descarga de vinazas en suelos provoca la inhibición del proceso de germinación. Esto ocurre a causa de la reducción de la alcalinidad del suelo, provocando deficiencia de manganeso que no resulta ser beneficiosa en los cultivos. Dado que existe una gran diversidad de contaminantes presentes en las vinazas, es fundamental efectuar un tratamiento previo antes de ser descargadas en ríos o suelos, con la finalidad de eliminar la mayor parte posible de la materia orgánica biodegradable presente y así disminuir los contaminantes. De esta manera los procesos de digestión anaerobia suelen ser un proceso biológico eficiente para disminuir lo posible la materia orgánica presente con ayuda de un grupo de bacterias específicas, las cuales descomponen la materia orgánica dando como productos principalmente el CH_4 , CO_2 , H_2 y H_2S (Deepak et al. 2007).

2.2.2 Usos de las vinazas mezcaleras

Algunas propuestas de utilización de las vinazas mezcaleras son el reciclar y con ello reducir el volumen de desecho, la aplicación directa en la tierra como irrigación, fertilizante, la producción de forraje de levadura, obtención de suplemento alimenticio para el ganado y como materia prima para la producción de biocombustibles (Atem et al. 2008). La digestión anaerobia es recomendada ampliamente para el tratamiento de vinazas, debido a que el proceso soporta cargas orgánicas altas, posee requerimientos bajos de energía. Durante su operación, las bacterias anaerobias transforman la carga orgánica presente en la vinaza en gas metano, que posteriormente puede ser empleado como fuente de energía. Se ha reportado que los procesos anaerobios presentan eficiencias de remoción de materia orgánica biodegradable del 70 al 91% en vinazas de diferentes orígenes, logrando alcanzar los parámetros sugeridos para su liberación al medio ambiente (González et al. 2012).

2.3 Anaerobiosis

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el cual está dado por la descomposición microbiana de la materia orgánica o biomasa, en ausencia de oxígeno, donde a través de la actividad microbiana (grupo de bacterias específicas), se descompone la materia orgánica para formar el biogás el cual está compuesto principalmente por CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , etc., así como también la formación de una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos complejos de degradar. Los procesos de digestión anaerobia se pueden llevar a cabo con uno o más residuos con ciertos antecedentes como el que deben ser líquidos, que cuenten con materia fermentable, y de la misma manera contengan una concentración de materia orgánica considerablemente constante.

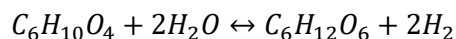
El desarrollo de las tecnologías acerca del proceso de digestión anaerobia estuvo relacionado principalmente por la insuficiencia de combustibles fósiles y su costo excelso

además por la progresiva concientización social hacia los problemas medioambientales procedentes de la acumulación de aguas residuales urbanas e industriales. Por otra parte, en este proceso además de obtener biogás se obtienen productos digeridos que pueden ser utilizados como fertilizantes y enmiendas orgánicas dado que de acuerdo con sus características fisicoquímicas son de gran utilidad al contener nutrientes beneficiosos para las plantas (Perdigón, L. A. R., 2014).

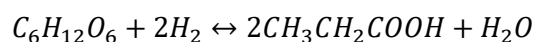
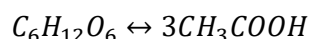
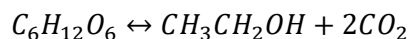
El proceso de digestión anaerobia desde el punto de vista químico y biológico es un proceso condicionado ocasionado por la cantidad de especies bacterianas y de reacciones químicas complejas que se encuentran dentro de este (Jarabo, 1999). Dado que en cada una de las etapas los productos finales de un grupo de microorganismos suelen ser el alimento del grupo siguiente, de esta manera durante el proceso existe un delicado balance que es preciso conservar para que el proceso ocurra de manera correcta (Blanco, C. D. 2011).

2.3.1 Etapas de la Anaerobiosis

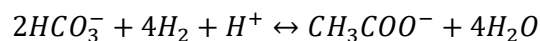
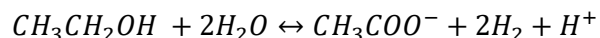
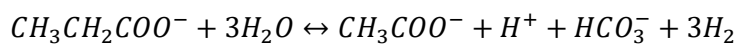
- I. Hidrólisis: Se encuentran las bacterias Hidrolíticas



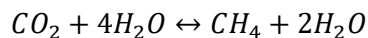
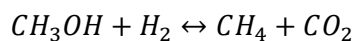
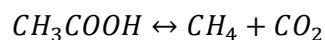
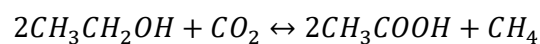
- II. Acidogénesis: Se encuentran las bacterias Acidogénicas



- III. Acetogénesis: Se encuentran las bacterias Homoacetogénicas



- IV. Metanogénesis: Se encuentran las bacterias Metanogénicas



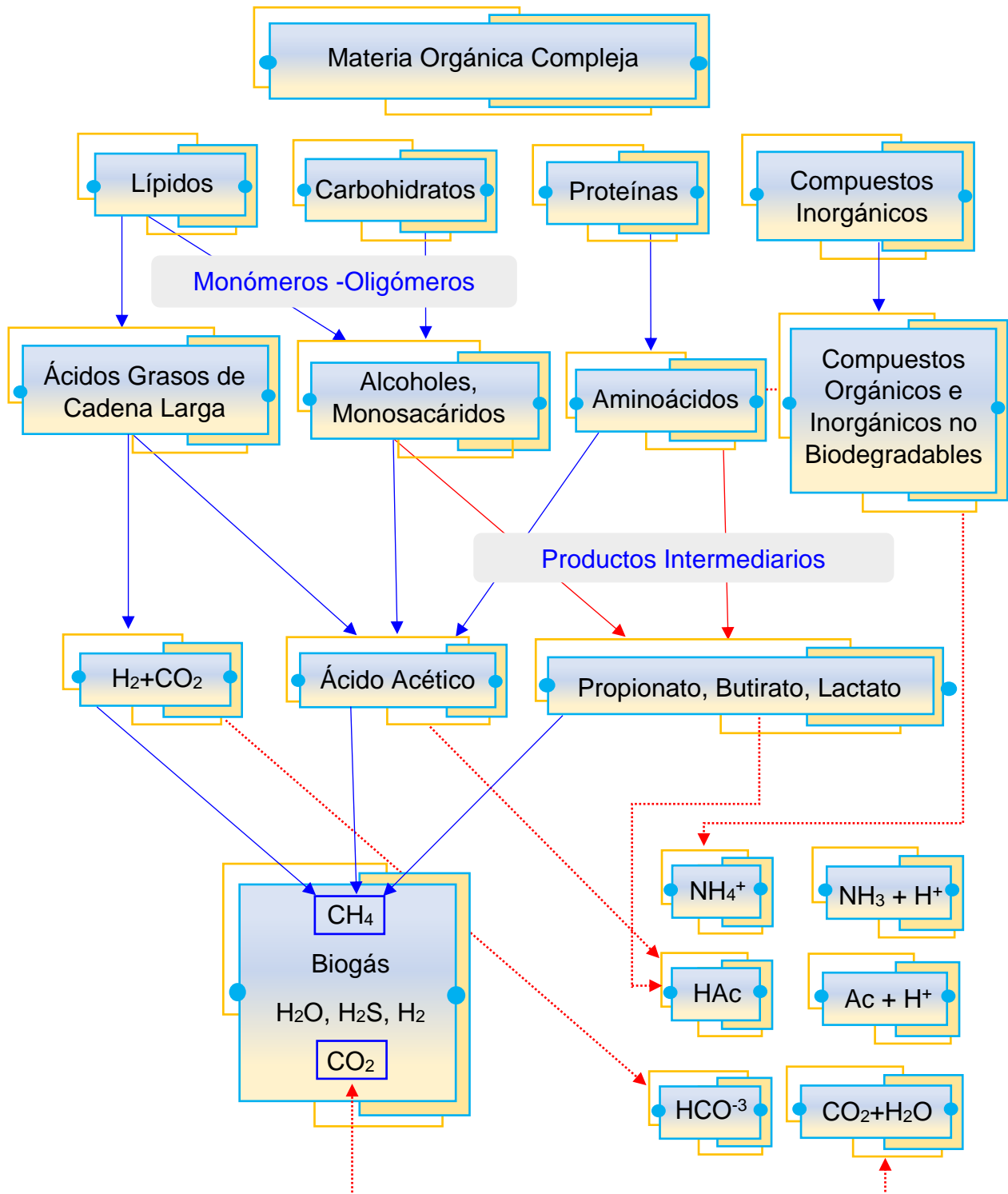


Figura 1. Proceso de la Digestión Anaerobia.

Fuente: Adaptado de Saha y cols.,2020; Bella y cos., 2021).

2.3.1.1 Etapa Hidrolítica

La hidrólisis corresponde a la primera etapa del proceso de digestión anaerobia y generalmente es la etapa limitante debido a que la materia orgánica se encuentra particulada y no disuelta (Vavilin et al., 2001). Existen pretratamientos que ayudan la solubilización de la materia orgánica cuando la hidrólisis es la etapa limitante como lo son: precompostaje, tratamientos mecánicos, adición de álcalis, etc. (Mata-Álvarez et al., 2000; Mladenovska et al., 2006).

Esta etapa radica en degradar la materia orgánica compleja correspondiente a la biomasa, dando como resultado moléculas más asimilables para los microorganismos al ser introducidas al interior celular. Dado que la mayor parte de esta materia orgánica es sólida es necesario que sea disuelta por el agua que la conforma. Las bacterias que llevan a cabo la etapa hidrolítica son anaerobias facultativas. Estas bacterias, se pueden desarrollar de manera espontánea cuando se encuentran en condiciones favorables para las mismas. Estas realizan un amplio espectro de actividades enzimáticas que hacen posible la transformación de las sustancias orgánicas complejas en compuestos más simples. La actividad que realizan estas bacterias además de proporcionar sustrato para los grupos posteriores de bacterias, estas se encargan de eliminar el oxígeno disuelto que pudiera quedar en la materia orgánica (Jarabo, 1999).

2.3.1.2 Etapa Fermentativa o Acidogénica

La etapa acidogénica se caracteriza por la acción de un conjunto de organismos fermentativos que convierten a las moléculas orgánicas solubles, para formar los compuestos que pueden ser utilizados por las bacterias metanogénicas como lo son el ácido acético y el hidrógeno además de compuestos orgánicos más reducidos (láctico, etanol, propiónico, butírico). La cinética del proceso es respectivamente rápida y el pH óptimo, es relativamente bajo (Blanco, C. D. 2011).

2.3.1.3 Etapa Acetogénica

Los productos obtenidos en la etapa acidogénica se transforman en productos más sencillos a través de la acción de las bacterias acetogénicas, convirtiendo el ácido acético en acetato e hidrógeno, con la finalidad de que sean utilizados como sustrato en la etapa metanogénica. Los procesos de esta etapa son energéticamente difíciles, por lo que requieren coadyuvar con los organismos metanogénicos u otros organismos consumidores de hidrógeno (Stams, 1994).

2.3.1.4 Etapa Metanogénica

Las bacterias metanogénicas son las responsables de llevar a cabo la producción de metano a través de compuestos monocarbonados producto de la etapa anterior como lo es el acetato, H₂, CO₂, formiato, metanol, y algunas metilaminas, de esta manera a su vez eliminan los productos de las etapas anteriores. Estas bacterias conciernen al dominio de las arqueas, conformado por microorganismos típicamente afines a ambientes excesivos con una evolución cercana a los eucariontes que a las propias bacterias (Madigan et al., 1999). Se contempla que el 70% del metano producido mediante reactores anaerobios resulta del consumo del ácido acético (Ferguson y Mah, 1987), en tanto a la parte restante resulta de consumir el ácido fórmico y el dióxido de carbono (el cual se reduce con el hidrógeno derivado de las primeras etapas). La velocidad de reproducción de los microorganismos metanogénicos es muy baja, donde se estima que los tiempos de regeneración son diez veces superiores comparados con las bacterias acidogénicas (Jarabo, 1999).

2.3.2 Grupos principales que intervienen en los procesos de Digestión Anaerobia

Bacterias hidrolíticas-acidogénicas, que son anaerobias facultativas y los más frecuentes son los miembros de la familia Enterobacteriaceae, además los géneros *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium*. Las bacterias con actividad proteolítica son en su mayoría especies de los géneros

Clostridium, *Peptococcus*, *Bifidobacterium* y *Staphylococcus*. Bacterias como *Anaerovibrio lipolytica* con actividad lipolítica han sido aisladas del rumen; igualmente la *Butyrovibrio fibrisolvens* hidroliza fosfolípidos cuando crece con azúcares fermentables como fuente de carbono. Estas bacterias se encargan de hidrolizar la celulosa, solubilizar extracelularmente las moléculas de los polímeros orgánicos de carbohidratos, proteínas y lípidos, creando azúcares, ácidos grasos de cadena larga y aminoácidos, que pertenece al monómero de cada uno.

Las bacterias hidrolíticas tales como *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus*, *Clostridium*, *Peptococcus*, *Bifidobacterium*, *Staphylococcus* y *Anaerovibriolipolytica*, requieren producir energía la cual es obtenida por medio de la glucólisis (donde se obtiene la molécula del piruvato, el cual es significativo para la célula, siendo el sustrato clave para producir energía), glicerol y aminoácidos.

Bacterias acidogénicas; Durante esta etapa se producen los ácidos grasos de la cadena corta conocidos comúnmente como ácidos grasos volátiles, destacando el acético, propiónico y butírico, y en segundo término el valérico y caproico. En esta fase de fermentación también se produce H_2 y CO_2 , y así misma esta acción bacteriana crea sulfuros y ciertos compuestos aromáticos provenientes de aminoácidos que forman parte de las moléculas propias de las proteínas. Los productos de la glucólisis se acidifican por acción de las bacterias acidogénicas, como lo son las: *Clostridium*, *Bifidobacterium*, *Desulphovibrio*, *Actinomyces* y *Staphylococcus*.

Bacterias acetogénicas; son las encargadas de convertir los ácidos grasos volátiles a acetato, anhídrido carbónico e H_2 , dado que este ácido será el sustrato de las bacterias dominantes en la siguiente etapa. Algunas de las bacterias acetogénicas son la *Propionibacterium*, *Clostridium propionicum*, *Clostridium butyricum*, *Syntrophomonas sapovorans*, *Syntrophobacter wolinii*, *Syntromonas wolfei*, *Syntrophospara bryantii* y *Syntrophus buswellii*. Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato, CO_2 y H_2 .

Bacterias metanogénicas hidrogenófilas; bacterias tales como *Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanospirillum*, y *Methanobrevibacter*, entre otros, actúan como catalizador o bien consumen el H₂ producido por la etapa anterior para la producir cerca del 28% de CH₄ a partir de acetato y a su vez permiten la disminución en cuanto a la presión parcial de hidrógeno.

Bacterias metanogénicas acetoclásticas; *Methanosarcina* y *Methanothrix* son capaces de llevar a cabo la producción aproximadamente del 70% CH₄ y dióxido de carbono a partir del ácido acético.

Estas poblaciones de microorganismos se identifican por estar conformadas de especies con diferentes velocidades de crecimiento y sensibilidad de los diferentes compuestos intermedios, esto conlleva a que cada una de las etapas presentará velocidades de reacción diferentes, esto de acuerdo a la composición del substrato y que el desarrollo estable requiera un equilibrio para evitar la acumulación de compuestos intermedios inhibidores o la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), que puede provocar la disminución de pH.

2.3.3 Beneficios de la Digestión Anaerobia

Los beneficios son los siguientes:

- 1) Disminución significativa de malos olores.
- 2) Mineralización.
- 3) Generación de energía renovable al aprovechar el biogás como energía sustituyendo el combustible fósil.
- 4) Disminución de emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la disminución de emisiones no controladas de CH₄, (que produce un efecto invernadero 20 veces superior al CO₂), y reducción del CO₂ ahorrado por sustitución de energía fósil.
- 5) pH, cercano a la neutralidad.
- 6) Alcalinidad por arriba de 1,5 g/L CaCO₃, asegurando la capacidad buffer.

- 7) Potencial redox, por debajo de -350 mV.
- 8) Nutrientes, con valores que aseguren el crecimiento de los microorganismos.
- 9) Tóxicos e inhibidores, donde la concentración debe ser la menor posible.
- 10) Temperatura, la cual depende del rango al que se decida operar. Donde se encuentra las condiciones psicrófilas (temperatura ambiente), mesófilas (temperaturas alrededor de 35 °C) o termófilas (temperaturas alrededor de los 55 °C).
- 11) Agitación, se debe transferir al sistema el nivel de energía necesario para favorecer la transferencia de sustrato a cada población de bacterias, de igual manera para la homogeneización.
- 12) Tiempo de retención hidráulico, el cual es el tiempo medio de permanencia del influente en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos.
- 13) Velocidad de carga orgánica, si se obtienen valores pequeños implican una disminución de concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención (Perdigón, L. A. R.,2014).

2.3.4 Factores que afectan los procesos anaerobios

Es inexistente la concordancia entre investigadores conforme a cuáles son las condiciones óptimas y de esta manera los rangos de oscilación de cada uno de los factores que afectan en este proceso, los cuales deben ser medidos y controlados (Jarabo, 1999).

Temperatura

La digestión anaerobia se lleva a cabo en base a diferentes rangos que oscilan entre los 10°C y los 70°C (Mata-Álvarez, 2002). Este parámetro es muy importante debido a que está relacionado con la velocidad de degradación y de esta manera en el rendimiento de cada una de las etapas de la digestión anaerobia especialmente en la etapa metanogénica (Blanco, C. D. 2011).

Se tienen clasificados tres intervalos de temperatura (Tabla 1) los cuales tienen efectos sobre cada grupo bacteriano; Pueden ser considerados tres intervalos de temperatura:

Tabla 1. *Intervalos de Temperatura*

Tipo	Temperatura (°C)
Psicrófilo	5-20
Mesófilo	20-45
Termófilo	45-65

El intervalo psicrófilo no es tan común, debido a que no existen muchos estudios acerca de esta condición y se estima que no es tan viable de acuerdo a la capacidad del reactor a utilizar; no obstante, ostenta mínimas dificultades al estabilizar el proceso a comparación de las otras condiciones de temperatura (Wills, 2005; Mirmohamadsadeghi y col., 2019).

El intervalo de temperatura mesofílico es el más utilizado, su aplicación incrementa la velocidad del proceso (aumento en la degradación de MO y la producción de biogás) así como una mejor eliminación organismos patógenos de manera eficiente (Wills, 2005; Mirmohamadsadeghi y col., 2019).

El intervalo de temperatura termofílico requiere un monitoreo más constante para mantener ese rango de temperatura, el cual lo convierte en un proceso demandante y costoso. (De Baere, 2000).

pH

La digestión anaerobia se ve afectada por variaciones del pH. Cada consorcio microbiano posee rangos óptimos de pH. El rango de pH óptimo para los microorganismos acidogénicos fluctúa entre 5.5 – 6.5 en escala de pH, mientras que para los microorganismos acetogénicos y metanogénicos varía entre 7.8 y 8.2 en escala de pH. Donde los microorganismos acidogénicos son menos sensibles y a su vez los microorganismos acetogénicos y metanogénicos son más sensibles ante la variación de pH (L. Núñez, 2017). Según L. Núñez, 2017, al tener un pH bajo provoca que los microorganismos metanogénicos disminuyan su actividad, generando la acumulación de ácidos grasos volátiles lo que estaría provocando que el sistema se acidifique y que el proceso de digestión anaerobia llegue a detenerse. Ante una acidificación del sistema es necesario disminuir la carga orgánica alimentada al reactor la cual es necesario tener conocimiento acerca del pH de la materia orgánica, con la finalidad de que las bacterias puedan consumir los VFA de manera más rápida hasta lograr que se consuman los VFA acumulados en el sistema. De esta manera el pH volverá a estabilizarse y la última etapa del proceso podrá realizarse de manera eficiente. En dado caso que no se restablezca el pH será necesario hacer uso de hidróxido de sodio, carbonato de calcio, cal, etc. Es importante mencionar que al tener un pH alto también favorece el exceso de amoníaco el cual a altas concentraciones puede inhibir la acción de los microorganismos y de esta manera el sistema. El pH está controlado por la alcalinidad natural del sistema, debido a su capacidad buffer (M. T. Varnero, 2013).

Alcalinidad

La alcalinidad se refiere a la capacidad buffer que tiene una solución para resistirse a las fluctuaciones de pH. Al ser mayor el valor de alcalinidad, mayor será la cantidad de ácido a agregar para poder observar un cambio significativo en los valores de pH. En el proceso de digestión anaerobia lo que suministra cierta resistencia a los cambios significativos de pH es debido al equilibrio de iones de dióxido de carbono y bicarbonato. Los iones de bicarbonato (HCO_3^-) son la mayor fuente de capacidad tampón para

mantener el pH del sistema alrededor del neutro. La concentración de iones HCO_3^- en solución, está relacionada con el porcentaje de dióxido de carbono en la fase gaseosa. Este factor se considera como una variable importante y vital para poder prevenir desequilibrios en el proceso, debido a que si existe acumulación de VFA estos consumirán la alcalinidad en primera instancia antes de que ocurran variaciones bruscas y significativas en el pH.

Para aumentar la alcalinidad en el proceso, se logra a través de la disminución de carga orgánica, y también mediante la adición de bicarbonato. Otra manera es a través del aumento en la temperatura ya que propicia al aumento en la concentración de amoníaco que le da capacidad buffer al medio, aumentará. Sin embargo, no es tan viable ya que a concentraciones altas de amoníaco pueden inhibir el sistema, específicamente la acción de los microorganismos en la última etapa. (L. Núñez, 2017).

Ácidos volátiles (VFA)

También nombrados como ácidos grasos de cadena corta (SCFA). En el proceso de digestión anaerobia, este grupo de ácidos se conforma principalmente por ácido acético, ácido butírico, ácido propiónico, y en menor medida otros ácidos como el isobutírico, valérico, isovalérico y capríónico. Estos son producto de la etapa acidogénica y posteriormente se utilizan como sustrato en las últimas dos etapas del proceso de digestión anaerobia. Hasta ahora se considera como el mejor parámetro para indicar la estabilidad del proceso, debido a que la concentración de VFA indica como se encuentra el progreso del proceso de digestión anaerobia. La acumulación de VFA se debe a dos posibles causas. La primera es debido a la sobrecarga orgánica, lo que significa que, la cantidad de materia prima a la entrada del reactor es demasiado alta, lo que causa que la cantidad de VFA producidos durante la etapa acidogénica es más alta a comparación de la cantidad que pueden asimilar los microorganismos de las posteriores etapas en determinado tiempo. La segunda es probable que se deba a la inhibición de los microorganismos metanogénicos la cual puede ser provocada por la alteración de alguno de los factores que afectan este sistema (L. Núñez, 2017).

Recientes estudios, como A. Wellinger, J. Murphy, and D. Baxter, *The Biogas Handbook*. 2013., señalan que la relación ácido propiónico/ácido acético es un indicador más viable y sensible para la inestabilidad del proceso. De acuerdo con la bibliografía reportada existen niveles de concentración de VFA que no deben ser excedidos al tener una concentración menor a 500 mg/litro. A pesar de lo anterior, es complicado delimitar un valor de concentración de VFA que deba respetarse (L. Núñez, 2017).

Conductividad

La conductividad eléctrica o electrolítica (EC) es una medida que indica la capacidad de una solución para conducir una corriente eléctrica (HACH). La conductividad muestra la cuantía de iones contenida en una solución; de manera que es la capacidad de los electrones de desplazarse en el agua de un grupo a otro de electrodos viene dada más que por las moléculas de agua en sí mismas, es por eso por lo que los iones disueltos en el medio y serán estos iones los que transporten los electrones (HACH).

La conductividad eléctrica (siemens por metro (S/m) o en micro - Siemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$)) indica de manera indirecta la cantidad de sales minerales disueltas en el sistema, lo cual se relaciona con los sólidos disueltos. En una corriente de proceso, TDS (Sólidos Totales Disueltos) se mide comúnmente con un analizador de conductividad. Sin embargo, esta medida es sólo una aproximación, lo cual se basa en un factor de multiplicación de 0,4 a 0,75 veces el valor de conductividad cruda. La variación es debido al tipo de sólido disuelto (s) que están en la muestra (HACH). Actualmente estudios han relacionado la conductividad eléctrica (CE) con el mecanismo de Transferencia directa de electrones entre especies (DIET).

Transferencia directa de electrones entre especies (DIET)

La Transferencia Directa de Electrones entre Especies (DIET, por sus siglas en inglés "Direct Electron Transfer") es un proceso en el que los electrones se transfieren directamente entre microorganismos, o entre sustancias sólidas, como minerales conductores de electricidad (Nabi y cols., 2022). Esta transferencia directa de electrones es fundamental en el campo de la biología y la microbiología, especialmente en el estudio de la respiración microbiana, la descomposición de compuestos orgánicos y la generación de energía a través de la digestión anaerobia (Ortiz, 2022; Morales, 2019).

Relación Alfa

Constituye un indicador del equilibrio ácido-base del sistema en proceso de biodigestión. Se obtiene mediante una titulación con dos puntos finales, sobre la misma muestra, uno a pH 5,75 y otro a pH 4,3. Se registran los volúmenes gastados como V_1 y V_2 , respectivamente. El volumen V_1 simboliza la concentración cercana de bicarbonato, y en tanto al volumen V_2 simboliza la adición de la concentración de bicarbonato más la concentración de las sales unidas de los ácidos grasos volátiles (AGV) .

Para conocer la capacidad buffer en el sistema se aplica el concepto de relación alfa de la alcalinidad debida a los bicarbonatos entre la alcalinidad total. La relación alfa puede calcularse con la Ec.1. (Rubio, 2004):

$$\alpha = \frac{Alc(HCO_3^-)_{5.75}}{Alc(total)_{4.30}} \quad (1)$$

Donde:

$Alc(HCO_3^-)_{5.75}$ =Alcalinidad debida a los bicarbonatos, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 5.75 ($m CaCO_3 /L$)

$Alc(total)_{4.30}$ =Alcalinidad total, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 4.3 ($m CaCO_3 /L$)

La relación alfa con valores superiores a 0.5 indica que existe un equilibrio entre los bicarbonatos producidos por la descarboxilación del acetato por las bacterias metanogénicas acetoclásticas y de los AGV producidos durante la etapa de fermentación. Valores de alfa inferiores a 0.5 son debidos a la acumulación de AGV, lo que indica que el sistema no tiene la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresa Vergara Angel (2013).

Sólidos Totales, Volátiles y Fijos

Los sólidos orgánicos son sustancias que tienen carbono, hidrógeno y oxígeno, y algunos se combinan con nitrógeno, azufre o fósforo. Los grupos transcendentales son las proteínas, carbohidratos y las grasas, capaces de ser degradados por la acción de bacterias y que se convierten en combustibles.

Los sólidos inorgánicos son sustancias inertes y no aptos a ser degradados. Donde se encuentran las arenas, aceites y sales minerales disueltas en el agua potable y sin propiedades combustibles (Aguas Residuales, s. f.).

Sólidos Totales: Es la cantidad de materia que permanece como residuo después de una evaporación, a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.; es decir; representan la totalidad de los sólidos que no son retenidos por filtración y nos permiten determinar la cantidad de sólidos que entran en un determinado proceso, independientemente de la naturaleza de estos.

Sólidos Volátiles: Son aquellos que se volatilizan por el efecto de la calcinación a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$. Estos nos sirven para conocer de manera global e indirecta la materia orgánica existente.

Si los sólidos totales se someten a combustión bajo una temperatura de $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 20 minutos, la materia orgánica se convierte a CO_2 y H_2O . Esta pérdida de peso se interpreta en términos de materia orgánica o volátil. Los sólidos que no se

volatilizan se denominan **Sólidos Fijos** los cuales miden de manera global e indirecta la materia inorgánica existente (Aguamarket, s. f.).

Contenido de nutrientes y relación C/N

El proceso anaerobio se caracteriza por la baja demanda de nutrientes. Se puede distinguir entre macronutrientes (carbono, nitrógeno, fósforo, potasio y azufre) y micronutrientes (cobalto, cobre, hierro, molibdeno, níquel, selenio, tungsteno y cinc). El carbono es el elemento básico del material celular y la principal fuente de energía, el cual se encuentra de manera cuantioso en sustratos orgánicos. El elemento que puede ser limitante en este proceso es el nitrógeno utilizado para la síntesis de proteínas (Kayhanian y Rich, 1995). Si la relación C/N es mínima, los microorganismos no serán capaces de asimilar la materia orgánica, y por el contrario, un exceso de nitrógeno en forma amoniacal puede inhibir el sistema (Jarabo, 1999). La codigestión en la mayoría de los casos es favorable de acuerdo a los nutrientes que proporcionan los co-sustratos y a las sinergias que se forman en la digestión (Mata-Álvarez et al., 2000). La codigestión puede mejorar los rendimientos (Kalra y Panwar, 1986). La relación C/N óptima para este proceso de DA no está definido (Yena y Bruneb, 2006). Parkin y Owen (1986) establecen el rango de 20 a 30, mientras que Jarabo (1999) la relación C/N esta entre 25 y 30.

Presencia de tóxicos e inhibidores

En la literatura acerca de los procesos de digestión anaerobia se diferencian en cuanto a los niveles tóxicos o inhibidores para ciertas sustancias, esto ocurre por la complejidad del proceso (Chen et al., 2008). Una de las sustancias más relevantes que pueden afectar el proceso es el oxígeno, principalmente a los microorganismos metanogénicos ya que son estrictamente anaerobios: 0,01 ppm de oxígeno es capaz de inhibir por completo su desarrollo (Jarabo, 1999). Los demás inhibidores son el amoniaco libre, los ácidos grasos volátiles y el ácido sulfhídrico (H₂S) (Mata-Álvarez, 2002). Ciertas sustancias como los disolventes, pesticidas, detergentes, entre otros, pueden ser tóxicos en el proceso. El ion amonio y el amoniaco libre son las dos maneras transcendentales de nitrógeno amónico

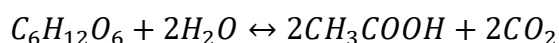
inorgánico en solución acuosa (De Baere et al., 1984). La concentración de amoníaco libre depende especialmente de tres parámetros: la concentración de amoníaco total, la temperatura y el pH. El aumento de la temperatura y pH beneficia el incremento de la concentración de amoníaco libre y de esta manera la inhibición. Según Calli et al. (2004), la inhibición por amoníaco se genera, a partir de valores de pH por arriba del 7,4, en un rango que va de 1,5 a 3,0 g*L⁻¹ de nitrógeno amoniacal total, por lo que al encontrarse por arriba de ese rangose convierte en tóxico independientemente del valor de pH. Las prácticas que se han comprobado para resolver el caso de inhibición por amoníaco son la dilución del digerido con agua, el ajuste de la relación C/N de la alimentación (Kayhanian, 1999) y la recirculación de digerido secado al aire (Mata-Álvarez et al., 2000). La relación dada por el amoníaco libre, los ácidos grasos, y el pH puede propiciar un “estado estacionario inhibido”, donde se encuentra estable el proceso, pero con una disminución en la producción de metano (Angelidaki y Ahring, 1993).

Potencial Redox (ORP)

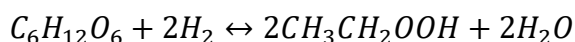
Los microorganismos anaeróbicos necesitan del potencial redox negativo para su desarrollo. Particularmente los microorganismos metanogénicos demandan un medio reductor para su asimilación (entre -300 mV y -350 mV). Para lograr una alta eficiencia s debe tener un bajo potencial redox, este se logra al evitar ingresar agentes oxidantes como el oxígeno, sulfatos, nitratos o nitritos (N. E. Korres, et al 2013). Esta medición se realiza por medio de un electrodo que establece el voltaje entre las sustancias oxidantes (dona electrones) y las sustancias reductoras (captadores de electrones) que se encuentran disueltas en el digestor (B. Drosog, 2013.). Sin embargo, realizar esta medición puede indicar de manera temprana incluso antes de que ocurra un cambio en la alcalinidad, o bien ante una inestabilidad inminente en el proceso, no obstante, también varía ante circunstancias que no implican una inestabilidad inminente, creadas por el cambio de la composición en la materia prima. Esta medición no se realiza a menudo debido a que requieren un mantenimiento frecuente y a su vez una instalación sofisticada (Núñez, L., 2017).

2.3.5 Estabilidad de la Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia requiere de todas las interacciones que ocurren en cada una de las etapas del proceso. Durante la operación estable del proceso los intermediarios primordiales los cuales son: el acetato e hidrógeno, están presentes en pequeñas concentraciones, < 0.1% en cuanto al volumen de la fase gas. Puesto que las últimas etapas del proceso son las más susceptibles a la inhibición, las fallas en el sistema son inminentes, frecuentemente caracterizadas por la acumulación de intermediarios de la fermentación (Campos Pozuelo, A. E. 2001). Un exceso ligero de carbohidratos, da lugar a concentraciones elevadas del acetato e hidrógeno:



Si la velocidad de generación de acetato sobrepasará su velocidad de uso en la metanogénesis en un periodo de tiempo significativo, la acumulación propiciará a la disminución de pH obteniendo un efecto inhibitorio en el sistema. Con la velocidad de producción del acetato retardada temporalmente, por la metanogénesis se tiene oportunidad de quitar las acumulaciones moderadas de acetato y de hidrógeno, restableciendo así el equilibrio original del sistema. Al tener condiciones de sobrecarga más graves el efecto de retraso del hidrógeno sobre acetogénesis se incrementa en cierta proporción dado que a concentraciones superiores son utilizadas en la formación del ácido propiónico:



Esto permite que las bacterias OHPA sigan generando acetato, y así mismo el pH del sistema, lo que puede provocar falla total en el sistema. A pesar de la susceptibilidad de la digestión anaerobia a fallas debidas a la acumulación de ácidos grasos volátiles, este proceso puede ser más susceptible a un menor a 6 así como también por encima de un pH=8. El ácido acético es un ácido débil (es decir, se ioniza parcialmente en una solución acuosa) y éste, mezclado con la capacidad buffer natural del sistema proporcionada por el CO₂, muestra que puede ocurrir un aumento significativo en la

concentración de AGV antes de que cualquier disminución significativa en el pH se vea reflejada. De esta manera la medición de AGV puede conducirse a ser un indicador temprano de cualquier falla que llegue a producirse a través del monitoreo del pH a partir de la cantidad añadida de NaOH. Aparte de la inhibición a causa de los AGV, la etapa metanogénica puede ser inhibida por distintas sustancias tóxicas, donde se encuentran los metales pesados como el cadmio, el cobre, el cromo, el níquel, el plomo y el zinc. Estos estarán presentes en su mayoría en forma de sulfuros insolubles, que tienen un potencial tóxico bajo (Montes Carmona, M. E., 2008).

2.3.6 Biogás

Durante el proceso de transformación de la materia orgánica, nombrada como digestión anaerobia, determinadas bacterias producen un gas denominado por su origen «biogás». El biogás puede ser generado a través del proceso de desgasificación natural dada por los residuos sólidos urbanos que son almacenados en los vertederos o bien se puede dar por metanización voluntaria realizada por medio de digestores anaerobios. La digestión anaerobia puede emplearse en excedentes de cosechas, cultivos energéticos, residuos agrícolas, residuos ganaderos, lodos provenientes de depuradoras de aguas residuales o efluentes industriales. Toda la variedad de residuos se puede tratar de forma autónoma o junta (codigestión). En cuanto a su utilidad, el biogás puede designarse para la producción de electricidad en una caldera o producción de calor y, de la misma manera para la producción de electricidad en motores y turbinas, pilas de combustible previa realización de una limpieza de H₂S y otros contaminantes de las membranas, introducción en una red de transporte de gas natural previa purificación y agregación de los aditivos necesarios (especialmente en Alemania, Suecia y Holanda), así como también para sintetizar productos de valor elevado como el metanol o el gas natural licuado, e incluso como combustible de automoción (IDAE, 2007 B).

2.4 Reactor Anaerobio de Tipo UASB

Los reactores UASB (del inglés *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) fueron perfeccionados para el tratamiento de aguas residuales industriales en concentraciones medias y elevadas en cuanto a la materia orgánica. El reactor UASB consta de un tanque donde se introduce el agua residual por la parte inferior (influyente) y salen por la parte superior (efluente), de esta manera se establece el flujo ascendente, por lo que la mezcla del sistema es promovida por el flujo ascensional del fluido y por las burbujas de gas. Está constituido por tres partes importantes (Figura 2) las cuales son: entrada de sustrato, salida o efluente y cámara y salida de biogás (Bedoya & Sousa, 2009). El concepto del reactor UASB se diseñó inicialmente para tratar aguas con una alimentación de alta concentración de materia orgánica ($DQO > 2000 \text{ mg L}^{-1}$) con eficiencias de degradación mayores al 85% (Kato, M., et al., 1994).

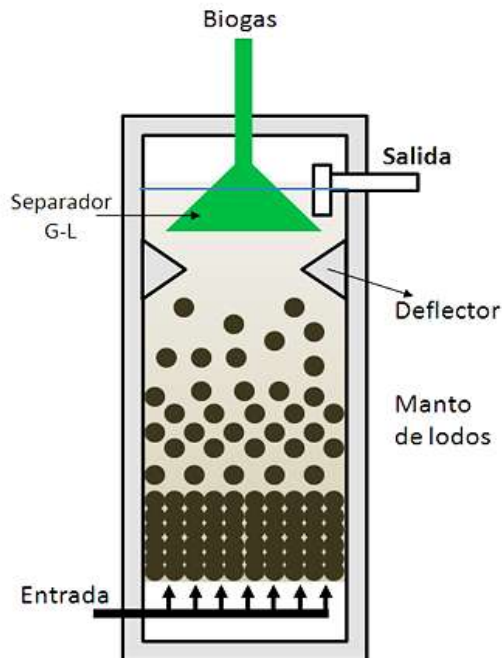


Figura 2. Reactor Anaerobio tipo UASB

2.4.1 Ventajas y desventajas

El reactor UASB, como cualquier sistema de tratamiento de aguas residuales, tiene ventajas y desventajas que, según la aplicación particular, podrán afectar determinantemente su selección como opción de tratamiento. De la experiencia en el arranque y operación de reactores UASB que tratan efluentes municipales o domésticos, se ha observado que este sistema anaeróbico presenta las ventajas y desventajas.

