DETERMINACIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA Y LA EFICIENCIA DEL REACTOR ANAERÓBICO EGSB EN CONDICIONES OPERATIVAS DE LA EMPRESA BIOENERGY EN PUERTO LÓPEZ, META.

PAOLA ANDREA MOTTA QÜENZA

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA

FACULTAD DE INGENIERIAS Y ARQUITECTURA

DEPARTAMENTO DE INGENIERIA AMBIENTAL, CIVIL Y QUIMICA

INGENIERÍA AMBIENTAL

2018

DETERMINACIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA Y LA EFICIENCIA DEL REACTOR ANAERÓBICO EGSB EN CONDICIONES OPERATIVAS DE LA EMPRESA BIOENERGY EN PUERTO LÓPEZ, META.

PAOLA ANDREA MOTTA QÜENZA

Trabajo de Tesis para optar el título de Ingeniero Ambiental

Director

Ing. JULIO ISAAC MALDONADO MALDONADO

M.Sc. en Ingeniería Ambiental

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA

FACULTAD DE INGENIERIAS Y ARQUITECTURA

DEPARTAMENTO DE INGENIERIA AMBIENTAL, CIVIL Y QUIMICA

INGENIERÍA AMBIENTAL

2019

NOTA DE ACEPTACION

JURADO

JURADO

JURADO

Pamplona, enero de 2019

DEDICATORIA

A Dios por ser el forjador de mi camino, el que siempre me acompaña y me levanta día día con la convicción de seguir adelante con cada uno de mis proyectos y siempre me levanta de cualquier tropiezo y brindarme la sabiduría, tranquilidad y constancia en cada momento de esta etapa de la vida, por permitirme conocer a todos aquellos que de uno u otra forma me ayudaron a mi construcción como profesional.

A toda mi familia por su apoyo en especial a mis padres Gloria Alejandrina Quenza Santana y Pedro Antonio Agudelo Marín, por formarme como una persona íntegra , donde siempre primaron los valores me educaron con reglas y con algunas libertades, pero al final de cuentas, siempre me motivaron constantemente por alcanzar mis sueños, son los responsables de este sueño hecho realidad, y gracias por todo su amor, apoyo, por toda la confianza depositada en mí y por haberme brindado todas las herramientas posibles para poder llegar hasta donde he llegado hoy

.

AGRADECIMIENTOS

Primeramente a Dios por brindarme el privilegio de estudiar que pocos tienen, ya que el es el que decide cada paso de nuestras vidas, a todas las personas que hicieron posible este gran sueño, que me colaboraron tanto económicamente como intelectualmente, cada uno de ellos aportaron a terminar esta gran etapa de mi vida.

A toda mi familia, en especial a mi madre Gloria Alejandrina Quenza Santana por brindarme su apoyo incondicional, por brindarme todas las herramientas, por ser mi polo a tierra y tener las palabras adecuadas para animarme y no dejarme rendir por el mejor ejemplo a seguir ya que es una mujer con tenacidad, perseverancia y constancia, y apoyarme hasta el último día en este camino.

A cada uno de los personajes que conocí en Pamplona en especial a la familia Cruces, por su apoyo incondicional en los últimos momentos de esta etapa, a la señora Luz Areliz Villamizar fue mi arrendadora durante tres años y medio pero no fue solo eso fue mi consejera y una de las personas que más me brindo apoyo en este proceso.

A la empresa BIOENERGY por brindarme la oportunidad de ingresar a esta gran empresa en la cual conocí personas excepcionales, quiero agradecer especialmente al ingeniero William Rozonzew el cual me forzó como profesional y persona, a los operadores de planta en específico al operario José Julián Hernández por brindarme todos los conocimientos en cuanto a operación de una planta de tratamientos de aguas residuales, al analista Ivan Darío García Ramos por brindarme su conocimiento en cuanto a los

procedimientos realizados en laboratorios, sin ellos no hubiera sido posible terminar este trabajo de grado, cada uno de ellos aportaron a la realización de este proyecto.

Tengo que agradecer de manera en especial al M.Sc Ing. Julio Isaac Maldonado M por cada una de sus clases de tratamiento de aguas residuales en las cuales despertaron mi interés en la investigación y conocimiento por los tratamientos de aguas residuales, por acompañarme en la realización de este proyecto aportando sus conocimientos y guía para el buen desarrollo y cumplimiento de los objetivos propuestos y expectativas de esta investigación.

Tabla de contenido

Pág.

1. Introducción 16

2. Justificación 18

3. Planteamiento del problema 20

4. Objetivos 22

4.1 Objetivo General 22

4.2 Objetivos específicos 22

5. Marco referencial 23

5.1 Antecedentes 23

5.1.1 Internacionales 23

5.1.2 Nacionales 26

5.2 Marco conceptual 28

5.3 Marco contextual 31

5.3.1 Molienda 32

5.3.2 Clarificación 33

5.3.3 Filtración de lodos 33

5.3.4 Pre-Evaporación y evaporación 33

5.3.5 Fermentación 33

5.3.6 Destilación 33

5.3.7 Deshidratación 34

5.3.8 Almacenamiento 34

5.3.9 Tratamiento de residuos industriales 34

5.3.10 Generación de energía eléctrica 37

5.4 Marco legal 38

5.4.1 Internacional 38

5.4.2 Nacional 39

5.5 Marco teórico 47

5.5.1 Contaminación del agua. 47

5.5.2 Aguas residuales 48

5.5.3 Tratamiento biológico 49

5.5.4 Digestión Aerobia 51

5.5.5 Digestión Anaerobia 52

5.5.6 Bases microbiológicas del proceso anaerobio 54

5.5.7 Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) 61

5.5.