VENTAJAS

- Tiene una eficiencia de remoción alta, inclusive al utilizar tasas de carga altas y a bajas temperaturas.
- No requiere de soportes para la retención de biomasa, ni para agitar de manera mecánica.
- Puede iniciar la operación de manera casi inmediata si se cuenta con un inóculo adecuado.
- La generación de lodos en exceso es baja.
- El lodo producido posee características optimas en cuanto a la compactación y se encuentra estabilizado.
- El biogás producido suele ser un subproducto energético valioso en ciertos casos.
- Los nutrientes (N y P) que se encuentran en el efluente se conservan lo que resulta ser atractivo para utilizarse en la actividad de riego.
- El proceso en sí no necesita la adición de energía eléctrica.
- Se destaca al ser un proceso simple y económico en cuanto a su construcción, operación y sostenimiento.
- Es capaz de soportar tiempos largos sin alimentación (semanas e inclusive meses).
- Puede ser trabajado a pequeña y gran escala
- No requiere de grandes espacios de acuerdo a su área.

DESVENTAJAS

- No es de gran utilidad para tratamientos secundarios completos. Se requiere de un post-tratamiento para remover en mayor cantidad la materia orgánica existente.
- Eliminación parcial de patógenos con la excepción de huevos de helmintos, que se detienen en el lecho del lodo.
- Es poca la práctica en la operación a gran escala.
- Si no se tiene un inóculo apropiado el inicio de operación será lento.
- Como todo proceso biológico, es sensible al cambio de temperatura en el agua residual (inferior a 16 °C) y a cambios bruscos de pH fuera del rango de 6.5 a 7.5.
- Presentan olores debido al escape de gases, o debido a fallos en la ventilación o sobrecarga.

El reactor UASB es un proceso económico, este reduce los costos de inversión y operación en proyectos para plantas de tratamiento que implique el proceso, incluso con post-tratamiento. Debido a que requiere de un menor consumo de energía eléctrica, sin requerimientos de equipo electromecánico. Particularmente, este tipo de reactor es un proceso que genera energía al producir metano, en lugar de un consumir energía, como la gran parte de los procesos de depuración de aguas residuales

A pesar de que el reactor de tipo UASB es un proceso relativamente sencillo de operar con aguas de tipo doméstico, su simplicidad no implica que no se requiera de atención y cuidado en su diseño y operación. Existen ciertos factores los cuales son importantes contemplarse para su monitoreo. Diseñar el reactor UASB es fundamental para su correcto funcionamiento para esto se recomienda considerar la carga hidráulica como parámetro de diseño fundamental y no de la carga orgánica, como sucede con reactores que tratan aguas concentradas.

Uno de los factores limitantes del proceso de digestión anaerobia, es el límite en la remoción de la materia orgánica. Esta limitante tiene su causa en la cinética anaerobia, la cual establece la concentración mínima de sustrato para que el desarrollo y decadencia de los microorganismos esté en equilibrio. Si no se encuentra en un balance es necesario contrarrestar lo mayor posible, donde se tienen tiempos de retención de biomasa altos y el diseño debe facilitar la distribución homogénea del flujo de alimentación, con una velocidad ascendente apropiada, la cual permita la expansión del lecho de lodos, propiciando mayor contacto entre el sustrato y los microorganismos. (Seghezzo et al., 1998).

2.4.2 Operación del Reactor Anaerobio

En este proceso, el residuo que se quiere tratar se introduce por la parte inferior del reactor donde fluye de forma ascendente a través de un manto de lodos constituido por gránulos o partículas formadas biológicamente.

El tratamiento se lleva a cabo cuando entran en contacto la materia orgánica con los lodos microbiológicos. Los gases producidos (metano y dióxido de carbono) incitan a la circulación interior, que favorece a la creación y mantenimiento de los gránulos. Tanto el gas libre como las partículas a las que se ha adherido gas, ascienden hacia la superficie del reactor, donde se libera el gas adherido a las partículas cuando entran en contacto con unos deflectores desgasificadores. Las partículas desgasificadas vuelven a caer hasta la superficie del manto de lodo. El gas libre y el gas liberado de las partículas se captura en la parte designada como campana del reactor, la cual se encuentra en la parte superior del reactor. El líquido, que contiene algunos sólidos residuales y algunos de los gránulos biológicos, se conducen a una cámara de sedimentación, donde se separan los sólidos residuales. Los sólidos separados se transportan a la superficie del manto de lodo mediante el sistema de deflectores. Para mantener el manto de lodo en suspensión, requiere que la velocidad de flujo ascendente tenga un valor que oscile entre 0,6 y 0,9 m/h. Este lodo debe tener características óptimas para que pueda sedimentarse. Si se logran estas condiciones, dependerá especialmente de la separación efectiva del gas

producido en el proceso (especialmente de las burbujas de gas atrapadas en el lodo). Después de la separación del gas la sedimentación del lodo se da fácilmente (Lorenzo, Y., & Obaya, M. C. (2006).

Previamente a la etapa de arranque del reactor se deben evaluar algunos aspectos de gran relevancia como la hermeticidad del reactor y el sistema de almacenamiento de biogás, que las válvulas de control instalas operen apropiadamente y si existe un sistema de control de temperatura debe ser evaluado su correcto funcionamiento durante un periodo de tiempo definido; si no existen problemas o fueron corregidos el sistema anaerobio puede ser arrancado, para ello se describe a continuación las sugerencias para ello así como para su monitoreo y posterior estabilización.

1) Selección del inóculo: Constituye uno de los primeros pasos para llevar a cabo el tratamiento de manera anaerobia, a partir de la calidad de este dependerá conservar las condiciones de estabilidad operativa; las principales características a considerar sobre la calidad del inóculo para su selección es la presencia equilibrada de los grupos bacterianos para que pueda adaptarse al sustrato y a las condiciones operativas del proceso, lo cual es de vital importancia debido a que favorece la creación de gránulos activos y estables, así mismo de lograr la constante disminución de carga orgánica del sustrato a tratar. La selección de un lodo proveniente de fuentes naturales como inóculo para el proceso anaerobio, evitar su costo, sin embargo, es necesario conocer su condición fisicoquímica y microbiológica para detección y control de elementos que puedan afectar el proceso (Terry y col., 2008; Mirmohamadsadeghi y col., 2019); se recomienda que el inóculo seleccionado provenga preferentemente de un ambiente natural, es por ello que comúnmente son producidos a partir de estiércol o el rumen de distintos animales, también puede ser usado el lodo anaerobio de laguna o pantanos, así como de aquellas fuentes industriales o domésticas de procesamiento anaerobio (Singh, 2017; Terry y col., 2004). Se ha reportado que un lodo apropiado para ser utilizado como inoculo debe contener al menos entre 10 a 15 kg SSV m³ de inóculo, debido a que esto

puede favorecer en la reducción del tiempo de arranque y adaptación (Pacheco, Magaña, 2003; Pérez y col., 2009; Mirmohamadsadeghi y col., 2019).

2) Arranque: la etapa de arranque de un reactor anaerobio, está caracterizada por una actividad biológica baja, relacionada con el crecimiento de los consorcios bacterianos, esta etapa es considerada inestable y crítica, por lo que debe iniciar con TRH prolongados para asegurar asimilación del sustrato por las bacterias, además de esto es recomendable iniciar con una carga orgánica baja, la cual puede aumentar a medida que el reactor se estabiliza, finalmente el volumen de inóculo recomendado utilizar para el arranque del reactor debe ser entre el 10 al 30% del volumen total.

3) Estabilización: un criterio para definir si es aumentado el flujo másico al reactor es la capacidad buffer del sistema medida como alcalinidad, su cuantificación debe ser realizada debido a que durante el proceso de degradación de la MO del sustrato se producen rápidamente AGV's, los cuales si se acumulan pueden acidificar el proceso, si su concentración en el efluente es superior a la del influente (sustrato de entrada), muestra que la fermentación se efectúa a una tasa mayor que la metanogénesis y el desarrollo bacteriano resulta adecuado, sin embargo, esta concentración disminuirá hasta llegar a ser menor a la del influente, debido al óptimo funcionamiento del proceso anaerobio. Un parámetro para determinar la estabilidad del proceso anaerobio basado en su capacidad buffer es la relación α (Ec.2), la cual permite cuantificar la alcalinidad bicarbonatada (pH de 5.75) y la alcalinidad total del sistema (pH de 4.33), la división de estas permite conocer el valor de la relación α y si su valor es mayor a 0.5 y próximo a la unidad se considera que hay estabilidad en el proceso y si se requiere se puede incrementar la carga orgánica en la alimentación (Rodríguez, 2013).

$$\alpha = \frac{\text{alcalinidad a pH a 5.75}}{\text{alcalinidad a pH a 4.33}} \quad (2)$$

4) Monitoreo: a partir del arranque del proceso anaerobio recomienda realizar el monitoreo de los parámetros fisicoquímicos de mayor importancia para este proceso, así

como también la aplicación de herramientas que permitan evaluar el desempeño del proceso (Sperling, 2005), el monitoreo de estos puede agruparse en tres tipos:

- I. Eficiencia: busca establecer el comportamiento y desempeño frente a los detalles de diseño a partir de la medición de parámetros fisicoquímicos como: sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y organismos patógenos.
- II. Estabilidad: Evalúa el dominio de la etapa acidogénica sobre la metanogénica, que puede producir la acidificación en el sistema, se recomienda la evaluación de parámetros relevantes como: pH, conductividad, AGV's, alcalinidad, relación α y composición del biogás; es recomendable la medición continua de estos tanto para el afluente como el efluente y poder detectar cambios que puedan impactar en la operatividad y eficiencia del proceso.
- III. Cantidad y calidad del inóculo: el aumento de inóculo producido en el reactor en función del tiempo, se recomienda monitorear el cambio de su contenido mediante la determinación de sólidos para poder mantener el control del volumen de inóculo contenido en el reactor y poder definir los periodos requeridos para la purga del exceso; para determinar la calidad se recomienda la evaluación de los parámetros fisicoquímicos y la cuantificación de los grupos bacterianos presentes las características en función del tiempo de operación a partir del arranque del proceso anaerobio (Jacuinde JC, Chávez MC, 2022).

2.4.3 Factores desestabilizantes

1) Exceso de carga orgánica: Provocan una desestabilización e inhibición de los microorganismos, lo que induce a un aumento en la concentración de AGV's y por acumulación se causa la acidificación del medio y la inhibición de las bacterias metanogénicas ocasionando el colapso del proceso.

2) Operación intermitente: la operación con alimentación intermitente debe ser cautelosa debido a que no se recomienda exceder el tiempo entre cada periodo de

alimentación, ya que inicia un proceso de desintegración de los gránulos; se ha reportado que el tiempo máximo entre alimentaciones es de hasta 60 h tiempo en el cuál no se ocasiona el desequilibrio del inóculo y reducción de la remoción de MO y disminución de la producción de biogás (Carozzi, 1993).

3) Temperatura: Influye en la capacidad remoción de materia orgánica y la velocidad de producción de biogás; el cambio de temperatura súbito provoca una serie de efectos adversos dentro del reactor (Lettinga y col., 1990); la disminución 10° C por debajo de 35° C reduce un 50% la reproducción y metabolismo del consorcio metanogénico, mientras que el consorcio acidogénico son afectadas en menor grado, lo que puede causar la disminución del pH por la acumulación de AGV's (Caicedo, Marín 2006); el incremento de la temperatura puede acelerar las reacciones químicas, enzimáticas y el metabolismo bacteriano además de desactivar agente de patógenos (si THR es superior a 23 horas), en el efluente del proceso, sin embargo, el incremento súbito de temperatura causa la degradación de MO, desnaturalización de enzimas extracelulares y muerte bacteriana por choque térmico, reduciendo significativamente la eficiencia de producción de biogás (Lettinga y col., 1990; Rodríguez, 2013; Mirmohamadsadeghi y col., 2019). El proceso anaerobio para la producción de biogás puede llevarse a cabo en un intervalo de temperaturas entre 0 a 70° C; sin embargo, al existir distintos consorcios bacterianos, se recomienda mantener la temperatura óptima para su supervivencia; particularmente una temperatura operativa por debajo de 17° C causaría la ralentización del proceso fermentativo y la producción de biogás sería extremadamente lenta; si la temperatura está por debajo de 5° C la cinética de degradación y de producción de biogás se detienen casi por completo. Por otro lado, en el intervalo termofílico, si las variaciones de temperatura exceden $\pm 2^\circ$ C se puede disminuir hasta 20% la producción de biogás, por lo que se recomienda la operación del proceso anaerobio en el intervalo mesofílico. El incremento de temperatura causa la disminución de solubilidad de gases (CO_2 , H_2 , H_2S , NH_3) en el medio acuoso, favoreciendo el proceso, sin embargo, la disminución de la solubilidad de CO_2 podría

causar el incremento del pH en reactores en condiciones termofílicas; cabe mencionar que la solubilidad de las sales (orgánicas e inorgánicas) aumenta con la temperatura, así como también la probabilidad de generación de compuestos tóxicos que inhiban el metabolismo bacteriano y la producción de biogás.

2.4.4 Proceso de Producción de Biogás

Es una mezcla gaseosa producida por el efecto de descomposición de la materia orgánica a condiciones anaeróbicas, se compone principalmente por el metano y dióxido de carbono y en menor medida por sulfuro de hidrógeno, nitrógeno, hidrógeno y oxígeno los cuales se generan en la etapa acidogénica.

El biogás posee un poder calorífico cerca de 4,500 a 5,600 Kcal/m³. Esta determinado por la concentración de metano (8,500 Kcal/m³), el cual puede aumentar al eliminar la mayor parte del CO₂ o bien en su totalidad. La producción global de biogás depende esencialmente de la cantidad de alimento consumido por las bacterias o, dicho de otra forma, de la cantidad de sustrato eliminado en el proceso. Dicho sustrato suele expresarse normalmente por la demanda de oxígeno (normalmente DQO), y por los sólidos volátiles (Fernández J., 2008).

Tabla 2. Componentes del biogás en función del sustrato utilizado

Componente	Residuos Agrícolas	Lodos de Depuradora	Residuos Industriales	Gas de Vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	46-65%
Dióxido de Carbono	30-50%	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
Amoniaco	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 (terpenos, esteros)

Fuente: (Fernández J., 2008).

De acuerdo con el presente trabajo de investigación se presenta en la Figura 3 el diagrama del proceso de producción de biogás.

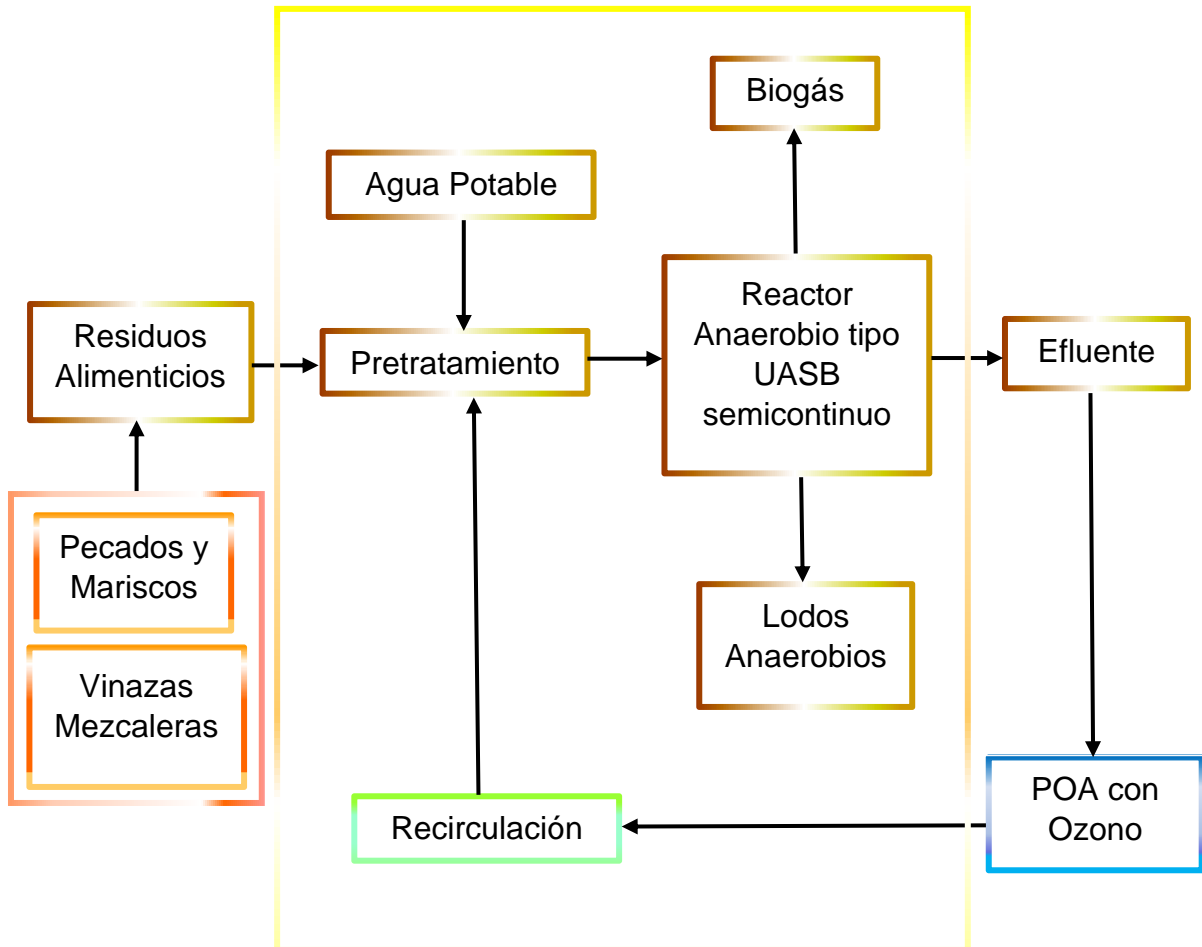


Figura 3. Diagrama de Flujo del Proceso de Producción de Biogás

2.4.5 Tratamiento y Usos del Biogás

Este depende de la composición del biogás y del uso designado. El biogás suele contener ácido sulfhídrico en pequeñas cantidades, sin embargo, es muy corrosivo si hay superficies metálicas. El gas fluye de los digestores saturado de vapor de agua, que también es nocivo para las instalaciones y se requiere eliminarlo. En otros casos será necesario concentrar el gas, eliminando la concentración de dióxido de carbono.

Eliminación de partículas

Se trata de métodos sencillos que se basan en el uso de rejillas metálicas, trampas de agua o combinaciones de ambas.

Deshidratación

La eliminación del agua se realiza mediante su condensación en trampas frías. Si la digestión se realiza a condiciones mesofílicas, el biogás contiene alrededor de 35 g de agua por m³. La trampa fría o condensador aprovecha la diferencia de temperaturas entre el digestor y la temperatura ambiente exterior para condensar el agua en forma natural.

Eliminación de H₂S

El H₂S es un compuesto altamente corrosivo por lo que su concentración debe reducirse por debajo de los niveles aceptables, con la finalidad de salvaguardar las infraestructuras de gas, motores, calderas y turbinas. Durante el proceso de digestión anaerobia, en el que se mantienen condiciones reductoras, en presencia de compuestos azufrados en el medio, se desarrollan bacterias sulfato reductoras que producen H₂S, en proporciones que pueden llegar al 1% en volumen. Este se puede eliminar usando gran variedad de absorbentes en medio líquido u oxidantes en fase sólida. Los métodos de eliminación en seco son en general mejores si no es necesario eliminar el CO₂ y son más económicos, sobre todo en pequeñas instalaciones (Fernández J., 2008).

El biogás generado puede ser valorizado de diferentes formas, tal y como se muestra en la Figura 4.

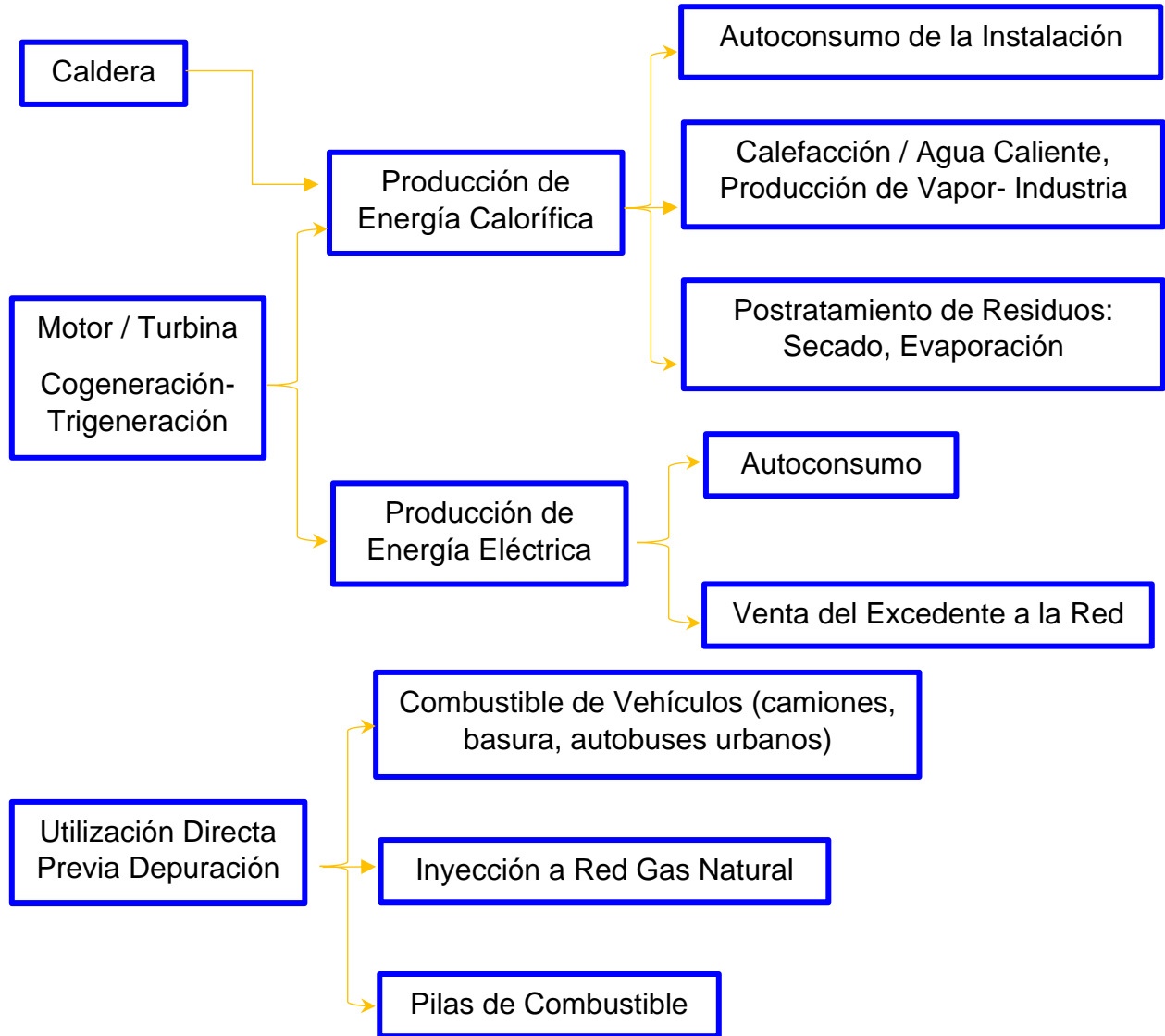


Figura 4. Usos del Biogás

Fuente: (Fernández J., 2008).

2.5 Pretratamientos

Un pretratamiento se puede definir como cualquier proceso aplicado a la materia prima que facilite las etapas posteriores de un proceso, lo cual, en tratamiento de residuos se puede simplificar como un proceso de tratamiento que prepara un influente para su proceso de depuración. Dentro de la rama de tratamiento de residuos existe una gran diversidad de pretratamientos, sin embargo estos se pueden agrupar en tres grandes grupos, los pretratamientos físicos, donde podemos encontrar procesos mecánicos o térmicos, pretratamientos químicos, donde podemos encontrar la aplicación de sustancias ácidas, alcalinas u oxidantes, y pretratamientos biológicos, en los cuales se utilizan microorganismos con la finalidad de generar una degradación parcial del residuo con la finalidad de modificar las características iniciales de este.

Pretratamiento mecánico

El estudio del tipo de pretratamiento físico que recibe la FORSU es una cuestión que actualmente se encuentra en auge, la aplicación de un pretratamiento físico conlleva un aumento en la generación de biogás dado que se presupone que éste se encuentra relacionado con la biodisponibilidad propia. Sin embargo, el efecto del tamaño de partícula del sustrato generado a partir de la FORSU aún no ha sido suficientemente investigado, debido a la complejidad del mismo (Holtman et al., 2017).

Pretratamiento Térmico

Los procesos térmicos son uno de los sistemas más ampliamente estudiados para el tratamiento de residuos, dadas las ventajas que conlleva, como son: disminución de patógenos, reducción de la viscosidad y mejora el manejo del sustrato; esto debido a que el principal efecto del proceso térmico es la desintegración de las membranas celulares, lo cual resulta en la solubilización de componentes orgánicos. Los procesos térmicos suelen dividirse en dos grandes grupos, aquellos que son llevados a temperaturas inferiores a los 110°C, en los cuales aun cuando no se logra la degradación de moléculas complejas sí logran la separación de éstas, se obtiene la solubilización de proteínas lo

cual incrementa la producción de biogás; por otra parte los procesos que superan los 110°C han presentado resultados desfavorables en la degradación de residuos alimenticios, dado que a estas temperaturas se presenta la formación de moléculas complejas como son las melanoidinas, lo cual genera una disminución en la generación de metano (Latif *et al.*, 2011; Ariunbaatar *et al.*, 2014; Cesaro & Belgiorno, 2014).

Pretratamiento químico

La función del pretratamiento químico es la de llevar a cabo la destrucción de los compuestos orgánicos mediante ácidos fuertes, agentes alcalinos o agentes oxidantes. Los procesos anaerobios generalmente requieren de la regulación del pH para incrementar la alcalinidad, por lo cual los procesos basados en agentes alcalinos son los más recomendados. Durante el pretratamiento alcalino las primeras reacciones son las de solvatación y saponificación, lo cual tiende como resultado un incremento en el área superficial con lo cual se favorece la accesibilidad de los microorganismos anaerobios al sustrato; así mismo la solubilización de la DQO aumenta con lo cual el rendimiento de biogás generado se ve favorecido (Ariunbaatar *et al.*, 2014; Cesaro & Belgiorno, 2014).

Pretratamiento biológico

En general estos procesos buscan mejorar la etapa hidrolítica de los sistemas biológicos, lo cual se logra mediante el incremento de la actividad microbiana dentro del sistema, esto se puede lograr de dos formas, la primera es la inoculación del sistema, ya sea mediante microorganismos aerobios o anaerobios, o mediante la aplicación de enzimas específicas como la peptidasa, lipasa o la carbohidrasa, que buscan la degradación de compuestos específicos.

2.6 Recirculación

Se optó por la recirculación del efluente con la finalidad de ahorrar el consumo de agua potable, aprovechando las propiedades de este efluente tratado. Los sistemas de recirculación se han desarrollado como una alternativa de producción debido al menor

consumo de agua, capacidad para cultivar organismos en altas densidades y porque se puede producir en forma constante.

La reutilización del agua se ha practicado en varios sectores del mundo por siglos y existen industrias que han implementado tecnologías para la reutilización del agua, actualmente, en varias naciones industrializadas se han incrementado los problemas relacionados con el desarrollo adecuado de suministros de agua por los factores ambientales (Montgomery, 1981) (James, 1978). De igual manera, los costos de distribución y abastecimiento de agua municipal e industrial se están incrementando. En países desarrollados, especialmente en las partes áridas son necesarias tecnologías para adquirir provisiones de agua y proteger el agua existente de fuentes de contaminación. En la implementación de recirculación de agua es necesario un tratamiento, métodos de distribución y aplicación. A medida que la tecnología mejora y la eficiencia del sistema de reutilización de agua se demuestre, se prevé que la recirculación del agua continuará y se expandirá en un futuro (Asano & Levine, 1996). A partir de los 90s se incrementa el interés de recirculación de agua por parte de los gobiernos y surge una presión para aumentar la calidad de agua en la agricultura, la industria y para consumo humano; actualmente, las tecnologías de tratamiento en aguas residuales y procesos de purificación existen con la finalidad de producir agua en la calidad deseada, por lo mismo, la recirculación de agua es un factor óptimo para su uso como reserva de agua. Los avances tecnológicos en procesos físicos, químicos y biológicos de agua y agua residual permitieron la “Era de agua residual reclamación, reciclaje y reúso”. La investigación permitió que evalúen los riesgos de la salud y diseños de sistemas de tratamiento para la reutilización de agua en la ingeniería (Asano & Levine, 1996).

2.7 Efluente

El efluente es la corriente líquida que sale al final de proceso de alimentación del reactor, el cual contiene materia orgánica remanente que no fue degradada en el proceso de digestión anaerobia, debido a que los microorganismos no fueron capaces de asimilar la materia orgánica.

Estos procesos de digestión anaerobia tienen un límite de remoción que depende de la cinética global de degradación, y por lo tanto de la temperatura, el contenido de biomasa activa y del grado de contacto entre el sustrato y los microorganismos (De Sousa et al., 2001; Kassab et al., 2010).

Debido a esta materia remanente contenida en el efluente surge la necesidad de buscar alternativas con la finalidad de cumplir con los parámetros de calidad del efluente que la legislación haya fijado en particular (Kassab et al., 2010). Cabe aclarar que, en ciertas ocasiones, sólo cierto tipo de post-tratamiento, aplicable también a cualquier proceso aerobio, será necesario para cumplir con los niveles de depuración establecidos (Khan et al., 2013).

Existen diferentes razones por las cuales realizar un post-tratamiento, algunas de ellas son las siguientes:

- Remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo), dado que la digestión anaerobia posee bajas exigencias de nutrientes y usualmente no remueve N y P. Esta remoción, sin embargo, puede no ser necesaria, ya que, si el agua será usada para riego, la presencia de estos elementos puede ser muy valiosa como nutrientes de las plantas (De Sousa et al., 2001; Kassab et al., 2010).
- Remoción de organismos patógenos, debido a que el reactor UASB no es eficiente en la remoción de bacterias y virus patógenos, aunque sí tiene capacidad de remoción de huevos y quistes de protozoarios, pero con un post-tratamiento se aseguraría una remoción del 100 %. Con excepción de las lagunas de oxidación, todos los procesos biológicos tienen, sin embargo, esta limitante (De Sousa et al., 2001; Kassab et al., 2010).
- Remoción de sólidos sedimentables que hayan permanecido en el efluente o que se hayan descargado en una desestabilización del reactor.

2.8 Tiempo de Recirculación Hidráulico

El tiempo de retención hidráulica (THR) es un parámetro que permite controlar el caudal del residual tratado. Cuando la alimentación del sustrato es mayor al consumo de materia orgánica en el biorreactor se acumulan productos intermedios, por lo tanto, es conveniente aumentar el tiempo de retención hidráulico. El THR en un digestor se encuentra entre los factores más sobresalientes en cuanto a su control dentro del proceso de DA. Fenómenos como el lavado del reactor, la transferencia de gases y los procesos de degradación en fase doble, tienen fuerte dependencia por el THR (Zhang y Noike, 1994). Se ha demostrado que los bajos rendimientos en la bioconversión de la materia orgánica y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en reactores de tipo UASB, mantienen estricta relación con el bajo tiempo de contacto entre la biomasa activa y el sustrato (Nadais *et al.*, 2001).

A continuación, la Ec. 3 describe el cálculo para THR.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

V: Volumen del reactor (L)

Q: Caudal $\left(\frac{L}{día}\right)$

2.8 Proceso de Oxidación Avanzada con Ozono (POA con Ozono)

El uso de los procesos de oxidación avanzada (POA)– o procesos avanzados de oxidación (*Advanced Oxidation Processes, AOPs*) – son reconocidos como tratamientos apropiados para tipos de aguas con sustancias orgánicas que son resistentes al tratamiento biológico, sin embargo, este tipo de tratamiento puede ser costoso si se requiere una mineralización completa del contaminante.

Una alternativa factible además de económica es utilizar los POA para convertir los contaminantes biorrecalcitrantes en compuestos más biodegradables que puedan tratarse posteriormente mediante oxidación biológica.

Las condiciones que debe tener un desinfectante ideal para su utilización en una planta de tratamiento son:

- Elevada capacidad de eliminación de todo tipo de contaminantes y patógenos.
- Escasa interferencia con las características del agua: pH, temperatura y otros compuestos químicos.
- No crear subproductos peligrosos.
- Tiempo de reacción apropiado.
- Que tenga efecto residual.
- De fácil obtención y producción.
- De sencilla manipulación y baja peligrosidad en la misma.
- Margen de seguridad conveniente en la dosificación.
- Bajo costo.

Las tecnologías de POA tienen la capacidad de oxidar una gran variedad de contaminantes, pudiendo llegar a la mineralización si el proceso se prolonga lo suficiente o quedándose en estados de oxidación intermedios que permitan un acoplamiento con otros métodos de depuración como pueden ser los procesos biológicos.

Los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, que involucran la generación y uso de especies poderosas transitorias, principalmente el radical hidroxilo (OH^\cdot).

Además, la generación de radicales se realiza a partir de oxígeno, agua oxigenada y catalizadores soportados, por lo que los subproductos de reacción son únicamente agua y dióxido de carbono.

2.8.1 Ventajas e inconvenientes de los POA

Algunas de las ventajas de este tipo de tecnologías frente a los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales industriales son las siguientes:

- No sólo cambian de fase al contaminante, sino que lo transforman químicamente hasta la mineralización completa (destrucción) del contaminante.
- Capacidad potencial para llevar a cabo una profunda mineralización de los contaminantes orgánicos y oxidación de compuestos inorgánicos hasta dióxido de carbono y iones (cloruros, nitratos...).
- Eliminan efectos sobre la salud de desinfectantes, medicamentos y oxidantes residuales como el cloro.
- Pueden no generar (o formar en baja concentración) subproductos, como los lodos que requieran posterior procesamiento, tratamiento y/o eliminación.
- Los reactivos utilizados como oxidantes son generalmente sustancias que se descomponen durante el proceso en productos inocuos.
- Son muy útiles para eliminar contaminantes refractarios que resisten otros métodos de tratamiento, como el biológico, en biodegradables.
- Son ideales para preparar las corrientes a tratamientos convencionales (como el biológico) ya que aumentan la biodegradabilidad del agua residual.
- Sirven para tratar contaminantes a muy baja concentración.
- Generalmente mejoran las características organolépticas (olor, sabor, color...) de las aguas tratadas.

Por otro lado, presentan los siguientes inconvenientes:

- Elevado coste, especialmente en lo que respecta al ozono y la radiación ultravioleta.
- Pueden formar subproductos de reacciones peligrosas en algunos casos.
- En ocasiones requieren de tiempos de reacción elevados.
- Los costos de inversión y operación pueden ser elevados.

- Es necesario mano de obra especializada.

2.8.2 Ozonización

El ozono se puede utilizar para la mineralización (eliminación de COT) de moléculas orgánicas, aunque en muchos casos implica el uso de altas dosis de ozono y el encarecimiento del proceso.

En la potabilización del agua el ozono se puede aplicar en las diferentes fases o etapas del proceso que se pueden observar en la Figura 5.

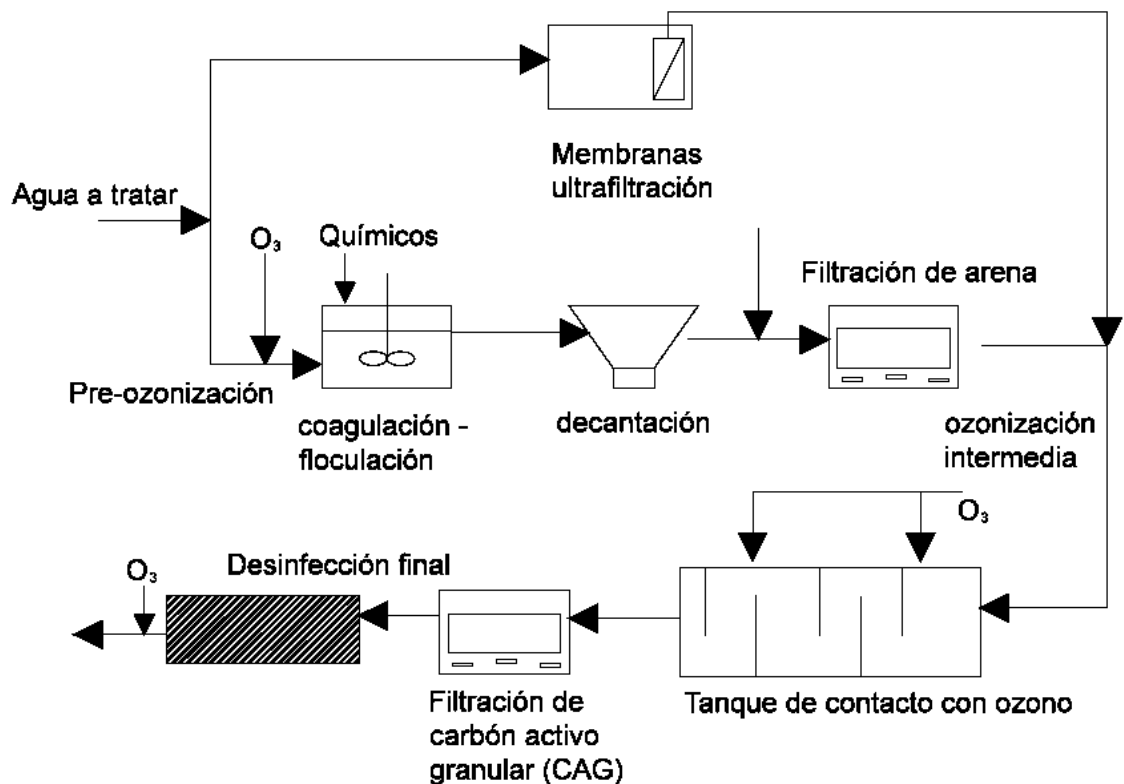


Figura 5. Proceso general utilizado en el tratamiento de aguas con ozono (adaptado de Deininger, R. 1998).

En la potabilización del agua el ozono se puede utilizar en las diferentes etapas del proceso:

- Pre-ozonización: se realiza al comienzo del tratamiento incorporando el ozono al agua bruta, con lo cual, a la vez que se realiza una primera desinfección, se puede eliminar el hierro y manganeso y, también, ayudar al proceso de coagulación, especialmente en aguas con elevada dureza.
- Ozonización intermedia: se puede aplicar antes de la filtración y en este caso, además de oxidar a la materia orgánica natural, favorece su eliminación biológica en los filtros de arena.
- Post-ozonización: se emplea en la fase final, a la salida de la planta.

En ciertas ocasiones suele utilizarse simultáneamente en dos de las etapas de tratamiento o en las tres mencionadas.

Como el ozono es muy caro, una buena estrategia es la utilización de la ozonización como pretratamiento, ya que los productos de la oxidación parcial con ozono son generalmente más fácilmente biodegradables que sus precursores (Bes Monge, S., et al 2018).

Capítulo 3. Metodología

El desarrollo de la metodología consistió principalmente en conocer ciertos procedimientos primordiales para familiarizarse con la parte del proceso ya estudiado, continuando con la construcción del reactor para finalizar con la evaluación de la corriente de recirculación de un efluente tratado con el POA con ozono, para su incorporación en la etapa del pretratamiento.

En la Figura 6 se muestra la secuencia de la metodología a emplear.

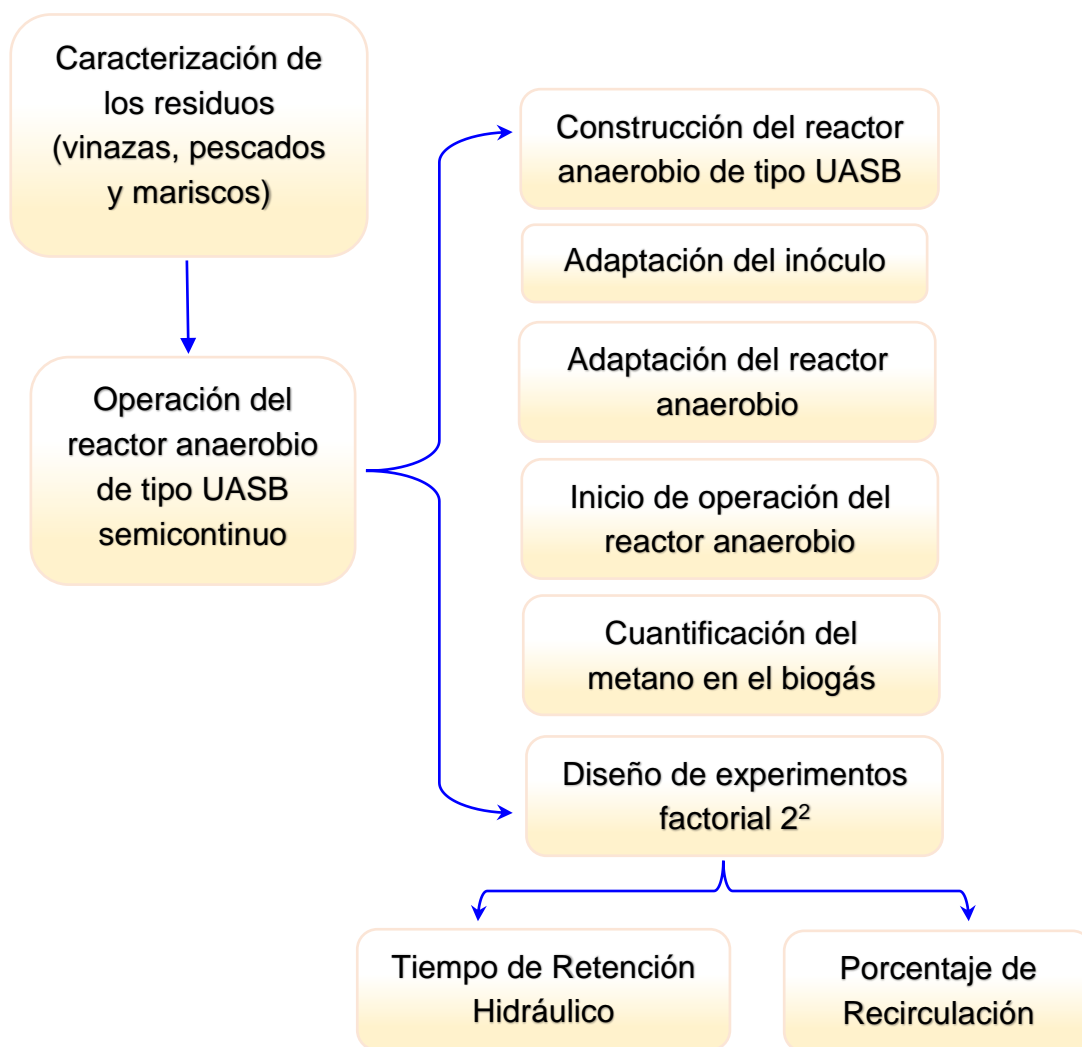


Figura 6. Diagrama de la metodología a emplear.

2.1 Caracterización de los residuos (vinazas, pescados y mariscos)

Esta actividad se realizó para tener un control acerca de los diferentes factores que influyen en la digestión anaerobia, con el objetivo de tener conocimiento del proceso y así poder tomar las medidas adecuadas en el proceso, entre los factores que destacan son la temperatura (ambiente, sistema), tipo de sustrato, tiempo de retención hidráulico, así como también los parámetros que se mencionan en la Tabla 3.

Tabla 3. *Métodos a seguir para los diferentes parámetros.*

Parámetro	Método/Norma
pH	NMX-AA-005-SCFI-2011
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
Temperatura	NMX-AA007-SCFI-2013
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001
Sólidos y sales	NMX-AA034-SCFI-2015
Ácidos Grasos	Método 8196 HACH
DQO	Método 8000 HACH
Nitrógeno Total	Método 10242 HACH
Fósforo Total	Método 10127 HACH
Relación Alfa	Método potenciométrico

2.2 Operación del Reactor Anaerobio de tipo UASB semicontinuo

Durante la operación se monitoreó el reactor, se controlaron las condiciones mesofílicas es decir a una temperatura de 35°C además del monitoreo de cada una de las corrientes que lo conforman.

2.3 Cuantificación del metano en el biogás

Esta actividad se realizó por medio de Cromatografía de gases Buck Scientific®, el cual muestra el porcentaje de composición de CH₄, CO₂ contenidos en el biogás.

2.4 Construcción del Reactor Anaerobio de tipo UASB

Se realizó la construcción del reactor basado en el prototipo a usar, posee una geometría cilíndrica, con un diámetro de 0.3 m y 0.45 m de altura, construido en acrílico.

El reactor tiene una capacidad total de 30 litros, dentro de los cuales 5 litros constituyen al inóculo, 20 litros útiles para la alimentación (Vinazas, Pescados y Mariscos) y 5 litros restantes usados de campana.

Al finalizar la construcción del reactor se realizaron pruebas de hermeticidad para observar si existía la presencia de fugas para posteriormente iniciar el arranque de operación del reactor.

2.5 Adaptación del Inóculo

La preparación del inóculo se realizó de acuerdo con los estudios realizados por García Castillo, 2012.

Se comenzó por tomar una muestra de 5 litros de agua residual de la Plaza GEA (ubicada en Periférica 3140-1, col. Ex. Hacienda la Huerta. CP.58058. Morelia, Michoacán México).

Posteriormente se realizó la caracterización del inóculo para conocer su pH, conductividad, salinidad, relación alfa y alcalinidad.

Al conocer los resultados, en base a García Castillo, 2012 se optó por utilizar el estiércol de cerdo, el cual se obtuvo del Rastro de Morelia (ubicado en Calzada la Huerta 2012, Cosmos, 58050, Morelia, Michoacán México), este ayudó al proceso de enriquecimiento del inóculo. Al estiércol de cerdo se le realizó un pretratamiento donde se le adicionó 4 g de CaO/L con el objetivo de mejorar las características del inóculo (pH,

relación alfa y alcalinidad), al tener la mezcla se filtró, para eliminar las partículas grandes que no son digeribles para los microorganismos. Por último, la mezcla filtrada se añadió al bidón donde se encontraban los 5 litros de agua residual, se agitó continuamente y se cerró el bidón.

Para el crecimiento del inóculo se realizó la alimentación cada 10 días durante 2 meses. Durante ese tiempo se realizó la caracterización del inóculo para observar el comportamiento de este hasta llegar a su estabilización, para poder utilizarlo.

2.6 Adaptación del Reactor

Esta etapa comprendió un periodo de 4 semanas, las cuales se describen en la Tabla 4.

Para iniciar con la etapa de llenado se realizaron Sólidos Totales, Volátiles y Fijos de ambos residuos para conocer la concentración en gSVT/L, y obtener el volumen para la alimentación de cada uno de los residuos, tomando en cuenta la relación 2:1 de vinazas, pescados y mariscos.

En la cuarta semana de adaptación se obtuvo un volumen total producido de 10 litros de biogás, se realizó una toma de muestra del biogás producido para llevar a cabo la cuantificación de metano por medio de la cromatografía de gases.

Tabla 4. *Periodo de adaptación del reactor anaerobio de tipo UASB.*

Tiempo de Adaptación del Reactor	Cantidad que se añadió dentro del reactor	Volumen ocupado del Reactor
Primera Semana	5 litros del inóculo y 5 litros de alimentación (Vinazas, Pescados y Mariscos).	10 litros
Segunda Semana	5 litros de alimentación (Vinazas, Pescados y Mariscos).	15 litros
Tercera Semana	5 litros de alimentación (Vinazas, Pescados y Mariscos).	20 litros
Cuarta Semana	5 litros de alimentación (Vinazas, Pescados y Mariscos).	25 litros

2.7 Inicio de Operación del Reactor Anaerobio

Al terminar la adaptación del reactor se inició con la operación de este, el cual se trabajó con un TRH de 20 días.

Cada vez que se realiza el proceso de alimentación al reactor se obtiene el efluente, el cual es expulsado del reactor por la corriente de salida.

Durante cada alimentación, se realizan ST, SVT, SFT, tomando una muestra del inóculo, de la alimentación (sustrato), del sustrato remanente (que se encuentra dentro del reactor) y del efluente. También se realiza la caracterización del inóculo y del sustrato (Vinazas, Pescados y Mariscos).

2.8 Diseño de Experimentos Factorial 2²

Con fines de este proyecto se realizó un diseño de experimentos (Factorial 2²) como se muestra en la Tabla 5. Consistió en evaluar el efecto de dos factores y dos niveles, porcentaje de recirculación del efluente en los niveles del 50% y 75% y TRH de 15 días y 20 días de operación. Como variables respuesta tenemos el Rendimiento de Metano y el Volumen de biogás producido. Los resultados del análisis estadístico del diseño de experimentos permitieron establecer las mejores condiciones para obtener el mayor rendimiento de metano en el biogás producido y del volumen de biogás producido.

Tabla 5. *Diseño de experimentos Factorial 2².*

Factores	Niveles	
	Alto	Bajo
TRH (días)	20	15
Porcentaje de Recirculación	75	50

Capítulo 4. Resultados y Discusión

4.1 Resultados Preliminares

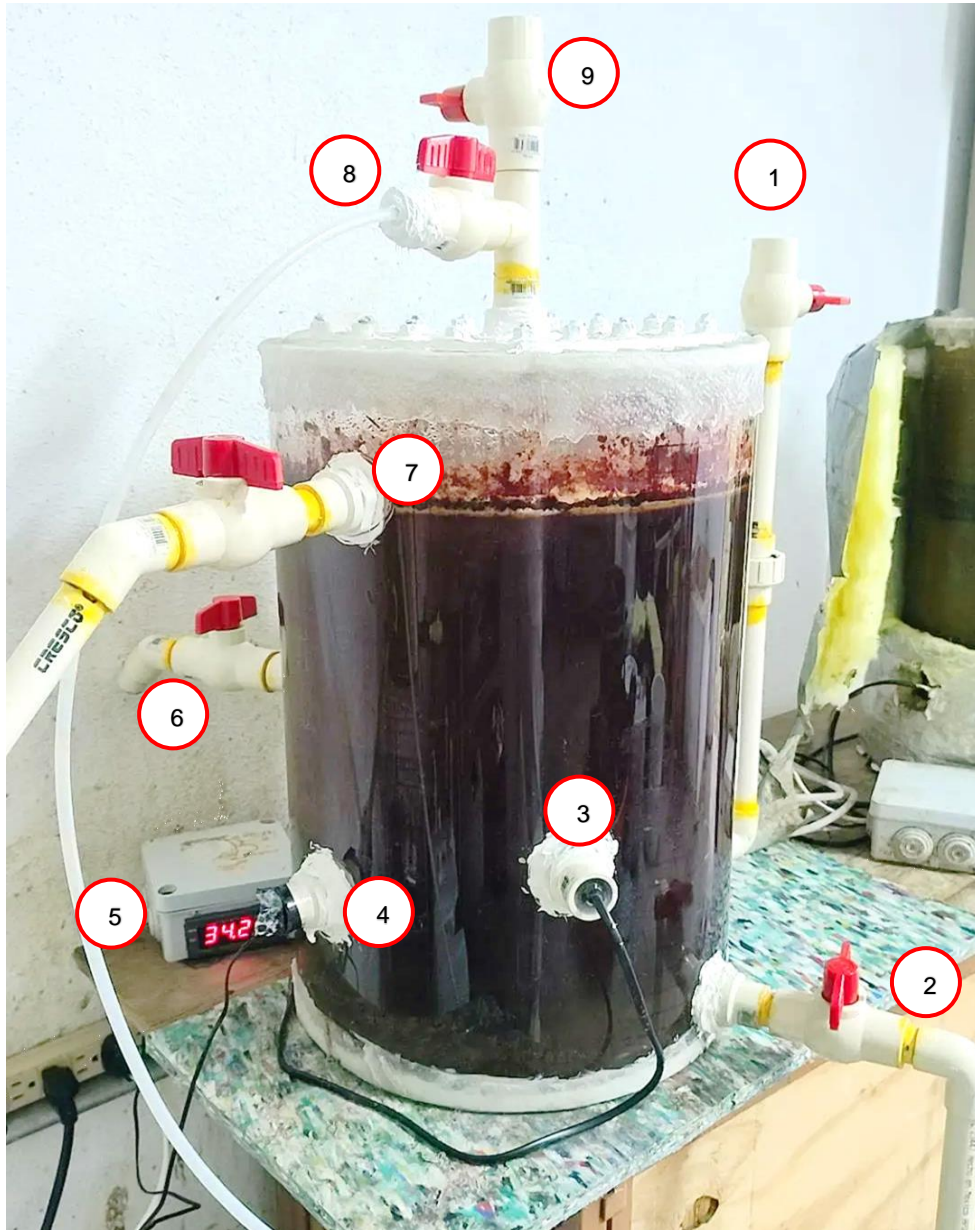
4.1.1 Diseño y construcción del Reactor Anaerobio.



Figura 7. Prototipo del reactor anaerobio de tipo UASB.



Figura 8. Reactor anaerobio tipo UASB.



- | | |
|----------------------------------|-----------------------------------|
| 1. Válvula de Alimentación | 6. Válvula de Salida del Sustrato |
| 2. Válvula de Salida del Inóculo | 7. Válvula de Salida del Efluente |
| 3. Resistencia | 8. Válvula de Salida del Biogás |
| 4. Termopar | 9. Válvula de Alivio |
| 5. Controlador de Temperatura | |

Figura 9. Reactor anaerobio en operación.

4.1.2 Adaptación del inóculo

En la Tabla 4 se muestra el comportamiento del inóculo durante su adaptación.

Tabla 6. Comportamiento del Inóculo durante el periodo de adaptación con estiércol de cerdo.

Tiempo (Días)	pH	Conductividad	Salinidad	Relación Alfa	Alcalinidad
1	7.72	8.057	4.543	0.463	7900
3	7.51	5.834	3.238	0.482	7800
4	6.88	4.97	2.709	0.41	8900
7	7.94	6.071	3.329	0.51	8000
11	8.35	6.036	3.297	0.56	8700
16	7.83	6.977	3.561	0.51	9300
18	7.61	7.475	3.654	0.52	11000
21	7.45	6.871	3.81	0.53	10300
23	7.35	6.978	3.861	0.49	10000
28	7.59	7.532	4.196	0.54	11500
31	7.46	7.726	4.306	0.53	11900
35	7.48	8.141	3.845	0.58	12100
39	7.97	7.865	4.387	0.72	13500
42	7.85	8.075	4.509	0.61	13700
44	7.73	8.023	4.469	0.65	14100
49	7.52	8.218	4.602	0.608	13800
52	7.53	8.326	4.664	0.583	14300
63	7.4	8.572	4.818	0.59	13500
71	7.41	8.677	4.872	0.63	14800

De forma general se muestra el comportamiento de cada uno de los parámetros que se monitorearon durante el periodo de adaptación del inóculo.

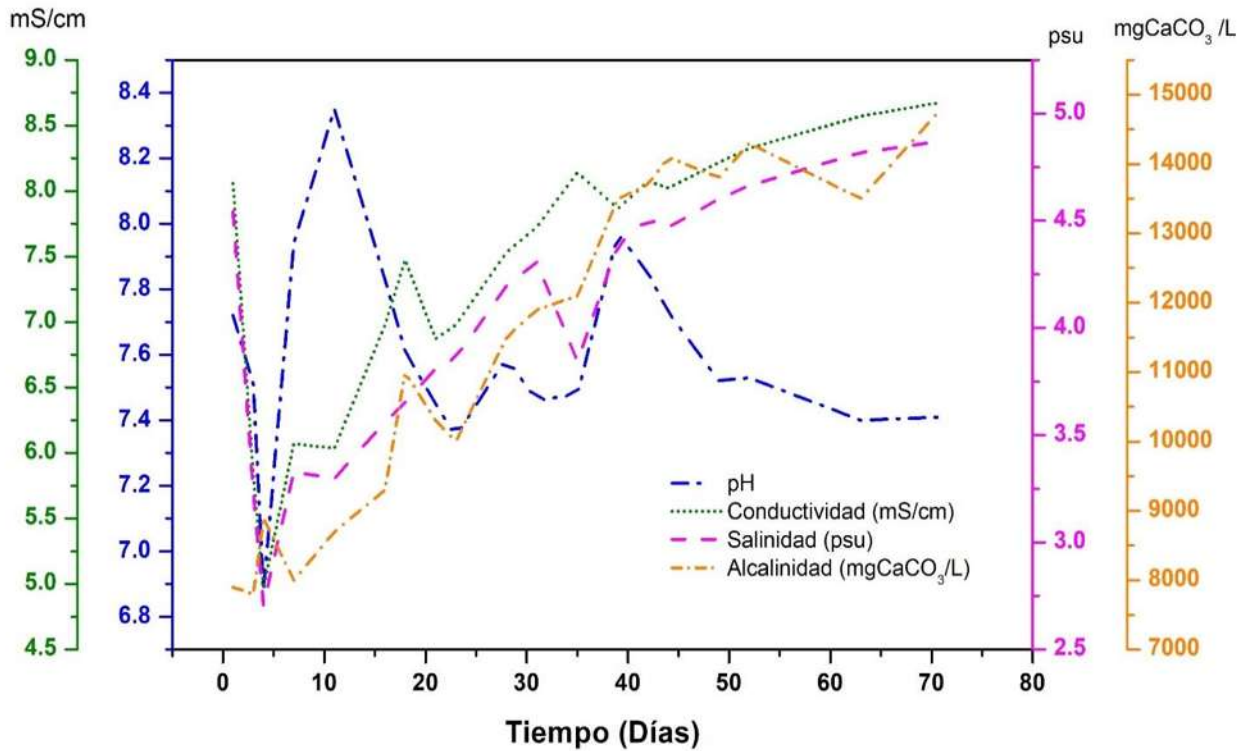


Figura 10. Monitoreo de los parámetros durante el crecimiento del inóculo.

Se puede observar el comportamiento que adquirió el pH durante el crecimiento del inóculo no fluctúa de manera radical, prestar atención a partir del día 49 donde se aprecia una estabilización del pH, debido a que no tienen notables variaciones en las mediciones posteriores, asimismo se aprecia que el comportamiento promedio de pH se encuentra dentro de los rangos recomendados para los procesos anaerobios (7-8). En cuanto al comportamiento de la conductividad, salinidad y alcalinidad podemos observar que va en aumento conforme pasan los días, esto se debe a la presencia de bicarbonatos, carbonatos y sales; producto del uso del CaO, sin embargo, podemos notar que a partir del día 39 se empieza a notar una mayor estabilización ya que no se obtuvieron cambios drásticos posteriormente, así como también cabe señalar que estos valores se encuentran dentro de los rangos aceptables para este proceso.

En las Figuras 11-15 se muestra de manera individual el comportamiento de cada uno de los parámetros que se monitorearon durante el periodo de adaptación del inóculo.

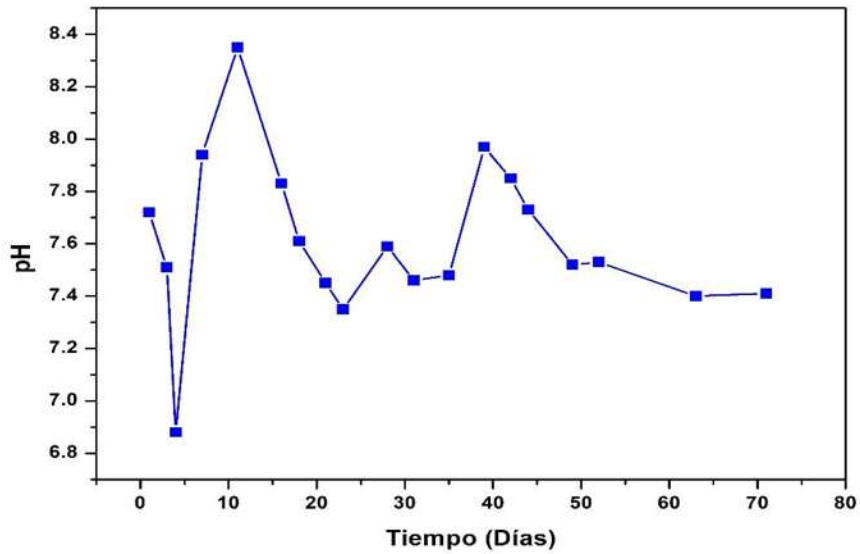


Figura 11. Monitoreo del pH durante la adaptación del inóculo.

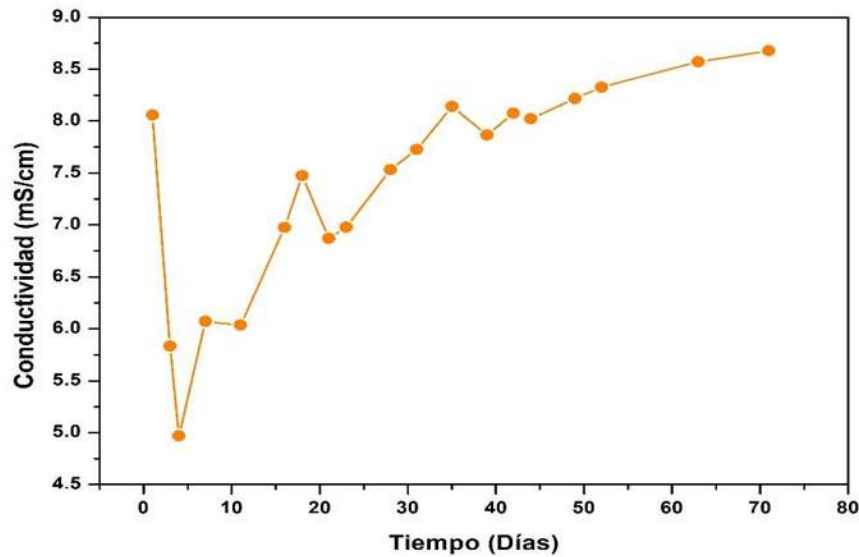


Figura 12. Monitoreo de la Conductividad durante la adaptación del inóculo.

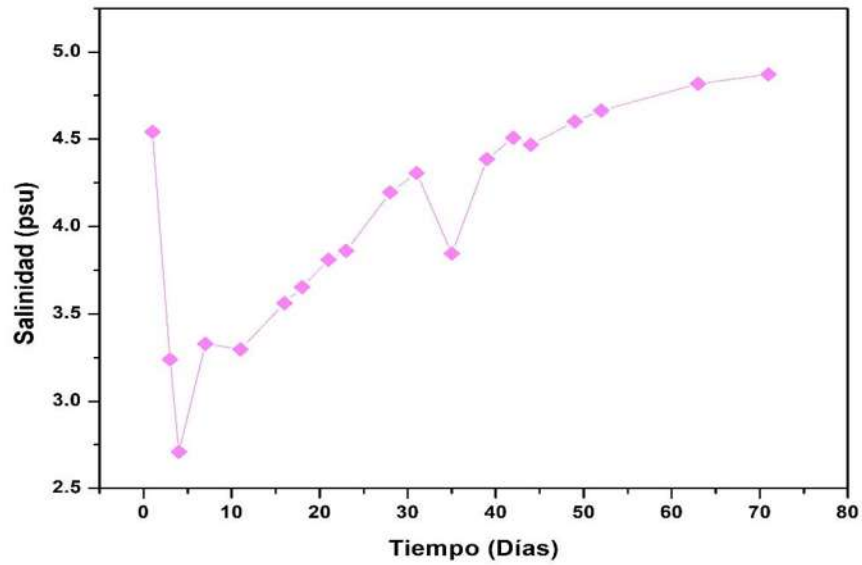


Figura 13. Monitoreo de la Salinidad durante la adaptación del inóculo.

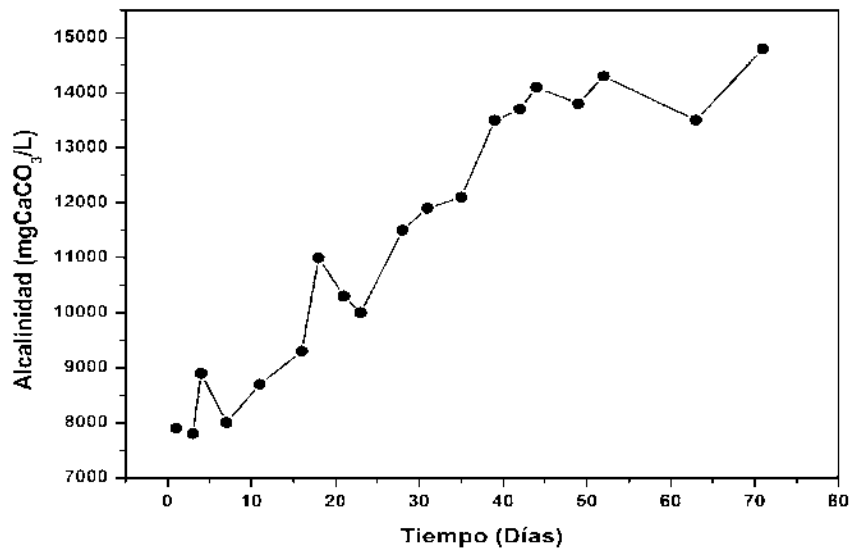


Figura 14. Respuesta de la Alcalinidad durante la adaptación del inóculo.

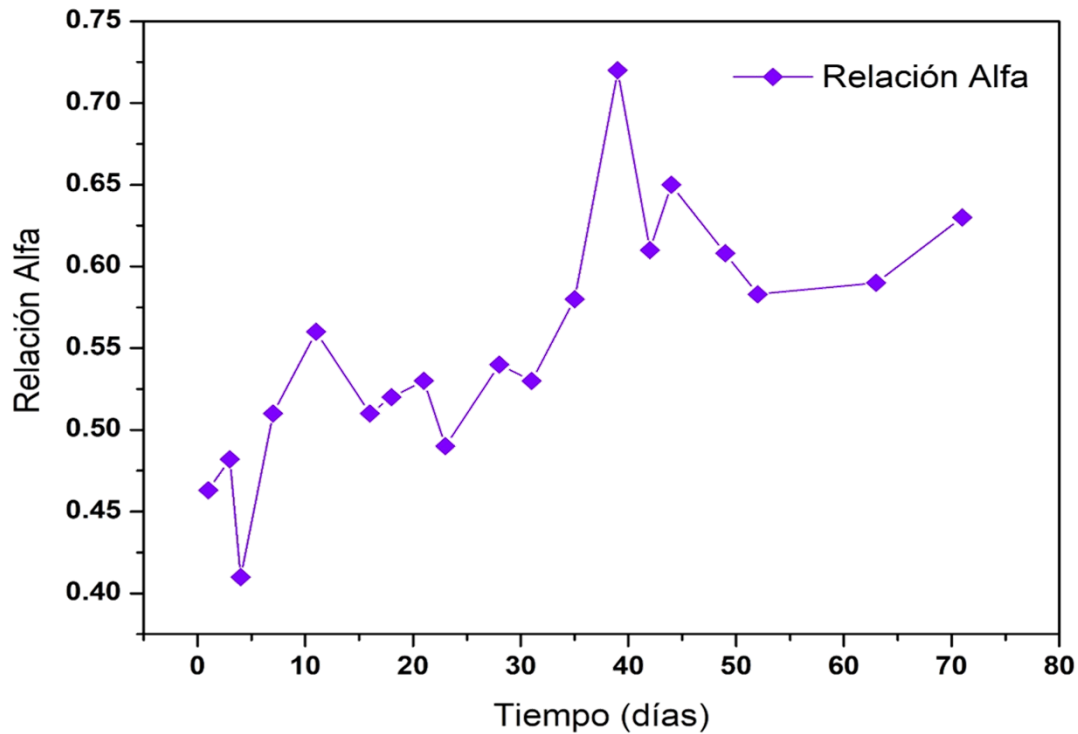


Figura 15. Respuesta de la Relación Alfa durante la adaptación del inóculo.

En la Figura 15 podemos observar que el comportamiento obtenido en cuanto a la relación alfa se encuentra oscilando de manera constante por arriba del 0.5 durante todo el periodo de crecimiento, los valores oscilaron entre 0.46 y 0.65, el valor mínimo fue obtenido al inicio del enriquecimiento del inóculo con estiércol de cerdo, una vez superada la etapa inicial de enriquecimiento mantuvo una relación alfa estable superior a 0.5, y a partir del día 42 tuvo una relación alfa promedio de 0.61 ± 0.04 lo que indica un crecimiento estable, debido a que los valores de relación alfa reportados en la literatura indican que una relación alfa igual a 0.6 o superior representa que el proceso se encuentra estable.

4.1.3 Sólidos Volátiles Totales (SVT)

Durante la etapa de adaptación del reactor se realizaron los ST, SVT y STF, donde los sólidos de mayor interés son los SVT, debido a que nos miden de manera global e indirecta la cantidad de materia orgánica existente.

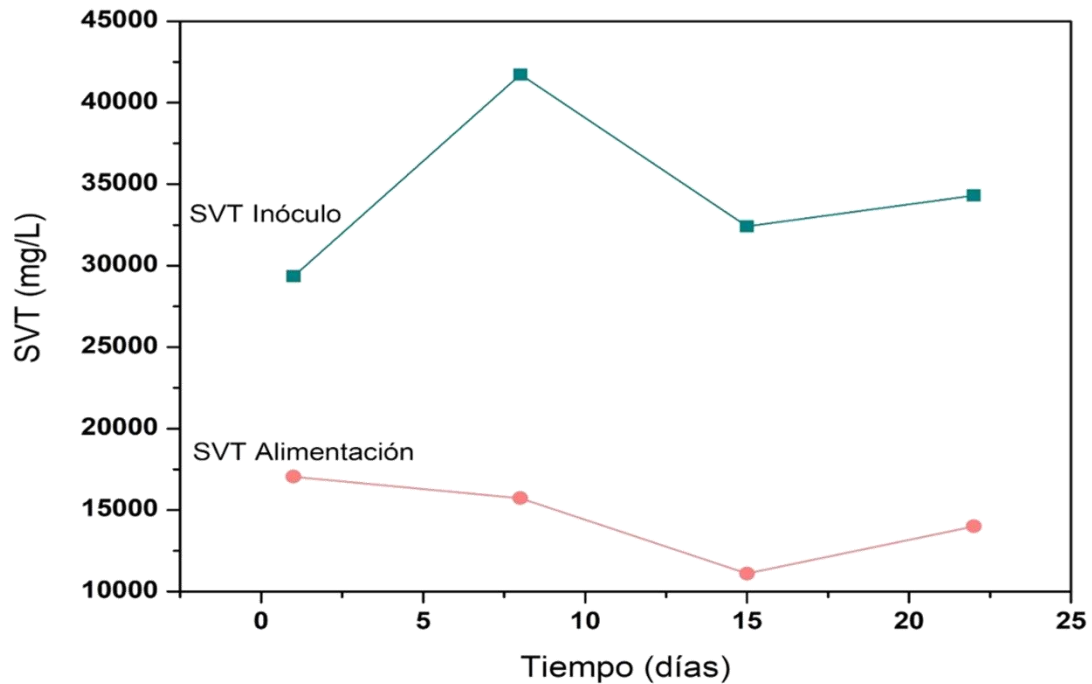


Figura 16. Comportamiento de los SVT del inóculo y alimentación durante la adaptación del reactor.

Las concentraciones de SVT del inóculo y sustrato se encuentran dentro de los rangos aceptables para este proceso de codigestión, sin embargo, cabe resaltar que las oscilaciones que se presentan se deben a factores como las interferencias existentes en la técnica o bien porque no siempre se encuentra la misma cantidad de materia orgánica suspendida debido a la variabilidad del tamaño de partícula de la materia flotante presente en dicha suspensión al realizarse los sólidos. El comportamiento en la variación de los SVT en el inóculo se debe también a que en esta etapa es cuando el sistema comienza la adaptación, donde el consorcio microbiano comienza a generar su

distribución trófica en el sistema. No obstante, al final de la adaptación presenta una menor variación, obteniendo un rango aceptable.

4.1.4 Cuantificación de metano en el biogás producido durante la etapa de adaptación del reactor anaerobio.

La producción de biogás se presentó a partir de la tercera semana durante el periodo de adaptación del reactor con una producción de 10 L, se obtuvo una muestra para realizar la cuantificación de CH₄, CO₂ por medio de la cromatografía de gases. En la Figura 17 se muestra la realización de 6 UE donde arrojaron que el biogás producido presento una concentración promedio de CH₄ de 65.91 % y 34.08 % de CO₂, ambas concentraciones se encuentran dentro de los rangos de concentración reportados previamente en procesos anaerobios (CH₄ del 50-70 %, CO₂ del 30-50 % e impurezas como ácido sulfúrico).

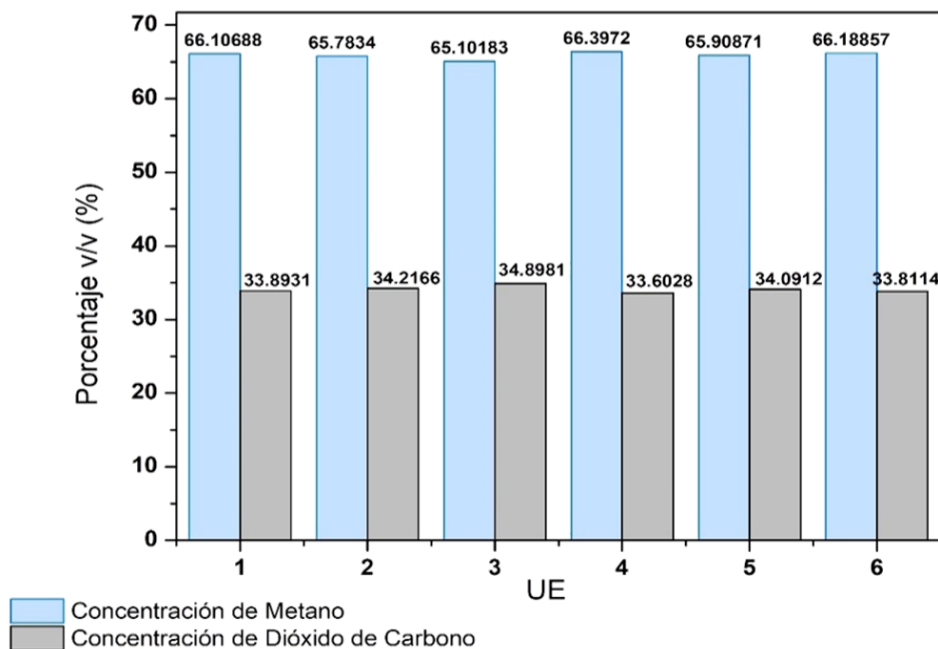


Figura 17. Porcentaje de metano y dióxido de carbono contenidos en el biogás producido.

4.1.5 Operación del Reactor Anaerobio.

La operación del reactor comprendió un periodo de 325 días, durante los cuales se llevó a cabo el monitoreo de cada uno de los parámetros de seguimiento, así como también se cuantificó el rendimiento de metano en el biogás producido.

Inicialmente de acuerdo con el balance de masa que se muestra en el Apéndice A se calculó la remoción durante la operación del reactor anaerobio como se muestra en la Figura 18.

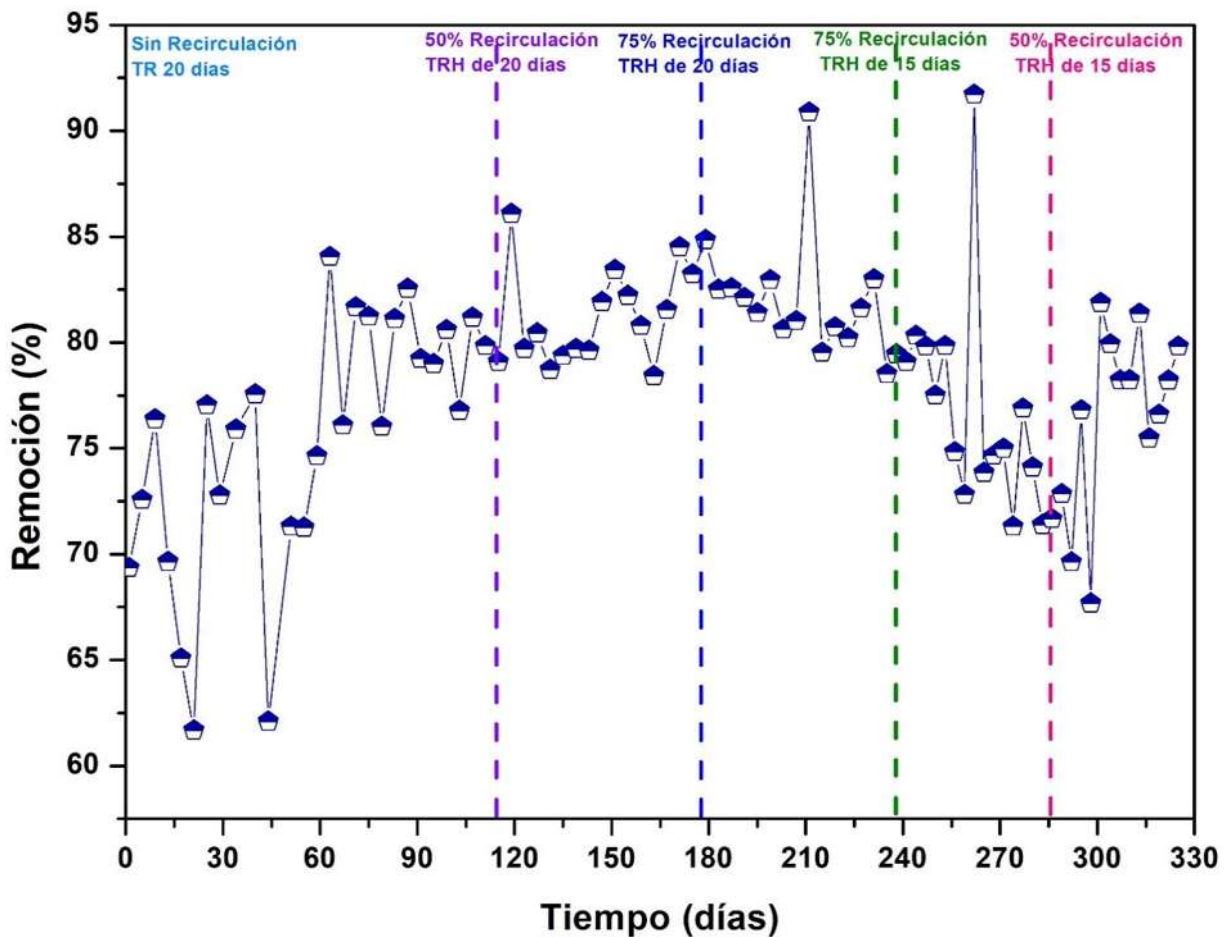


Figura 18. Porcentaje de Remoción.

En la gráfica anterior se puede apreciar que al iniciar la recirculación del efluente tratado, los porcentajes de remoción van en aumento, donde la mejor remoción se obtuvo bajo

las condiciones del 75% de recirculación y un TRH de 20 días (82.4%), seguida de la obtenida al 50% de recirculación y un TRH de 20 días (81%), continuando con la remoción obtenida al tener 75% de recirculación y un TRH de 15 días (78%) y con la recirculación del 50% y un TRH de 15 días (76%), finalizando con la remoción obtenida sin recirculación y un TRH de 20 días (75%). Estos resultados son un indicativo que la recirculación está beneficiando el sistema en cuanto a remoción.

4.1.5.2 Caracterización al inóculo y sustrato.

En las Tablas de la 7-10 se muestran los resultados de cada uno de los parámetros de seguimiento de la caracterización del inóculo y de los residuos de vinazas pescados y mariscos durante la operación del reactor que consto de 325 días. Se puede observar que el inóculo presenta las características deseables para los procesos anaerobios. Se observó que los parámetros de pH de 7.33 ± 0.14 es apropiado para el desarrollo de los consorcios bacterianos y evitar su inhibición, conductividad de 4.48 ± 0.54 mS/cm lo cual podría atribuirse a la presencia de iones que pueden ser tomados como micronutrientes o por compuestos ácidos o alcalino disociados, salinidad de 2.47 ± 0.35 psu, este se puede atribuir a la formación de sales principalmente de Ca, Na y otras sales debido al uso de CaO, una relación alfa superior al 0.5, teniendo un valor promedio de 0.66 ± 0.06 esto se puede atribuir a la estabilización del inóculo en condiciones aceptables con el sustrato, alcalinidad de 12.73 ± 1.85 g CaCO₃ L⁻¹, lo cual se atribuye a la presencia de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos también atribuidos al uso de la CaO, los AGV's de 0.72 ± 0.36 g L⁻¹, los cuales podrían ser consumidos inmediatamente por las bacterias acetogénicas rápidamente y ser transformado a metano, en cuanto al efluente se tiene un pH de 7.26 ± 0.12 , en lo que respecta al sustrato presenta un pH de 7.43 ± 0.16 el cual es aceptable para el desarrollo del desarrollo de la digestión anaerobia, conductividad de 5.21 ± 0.61 mS/cm la cual es debido a la presencia de iones de ácidos orgánicos disociados, salinidad de 2.90 ± 0.44 psu debido a la formación de sales principalmente de Ca, Na y otras sales debido al uso de CaO, alcalinidad que debe mantenerse por encima de 2.5 g CaCO₃ L⁻¹, la alcalinidad promedio es de 4.23 ± 0.53 g

CaCO₃ L⁻¹, la cual es aceptable para asegurar la estabilidad del digestor (Torres, Cajigas, Pérez, González, & Otero, 2008), el contenido de DQO de las vinazas fue de 0.91 g L⁻¹, el DQO de los residuos de mariscos fue de 0.71 ± 0.018 g L⁻¹ y el DQO de la mezcla fue de 0.56 g L⁻¹ lo que muestra que existe un contenido de materia orgánica que puede ser consumida mediante la degradación anaerobia, posteriormente el Nitrógeno Total (NT) de las vinazas es de 0.017 g L⁻¹, NT de los residuos de mariscos es de 0.015 g L⁻¹, NT de la mezcla es de 0.012 g L⁻¹, Fósforo Total (PT) para las vinazas es de 0.013 g L⁻¹, PT para los residuos de mariscos es de 0.034 g L⁻¹, PT de la mezcla es de 0.047 g L⁻¹, y finalmente los SVT del inóculo de 40.84 ± 4.88 g L⁻¹, los SVT de la alimentación son de 19.73 ± 2.10 g L⁻¹, los SVT del sustrato remanente es de 4.85 ± 1.49 g L⁻¹, y los SVT del efluente son de 4.31 ± 0.97 g L⁻¹, los cuales pueden ser transformados por los consorcios microbianos para la producción de metano; estos parámetros están dentro de los valores recomendados por Angelidaki y col., (2009) y Li y col., (2014).

Tabla 7. Resultados de la Caracterización al inóculo y sustrato remanente.

Parámetros	Inóculo	Sustrato Remanente
pH	7.33 ± 0.14	7.43 ± 0.16
Conductividad (mS/cm)	4.48 ± 0.54	5.21 ± 0.61
Salinidad	2.47 ± 0.35	2.90 ± 0.44
Relación Alfa	0.66 ± 0.06	N/A
Alcalinidad (g CaCO ₃ L ⁻¹)	12.73 ± 1.85	4.23 ± 0.53
AGV's (g L ⁻¹)	0.72 ± 0.36	N/A

Tabla 8. Resultados de la Caracterización fisicoquímica a los residuos.

Parámetros	Vinazas	Mariscos	Mezcla
DQO (g L ⁻¹)	0.91	0.71 ± 0.018	0.56
NT (g L ⁻¹)	0.017	0.015	0.012
FT (g L ⁻¹)	0.013	0.034	0.047

Tabla 9. Resultados de la Caracterización en cuanto a SVT del inóculo, alimentación, sustrato remanente y efluente.

SVT	Global
SVT del Inóculo (g L ⁻¹)	40.84 ± 4.88
SVT de la Alimentación (g L ⁻¹)	19.73 ± 2.10
SVT del Sustrato Remanente (g L ⁻¹)	4.85 ± 1.49
SVT del Efluente (g L ⁻¹)	4.31 ± 0.97

Tabla 10. Resultados de la Caracterización del pH del efluente.

pH	Global
pH del Efluente	7.26 ± 0.12

En base a la información obtenida de los diferentes parámetros de las caracterizaciones realizadas se realizaron las siguientes gráficas, para tener una visualización más descriptiva del monitoreo durante la operación del reactor (325 días).

En la Figura 19 se muestra el comportamiento del pH del inóculo y del sustrato remanente durante la operación del reactor.

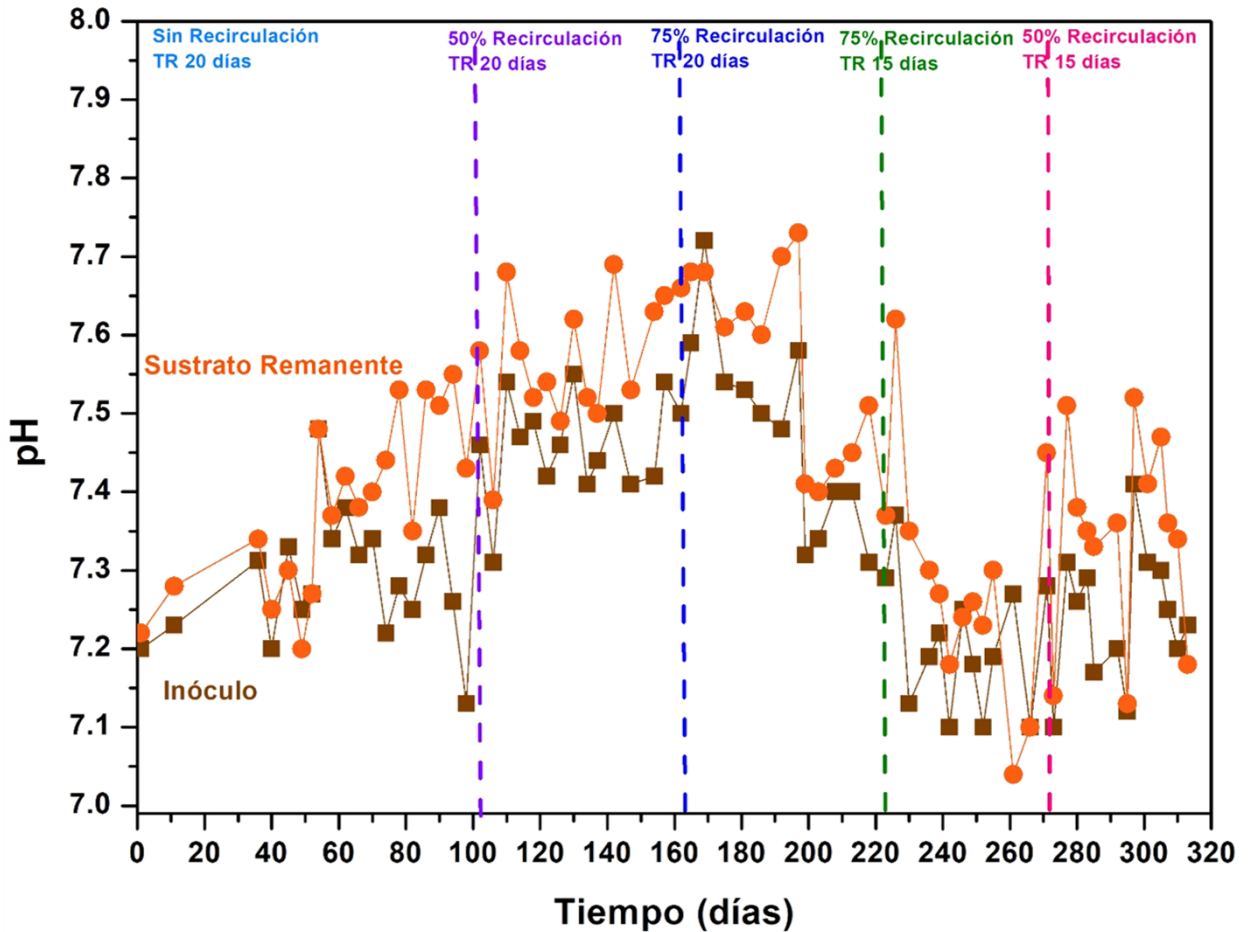


Figura 19. Monitoreo del pH durante la operación del reactor.

Podemos observar que los valores del pH con respecto al inóculo y sustrato son muy parecidos, se puede apreciar que los valores de pH antes de la recirculación fluctúan de forma más notoria, sin embargo cuando inició la recirculación del 50 % con un TRH de 20 días se observa una menor oscilación con respecto a ambos valores de pH observándose un comportamiento similar durante la recirculación del 75% y un TRH de 20 días, sin embargo al cambiar el TRH a 15 días con un 75% y 50% de recirculación se puede apreciar que el pH bajo un 25% de su valor promedio en cuanto el comportamiento obtenido durante los porcentajes de recirculación con un TRH de 20 días, lo que nos dice

el TRH es un factor que si puede afectar el proceso de digestión anaerobia, donde también está involucrado el valor de la alcalinidad, debido a que la alcalinidad es la capacidad buffer para resistir los cambios de pH, sin embargo en esta experimentación no hubo mayor afectación dado que el sistema siguió operando de forma eficiente reflejándose en el monitoreo de las variables respuesta, de esta manera también se afirma que la recirculación no esa afectando el comportamiento del pH ya que se encuentran dentro de los rangos aceptables que son de 7 a 8.

En la Figura 20 se muestra el comportamiento de la conductividad del inóculo y del sustrato remanente durante la operación del reactor.

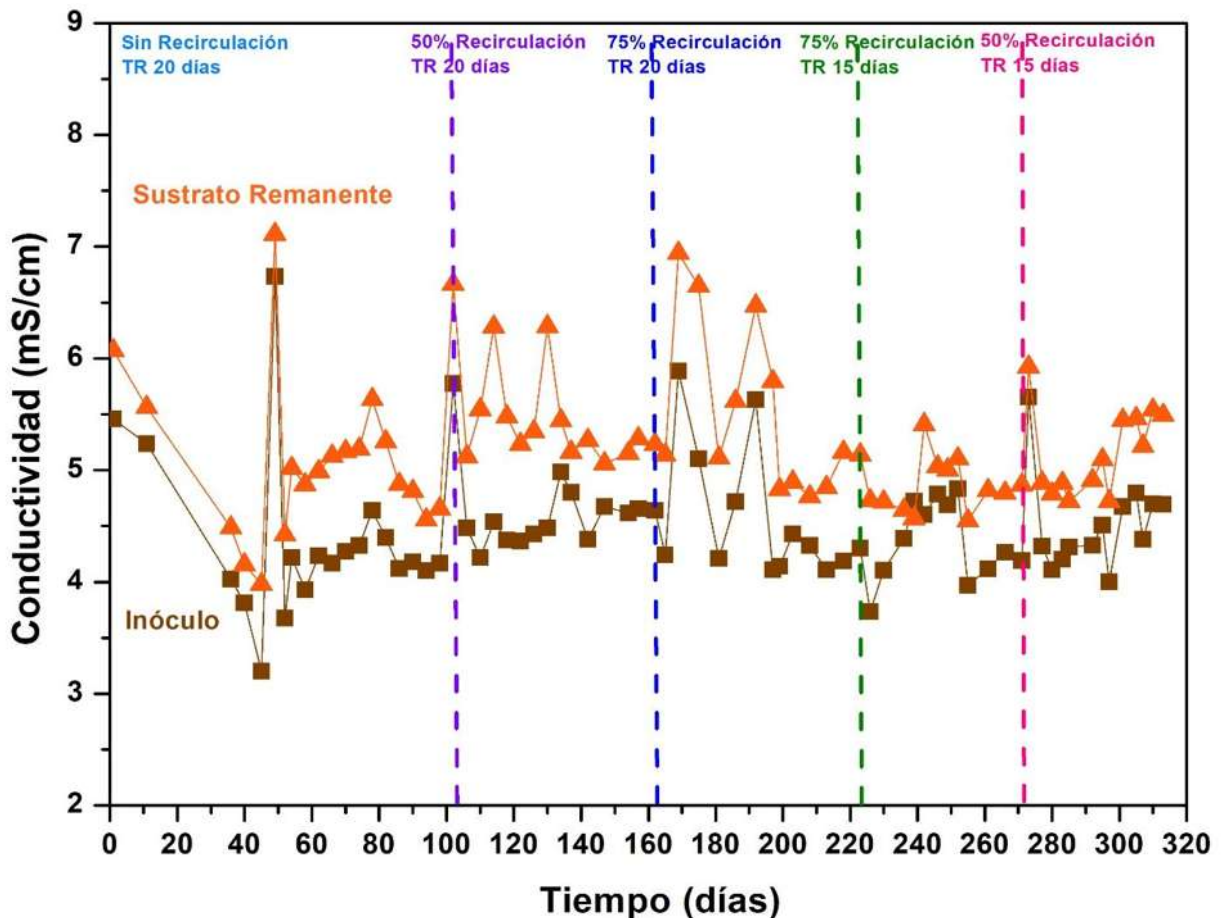


Figura 20. Monitoreo de la Conductividad durante la operación del reactor.

Se logra apreciar que los valores de la Conductividad con respecto al inóculo y sustrato tienen prácticamente el mismo comportamiento, se observa que los valores de la conductividad antes de la recirculación fluctúan de forma más evidente en un rango que va desde los 3.2 a 6.7 mS/cm, sin embargo cuando se inició la recirculación, las primeras dos etapas se aprecia una menor variación en los valores de conductividad, oscilando entre 4.1 a 5.8 mS/cm, sin embargo en las últimas dos etapas se observa que la conductividad se estabilizó la mayor parte de los días correspondientes a su monitoreo, obteniendo un comportamiento que va de 3.7 a 5.6 mS/cm. Es importante mencionar que los incrementos de conductividad están asociados a un aumento de iones disociados y estos al estar disociados conducen electricidad. Esto también tiene relación con la cantidad de CaO que se agrega durante el pretratamiento de la alimentación, al utilizar mayor cantidad de CaO existirá una mayor cantidad de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. Asimismo, el valor promedio de la conductividad del inóculo es de 4.48 mS/cm \pm 0.54 y del sustrato remanente es de 5.21 mS/cm \pm 0.61 ambos valores de conductividad se encuentran dentro de los rangos aceptables reportados en la literatura para este tipo de procesos, los cuales van desde los 4 mS/cm a 9 mS/cm, o bien por debajo de los 30 mS/cm, lo que significa que variar el porcentaje de recirculación y del TRH no está afectando de manera significativa nuestro sistema, esto es importante debido a que una conductividad alta intervendría en el buen desempeño de los microorganismos dado que provocaría un estado de estrés a los microorganismos por un alto contenido de sales.

En la Figura 21 se muestra el comportamiento de la Salinidad del inóculo y del sustrato remanente durante la operación del reactor.

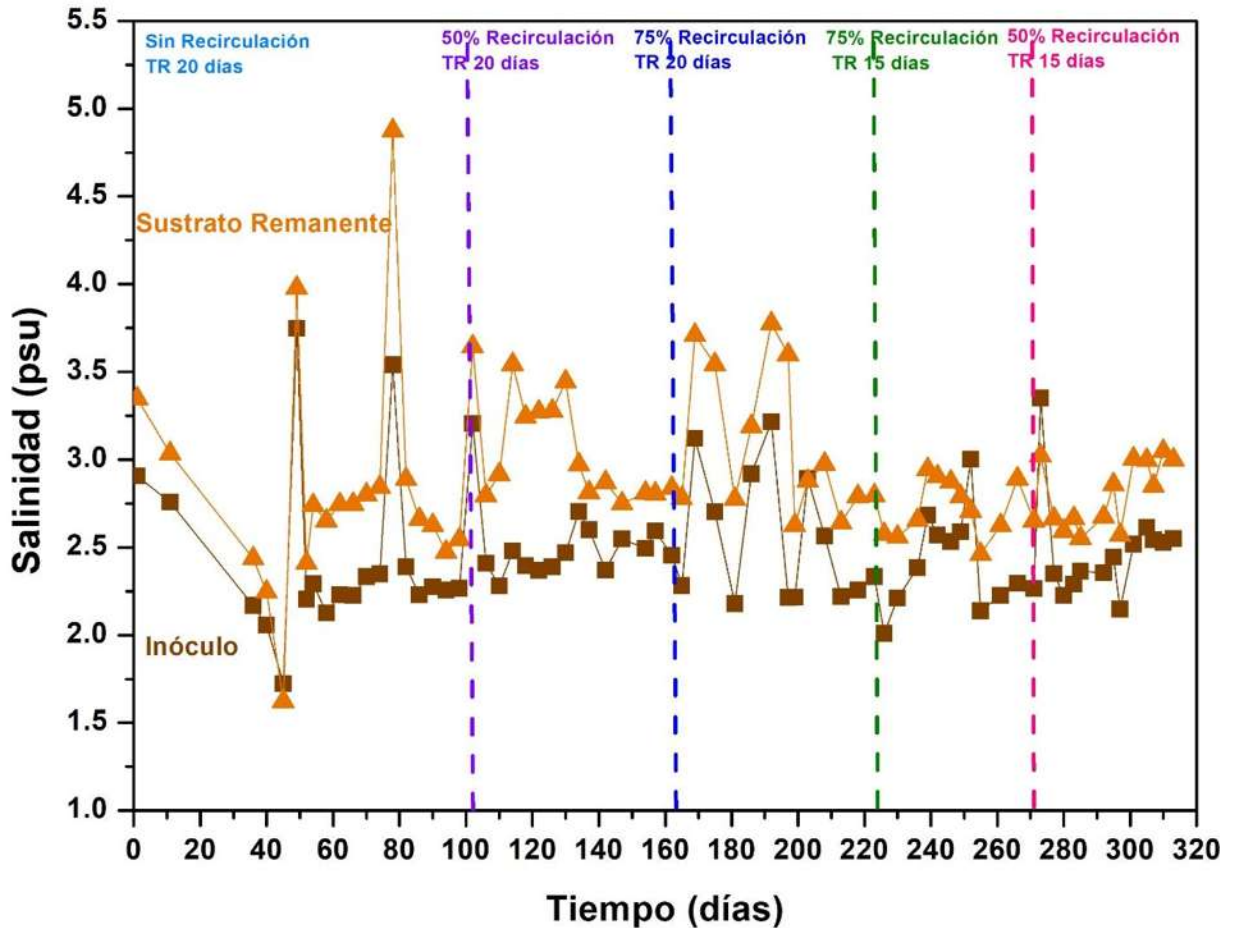


Figura 21. Monitoreo de la Salinidad durante la operación del reactor.

En base a la gráfica se observa que el monitoreo del parámetro de salinidad con respecto al inóculo y sustrato donde presentaron un comportamiento similar, podemos prestar atención a los valores antes de la recirculación donde oscilan de forma más evidente en cierto puntos con un valor promedio de salinidad para el inóculo de $2.52 \text{ psu} \pm 0.49$ y para el sustrato de $2.82 \text{ psu} \pm 0.68$, sin embargo cuando inició la recirculación del 50 % con un TRH de 20 días; reflejo una oscilación menor obteniendo un promedio para la salinidad del inóculo de $2.52 \text{ psu} \pm 0.23$ y para el sustrato $3.08 \text{ psu} \pm 0.31$, en cuanto a la recirculación del 75% y un TRH de 20 días se observó que incremento en los

primeros puntos pero puede deberse a la asimilación de la nueva carga orgánica atribuida al cambio del porcentaje de recirculación, este mismo comportamiento se observó en los parámetros de pH, Conductividad y Alcalinidad, sin embargo se obtuvo un valor promedio para la salinidad de $2.56 \text{ psu} \pm 0.37$, al momento de cambiar el TRH a 15 días, los parámetros se mantuvieron más estables, tomando en cuenta ambas etapas (75% de recirculación con un TRH de 15 días con un promedio para la salinidad del inóculo de $2.41 \text{ psu} \pm 0.27$ y para el sustrato de $2.73 \text{ psu} \pm 0.16$, posteriormente con 50% de recirculación y un TRH de 15 días se obtuvo un promedio de salinidad para el inóculo de $2.47 \text{ psu} \pm 0.29$ y para el sustrato de $2.80 \text{ psu} \pm 0.19$), y en base a estos resultados, podemos concluir que cambiar el porcentaje de recirculación y TRH beneficio el sistema, en general los valores obtenidos se encuentra dentro de los rangos aceptables que van de los 2-5 psu.

En la Figura 22 se muestra el comportamiento de la Alcalinidad del sustrato remanente y del inóculo durante la operación del reactor.

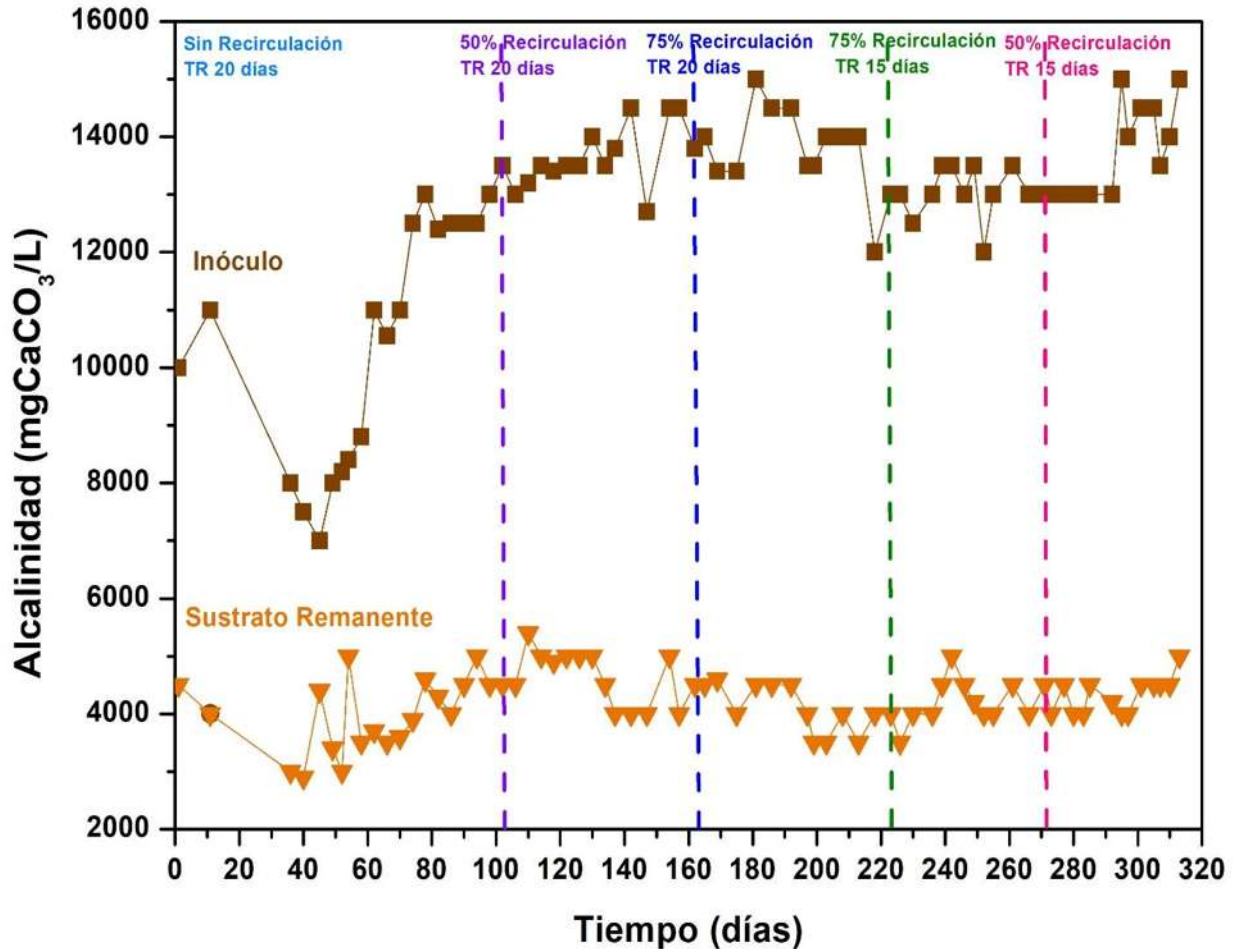


Figura 22. Monitoreo de la Alcalinidad durante la operación del reactor.

Se puede apreciar que los valores de Alcalinidad con respecto al inóculo y sustrato su comportamiento es semejante, dado que ambos valores; antes de la recirculación va de forma creciente, esto se puede atribuir al periodo de estabilización del reactor y también al adicionar CaO durante el pretratamiento de la alimentación (con un promedio para la alcalinidad del inóculo de 10,413 mg CaCO₃/L \pm 2,099 y para el sustrato de 3,963 mg CaCO₃/L \pm 653), al momento de iniciar la recirculación del 50% con un TRH de 20 días se percibe un comportamiento más estable (con un valor promedio para la alcalinidad del inóculo de 13,650 mg CaCO₃/L \pm 556, y para el sustrato de 4,629 mg

CaCO₃/L ± 479), de manera similar se refleja al realizar la recirculación del 75% y un TRH de 20 días (con un valor promedio para la alcalinidad del inóculo de 13,815 mg CaCO₃/L ± 726, y para el sustrato de 4,123 mg CaCO₃/L ± 425), posteriormente al cambiar el TRH, iniciando con un 75% de recirculación y un TRH de 15 días se observó una disminución de la alcalinidad (con un valor promedio para la alcalinidad del inóculo de 13,041 mg CaCO₃/L ± 450, y para el sustrato de 4,183 mg CaCO₃/L ± 386), la cual se atribuye a la disminución del uso del CaO debido a las condiciones menos ácidas que se encontraban en la alimentación a estas condiciones, no obstante al iniciar a siguiente etapa con un 50% de recirculación y un TRH de 15 días; los valores de la alcalinidad aumentaron (con un valor promedio para la alcalinidad del inóculo de 13,679 mg CaCO₃/L ± 799, y para el sustrato de 4,336 mg CaCO₃/L ± 305), esto va relacionado con el aumento del uso de CaO en la alimentación por las propiedades fisicoquímicas de esta. Los valores obtenidos durante la operación del reactor se encuentran dentro de los rangos óptimos para este proceso.

Es importante conocer que para tener una capacidad buffer adecuada y asegurar una operación estable del reactor anaerobio se recomienda una concentración de alcalinidad para el inóculo superior a los 1000 mg CaCO₃/L, la cual asegurará una excelente actividad buffer (Fernández- Polanco & Seghezzeo, 2015).

En la Figura 23 se muestra el comportamiento de la Relación Alfa del sustrato remanente y del inóculo durante la operación del reactor.

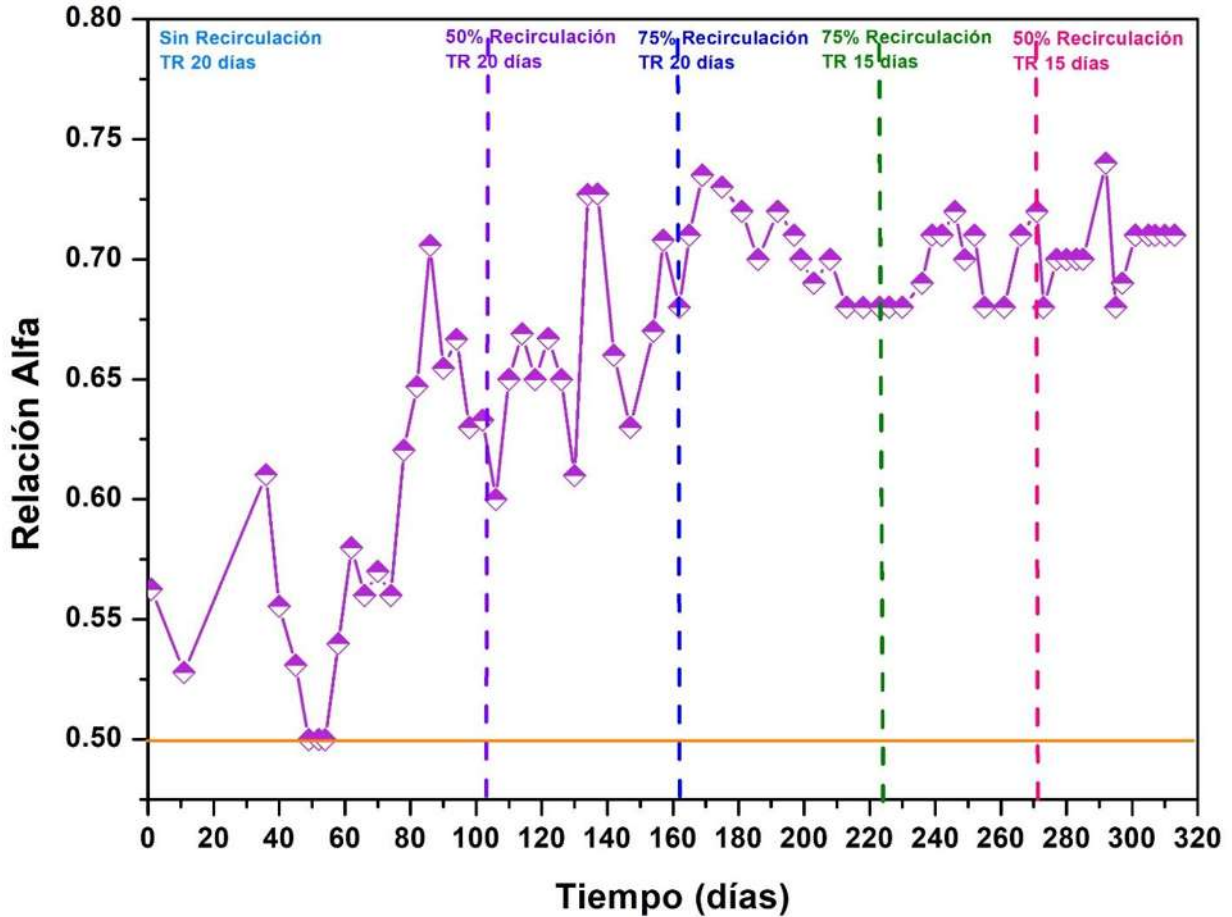


Figura 23. Monitoreo de la Relación Alfa durante la operación del reactor.

El parámetro de relación alfa de manera general es un indicador de equilibrio ácido-base del sistema en proceso de biodigestión. Se observa en la gráfica que durante la operación del reactor los valores de relación alfa se encontraron por encima del valor óptimo (0.5), los valores oscilaron entre 0.5 y 0.74, el valor mínimo fue obtenido durante la etapa de arranque del reactor, lo cual se considera normal debido a que en esta etapa es cuando el sistema comienza la adaptación al sustrato y los grupos microbianos comienzan a generar su distribución trófica en el sistema. El valor promedio de la etapa sin recirculación con un TRH de 20 días fue de 0.58 ± 0.06 . En cuanto a los valores para

cada una de las siguientes etapas variando el porcentaje de recirculación y el TRH, se reflejó un comportamiento más estable donde con un 50% de recirculación y un TRH de 20 días se obtuvo un valor promedio para la relación alfa de 0.66 ± 0.04 , para el 75% de recirculación y un TRH de 20 días fue de 0.70 ± 0.02 , donde este valor promedio se mantuvo para las siguientes dos etapas con el TRH de 15 días. El valor global promedio de la relación alfa durante la operación del reactor fue de 0.66 ± 0.06 lo cual indica una operación estable, la cual indica que el sistema tiene la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresa. Este parámetro fue de particular importancia en el control de la estabilidad del proceso.

Los valores fluctuantes de la relación alfa también se pueden atribuir a causa de la generación excesiva de AGV's que ocasionan el consumo de parte de la alcalinidad, reduciendo así ligeramente la capacidad buffer del sistema.

En la Figura 24 se muestra el monitoreo del Nivel de lodos durante la operación del reactor.

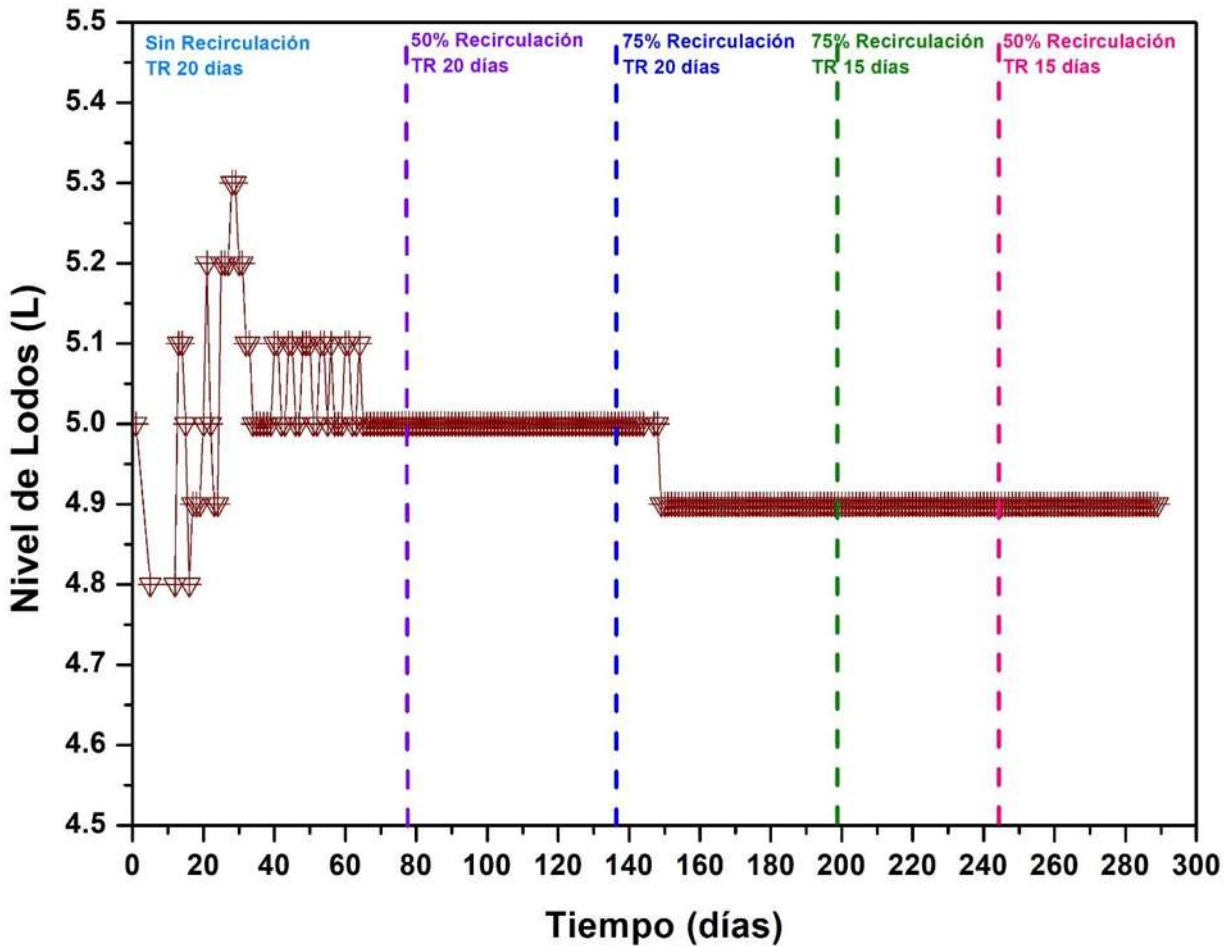


Figura 24. Nivel de Lodos durante la operación del reactor.

Se puede observar que la mayor parte del tiempo se han mantenido constante, durante los primeros días se puede observar que oscila entre los 4.8- 5.3L, por otra parte al momento de recircular un 50% con un TRH de 20 días se puede notar que se mantiene constante, pero cuando se inicia el 75% de recirculación con un TRH de 20 días al paso de los días se logró apreciar una disminución en el contenido de lodos de 1L, este comportamiento se mantuvo durante las dos etapas posteriores, esto se debe a que además del ciclo de vida de los propios microorganismos es importante mencionar que

cierta cantidad de estos microorganismos se pierden debido a que se encuentran en el efluente que sale del reactor cada vez que se alimenta el reactor.

En la Figura 25 se muestra el comportamiento de los parámetros medidos durante el proceso de alimentación (Oxígeno disuelto inicial, oxígeno disuelto final y conductividad final) durante la operación del reactor con recirculaciones.

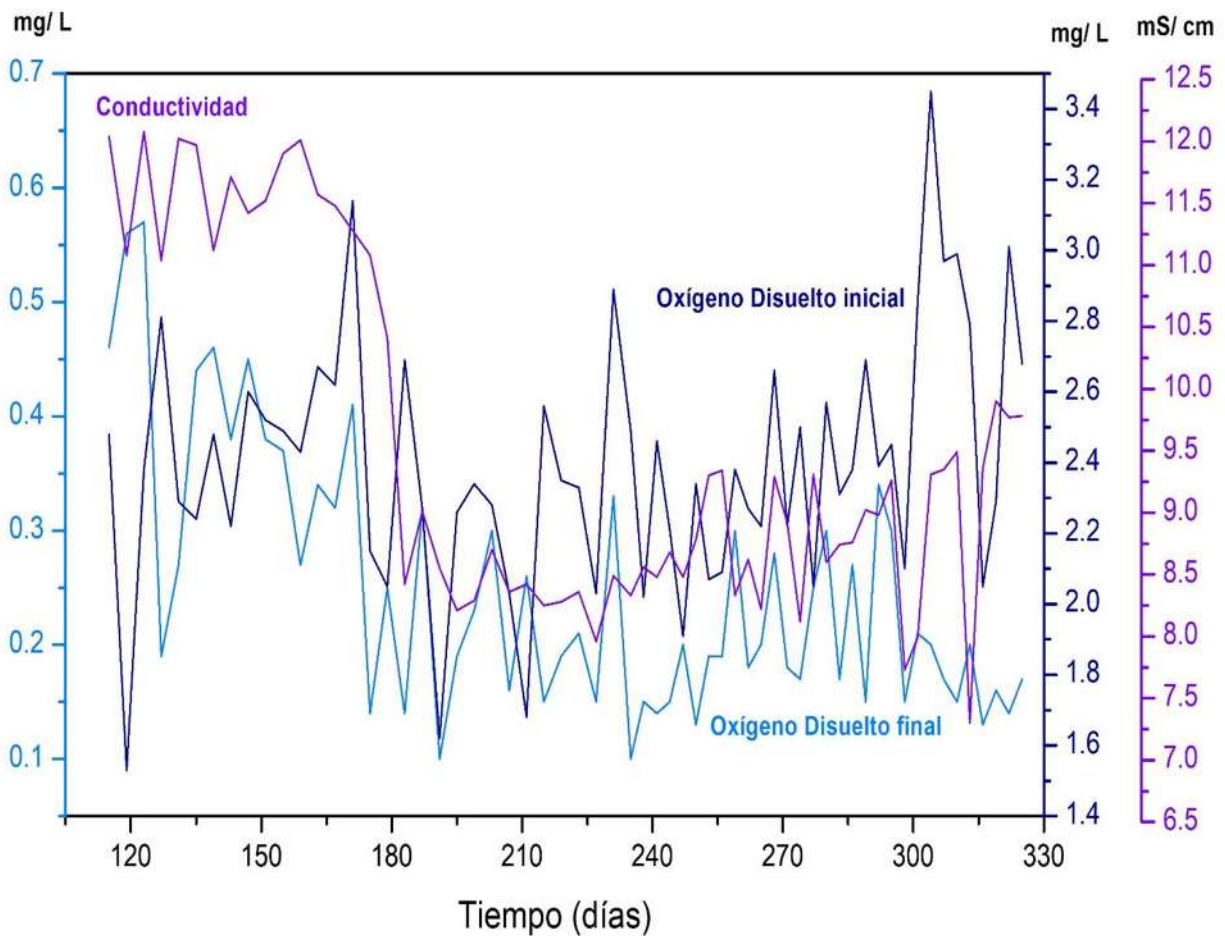


Figura 25. Monitoreo de Oxígeno Disuelto inicial y final durante la alimentación y la conductividad final.

Uno de los parámetros importantes a monitorear en la etapa del pretratamiento desde el inicio de las recirculaciones y con base a las condiciones en las que se encuentra el efluente tratado por el POA con Ozono; es el Oxígeno Disuelto ya que al tener un

proceso anaerobio es importante eliminar el Oxígeno Disuelto que contiene el efluente tratado, con la finalidad de garantizar que no sean afectados los microorganismos debido a la presencia del oxígeno, durante el pretratamiento se realiza la medición de Oxígeno disuelto inicial (con un valor promedio de $2.40 \text{ mg/L} \pm 0.36$), y posteriormente al realizar el pretratamiento (calentar el efluente a 35°C + agitación con la mezcla de los residuos de vinazas, pescados y mariscos) se vuelve a medir el oxígeno disuelto para asegurarnos que se haya eliminado la mayor parte de la presencia del mismo; donde la cantidad de oxígeno disuelto debe ser cero, sin embargo al realizar este proceso podemos observar que no se logró obtener el cero absoluto (con un valor promedio de 0.25 ± 0.12), sin embargo el sistema no fue afectado, dado que durante las primeras dos etapas de la digestión anaerobia las bacterias son facultativas y estas se encargan de eliminar el oxígeno disuelto existente para posteriormente pasar a las últimas dos etapas donde las bacterias son estrictamente anaerobias.

En cuanto a la conductividad final de la alimentación su comportamiento al inicio de las recirculaciones aumento, sin embargo, con forme se disminuyó el uso de CaO en la alimentación se puede observar que se mantuvo con un comportamiento más constante, ya que disminuyo la presencia de compuesto ácidos o alcalino disociados, (con un valor promedio de 9.49 ± 1.38), es importante mencionar que los valores de la conductividad se mantuvieron dentro de los rangos óptimos para este proceso.

Otro de los parámetros que se monitorean en la etapa del pretratamiento es el pH inicial de la mezcla de alimentación y el uso de CaO utilizado para obtener el pH óptimo para la alimentación; el cual es de 6.5. En la Figura 26 se muestra el pH inicial de la alimentación antes de adicionar el CaO, donde se aprecia que el pH inicial de la mezcla durante las 14 primeras alimentaciones oscila entre los valores de 3.69-4.18; debido a las propiedades fisicoquímicas de ambos residuos, posteriormente se realizó el cambio de lote de ambos residuos (vinazas mezcaleras, pescados y mariscos) donde por las propiedades fisicoquímicas de estos residuos el pH se encontraba más ácido en valores que fluctúan entre los 3.56-3.78 con un valor promedio de 3.85 ± 0.23 , sin embargo al

iniciar las recirculaciones se observa que los valores de pH aumentaron, esto se atribuye a las propiedades fisicoquímicas del efluente tratado, donde en la etapa de un 50% de recirculación y un TRH de 20 días se obtuvo un pH inicial promedio de 4.12 ± 0.20 , posteriormente con la recirculación del 75% y un TRH de 20 días se obtuvo un pH inicial promedio de 4.66 ± 0.16 , de manera consecutiva con un 75% de recirculación y un TRH de 15 días se logró un pH inicial promedio de 4.74 ± 0.11 , y en la última etapa con un 50% de recirculación y un TRH de 15 días se consiguió un pH inicial promedio de 4.50 ± 0.29 . en cada etapa hay ciertas variaciones de pH, debido a las características fisicoquímicas de los lotes de ambos residuos cada que se cambiaban, así como también por las propiedades fisicoquímicas del efluente, sin embargo, se mantuvo un pH mayor en cada etapa de recirculación a comparación de los valores de pH inicia durante la etapa sin recirculación con un TRH de 20 días, lo que ayudo a disminuir el consumo de CaO utilizado en la etapa del pretratamiento.

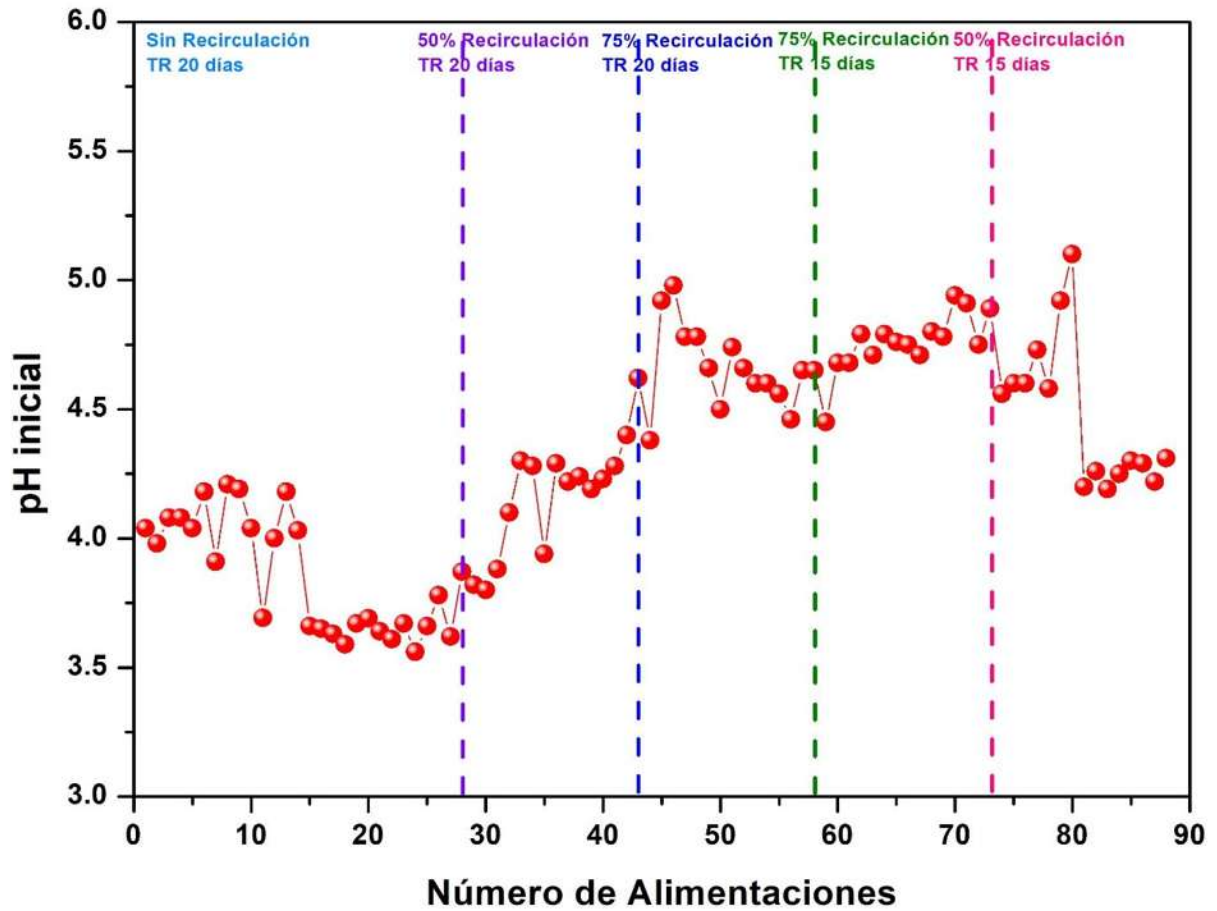


Figura 26. Monitoreo del pH inicial antes del pretratamiento.

De acuerdo con el pH inicial de la mezcla de alimentación realizada en la etapa del pretratamiento, se adiciona cierta cantidad de CaO con la finalidad de llegar el pH óptimo para la alimentación (6.5) como se muestra en la Figura 27.

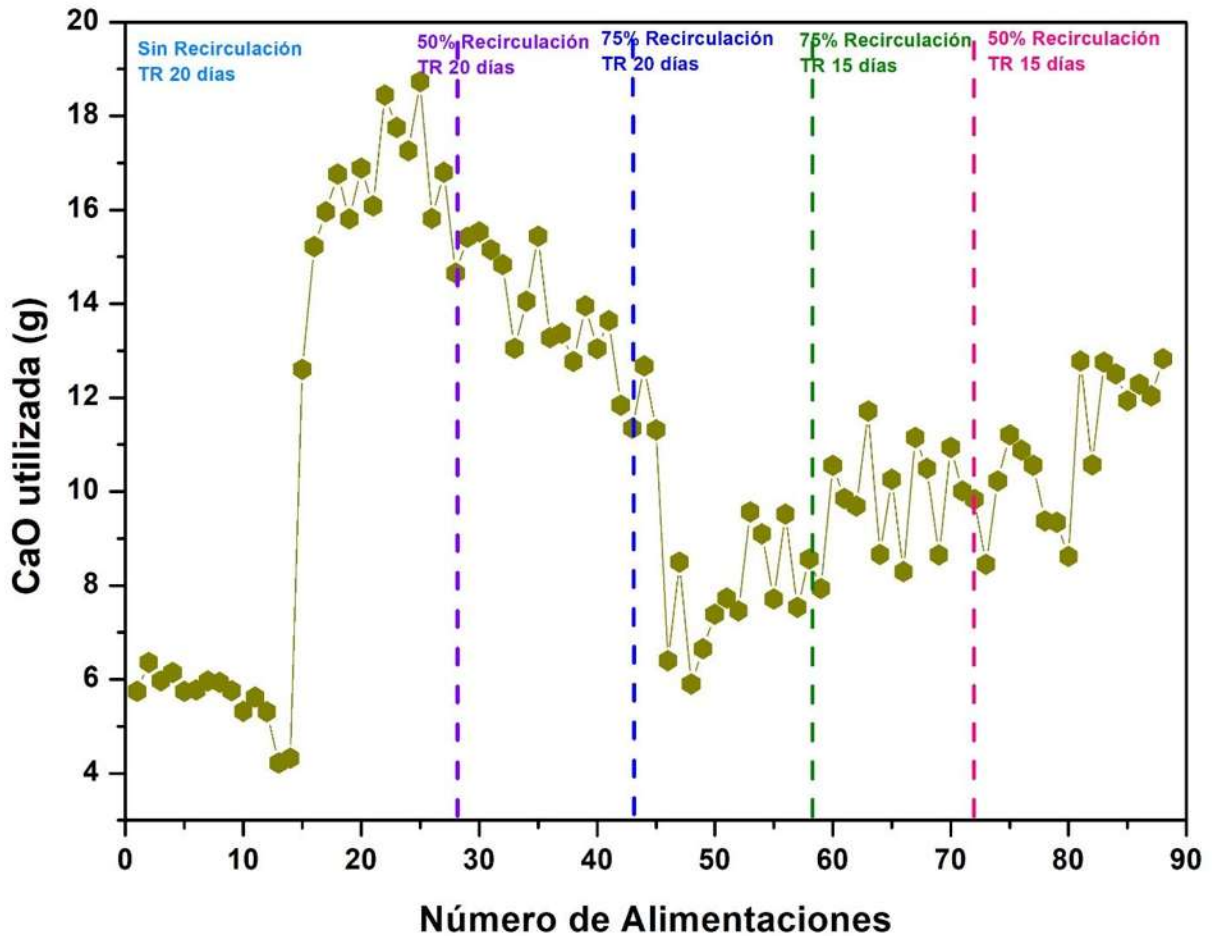


Figura 27. Monitoreo del uso de CaO durante el pretratamiento.

De acuerdo con la Figura 27 podemos observar que durante las primeras 14 alimentaciones el uso del CaO fue en cantidades mínimas (con un valor promedio de $5.59 \text{ g} \pm 0.62$) esto se atribuye al pH de ambos residuos (vinazas mezcaleras, pescados y mariscos), el cual se encontraba en condiciones menos ácidas, no obstante después de cambiar ambos residuos aumento la cantidad de CaO con un valor promedio de CaO utilizada de $16.47 \text{ g} \pm 1.57$ esto debido a que los residuos se encontraban con un pH más ácido que anteriormente, subsiguientemente con la recirculación del 50% y un TRH de 20 días se observó la disminución del 15% del uso del CaO; con respecto al valor promedio obtenido sin recirculación (16.47 g), con un promedio de CaO utilizado de $14 \text{ g} \pm 1.13$, seguido de esta tenemos la recirculación del 75% con un TRH de 20 días; donde

es más evidente la disminución del consumo de CaO con una disminución del 48%, con un promedio de CaO utilizada de $8.59 \text{ g} \pm 2.55$, posteriormente con la recirculación del 75% con un TRH de 15 días se disminuyó el consumo de CaO un 41% obteniendo un promedio de $9.78 \text{ g} \pm 1.13$, y por ultimo con la recirculación del 50 % y un TRH de 15 días se consiguió una disminución del 33% del consumo de CaO; con un promedio de $11.02 \text{ g} \pm 1.51$. podemos concluir que se logró una disminución considerable en el uso del CaO sin afectar el sistema, aprovechando las características fisicoquímicas del efluente tratado.

Posteriormente, al terminar el proceso de alimentación por la corriente de descarga sale expulsado el efluente, el cual se ha monitoreado su pH desde el inicio como se muestra en la Figura 28.

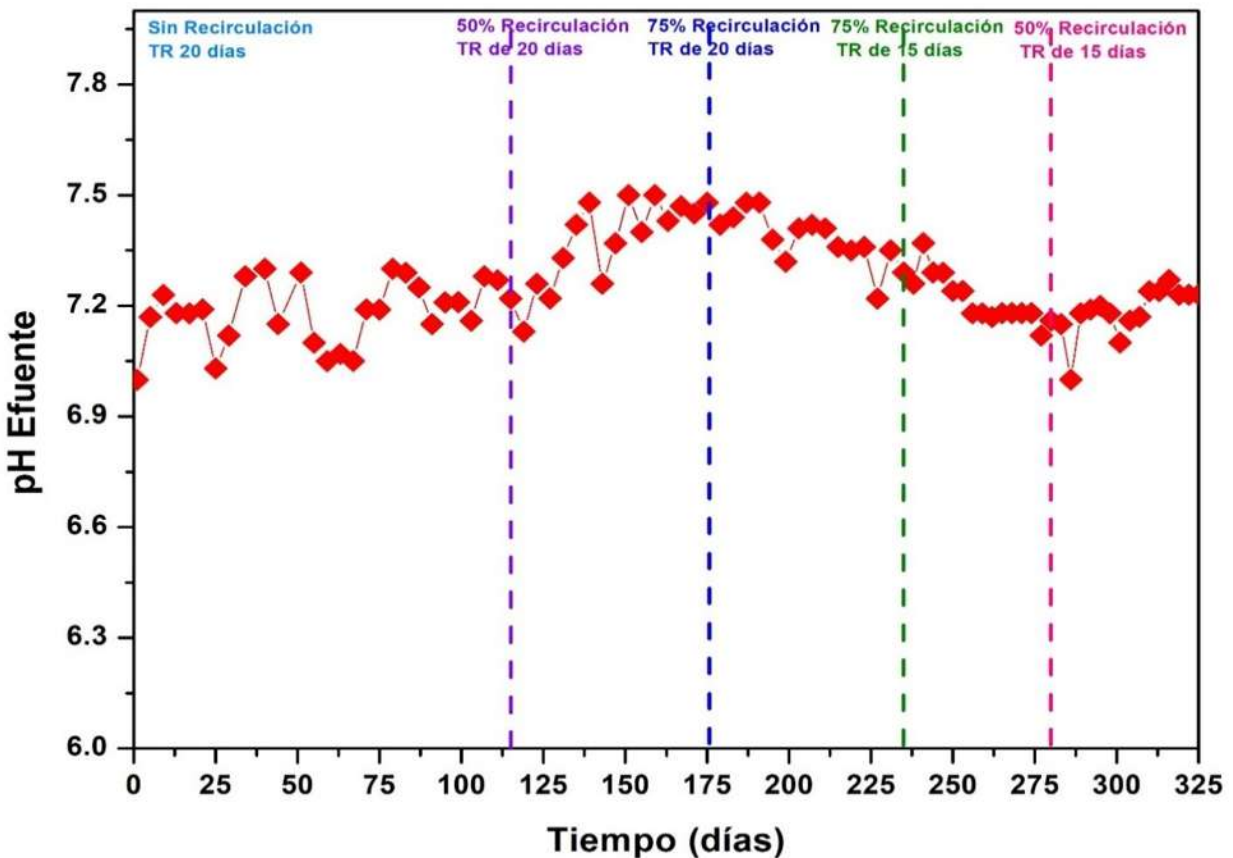


Figura 28. Monitoreo del pH del Efluente durante la operación del reactor.

En la gráfica anterior se muestra el comportamiento del pH del efluente, donde antes de la recirculación su comportamiento es más fluctuante, no obstante, se encontraba dentro de los valores óptimos para este proceso (≥ 7), por otra parte, al iniciar las recirculaciones el comportamiento del pH se mantuvo más estable, con un valor promedio durante la operación del reactor de 7.26 ± 0.12 , por lo que se encuentra dentro del rango aceptable.

Por último, se muestra la Figura 29, la cual muestra el comportamiento de los AGV's durante la operación del reactor.

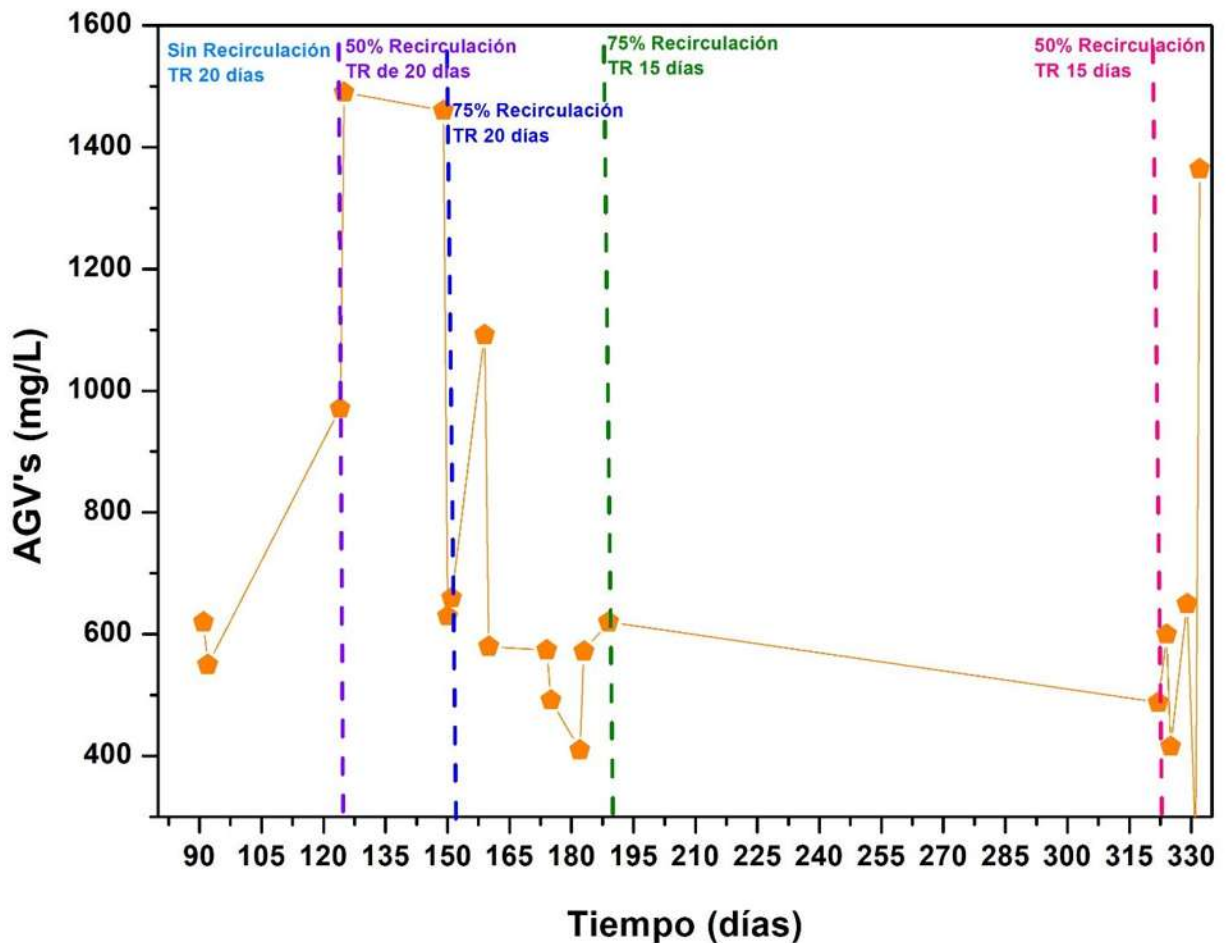


Figura 29. Monitoreo de AGV's durante la operación del reactor.

Se le considera uno de los parámetros de control en reactores anaerobios, los ácidos que se consideran son; acético, butírico, propiónico, fórmico y valérico. La

acumulación de AGV's en el reactor es un indicador de desestabilización causada por un desacople en las cinéticas de las reacciones de producción y eliminación de AGV's. La acumulación de AGV's actúa como inhibidor en el proceso anaerobio. En un reactor maduro estable la concentración de AGV's es inferior a 500 mg AGV's /L (Komemoto et al., 2009). De acuerdo con la Figura 30 podemos observar que la mayoría de los valores obtenidos se encuentran dentro del rango óptimo reportado, por lo que podemos concluir que el reactor está operando de manera estable, donde la cantidad que produce es proporcional a la cantidad que consume, por lo que no hay un exceso e la acumulación de los AGV's, así mismo nos indica que el consorcio de microorganismos se encuentra en óptimas condiciones para degradar la materia orgánica que ingresa a él.

Durante la operación del reactor se obtuvo un valor promedio de AGV's correspondiente a $724 \text{ mg/L} \pm 356$.

Es importante mencionar que durante la recirculación del 75% con un TRH de 15 días no se realizó esta determinación debido a que no se contaba con los reactivos completos para su realización.

4.1.5.3 Sólidos Volátiles Totales

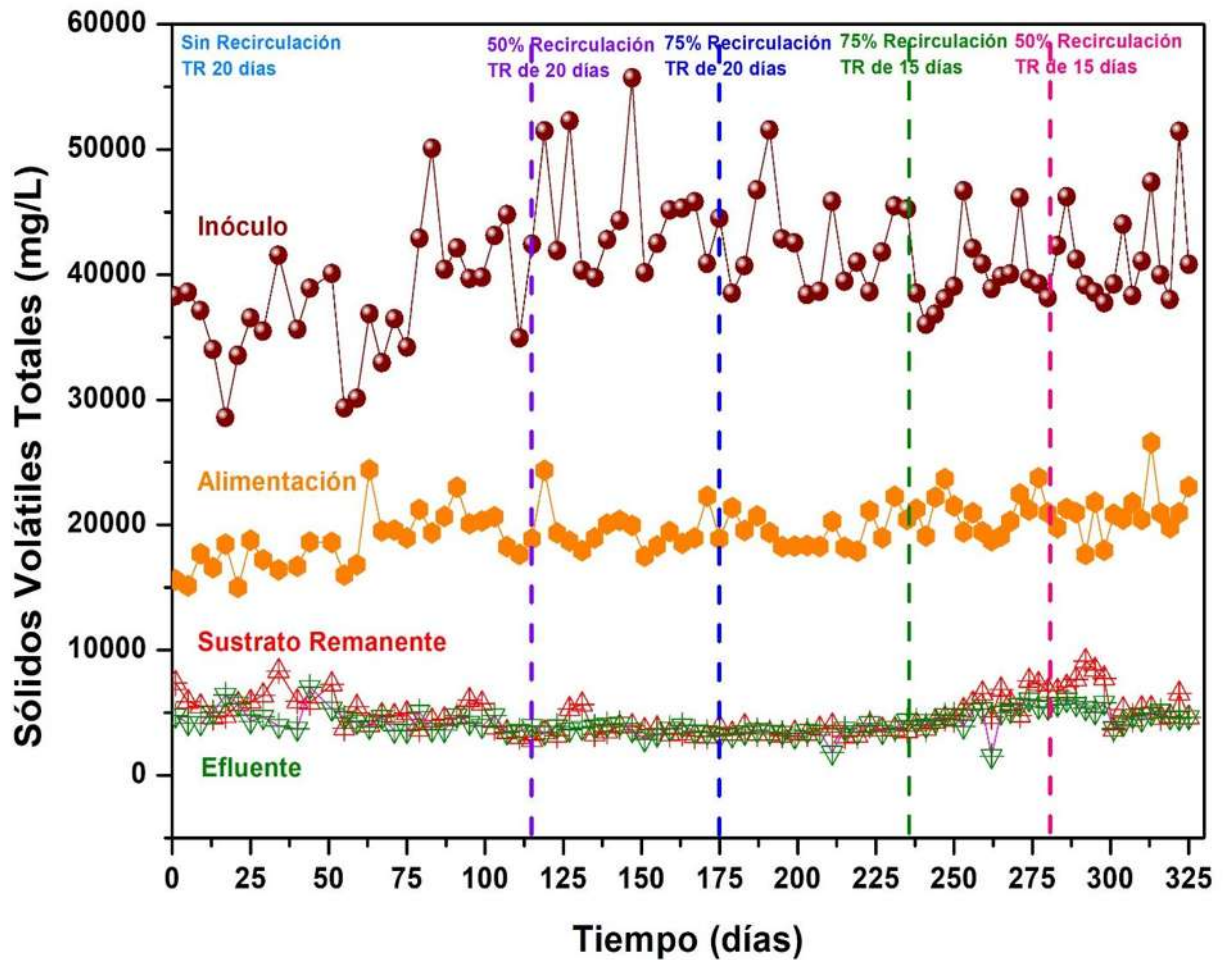


Figura 30. Monitoreo de los SVT durante la operación del reactor.

El monitoreo obtenido de los SVT del reactor anaerobio se muestran en la Figura 30; donde se aprecia que los valores de los SVT contenidos en el inóculo se comportaron de manera más oscilatoria en comparación con los demás SVT, esto puede atribuirse a que los microorganismos se comportan de manera diferente ante los cambios en las características fisicoquímicas de ambos residuos y del efluente tratado al realizar las recirculaciones, dado que los microorganismos pasan por un periodo de adaptación a la materia orgánica fresca que ingresa al sistema, independientemente de estas variaciones se encuentran dentro de los rangos aceptables para este proceso (con un valor promedio

de SVT en el inóculo de 40,480 mg/L \pm 40.84), por otra parte en cuanto a los resultados promedio obtenidos del comportamiento de los SVT en la alimentación, sustrato remanente y efluente se encuentran reportados en la Tabla 9; conforme a los valores obtenidos para los SVT de la alimentación podemos observar que se han mantenido de manera más constante durante las recirculaciones, lo que indica que no han afectado las recirculaciones en cuanto al aumento de la carga orgánica debido a la materia orgánica remanente que contiene el efluente tratado, manteniéndose dentro de los rangos óptimos en este proceso, por otra parte los SVT del efluente se ha mantenido de manera más constante durante las recirculaciones, incluso ha disminuido, esto podría atribuirse al aumento de remoción de la materia orgánica e inorgánica consumida durante el TRH, así como también los SVT del sustrato remanente, los cuales han mantenido un comportamiento similar a los SVT del efluente, lo cual se atribuye a que efectivamente la remoción ha aumentado durante las recirculaciones.

4.1.5.4 Producción de Biogás

La producción de biogás se presentó a partir del día 68 de operación, donde tuvo un periodo de adaptación de 2 meses 8 días, esto se debe a interferencias en cuanto a las condiciones del sustrato, así como también presencia de fugas en el reactor y el contenedor de almacenamiento de biogás.

Es importante mencionar que el reactor opera a condiciones mesofílicas las cuales en su mayoría operan a una temperatura optima de 35°C, esta temperatura se monitorea diariamente como se muestra en la Figura 31.

Como se refleja en la Figura 31, los valores de la temperatura se mantienen la mayoría del tiempo fluctuantes, ya que esta depende de la temperatura ambiente, la cual está relacionada con el cambio de las estaciones del año, sin embargo, su

comportamiento promedio de la temperatura es de 34.7 ± 0.5 , lo que significa que no afecta de manera significativamente.

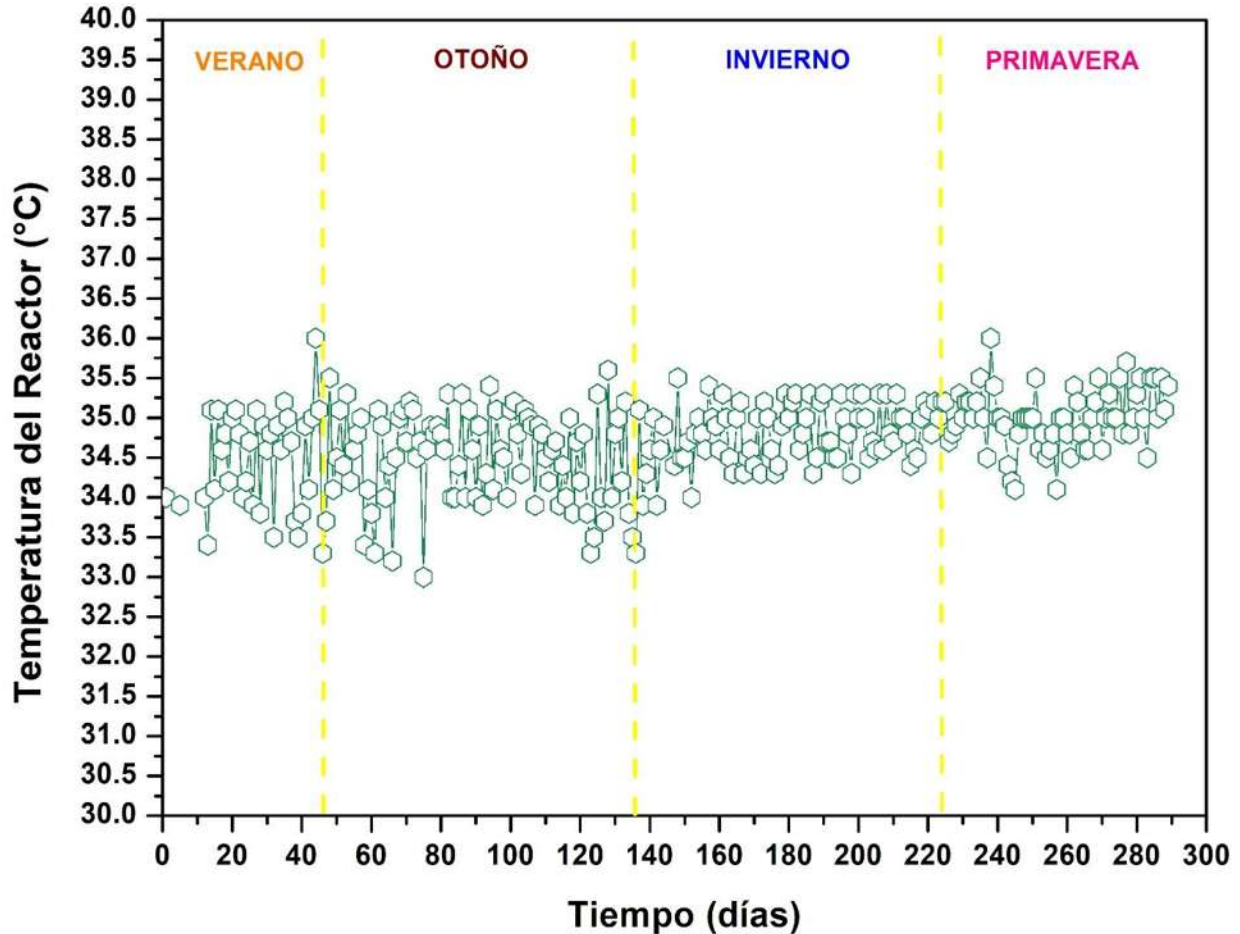


Figura 31. Monitoreo de la Temperatura del reactor.

Por otra parte, a pesar de que se ve reflejado que la temperatura no se vio afectada por las estaciones del año, es importante mencionar que en la temporada de otoño-invierno la transferencia de calor va del reactor hacia el ambiente, por lo que hay gradientes de temperatura dentro del reactor, al tener zonas del reactor con una temperatura más alta donde se encuentran las resistencias, y por consiguiente una temperatura menor en las zonas lejanas a las resistencias. Asimismo, durante la temporada de primavera se observó que la transferencia de calor se daba del medio ambiente hacia el reactor, donde al ocurrir esta transferencia el gradiente de temperatura

disminuía de manera radical, ya que se encontraban todas las zonas del reactor a la misma temperatura la mayor parte del día, lo que beneficio al producir una mayor cantidad de biogás al día.

Por otra parte, en la Figura 32 se muestra el volumen de biogás producido por día durante la operación del reactor, el cual se normalizó de acuerdo a las condiciones de presión y temperatura de la Ciudad de Morelia, obteniendo una producción promedio antes de la recirculación de 9.6 ± 0.4 L/día, mientras que al iniciar la recirculación del 50% con un TRH de 20 días; la producción de biogás obtenida fue de 9.7 ± 0.45 L/día, posteriormente con la recirculación del 75% y un TRH de 20 días se obtuvo un volumen de biogás producido de $9.7 \text{ L} \pm 0.36$, subsiguientemente con una recirculación del 75% y un TRH de 15 días se obtuvo el valor promedio de producción de biogás de $9.8 \text{ L} \pm 0.36$, finalizando con el 50% de recirculación y un TRH de 15 días se obtuvo una producción de biogás promedio de $11.8 \text{ L} \pm 2$, este aumento se puede atribuir a una serie de factores, principalmente, se volvió a sellar el reactor, por la posible presencia de fugas, posteriormente por la temperatura ambiente; la cual provocó que el reactor se mantuviera con un menor gradiente de temperatura, además de que al disminuir el TRH, es menor el tiempo que tienen los microorganismos en degradar la materia orgánica fresca, por lo que se concentran en degradar a mayor velocidad la materia orgánica fresca y no la que se encuentra como sustrato remanente debido a que no le es tan fácil asimilarla y el TRH no le es suficiente para poder degradarla, esto se reflejó en los porcentajes de remoción, donde éste disminuyó en la última etapa bajo las condiciones del 50% de recirculación y un TRH de 15 días, en comparación a las anteriores.

Sin embargo, de acorde a los resultados obtenidos podemos concluir que la producción promedio de biogás se mantuvo la mayor parte del tiempo de operación constante e incluso aumento en la última etapa, obteniendo una producción promedio de $10 \text{ L} \pm 1.24 \text{ NL}$, por lo que se concluye que las recirculaciones beneficiaron el sistema de producción de biogás.

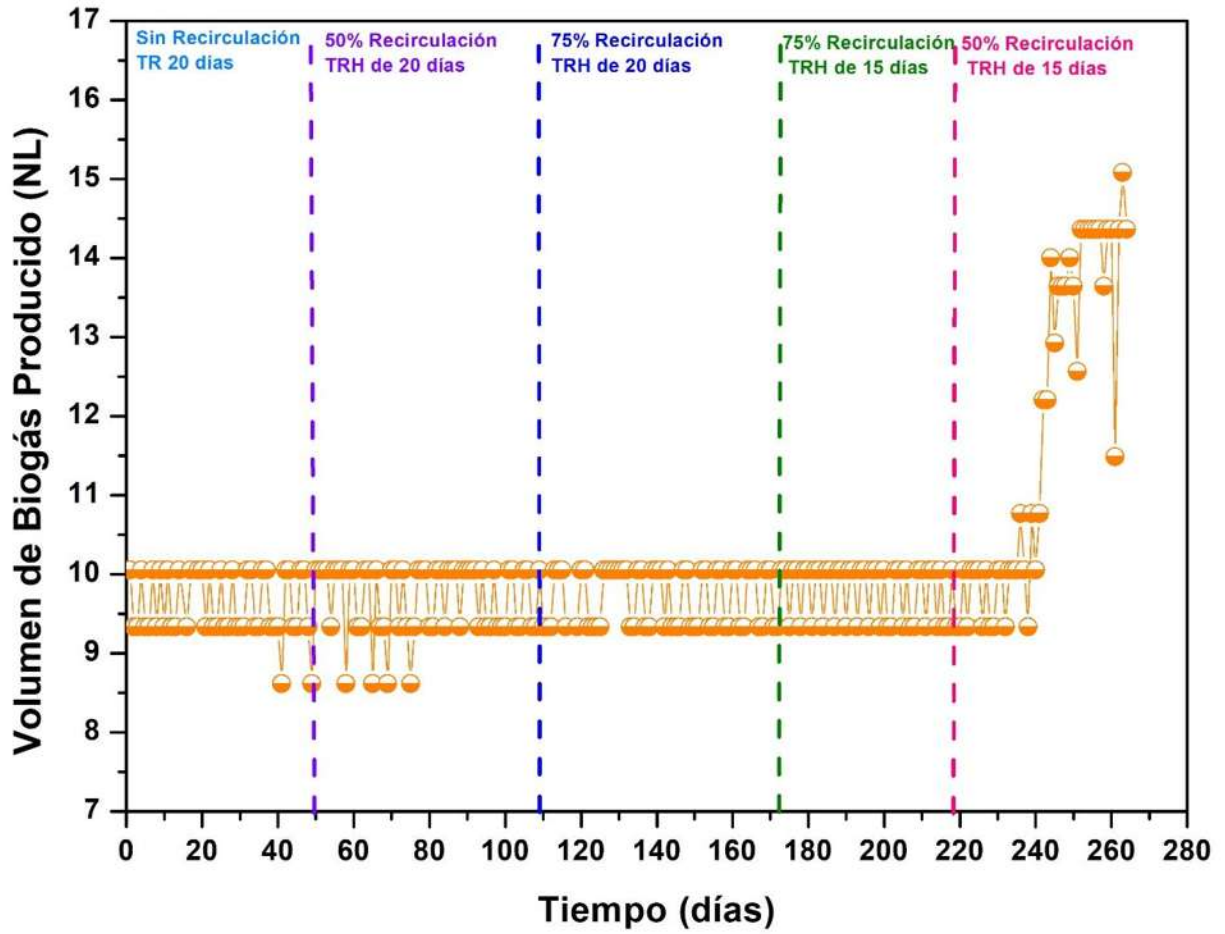


Figura 32. Monitoreo del volumen de biogás normalizado.

4.1.5.5 Concentración del Biogás

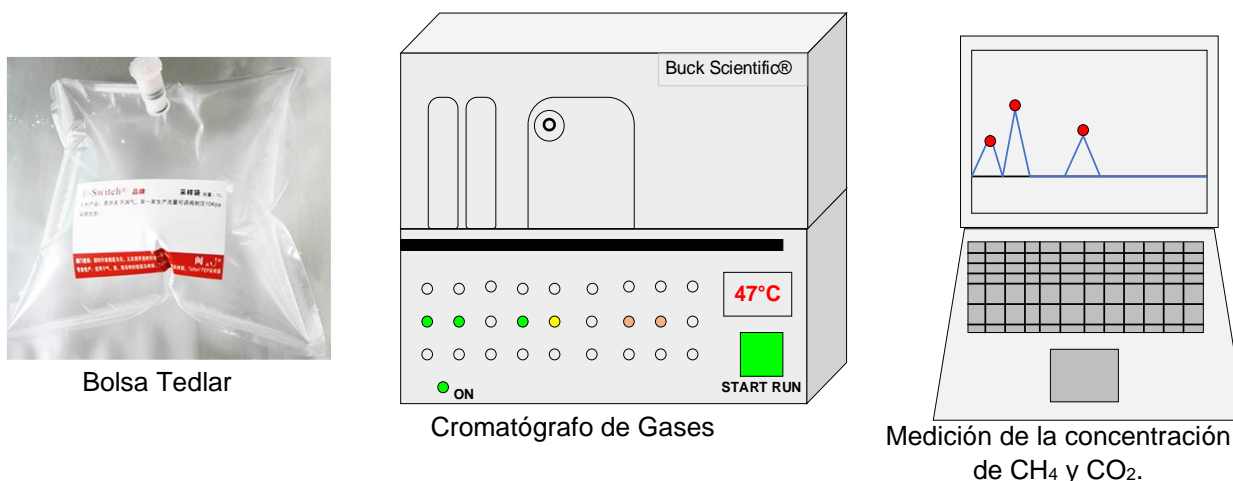


Figura 33. Cromatografía de gases.

Durante la producción de biogás se han tomado diferentes muestras de biogás durante cada etapa que ha experimentado la operación del reactor con la finalidad de poder comparar y llegar a la conclusión acerca del impacto de la recirculación en la concentración de metano en el biogás producido. En la Figura 33 se muestra el método para la medición de las concentraciones del metano contenidas en el biogás producido a través de la cromatografía de gases, es importante mencionar que en estos sistemas de producción es prácticamente improbable tener las mismas concentraciones de biogás a lo largo de toda su operación. En la Figura 34 podemos apreciar que al monitorear su comportamiento durante el periodo sin recirculación con un TRH de 20 días se obtuvo un pico alto en la concentración de metano con un valor promedio de $79.07 \% \pm 0.96$, y a su vez se obtuvo la menor en la concentración de metano correspondiente al valor promedio de $69.02 \% \pm 0.10$, ambas concentraciones son valores aceptables de acuerdo a los rangos reportados para los procesos de codigestión que oscilan entre 50-70 % , donde en la presente investigación se busca obtener valores superiores al 70%. Durante esta primer etapa sin recirculación se obtuvo una concentración promedio de $71.2 \% \pm 2.9$, posteriormente en la Figura 35 se refleja las concentraciones de metano contenidas en el biogás durante la recirculación del 50% con un TRH de 20 días, donde se puede reflejar

una disminución de concentración de metano en el biogás producido, esto se puede atribuir a la adaptación del reactor al cambio de la materia orgánica causada por la incorporación del efluente tratado a la alimentación, se puede reflejar que la mayor concentración promedio de metano en el biogás fue de $70.45 \% \pm 0.19$ y la menor fue de $68.33 \% \pm 0.09$, teniendo un porcentaje de metano promedio durante esta etapa de $69.41\% \pm 0.78$ el cual aunque no es un porcentaje bajo; se busca obtener un porcentaje mayor del 70%, en base a estos resultados podemos concluir que a recirculación del 50% con un TRH de 20 días no presentaron en cuanto a la concentración de metano En el biogás producido, posteriormente en la Figura 36, con la recirculación del 75% y un TRH de 20 días; donde mostro la mayor concentración promedio obtenida de $77.45\% \pm 0.36$ y la menor concentración promedio obtenida fue de $69.79 \% \pm 0.18$, de esta manera se obtuvo un porcentaje promedio durante esta etapa el cual corresponde al $73.87\% \pm 0.78$, subsiguientemente con la recirculación del 75% y un TRH de 15 días, se obtuvo la mayor concentración promedio de metano correspondiente al $71.17\% \pm$ y la menor concentración promedio fue de $69.30\% \pm 0.36$, obteniendo una concentración promedio durante esta etapa del $70.57\% \pm 0.65$, y por último con el 50% de recirculación y un TR de 15 días se consiguió la mayor concentración promedio de metano en el biogás correspondiente al $84.18 \% \pm 0.66$ y la menor concentración promedio de metano fue de $70.83\% \pm 0.68$, obteniendo una concentración promedio de metano en el biogás producido durante esta etapa del $75 \% \pm 4.41$.

Los valores indican que la recirculación del 50% con un TRH de 15 días muestra los mejores resultados en cuanto a la concentración de metano en el biogás producido, de manera siguiente se encuentran los resultados obtenidos con el 75% de recirculación y un TRH de 20 días, posteriormente se encuentran los resultados en la etapa sin recirculación con un TRH de 20 días, subsiguientemente con los resultados obtenidos con un 75% de recirculación y un TRH de 15 días y por último se encuentran los resultados obtenidos con el 50% de recirculación y un TRH de 20 días.

En base a lo anterior, nos indica que este proyecto de investigación obtuvo mejores resultados utilizando la recirculación del efluente tratado; debido a las propiedades que le otorga este tratamiento, al convertir la materia orgánica más biodegradable y por lo tanto más fácil de ser asimilada por los microorganismos, lo cual convierte este proceso en un impacto positivo al medio ambiente, debido al menor consumo de agua potable en este proceso al reutilizar el efluente del reactor ya previamente tratado, y a su vez el incremento en la concentración de metano en el biogás producido con las recirculaciones.

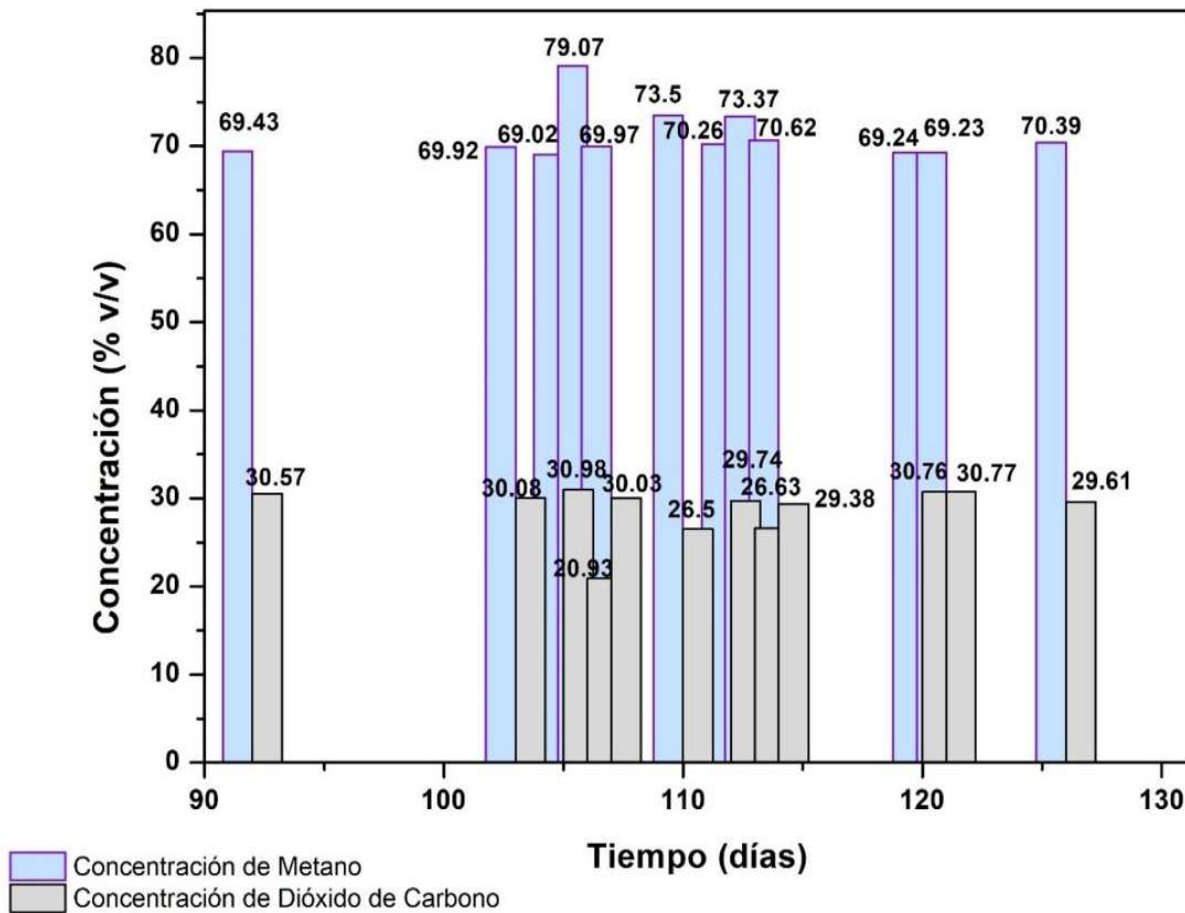


Figura 34. Concentración de Metano y Dióxido de Carbono en el biogás producido, sin recirculación con un TRH de 20 días.

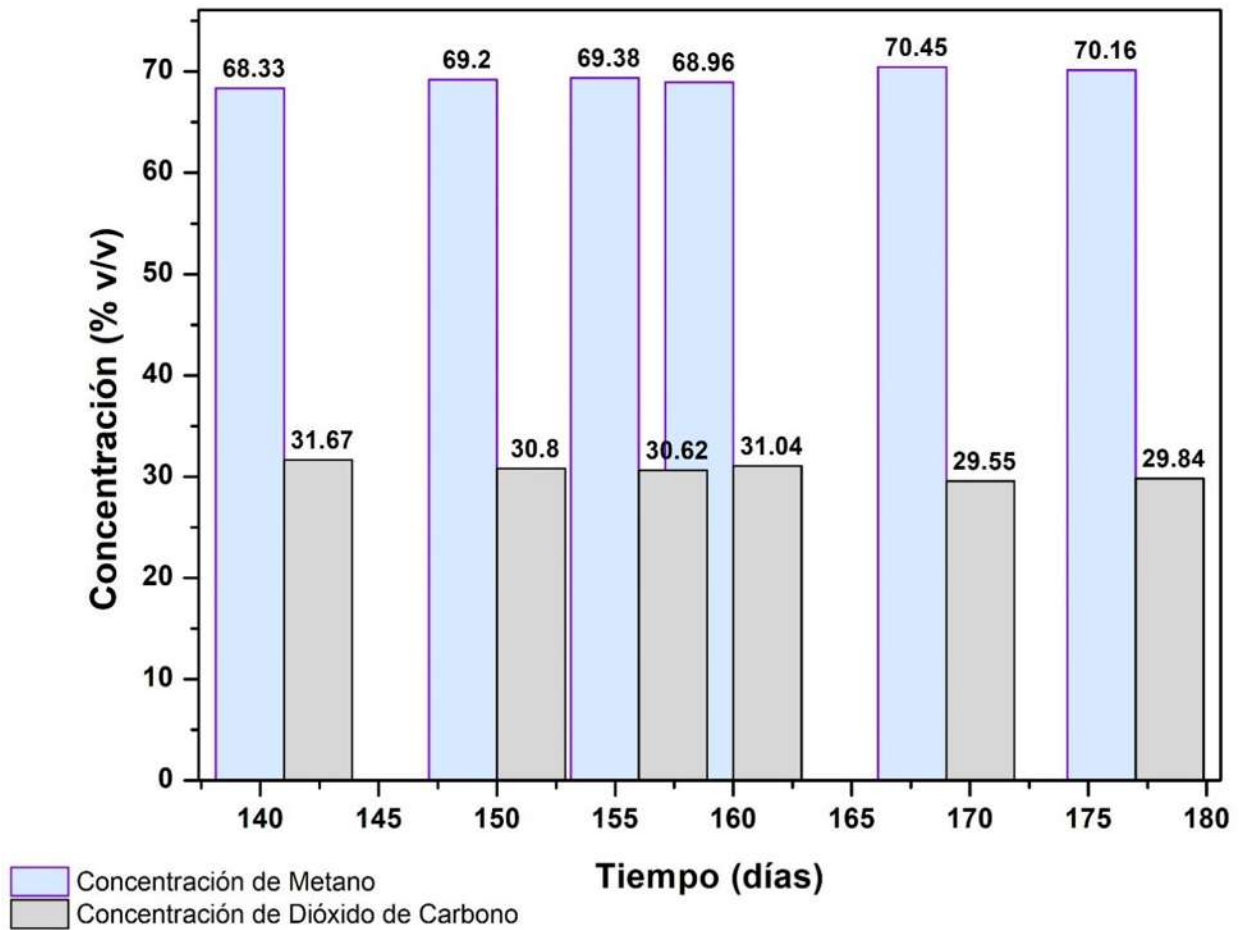


Figura 35. Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 50% y un TRH de 20 días.

Durante el día 92 al 103 no se obtuvieron mediciones, debido a la disponibilidad del equipo

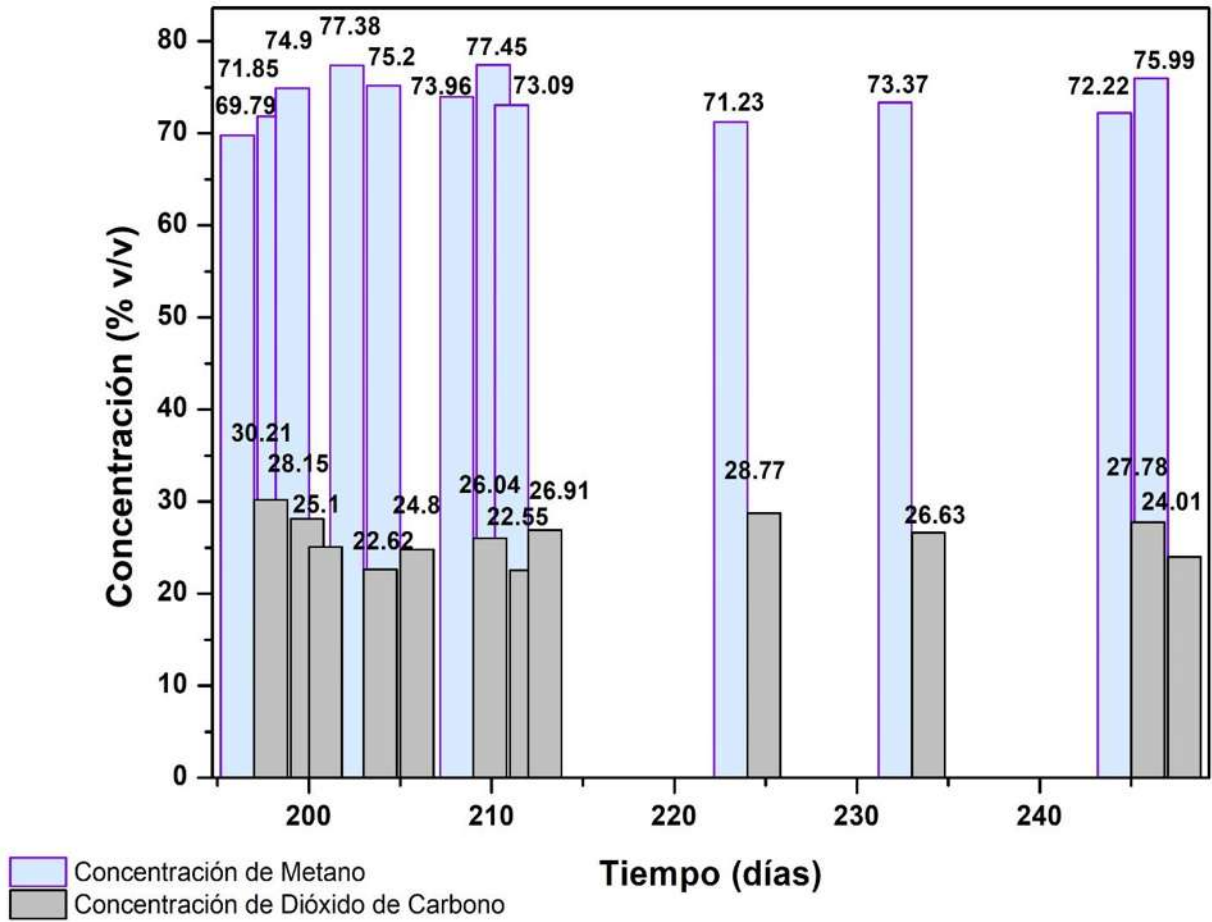


Figura 36. Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 75% y un TRH de 20 días.

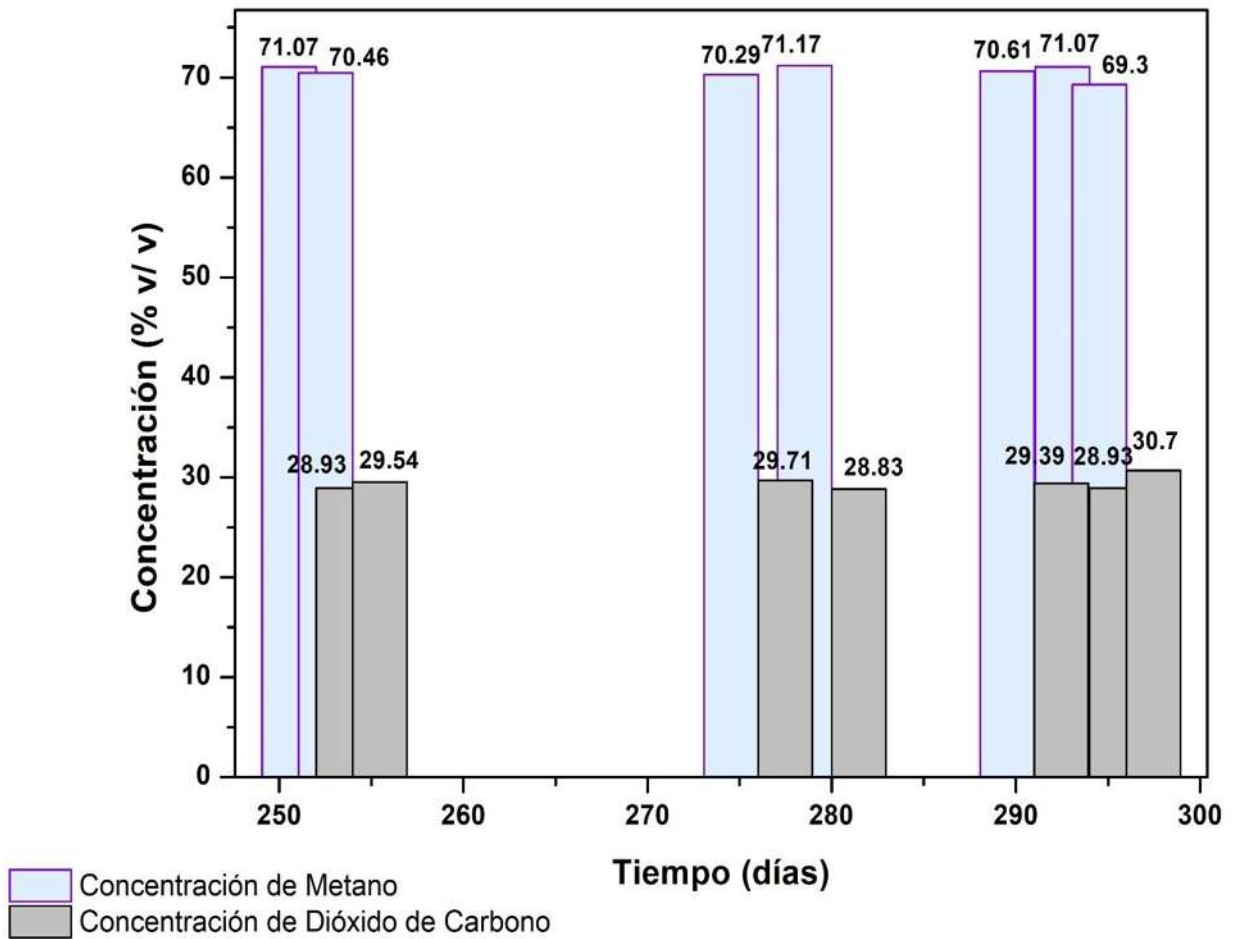


Figura 37. Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 75% y un TRH de 15 días.

Durante el periodo de tiempo que comprende del día 254 al 276, no fue posible realizar mediciones debido a la disponibilidad del equipo.

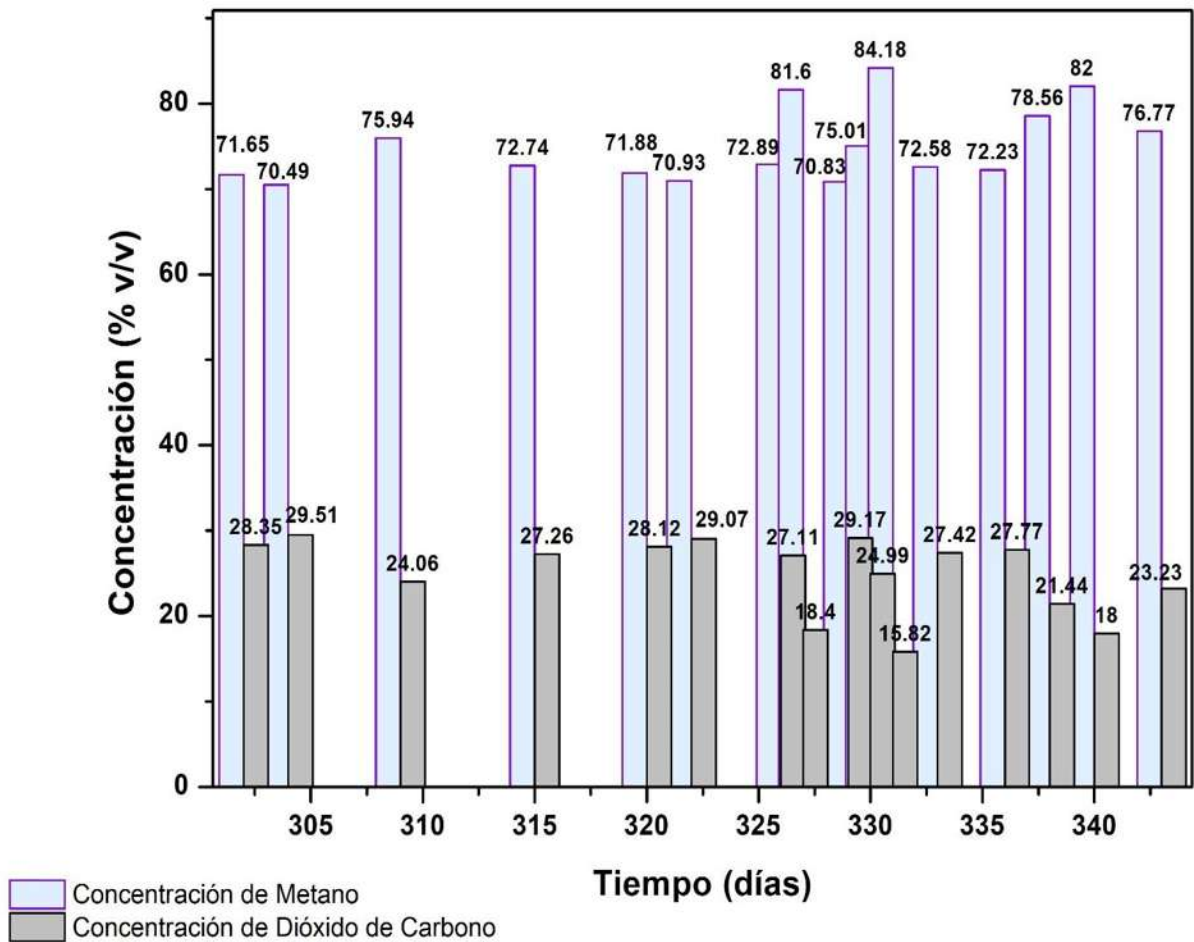


Figura 38. Concentración de Metano y Dióxido de Carbono, con una recirculación del 50% y un TRH de 15 días.

Como se puede observar en la Figura 38, bajo las condiciones del 50 % de recirculación y un TRH de 15 días; se obtuvieron los mejores resultados, los cuales se pueden atribuir a una serie de factores que en conjunto se logró este resultado, especialmente que al disminuir el TRH los microorganismos poseen una alta cantidad de materia orgánica fresca de manera más frecuente lo que provocó que la velocidad de degradación de esta materia fuera más rápida, lo que a su vez hace que exista una mayor producción de biogás y como se reflejo también contribuyó a obtener concentraciones superiores a las etapas anteriores.

De acuerdo con los datos obtenidos del volumen de biogás producido (1° variable respuesta) y del porcentaje de metano, se determinó el rendimiento de metano (2° variable respuesta) con base en la Ec. 3.

$$\text{Rendimiento } CH_4 = \frac{mL \text{ } CH_4}{(V_A)(SV_A) - (V_E)(SV_E)} \quad (3)$$

O bien

$$\begin{aligned} &\text{Rendimiento } CH_4 \\ &= \frac{(\text{Volumen de biogás producido(L)})(\text{Concentración de metano en el biogás})}{(V_A)(SV_A) - (V_E)(SV_E)} \quad (4) \end{aligned}$$

Obteniendo los siguientes resultados de acuerdo con cada una de las etapas de operación en el reactor.

Donde se refleja, el promedio de cada una de las 3 réplicas que se realizaron durante el diseño de experimentos, así como también el valor global de las tres replicas.

Tabla 11. Rendimiento de metano, sin Recirculación con un TRH de 20 días.

	Rendimiento de metano (NL CH ₄ /g SV)	Desviación Estándar
Global	0.09	0.01

Tabla 12. Rendimiento de metano, con 50% de Recirculación con un TRH de 20 días.

	Rendimiento de metano (NL CH ₄ /g SV)	Desviación Estándar
Global	0.09	0.00
1	0.09	0.00
2	0.08	0.00
3	0.09	0.01

Tabla 13. Rendimiento de metano, con 75% de Recirculación con un TRH de 20 días

	Rendimiento de metano (NL CH₄/g SV)	Desviación Estándar
Global	0.09	0.01
1	0.08	0.01
2	0.09	0.01
3	0.08	0.01

Tabla 14. Rendimiento con 75% de Recirculación con un TRH de 15 días.

	Rendimiento de metano (NL CH₄/g SV)	Desviación Estándar
Global	0.09	0.01
1	0.08	0.00
2	0.10	0.00
3	0.08	0.01

Tabla 15. Rendimiento con 50% de Recirculación con un TRH de 15 días

	Rendimiento de metano (NL CH₄/g SV)	Desviación Estándar
Global	0.12	0.02
1	0.10	0.02
2	0.12	0.01
3	0.12	0.02

Podemos observar que el mayor rendimiento de metano se obtuvo en la última etapa de acuerdo con las condiciones del 50% de recirculación y un TRH de 15 días, lo que concuerda al obtener bajo estas condiciones valores superiores en cuanto a la concentración de metano y el volumen de biogás producido.

4.2 Análisis Estadístico

4.2.1 Diseño experimental

Conforme a los datos obtenidos durante el desarrollo experimental se realizó el análisis estadístico con ayuda del programa Minitab®, obteniendo los siguientes resultados.

Tabla 16. *Diseño experimental Factorial 2² con 3 réplicas para cada combinación, con las variables respuesta.*

Porcentaje de Recirculación (%)	TRH (días)	Volumen de Biogás Producido (NL)	Rendimiento de Metano (NL CH ₄ /g SV)
50	15	9.7	0.10
75	15	9.8	0.09
50	20	9.7	0.09
75	20	9.7	0.08
50	15	11.5	0.12
75	15	9.8	0.10
50	20	9.7	0.08
75	20	9.7	0.09
50	15	14	0.12
75	15	9.7	0.08
50	20	9.7	0.09
75	20	9.7	0.08

En la primera parte del análisis estadístico se analizó con las variables respuesta (porcentaje de metano y TRH), sin embargo, en esta investigación es importante considerar el rendimiento de metano; ya que este involucra ambas variables respuesta.

4.2.2 Tabla ANOVA

Tabla 17. *Análisis Anova con un nivel de significancia del 0.05 para el Rendimiento de Metano.*

Análisis de Varianza					
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	3	0.003233	0.001078	9.24	0.006
Lineal	2	0.002033	0.001017	8.71	0.010
Porcentaje de Recirculación	1	0.001200	0.001200	10.29	0.012
TRH	1	0.000833	0.00083	7.14	0.028
Interacción de 2 términos	1	0.001200	0.001200	10.29	0.012
Porcentaje de Recirculación*TRH	1	0.001200	0.001200	10.29	0.012
Error	8	0.000933	0.000117		
Total	11	0.004167			

Tabla 18. *Análisis Anova con un nivel de significancia del 0.05 para el Volumen de Biogás Producido.*

Análisis de Varianza					
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	3	17.516	5.839	2.57	0.127
Lineal	2	11.775	5.839	2.59	0.136
Porcentaje de Recirculación	1	5.467	5.467	2.40	0.160
TRH	1	6.307	6.307	2.77	0.134
Interacción de 2 términos	1	5.741	5.741	2.52	0.151
Porcentaje de Recirculación*TRH	1	5.741	5.741	2.52	0.151
Error	8	18.193	2.274		
Total	11	35.709			

Para interpretar el análisis Anova es importante tener claro ciertos conceptos que se visualizan en el Apéndice B.

En base a los resultados del análisis Anova los cuales se visualizan de igual manera en el diagrama pareto mostrado en la Figura 39, ambos factores (Porcentaje de recirculación y TRH) son significativos estadísticamente, así como también la interacción de ambos, al tener un valor $p < 0.05$. donde el factor con mayor significancia es el porcentaje de recirculación a igual que la interacción de ambos factores al poseer un valor p de 0.012 y posteriormente el TRH con un valor p de 0.028.

En cuanto a la Figura 40 para la variable respuesta del volumen de biogás producido ciertamente ningún factor como tampoco la interacción de ambos es significativa estadísticamente, al poseer un valor $p > 0.05$.

Adicionalmente se realizó el análisis de medias como se muestran en las Figuras 41 y 42 las gráficas de efectos principales para cada variable respuesta. Donde se presentan las mejores condiciones estadísticamente, para obtener el mayor incremento en cuanto a ambas variables respuesta las cuales son: rendimiento de metano y volumen de biogás producido, las que corresponden a los valores que sobrepasan la media, estas pertenecen a un 50% de recirculación del efluente tratado por el POA con ozono y con un TRH de 15 días, donde de acuerdo al análisis de los resultados obtenidos de manera experimental sí corresponden estas condiciones para obtener un mayor rendimiento de metano y una mayor producción de biogás. Dado que las condiciones óptimas hacen referencia a obtener un mayor rendimiento y volumen de biogás producido.

4.2.3 Diagrama Pareto

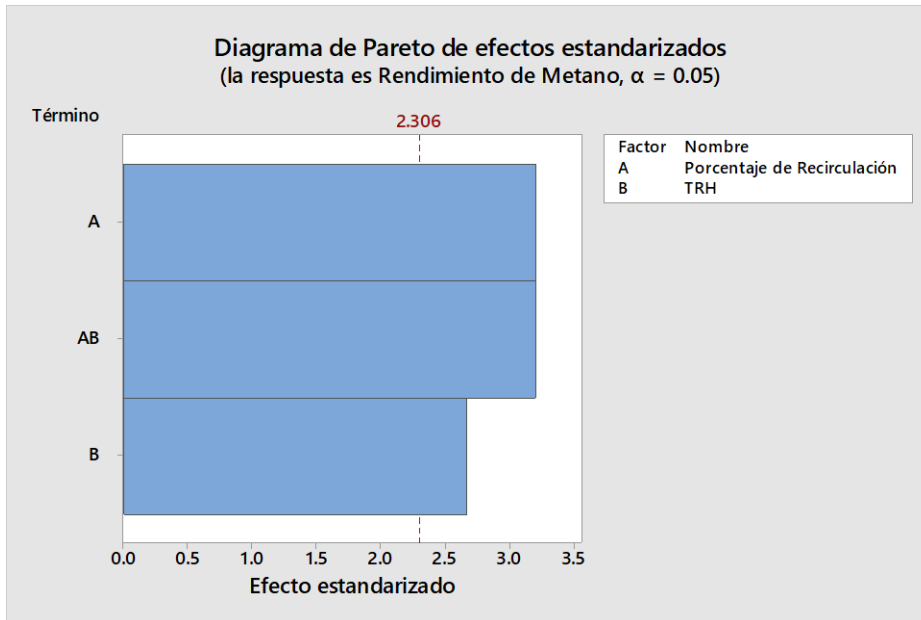


Figura 39. Diagrama de Pareto del Rendimiento de Metano.

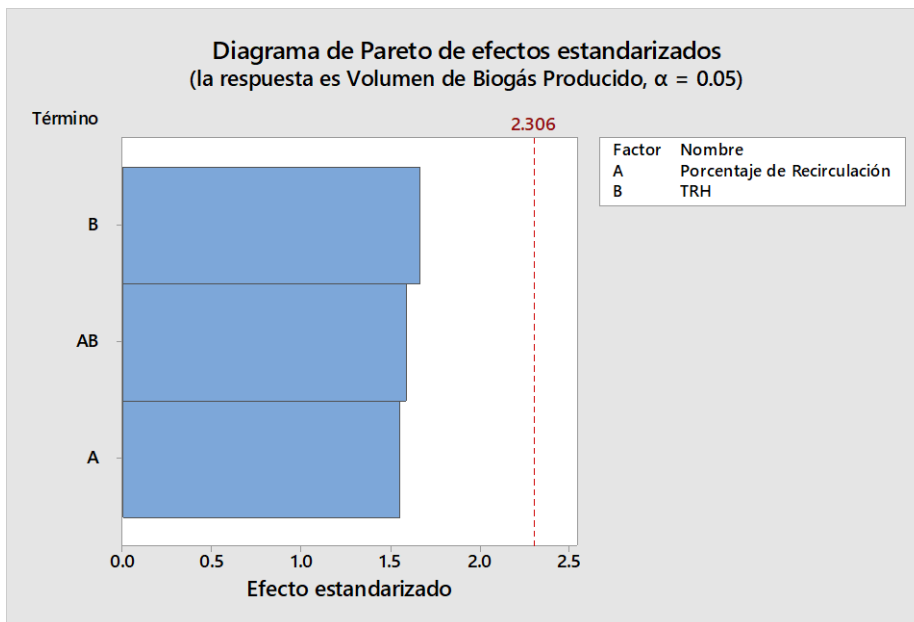


Figura 40. Diagrama de Pareto del Volumen de Biogás Producido.

4.2.4 Gráfica de Efectos Principales

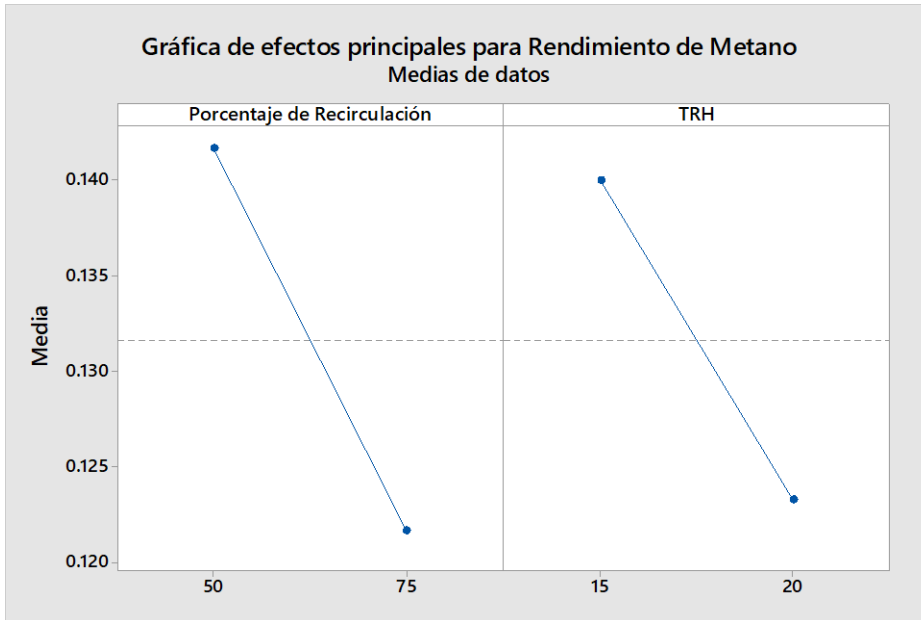


Figura 41. Diagrama de Efectos Principales para el Rendimiento de Metano.

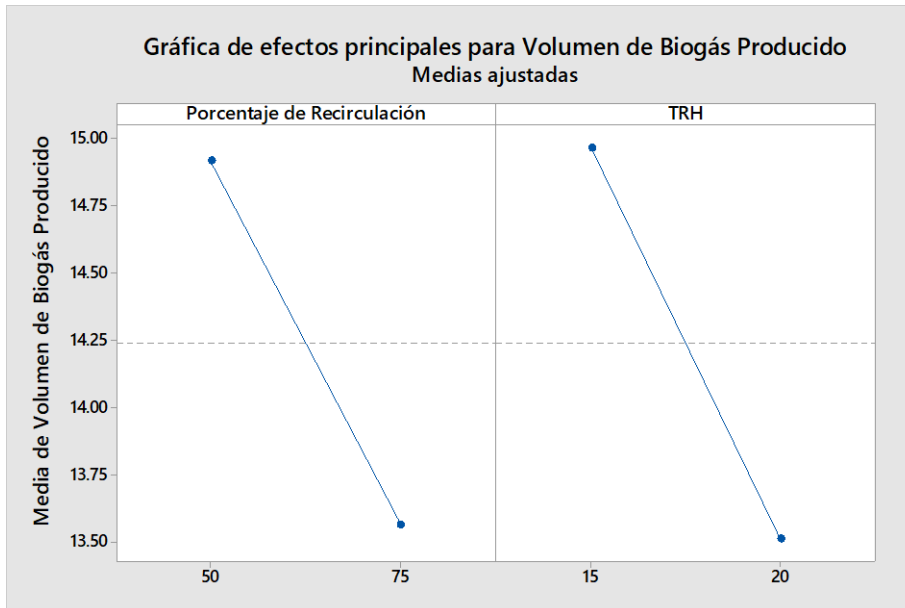


Figura 42. Diagrama de Efectos Principales para Volumen de Biogás Producido.

Las ecuaciones de regresión lineal para cada variable respuesta son las siguientes.

Ecuación de regresión en unidades no codificadas

$$\begin{aligned} \text{Rendimiento de Metano} &= 0.13167 - 0.01000 \text{ Porcentaje de Recirculación} - 0.00833 \text{ TRH} \\ &+ 0.01000 \text{ Porcentaje de Recirculación} * \text{TRH} \end{aligned}$$

Ecuación de regresión en unidades no codificadas

$$\begin{aligned} \text{Volumen de biogás producido} &= 14.242 - 0.675 \text{ Porcentaje de Recirculación} - 0.725 \text{ TRH} \\ &+ 0.692 \text{ Porcentaje de Recirculación} * \text{TRH} \end{aligned}$$

CONCLUSIONES

La recirculación del efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono durante la etapa de pretratamiento resultó tener un impacto positivo durante este proceso de digestión anaerobia; realizado con los residuos de vinazas mezcaleras y pescados y mariscos, el cual se reflejó durante la operación del reactor, de acuerdo con los parámetros de seguimiento en este proceso, los cuales se mantuvieron sin fluctuaciones significativas, de esta manera se continuó con una operación estable en el proceso, de esta manera se consiguió disminuir hasta el 75% del consumo de agua potable dentro del proceso sin afectarlo, el cual se reflejó en la cuantificación de metano en el biogás producido.

Al analizar los resultados obtenidos de manera experimental y estadísticamente, se encontraron las condiciones óptimas equivalentes a obtener el mayor rendimiento de metano y volumen de biogás producido, las cuales corresponden al operar el reactor con un 50% de recirculación y un TRH de 15 días, en donde se alcanzaron concentraciones de metano elevadas, de hasta un 84% de metano, logrando una concentración de metano promedio del 75% con un rendimiento de metano de 0.12 NL CH₄ /gSV y una producción de biogás de 12 NL.

Aportaciones:

1. Innovación Tecnológica

Se identificaron las condiciones óptimas de operación para obtener un mayor rendimiento de metano y producción de biogás, al utilizar el efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono como fuente de dilución en combinación con los residuos de vinazas mezcaleras y pescados y mariscos.

2. Contribución a la Producción de Biogás

Se logró mejorar la sostenibilidad en la producción de metano al aprovechar el efluente tratado por el proceso de oxidación avanzada con ozono en combinación con los residuos de vinazas mezcaleras y de pescados y mariscos.

3. Avances en la Ingeniería de Procesos

Se generaron nuevos conocimientos y metodologías para la operación de reactores tipo UASB semicontinuo a nivel piloto.

4. Impacto Ambiental Positivo

Se logró contribuir a la mitigación del cambio climático mediante el aprovechamiento del efluente y de los residuos utilizados.

Perspectivas

Generar el análisis de ciclo de vida con la finalidad de evaluar los impactos ambientales asociados con el proceso de producción de metano y así mismo el equilibrio energético gastado en la producción.

REFERENCIAS

- A. Cesaro, V. Belgiorno, Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions, *Chem. Eng. J.* 240 (2014) 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.055>.
- Aguas residuales. (s. f.). https://members.tripod.com/london_job/trabajoseninglaterra/id21.html
- Asano, T., & Levine, a. (1996). Wastewater reclamation, recycling, and reuse: past, present, and future. *Water Science and Technology*, 33(10-11), 1–14. [http://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00401-5](http://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00401-5)
- Ambulkar A.R. y Shekdar A.V. (2004). Prospects of biomethanation technology in the Indian context: a pragmatic approach. *Resour. Conserv. Recycl.* 40, 111-128.
- Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Machmüller A., Hopfner-Six K., Bodiroza V., Hrbek R., Friedel J., Pötsch E., Wagentristsl H., Schreiner M. y Zollitsch W. (2007). Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotation. *Bioresource Technology* 98, 3204-3212.
- ANOVA de un factor. (s. f.). Introducción A la Estadística | JMP. https://www.jmp.com/es_mx/statistics-knowledge-portal/one-way-anova.html#:~:text=El%20valor%20p%20es%20una,hip%C3%B3tesis%20concreta%20sobre%20los%20datos.
- (Aguamarket, s. f.) <https://www.aguamarket.com/diccionario/terminos.asp?Id=2082&termino=s%F3lidos>
- APHA. (1992). *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. 17th edición. Diaz de Santos. Madrid, España.

- ARANGO BEDOYA, O. S. C. A. R., & SANCHES E SOUSA, L. U. C. I. A. N. A. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(2), 24-31.
- A. Wellinger, J. Murphy, and D. Baxter, *The Biogas Handbook*. 2013.
- Balat M, Balat H. Biogas as a renewable energy source: a review. *Ener Sour*. 2009;31:1280---93.
- Bermúdez RC., Hoyos J. y Rodríguez S. Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de destilería por tratamiento anaerobio. *Rev. Int. Contaminación Ambiental*, 16, 23, 2000.
- Blanco, D., Tratamiento biológico aerobio-anaerobio-aerobio de residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost, Tesis doctoral, Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad, Universidad de León, León-España (2010).
- Bes Monge, S., M.T. Silva, A., & Bengoa, C. (2018). Manual técnico sobre procesos de oxidación avanzada aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales. <https://doi.org/978-84-09-08637-5>
- Bremner J.M. (1965). Inorganic forms of nitrogen. En *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy*, Black, C.A., De Wite E., Ensminger L.E., Clark F. E. (Editores), 9, pp. 1179-1237. American Society of Agronomy, Inc., Madison.
- Bres P., Crespo D., Huerga I., Rolando A. y Giampaoli O. (2009). Caracterización de inóculos para ser empleados en un digestor anaeróbico. *ASADES. Energías Renovables y Medio Ambiente* 23, 13-17.
- Bedoya, Ó. A., & Sousa, L. S. E. (2009). Tratamiento De Aguas Residuales De La Industria Láctea En Sistemas Anaerobios Tipo Uasb. *Biotecnología En El Sector Agropecuario Y Agroindustrial*, 7(2), 24-31. <https://dialnet.unirioja.es/download/articulo/6117989.pdf>
- B. Drogg, *Process monitoring in biogas plants*. 2013.

- Caicedo MF, Marín AJ, (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados. Tesis de especialidad (Especialización en Ingeniería Ambiental). Universidad Nacional de Colombia. Manizales, Colombia. 49 pp.
- CalderaM., Y. A., Madueño M., P. I., Griborio D., A. G., Gutiérrez G., E. C., & Fernández A., N. M. (2003). Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos. *Multiciencias*, 3(1).
- Calva-Alejo, Crescencio L, & Rojas-Caldelas, Rosa I. (2014). Evaluación de la Gestión de Residuos Sólidos Municipales en el Municipio de Mexicali, México: Retos para Lograr una Planificación Sostenible. *Información tecnológica*, 25 (3), 59-72. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642014000300009>
- Campos C. M. M., Damasceno L. H. S., Mochizuki E. T. y Botelho C. G. (2005). Avaliação do desempenho do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção de carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. *Ciênc, Agrotec. Lavras* 29, 2, 390-399.
- Campos Pozuelo, A. E. 2001. "Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria alimentaria" Tesis doctoral. Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida.
- Carozzi A, (1993). Pretratamiento de las aguas residuales de la industria lechera. In *Proceedings of the fifth Symposium on Waster Anaerobic Treatment*. Universidad de Valladolid, España.
- Castillo E. F., Cristancho D. E. y Arellano V. (2003). Study of the operational condition for anaerobic digestion of urban solid waste. *Waste management* 26, 546-556.
- Castillo, M. E. F., Cristancho, D. E. & Arellano, V. A. (2003). Estudio de las condiciones de operación para la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 5(2), 11-22. <https://biblat.unam.mx/es/revista/revista-colombiana-de-biotecnologia/articulo/estudio-de-las-condiciones-de-operacion-para-la-digestion-anaerobia-de-residuos-solidos-urbanos>.

- Cerdá, E. (2012). Energía obtenida a partir de biomasa. *Cuadernos económicos de ICE*, (83).
- Chen Y, Cheng J, Creamer K. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour Technol*. 2008;99:4044---64.
- Cuevas Sánchez, E. (2018). Evaluación de la Degradación Anaerobia de una Mezcla Agua Residual-Residuos Metanólicos en un Reactor UASB [Tesis para obtener el Título Profesional de Ingeniero Ambiental]. Universidad del Mar Campus Puerto Ángel.
- Davis, M. L., Cornwell, D.A., Introduction to Environmental Engineering-, McGrawHill, Series in Water Resources and Environmental Engineering,1998,pp.1-919
- Deepak, V., Kalishwaralal, K., Kumar, S., & Gurunathan, S. (2007). An insight into the bacterial biogenesis of silver nanoparticles, industrial production, and scale-up. *Bioresource Technology*, 5356-5358.
- Demirel B, Scherer P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 2008;7: 173---90.
- De Sousa, JT, Van Haandel, AC y Guimarães, AA (2001). Postratamiento de efluentes anaeróbicos en sistemas de humedales artificiales. *Ciencia y tecnología del agua* , 44 (4), 213–219. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0226>
- Determinación del tiempo de retención en un reactor anaeróbico para optimizar la generación de biogás a partir de la digestión de barros activados residuales. (2011). *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 15, 0329-5184. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/101803>
- Díaz, S., Garzón, M. & Moreno, I. (2020). Tratamiento de vinazas de mezcal: Revisión de procesos y propuesta de tren de tratamiento. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 11(28), 216-220.
- Escudero, C., López, D. & Cuevas, G. (2023). Tratamiento de vinazas tequileras con enfoque de economía circular. En De Regil, I., Gerónimo, E., *Ecosistema de los Bio y Agro emprendimientos en la región occidente de México* (pp. 138-144). Universidad del Valle de Atemajac (UVM) ISBN: 978-607-8153-82-4.
- España, E.; Mijangos, J.; Barahona, L.; Domínguez, J.; Hernández, G. and Alzate, L. Review: «Vinasses: characterization and treatments», *Waste Management & Research*, United Kingdom, 2011, 29(12): 1235-1250.
- Fernández J., Pérez M., Romero L. 2008. "Effect of substrate concentration on dry

- mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource Technology* (artículo en prensa).
- Ganesh R, Torrijos M, Sousbie P, Lugardon A, Steyer J, Delgenes J. Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste: Comparison of start-up, reactor stability and process performance. *Waste Manag.* 2014;34:875---85.
- García Rodríguez, A. M. & Gómez Franco, J. D. (2016). Evaluación de la Producción de Biogás a Partir de Residuos Vegetales Obtenidos en la Central de Abastos de Bogotá Mediante Digestión Anaerobia [Proyecto de grado para optar al título de INGENIERO QUÍMICO]. Fundación Universidad de América Facultad de Ingenierías Programa de Ingeniería Química Bogotá D.C.
- Gary AMY, D. B.-g. (2017). Tratamiento Biológico de Aguas Residuales, Principios, Modelación y Diseño. IWA Publishing
- Gómez, J. (2012). Análisis de variables para determinar la viabilidad técnica y económica de la obtención de harina de lombriz a partir de residuos orgánicos. Informe Final de Investigación desarrollado para optar por el título de Especialista en Gestión de Residuos Sólidos. Universidad EAN.
- González Hermoso, J. P. & Segovia, M. (2017). Efecto de cuatro pretratamientos en la digestión anaeróbica y la remoción de nutrientes de efluentes, de un sistema de recirculación acuícola. *Latin American Journal of Aquatic Research*. Recuperado 2 de enero de 2023, de <https://10.3856/vol45-issue2-fulltext-4>
- González, L. Y., Casañola, Y., González, J., Acosta, A., & García, I. (2009). Purificación de aguas residuales albañales de las EDARS urbanas de varadero a partir de la aplicación de carbón activado obtenidos de sus residuos sólidos (lodos). Convención Internacional de la Universidad de Matanzas. Universidad de Matanzas
- González Sánchez, M. E., Pérez Fabiel, S., Wong Villarreal, A., Bello Mendoza, R. & Yanez Ocampo, G. (2015). Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia. *El Servier*. <https://doi.org/10.1016/j.ram.2015.05.003>
- Guaneme Angarita, D. T. (2021). Evaluación del Potencial de Producción de Metano con Diferentes Tipos de Residuos Sólidos y Líquidos Orgánicos Rurales [Proyecto integral de grado para optar al título de Ingeniero Químico]. Fundación Universidad de América Facultad de Ingenierías Programa de Ingeniería Química Bogotá D.C.

- Gutiérrez, E., Caldera, Y., Contreras, K., Blanco, E. & Paz, N. (2005). Degradación Anaerobia Mesofílica y Termofílica de Aguas de Producción de Petróleo Liviano. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 40(3).
- Henares Jiménez. (2017). Recuperación de metano disuelto en el efluente de un reactor anaerobio de lecho expandido mediante contactores de membrana.
- Hernández Muñoz, A. 2001. "Depuración y desinfección de aguas residuales". Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Quinta edición. España
- Herrera, M. T. A., Borja, C. F. & Martin, I. (2006). Tratamiento de residuos ganaderos en un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB). CIMAV, 0187-3296. <http://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1004/1145>
- IBM Cognos Analytics 11.1.x. (s. f.). <https://www.ibm.com/docs/es/cognos-analytics/11.1.0?topic=terms-significance-value>
- IDAE (2007 B): Biomasa. Digestores anaerobios. Madrid
- Infante Ramos, M. de los Á. (2017). Tecnologías Para el Aprovechamiento del Metano Disuelto en el Efluente Procedente del Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales Urbanas [Master Oficial en Ingeniería Ambiental]. Universidad de Valladolid Escuela de Ingenierías Industriales.
- J. Ariunbaatar, A. Panico, G. Esposito, F. Pirozzi, P.N.L. Lens, Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste, *Appl. Energy*. 123 (2014) 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>.
- Jacuinde JC, Chávez MC, (2022). Producción De Metano A Partir De Lirio Acuático (*Eichhornia crassipes*) [Tesis de Doctorado, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo]
- James, D. (1978). Water recycling in a poultry processing.
- Justiniano Costas, N. (2019). Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de estiércol vacuno y residuos agrícolas [Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el Grado Académico de Licenciatura]. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano Honduras.

- Jiménez, A.; Borja, R.; Martín, A. and Rasposo, F. «Kinetic analysis of the anaerobic digestion of untreated vinasses and vinasses previously treated with *Penicillium decumbens*», *Journal of Environmental Management, USA*, 2006, 80(4): 303-310.
- Kannabiran, B., & Pragasam, A. (1993). Use of distillery effluent in the cultivation of *Vigna mungo* (L.) Hepper . *Proc. Nat. Seminar on Biodiversity*, pp. 195-199.
- Khan, A. A., Gaur, R. Z., Kazmi, A. A., & Lew, B. (2013). Sustainable post treatment options of anaerobic effluent. In *InTech eBooks*. <https://doi.org/10.5772/56097>
- Karakashev D, Batstone D, Angelidaki I. Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. *Appl Environ Microbiol*. 2005;71: 331---8.
- Kassab, G., Halalsheh, M., Klapwijk, A., Fayyad, M., & Van Lier, J. (2010). Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review. *Bioresource Technology*, 101(10), 3299–3310. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.039>
- Kato, M., et al. Treatment of Low Strength Soluble Wastewaters in UASB reactor. *Journal of fermentation and bioengineering*. Vol. 77. 1994. 679-686.
- K.M. Holtman, D. V Bozzi, D. Franqui-Villanueva, R.D. Offeman, W.J. Orts, Pilot scale high solids anaerobic digestion of steam autoclaved municipal solid waste (MSW) pulp, *Renew. Energy*. 113 (2017) 257–265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.03.050>.
- Lahav O. E. Shlafman, B. Morgan, R. Loewenthal Y S. Tarre. 2002. Accurate on-site volatile fatty acids (VFA) measurement in anaerobic digestion-verification of a titrative method. VII Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaerobia. Yucatán, México. 652 p.
- Lepisto R. a Rintala J. “Extreme thermophilic (70°C), VAF-FED UASB reactor; performance, temperature response, load potential and comparison with 35 and 55°C UASB reactor”. *Water. Res*. Vol. 33 No. 14 (1999) 3162-3170.
- Lettinga G, Van Lier JB, Rintala J, Sanz Martin JL, (1990). Effect of short-term temperature increase on the performance of a mesophilic reactor. *Water Sci. Technol.*, 22:9, pp. 183-190.
- López, M., Ventura, E., Rodríguez, J. & Hensel, O. (2019). Inoculum adaptation for the anaerobic digestion of mezcal vinasses. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 447- 458.

- Lopez J., F. Omil Y R. Méndez. 2002. Anaerobic treatment of natural tannin extracts in UASB reactors. VII Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaerobia. Yucatán, México. 652 p.
- Lorenzo, Y., & Obaya, M. C. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, XL(1), 13-21.
- L. Núñez, "Diseño e implementación de prototipos de digestión anaerobia para residuos agrícolas," Universidad de Piura, 2017.
- Seghezzo, L., Zeeman, G., Van Lier, J., Hamelers, H., & Lettinga, G. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, 65(3), 175–190. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(98)00046-7)
- M.A. Latif, A. Ahmad, R. Ghufuran, Z.A. Wahid, Effect of temperature and organic loading rate on upflow anaerobic sludge blanket reactor and CH₄ production by treating liquidized food waste, *Environ. Prog. Sustain. Energy*. 31 (2012) 114–121. <https://doi.org/10.1002/ep.10540>.
- M. Rincón Ramírez, N. Rincón Lizardo, J. Mata Álvarez, I. Chirinos. (2014). Biodegradabilidad de residuos de alimentos preparados bajo condiciones mesofílicas y termofílicas utilizando un reactor anaeróbico de mezcla completa. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 24 (1), pp. 29 - 48.
- M. Schon, "Numerical Modelling of Anaerobic Digestion Processes in Agricultural Biogas Plants," University of Innsbruck, 2009.
- M. T. Varnero, Manual de Biogás, Primera Ed., vol. 53, no. 9. Santiago de Chile: Ministerio de Energía, 2013.
- Mccarty P. 2001. The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science Technology* 44 (8):149-156.
- Mesophilic and Termophilic Anaerobic Stabilization of Activated Sludges From Brewing Industry
- Minitab Blog Editor. (s. f.). ¿Qué se puede decir cuando el valor p es mayor que 0.05? <https://blog.minitab.com/es/que-se-puede-decir-cuando-el-valor-p-es-mayor-que-0-05#:~:text=Si%20el%20valor%20p%20es,a%200%2C05%2C%20significativo>.
- Mirmohamadsadeghi S, Karimi K, Tabatabaei M, Aghbashlo M, (2019). Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. *Bioresource Technology Reports*, 7(4), 100202. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100202>

- MORALES, D. V. (2019). Posgrado en Ciencias en Energía Renovable (Doctoral dissertation, Centro de Investigación Científica de Yucatán).
- Montgomery, J. M. (1981). Water recycling in the fruit and vegetable processing industry. Vasa. Retrieved from <http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>
- Monteggia L. Y L. Beal. 1997. Two-phase anaerobic treatment of tannery wastewater – a pilot plant investigation. 8th International Conf. on Anaerobic Digestion. Japan. Vol. 3. 499 p.
- Montenegro Ortiz, G. A. & Rojas Chuquillanqui, M. A. (2019). “Efecto de la Temperatura y el Tiempo de Retención Hidráulica en la Producción de Biogás en una Planta Piloto de Digestión Anaerobia [Para Optar el Título Profesional de Ingeniero Químico Ambiental]. Universidad Nacional del Centro del Perú.
- Montes Carmona, M. E. (2008). *Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás* (Doctoral dissertation, Caminos).
- Morales-Hernández, I. S. A., Rizo-Acosta, M. P., Hernández-Rojas, D. M. E. & Dávila-Gómez, C. J. A. (2015). Producción de biohidrógeno en un reactor continuo UASB. *Revista Cubana de Química*, 27(1), 65-78. <http://scielo.sld.cu/pdf/ind/v27n1/ind051115.pdf>
- N. E. Korres, P. O’Kiely, J. Benzie, and J. West, *Bioenergy Production by Anaerobic Digestion: Using agricultural biomass and organic wastes*, First Edit. Abingdon: Routledge, 2013.
- Nabi, M., Liang, H., Cheng, L., Yang, W., & Gao, D. (2022). A comprehensive review on the use of conductive materials to improve anaerobic digestion: Focusing on landfill leachate treatment. *Journal of environmental management*, 309, 114540.
- Nadais A., I. Capela, L. Arroja Y A. Duarte. 2001. Effects of organic, hydraulic, and fat shocks on the performance of UASB reactor with intermittent operation. *Water Science Technology* 44(4):49-56.
- Novelo, R. I. M., Velázquez, R. M., René, E., Borges, C., Rosa, M. & Riancho, S. (2012). Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal. *Ingeniería*, 17(1), 41-55. <https://www.redalyc.org/pdf/467/46729718004.pdf>

- Núñez, L. (2017). Modelamiento y control de proceso de digestión anaerobia para la producción de biogás a partir de residuos orgánicos y/o aguas residuales (Tesis de Máster en Ingeniería Mecánico-Eléctrica con Mención en Automática y Optimización). Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería. Piura, Perú.
- Orhon D., E. Antes Y E. Ubay Çokgör. 1999. Characterization and modeling of activated sludge for tannery wastewater. *Water Environmental Research* 71(1):50-63.
- Ortiz, D. L. P., & RENOVALABLE, M. E. C. E. E. (2022). Evaluación del proceso de digestión anaerobia del sargazo pelágico y su escalamiento en dos etapas utilizando transferencia directa de electrones entre especies (DIET).
- Ouda, O.K.M. and S.A. Raza, Waste-to-energy: Solution for Municipal Solid Waste challenges - global perspective, doi: 10.1109/ISTMET.2014.6936517, International Symposium on Technology Management and Emerging Technologies, 270-274, Indonesia 27 al 29 de mayo (2014).
- Pacheco J, Magaña A, (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería Revista Académica*. 7-1. pp. 21-25
- Pant, D. and Adholeya, A. «Biological approaches for treatment of distillery wastewater: A review», *Bioresource Technology*, Netherlands, 2007, 98: 23212334.
- Parawira W, Murto M, Read J, Mattiasson B. Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process Biochem*. 2005;40:2945---52.
- Perdigón, L. A. R. (2014). *Viabilidad técnica para producción de biogás a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos–FORSU* (Bachelor's thesis, Universidad EAN).
- Pérez VA, Torres LP, Silva LJ, (2009). Tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Optimización de variables ambientales y operacionales. *Dyna*. (160): 139-148.
- Prueba F comprensión de la prueba F en ANOVA para significancia estadística. (2024). FasterCapital. Recuperado 7 de julio de 2024, de <https://fastercapital.com/es/contenido/Prueba-F--comprension-de-la-prueba-F-en-ANOVA-para-significancia-estadistica.html#:~:text=El%20valor%20F%20es%20la,los%20resultados%20son%20estad%3%ADsticamente%20significativos>.

- Robles-González, V., Galíndez-Mayer, J., Rinderknecht-Seijas, N., Poggi Varaldo, H. (2012). Treatment of mezcal vinasses: A review. *Journal of Biotechnology*, 157, 524-536.
- Robles-González, V., Poggi-Varaldo, H., Galíndez-Mayer, J. & Ruiz-Ordaz, N. 44 (2018). Combined treatment of mezcal vinasses by ozonation and activated sludge. *Water Environment Research*, 90(11), 1985-1996.
- Rodríguez Palomares C, (2013). Evaluación de la producción de biogás bajo condiciones controladas de temperatura en un reactor UASB con alimentación intermitente de agua residual de rastro. Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo.
- Romeu Luque, P. (2018). Efecto del Tiempo de Retención Hidráulico Sobre la Dinámica Poblacional en un Reactor Anaerobio de Membranas Para el Tratamiento de Aguas Residuales [Trabajo Final de Máster en Ingeniería Ambiental]. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de caminos, Canales y Puertos.
- Rubio, L. A., Monter, L., & Noyola Robles, A. (2004). Digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica para la producción de biosólidos clase A. *Ingeniería sanitaria y ambiental*, 73-9.
- Sabado-Ventura J, Lee J, Ja D. A comparative study on the alternating mesophilic and thermophilic two-stage anaerobic digestion of food waste. *J Environ Sci*. 2014;26:1274---83.
- Sanchez-Lizarraga, A., Arenas-Montaña, V., Marino-Marmolejo, E., Dendooven, L., Velazquez-Fernandez, J., Dávila Vázquez, G. & Rodriguez-Campos, J. (2018). Vinasse irrigation: effects on soil fertility and arbuscular mycorrhizal fungi population. *Journal of Soils and Sediments*, 18, 3256-3270.
- Supaphol S, Jenkins S, Intomo P, Waite S, ODonnell ´ G. Microbial community dynamics in mesophilic anaerobic co-digestion of mixed waste. *Bioresour Technol*. 2011;102:4021---7.
- Tenca A, Schievano A, Perazzolo F, Adani F, Oberti R. Biohydrogen from thermophilic co-fermentation of swine manure with fruit and vegetable waste: Maximizing stable production without pH control. *Bioresour Technol*. 2011;102:8582---8.
- Vadlani, P. & Ramachandran, K. (2008). Evaluation of UASB reactor performance during start-up operation using synthetic mixed-acid waste. *Bioresource Technology*, 99(17), 8231-8236. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.011>
- Vergara Angel (2013). Análisis técnico y económico de un digestor para tratar los residuos de bovinos y aprovechar el biogás.[Tesis de Maestría, Universidad Nacional

Autónoma de México] Repositorio institucional de la UNAM
<https://repositorio.unam.mx>

- Wang Y, Zhang Y, Wang J, Meng L. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass Bioenergy*. 2009;33:848---53.
- Weiland P. Biogas production: current state and perspectives. *Appl Microbiol Biotechnol*. 2010;85:849---60.
- Zhang, T. C., and Noike, T. 1994. Influence of retention time on reactor performance and bacterial trophic populations in anaerobic digestion processes. *Water Research*. 28(1): 27-36. doi: 10.1016/0043-1354(94)90116-3
- Zelaya-Benavidez, E., MartínezGutiérrez, G., Escamirosa-Tinoco, C. & Morales, I. (2021). Vinazas de mezcal y su efecto biofertilizante en el rendimiento de hortalizas. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 8(3), 1-12.
- Zelaya-Benavidez, E., MartínezGutiérrez, G., Robles, C. & Morales, I. (2022). Use of mezcal vinasses to produce methane by co-digestion with bovine manure. *Biocencia*, XXIV (2), 53-58.

APÉNDICE

Apéndice A

Balance de Masa

Al término del periodo de adaptación se inició la operación del reactor. El reactor se encuentra operando con un tiempo de retención de 20 días a condiciones mesofílicas (35°C). En la Figura 16, se presenta el balance de masa antes de iniciar la recirculación.

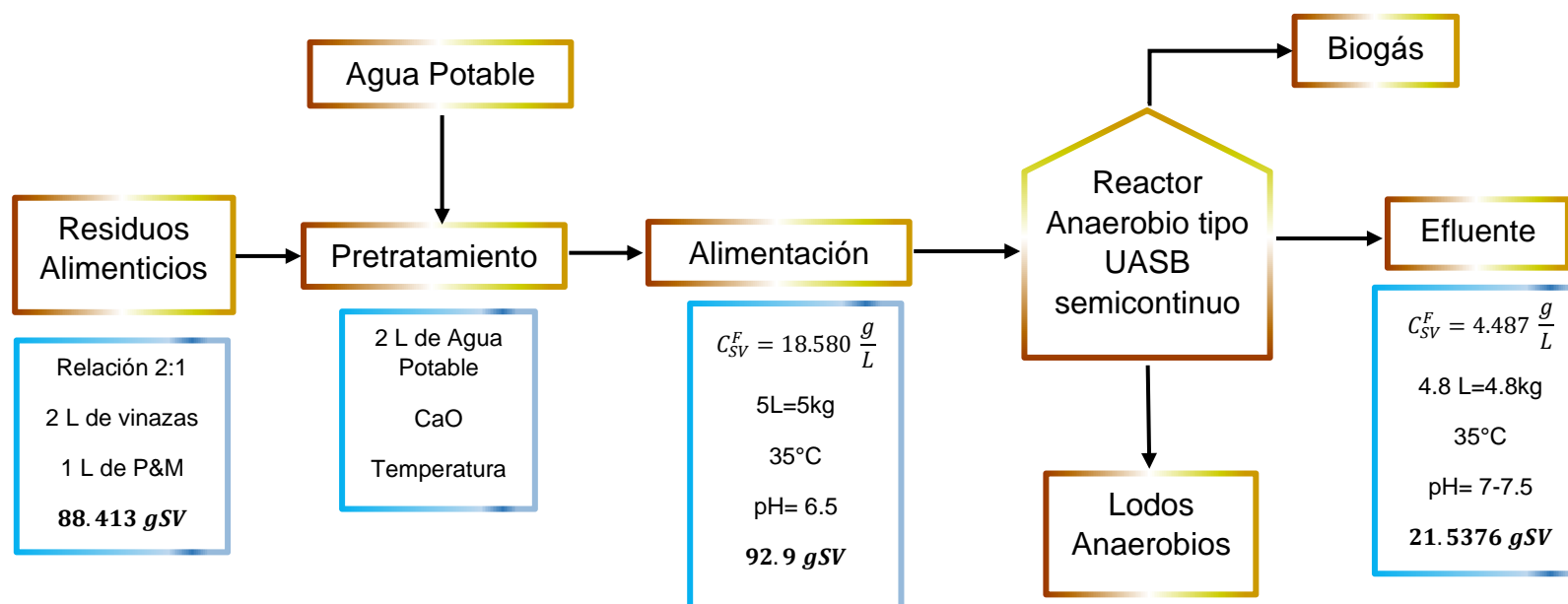


Figura 43. Balance de masa en el proceso de producción de metano Sin Recirculación con un TRH de 20 días.

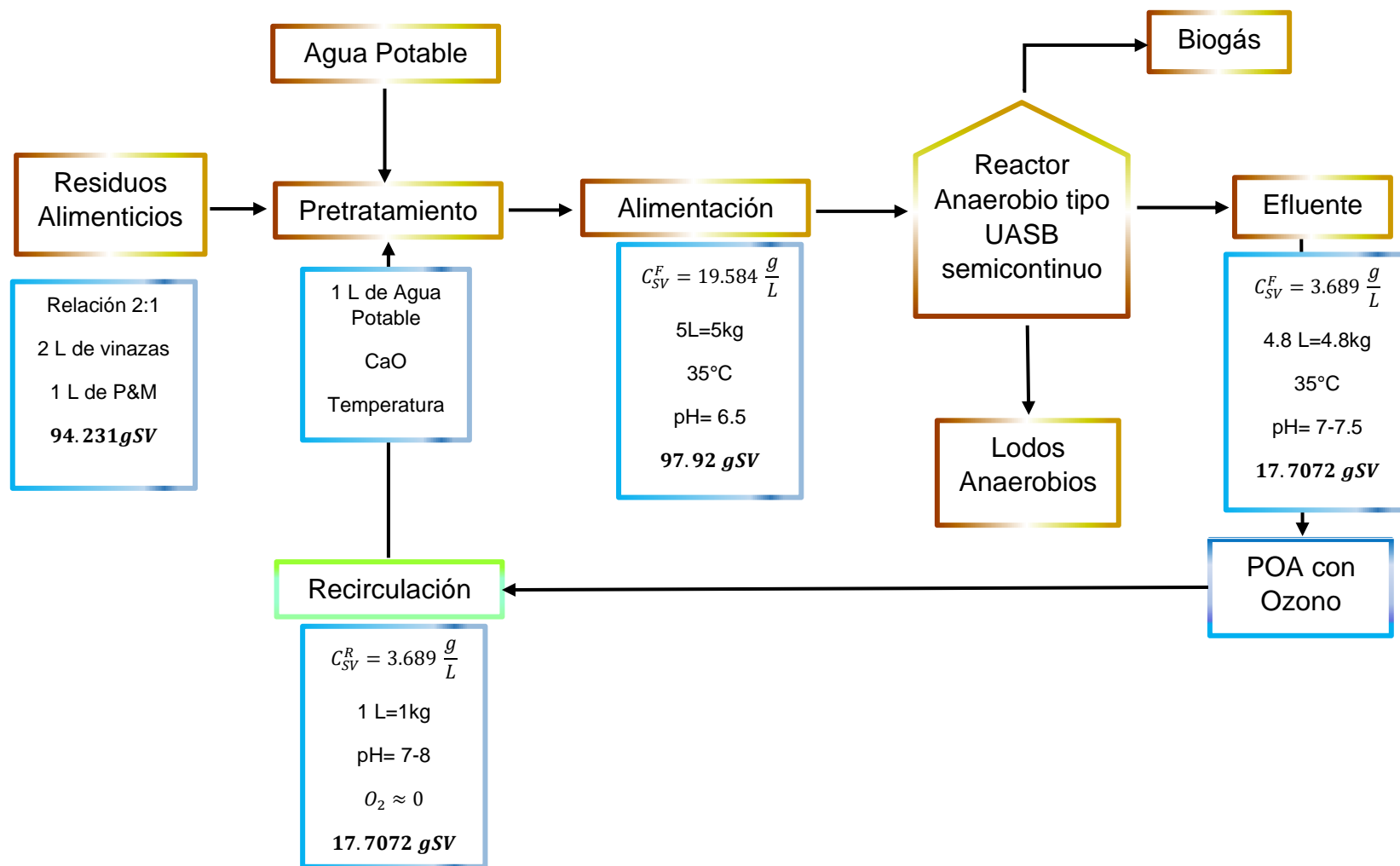


Figura 44. Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 50% con un TRH de 20 días.

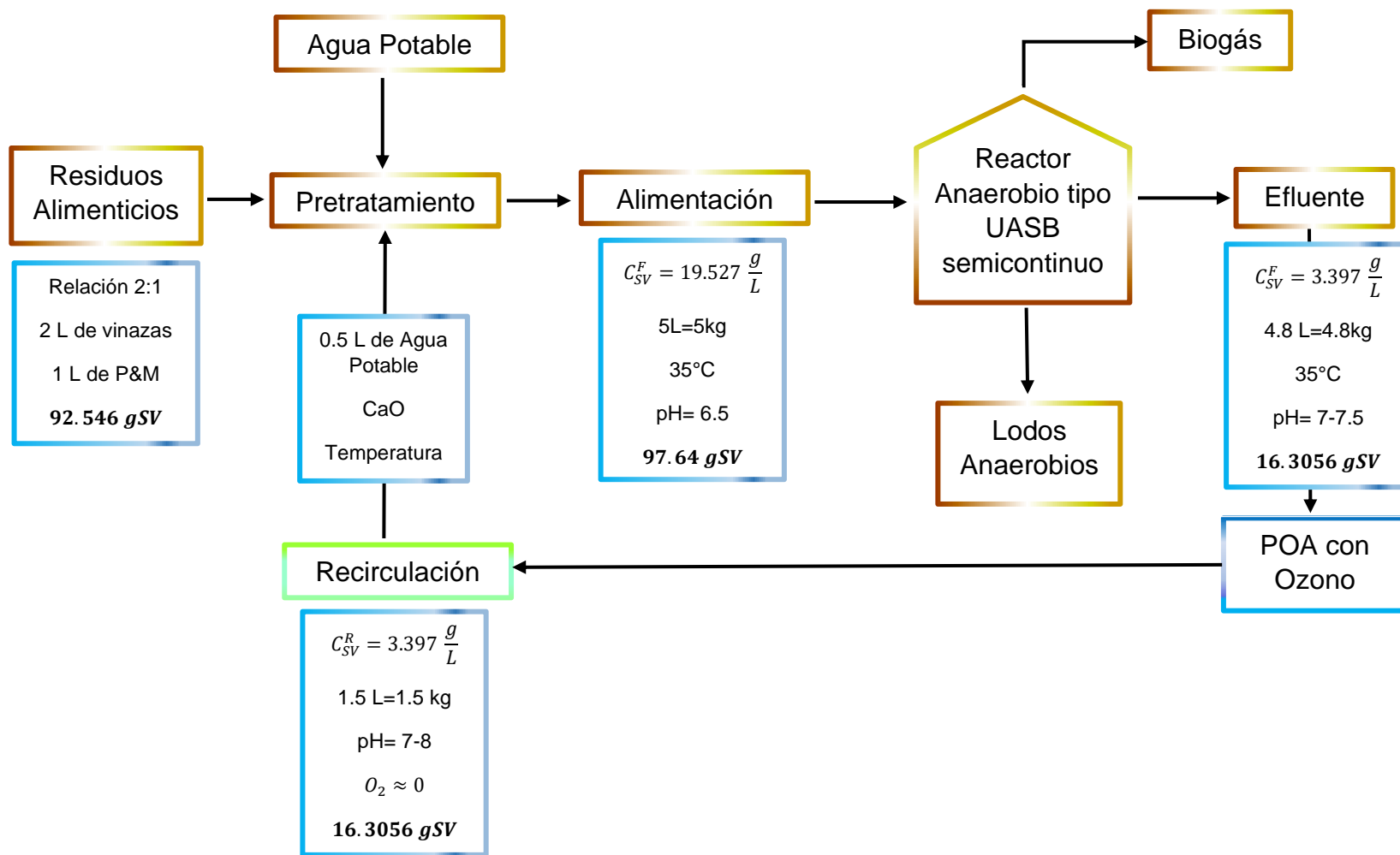


Figura 45. Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 75% y TRH 20 días.

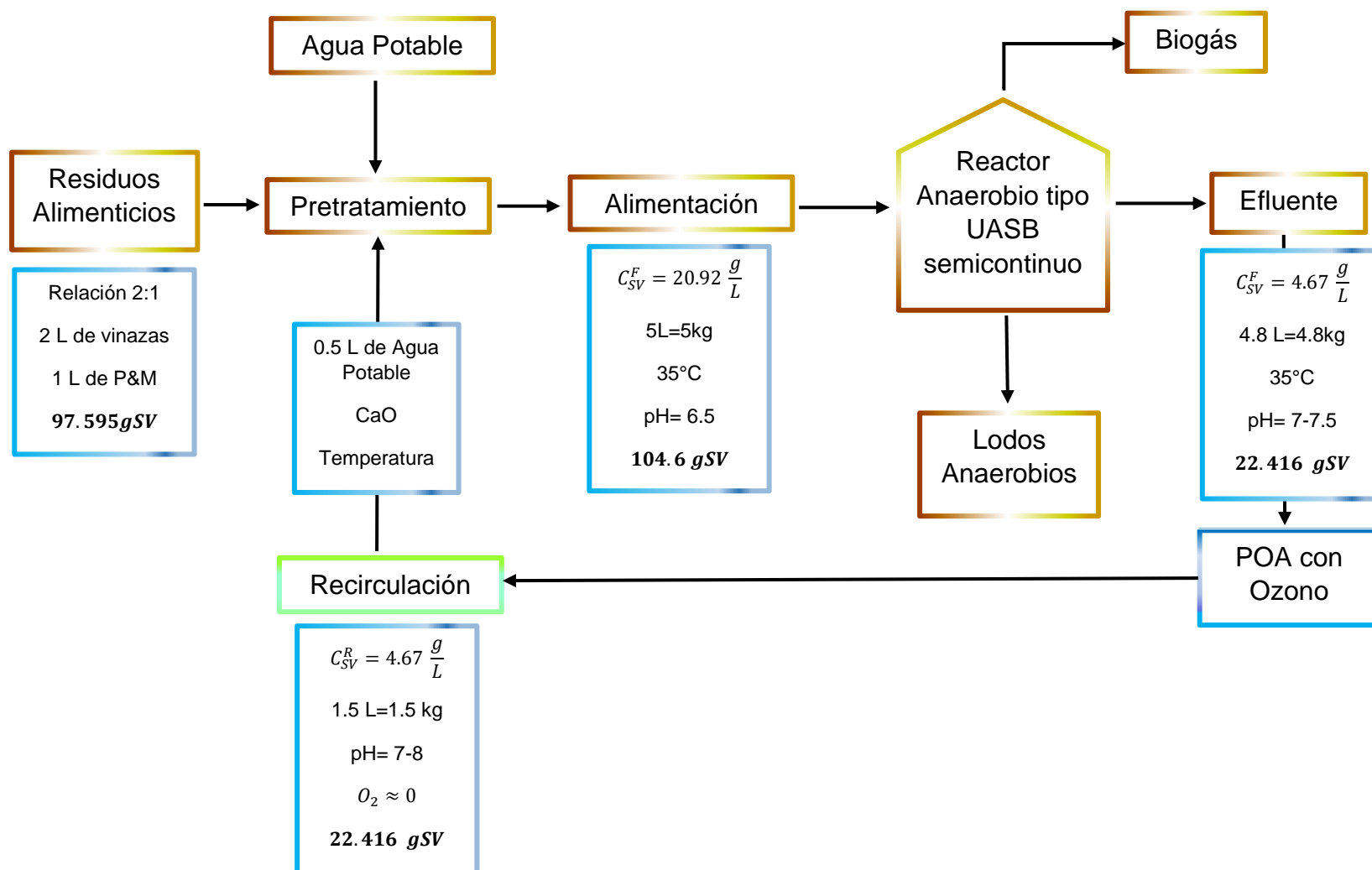


Figura 46. Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 75% con un TRH 15 días.

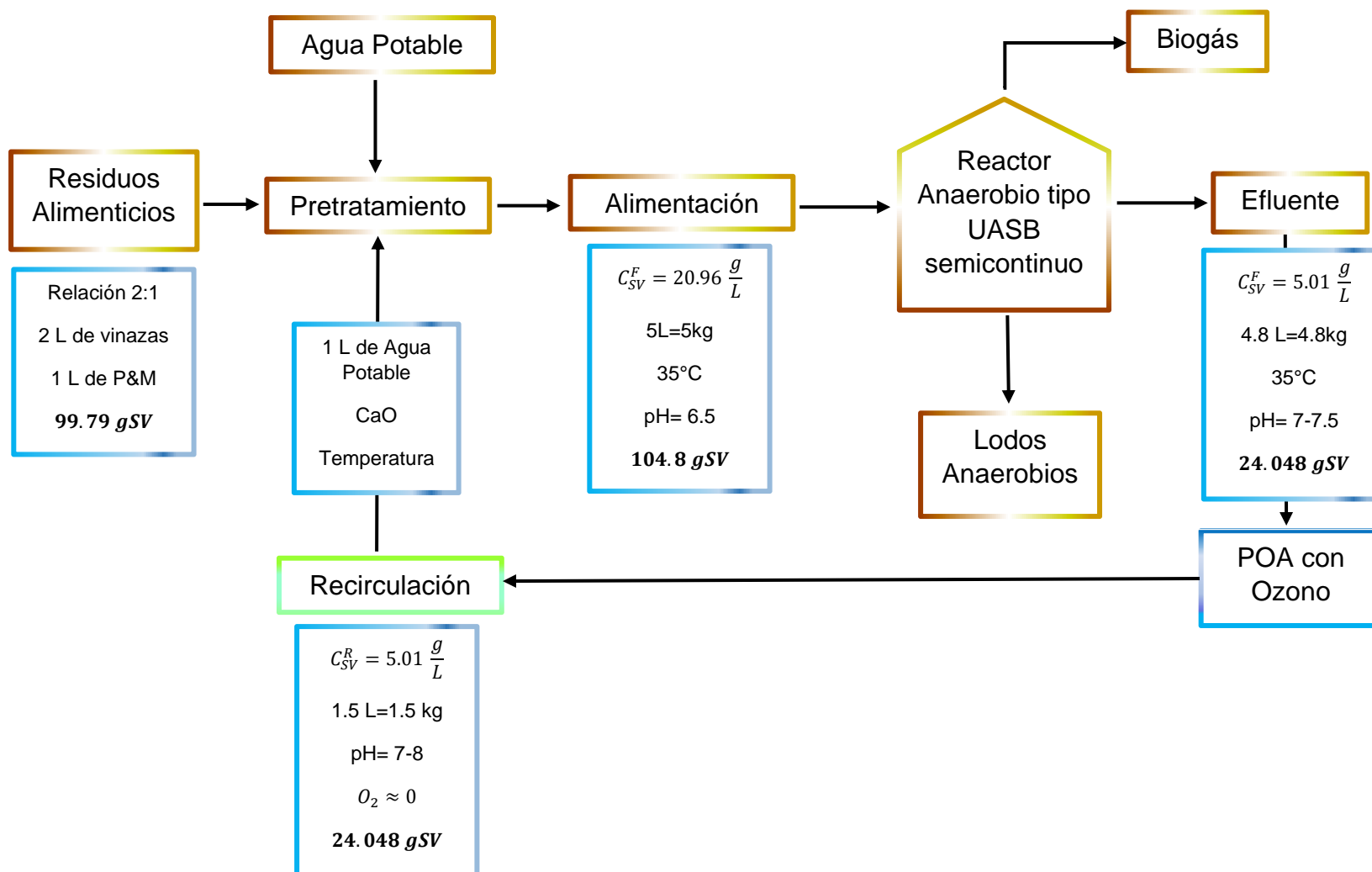


Figura 47. Balance de masa en el proceso de producción de metano con Recirculación al 50% y un TRH de 15 días.

Balance de masa global

$$P^N + R = B + S + P$$

$$P^N C_{SV}^N + R C_{SV}^E = B C_{\%}^B + S C_{SV}^S + P C_{SV}^P$$

Balance de masa por componente

Balance en el MIX

$$P^N + R = A$$

$$P^N C_{SV}^N + R C_{SV}^E = A C_{SV}^A$$

Balance en el Biorreactor

$$A + S + P + B$$

$$A C_{SV}^A = B C_{\%}^B + S C_{SV}^S + P C_{SV}^P$$

Residuo de Vinazas

$$C_{SV}^N = 33.66 \frac{g}{L}$$

Residuo de Pescados y Mariscos

$$C_{SV}^N = 175.89 \frac{g}{L}$$

Gramos de Sólidos Volátiles (SV) del recirculado al pretratamiento (MASA)

$$\text{Sin Recirculación con TRH 20 días } C_{SV}^R = 4.487 \frac{g}{L} = 4.487 g$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^R = 3.689 \frac{g}{L} * 1L = 3.689g$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^R = 3.397 \frac{g}{L} * 1.5L = 5.094 g$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } C_{SV}^R = 4.67 \frac{g}{L} * 1.5L = 7.005 g$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } C_{SV}^R = 5.01 \frac{g}{L} * 1L = 5.01 g$$

Descarga del reactor en promedio (efluente)=4.8L

Gramos de Sólidos Volátiles (SV) del efluente al reactor (MASA)

$$\text{Sin Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^R = 4.487 \frac{g}{L} * 4.8L = \mathbf{21.5376 gSV}$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^R = 3.689 \frac{g}{L} * 4.8L = \mathbf{17.7072 gSV}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^R = 3.397 \frac{g}{L} * 4.8L = \mathbf{16.3056 gSV}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } C_{SV}^R = 4.67 \frac{g}{L} * 4.8L = \mathbf{22.416 gSV}$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } C_{SV}^R = 5.01 \frac{g}{L} * 4.8L = \mathbf{24.048 gSV}$$

Gramos de Sólidos Volátiles (SV) alimentados al reactor (MASA)

$$gSV (P^N) = C_{SV}^{P^N} * \text{volumen de la alimentación}$$

$$\text{Sin Recirculación con TRH de 20 días } gSV (P^N) = C_{SV}^{P^N} = 18.58 \frac{g}{L} * 5L = \mathbf{92.9 gSV}$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^{P^N} = 19.584 \frac{g}{L} * 5L = \mathbf{97.92 gSV}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } C_{SV}^{P^N} = 19.527 \frac{g}{L} * 5L = \mathbf{97.64 gSV}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } C_{SV}^{P^N} = 20.92 \frac{g}{L} * 5L = \mathbf{104.6 gSV}$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } C_{SV}^{PN} = 20.96 \frac{g}{L} * 5L = \mathbf{104.8 \text{ gSV}}$$

Gramos de Sólidos Volátiles (SV) alimentados al reactor

$$\text{Sin Recirculación con TRH de 20 días } gSV (F) = 92.9 \text{ g} - 4.487\text{g} = \mathbf{88.413 \text{ gSV}}$$

$$50\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } gSV (F) = 97.92 \text{ gSV} - 3.689 \text{ gSV} = \mathbf{94.231 \text{ gSV}}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 20 días } gSV (F) = 97.64 \text{ gSV} - 5.094 \text{ gSV} = \mathbf{92.546 \text{ gSV}}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } gSV (F) = 104.6 \text{ gSV} - 7.005 \text{ gSV} = \mathbf{97.595 \text{ gSV}}$$

$$75\% \text{ Recirculación con TRH de 15 días } gSV (F) = 104.8 \text{ gSV} - 5.01 \text{ gSV} = \mathbf{99.79 \text{ gSV}}$$

Volumen Alimentado al Reactor

$$V_{\text{alimentado}}(F) = V(P^N) + V(R)$$

$$\text{Sin Recircular } V_{\text{alimentado}}(F) = 5L + 0 = 5L$$

$$50\% \text{ Recirculación } V_{\text{alimentado}}(F) = 4L + 1L = 5L$$

$$\text{Sin Recircular } V_{\text{alimentado}}(F) = 3.5L + 1.5L = 5L$$

La alimentación es de **5L=5Kg**

Del efluente en promedio se tienen **4.8L=4.8Kg**

Considerando una producción de $\frac{14 \text{ L biogás}}{\text{día}}$

Es necesario conocer el número de moles de CH₄

$$\text{En este caso son } 1.166 \frac{g}{\text{mol}} * 24.4 \frac{g}{\text{gmol}} = 28.4504 \text{ g}$$

$$\text{Gramos de CH}_4 = 28.4504 \text{ g}$$

Tiempo de Retención Hidráulico

$$\theta = \frac{V}{Q}$$

$V = \text{Volumen neto del reactor}$

$Q = \text{Caudal}$

El reactor se divide en 3 zonas

- Zona del Inóculo = 5L
- Zona de Reacción (Alimentación)= 20L
- Zona de Campana (Biogás)= 5L

$$\theta = \frac{20L}{\frac{5L}{\text{día}}} = 4 \text{ días}$$

Remoción o consumo de sustrato

$$\text{Remoción} = \frac{g_{SV}^F - g_{SV}^E}{g_{SV}^F} * 100$$

La Remoción sin recirculación con TRH de 20 días, es la siguiente:

$$\text{Remoción} = \frac{g_{SV}^F - g_{SV}^E}{g_{SV}^F} * 100 = \frac{88.413 \text{ g} - 21.5376 \text{ g}}{88.413 \text{ g}} * 100 = \mathbf{76\%}$$

La Remoción con el 50% de recirculación con TRH de 20 días, es la siguiente:

$$\text{Remoción} = \frac{g_{SV}^F - g_{SV}^E}{g_{SV}^F} * 100 = \frac{94.231 \text{ g} - 17.7072 \text{ g}}{94.231 \text{ g}} * 100 = \mathbf{81\%}$$

La Remoción con el 75% de recirculación con TRH de 20 días, es la siguiente:

$$\text{Remoción} = \frac{g_{SV}^F - g_{SV}^E}{g_{SV}^F} * 100 = \frac{92.546 \text{ g} - 16.3056 \text{ g}}{92.546 \text{ g}} * 100 = \mathbf{82.4\%}$$

La Remoción con el 75% de recirculación con TRH de 15 días, es la siguiente:

$$\text{Remoción} = \frac{g_{SV}^F - g_{SV}^E}{g_{SV}^F} * 100 = \frac{97.595 \text{ g} - 22.416 \text{ g}}{97.595 \text{ g}} * 100 = 77 \%$$

La Remoción con el 75% de recirculación con TRH de 15 días, es la siguiente:

$$\text{Remoción} = \frac{g_{SV}^F - g_{SV}^E}{g_{SV}^F} * 100 = \frac{99.79 \text{ g} - 24.048 \text{ g}}{99.79 \text{ g}} * 100 = 76 \%$$

Rendimiento de producción de metano

Metano producido sin recirculación y un TRH de 20 días: 13L de biogás con una concentración de metano promedio del 71%.

$$\text{Volumen de } CH_4 = \text{Volumen del biogás} * \% CH_4$$

$$\text{Volumen de } CH_4 = 13L * 0.71 = 9.23L$$

Metano producido con la recirculación del 50% y un TRH de 20 días: 14L de biogás con una concentración de metano del 69%.

$$\text{Volumen de } CH_4 = \text{Volumen del biogás} * \% CH_4$$

$$\text{Volumen de } CH_4 = 14L * 0.69 = 9.66L$$

Metano producido con la recirculación del 75% con un TRH de 20 días: 14L de biogás con una concentración de metano del 74%.

$$\text{Volumen de } CH_4 = \text{Volumen del biogás} * \% CH_4$$

$$\text{Volumen de } CH_4 = 14L * 0.74 = 10.36L$$

Metano producido con la recirculación del 75% con un TRH de 15 días: 14L de biogás con una concentración de metano del 71%.

$$\text{Volumen de } CH_4 = \text{Volumen del biogás} * \% CH_4$$

$$\text{Volumen de } CH_4 = 14L * 0.71 = 9.94L$$

Metano producido con la recirculación del 50% con un TRH de 15 días: 16L de biogás con una concentración de metano del 75%.

$$\text{Volumen de } CH_4 = \text{Volumen del biogás} * \% CH_4$$

$$\text{Volumen de } CH_4 = 16L * 0.75 = 12L$$

Numero de moles de metano

$$n = \frac{P^M * V_{CH_4}}{RT}$$

$$\text{Sin Recirculación con TRH de 20 días} \quad n = \frac{0.81atm * 9.23L}{\left(0.082 \frac{atm * L}{mol * K}\right) (298K)} = 0.306 mol$$

$$\text{Recirculación 50% con TRH de 20 días} \quad n = \frac{0.81atm * 9.66L}{\left(0.082 \frac{atm * L}{mol * K}\right) (298K)} = 0.32 mol$$

$$\text{Recirculación 75% con TRH de 20 días} \quad n = \frac{0.81atm * 10.36L}{\left(0.082 \frac{atm * L}{mol * K}\right) (298K)} = 0.343 mol$$

$$\text{Recirculación 75% con TRH de 15 días} \quad n = \frac{0.81atm * 9.94L}{\left(0.082 \frac{atm * L}{mol * K}\right) (298K)} = 0.33 mol$$

$$\text{Recirculación 50% con TRH de 15 días} \quad n = \frac{0.81atm * 12L}{\left(0.082 \frac{atm * L}{mol * K}\right) (298K)} = 0.4 mol$$

Gramos de metano

$$g_{CH_4} = n * pm$$

$$g_{CH_4} = 0.6589 \text{ mol} * 16 \frac{g}{gmol} = 10.5424 \text{ g}$$

Rendimiento de la producción de metano

$$Yield = \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}^F - g_{SV}^E}$$

$$\text{Sin Recirculación con TRH de 20 días : } Yield = \frac{14 \text{ g}_{CH_4}}{92.9g_{SV}^F - 21.5376g_{SV}^E} = 0.196 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$$

$$50\% \text{ de Recirculación con TRH de 20 días : } Yield = \frac{14 \text{ g}_{CH_4}}{97.92g_{SV}^F - 17.7072g_{SV}^E} = 0.175 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$$

$$75\% \text{ de Recirculación con TRH de 20 días: } Yield = \frac{14 \text{ g}_{CH_4}}{97.64g_{SV}^F - 16.3056g_{SV}^E} = 0.172 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$$

$$75\% \text{ de Recirculación con TRH de 15 días: } Yield = \frac{14 \text{ g}_{CH_4}}{104.6g_{SV}^F - 22.416g_{SV}^E} = 0.17 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$$

$$50\% \text{ de Recirculación con TRH de 15 días: } Yield = \frac{14 \text{ g}_{CH_4}}{104.8g_{SV}^F - 24.048g_{SV}^E} = 0.173 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$$

Por Kg: $0.196 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$

$$\text{Sin Recirculación con TRH de 20 días: } Yield = \frac{g_{SV} (P^N)}{1 \text{ kg}}$$

$$0.196 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}} * \frac{88.413 \text{ g}_{SV}}{1 \text{ Kg}} = 17.33 \frac{g_{CH_4}}{\text{Kg}}$$

Por Kg: $0.175 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$

$$\text{Recirculación del 50\% con TRH de 20 días: Yield} = \frac{g_{SV}(P^N)}{1 \text{ kg}}$$

$$0.175 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}} * \frac{94.231 \text{ g}_{SV}}{1 \text{ Kg}} = 16.49 \frac{g_{CH_4}}{\text{Kg}}$$

Por Kg: $0.172 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$

$$\text{Recirculación del 75\% con TRH de 20 días: Yield} = \frac{g_{SV}(P^N)}{1 \text{ kg}}$$

$$0.172 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}} * \frac{92.546 \text{ g}_{SV}}{1 \text{ Kg}} = 15.918 \frac{g_{CH_4}}{\text{Kg}}$$

Por Kg: $0.17 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$

$$\text{Recirculación del 75\% con TRH de 15 días: Yield} = \frac{g_{SV}(P^N)}{1 \text{ kg}}$$

$$0.17 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}} * \frac{97.595 \text{ g}_{SV}}{1 \text{ Kg}} = 16.59 \frac{g_{CH_4}}{\text{Kg}}$$

Por Kg: $0.173 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}}$

$$\text{Recirculación del 50\% con TRH de 15 días: Yield} = \frac{g_{SV}(P^N)}{1 \text{ kg}}$$

$$0.173 \frac{g_{CH_4}}{g_{SV}} * \frac{99.79 g_{SV}}{1 Kg} = 17.26 \frac{g_{CH_4}}{Kg}$$

Apéndice B

Valor p

El valor de significación, o valor p, es la probabilidad de que se haya producido un resultado por casualidad.

El valor de significación no indica si un resultado es significativo a la práctica. El tamaño de efecto es otra medida de una prueba estadística. Ayuda a determinar la importancia práctica (*IBM Cognos Analytics 11.1.x*, s. f.).

En la mayoría de los análisis, un nivel de significancia (alfa) de 0.05 se utiliza como el límite de significancia. Si el valor p es menor que 0.05, rechazamos la hipótesis nula de que no hay diferencia entre las medias y concluimos que sí existe una diferencia significativa. Si el valor p es mayor que 0,05, no podemos concluir que existe una diferencia significativa (Minitab Blog Editor, s. f.).

Valor F

La razón de MC (Factor) y MC (Error), esto es, la razón F, tiene una distribución F. La distribución F es la distribución de valores F que esperaríamos observar cuando la hipótesis nula es verdadera (esto es, las medias son iguales). Las distribuciones F tienen diferentes formas en función de dos parámetros, llamados los grados de libertad del numerador y el denominador. En una prueba ANOVA, el numerador es MC (Factor), así que los grados de libertad están asociados al MC (Factor). El denominador es el MC (Error), así que los grados de libertad del denominador están asociados al MC (Error).

Si la razón F que ha calculado excede el valor esperado de la distribución F correspondiente, asumiendo que el valor p sea lo suficientemente pequeño, rechazaría la hipótesis nula de que las medias son iguales. En este caso, el valor p es la probabilidad

de observar un valor mayor que la razón F de la distribución F cuando en realidad la hipótesis nula es verdadera (*ANOVA de un Factor*, s. f.).

Hipótesis Nula y Alternativa

Hipótesis nula

La hipótesis nula es la posición predeterminada de que no existe una diferencia significativa entre las medias de dos o más grupos. Generalmente se denota por H_0 . En el contexto de la prueba F, la hipótesis nula establece que no existe una diferencia significativa entre las medias de los grupos que se comparan. Por ejemplo, si comparamos las puntuaciones medias de dos grupos, la hipótesis nula sería que no existe una diferencia significativa entre las puntuaciones medias de los dos grupos.

Hipótesis alternativa

La hipótesis alternativa es lo opuesto a la hipótesis nula. Generalmente se denota por H_a . En el contexto de la prueba F, la hipótesis alternativa establece que existe una diferencia significativa entre las medias de los grupos que se comparan. Por ejemplo, si comparamos las puntuaciones medias de dos grupos, la hipótesis alternativa sería que existe una diferencia significativa entre las puntuaciones medias de los dos grupos (*Prueba F Comprension de la Prueba F En ANOVA Para Significancia Estadística, 2024*).

Apéndice C

V COLOQUIO INTERNACIONAL EN INGENIERÍA QUÍMICA



“La Ingeniería Química en la Sociedad actual”

Universidad Michoacana de San
Nicolás de Hidalgo
Facultad de Ingeniería Química

Morelia, Michoacán, 18 de Julio de 2023.



Directorio de la División de
Estudios de Posgrado

Dr. Horacio González Rodríguez
Jefe de División

Dr. Jaime Espino Valencia
Coordinador del Programa de Doctorado
en Ciencias en Ingeniería Química

Dr. Luis Fernando Lira Barragán
Coordinador del Programa de Maestría en
Ciencias en Ingeniería Química

Dr. Roberto Guerra González
Coordinador del Programa de Maestría en
Ciencias en Ingeniería Ambiental

Comité Organizador

Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga
Dr. José Apolinar Cortés
Dr. Agustín Jaime Castro Montoya
Dr. Rafael Maya Yescas
Dr. Roberto Guerra González
Dr. Salomón R. Vásquez García
Dr. Refugio Rigel Mora Luna



Edificio V1 Ciudad Universitaria
Col. Felicitas del Río, Morelia,
Michoacán México. CP 58060.
(443)327584

Estimado(a) autor(a) de correspondencia

Agradecemos ampliamente su interés por participar en el **V Coloquio Internacional en Ingeniería Química “La Ingeniería Química en la Sociedad Actual”**. Por este conducto nos complace informarle que su trabajo:

**IMPACTO DE LA RECIRCULACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO
MEDIANTE EL PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA CON
OZONO EN LA PRODUCCIÓN DE METANO**

ID: 11 cuyos autores son:

**Gemma Lizeth Vargas Zavala, José Apolinar Cortés, Ma. del
Carmen Chávez Parga**

ha sido **Aceptado** para su presentación en la modalidad de **Póster presencial**.

En fechas posteriores podrá consultar el programa completo en nuestra página: <https://posgrado.fiq.umich.mx/index.php/coloquio-internacional>, para conocer el día y hora precisa de su presentación.

Recuerde que tiene hasta el **09 de agosto de 2023** para enviar su manuscrito en extenso en el formato conforme a la plantilla anexa, al correo: coloquiointernacionaldefiq@gmail.com



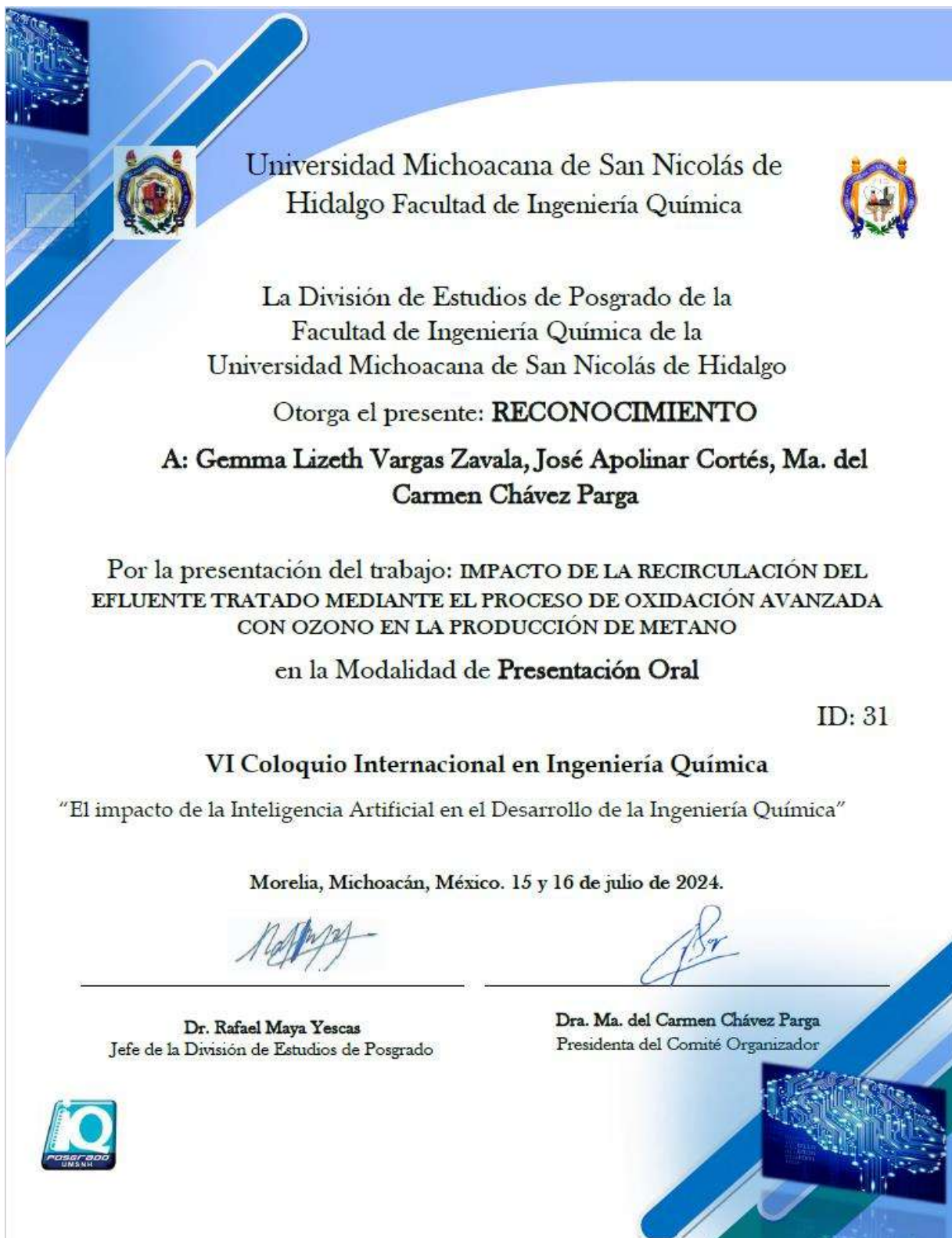
A nombre de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo le agradecemos su valiosa participación y esperamos tener la oportunidad de saludarlo durante el evento.

A t e n t a m e n t e

COMITÉ TÉCNICO

V Coloquio Internacional en Ingeniería Química
“La Ingeniería Química en la Sociedad Actual”





Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo Facultad de Ingeniería Química

La División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo Otorga el presente: **RECONOCIMIENTO**



A: Gemma Lizeth Vargas Zavala, José Apolinar Cortés, Ma. del Carmen Chávez Parga

Por la presentación del trabajo: **IMPACTO DE LA RECIRCULACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO MEDIANTE EL PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA CON OZONO EN LA PRODUCCIÓN DE METANO** en la Modalidad de **Presentación Oral**

ID: 31



VI Coloquio Internacional en Ingeniería Química
"El impacto de la Inteligencia Artificial en el Desarrollo de la Ingeniería Química"

Morelia, Michoacán, México. 15 y 16 de julio de 2024.

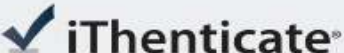


Dr. Rafael Maya Yescas
Jefe de la División de Estudios de Posgrado

Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga
Presidenta del Comité Organizador



Apéndice D


Identificación de reporte de similitud: oid:3117:373173023

<p>NOMBRE DEL TRABAJO</p> <p>Impacto de la recirculación del efluente tratado mediante el proceso de oxidación avanzada con ozono</p>	<p>AUTOR</p> <p>Gemma Lizeth Vargas Zavala</p>
<p>RECuento DE PALABRAS</p> <p>36441 Words</p>	<p>RECuento DE CARACTERES</p> <p>197701 Characters</p>
<p>RECuento DE PÁGINAS</p> <p>164 Pages</p>	<p>TAMAÑO DEL ARCHIVO</p> <p>5.6MB</p>
<p>FECHA DE ENTREGA</p> <p>Aug 15, 2024 8:42 AM GMT-6</p>	<p>FECHA DEL INFORME</p> <p>Aug 15, 2024 8:44 AM GMT-6</p>

● 47% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 47% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 0% Base de datos de trabajos entregados
- 17% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Maestría en Ciencias en Ingeniería Química	
Título del trabajo	Impacto de la recirculación del efluente tratado mediante el proceso de oxidación avanzada con ozono en la producción de metano	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Gemma Lizeth Vargas Zavala	l341906c@umich.mx
Director	Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga	cparga@umich.mx
Codirector	Dr. José Apolinar Cortés	jose.apolinar@umich.mx
Coordinador del programa	Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga	mae.cs.ingenieria.quimica@umich.mx

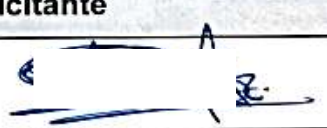
Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	No	-----

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	No	-----
Traducción a otra lengua	No	-----
Revisión y corrección de estilo	No	-----
Análisis de datos	No	-----
Búsqueda y organización de información	No	-----
Formateo de las referencias bibliográficas	No	-----
Generación de contenido multimedia	No	-----
Otro	No	-----

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Gemma Lizeth Vargas Zavala 
Lugar y fecha	Morelia Michoacán a 14 de Agosto del 2024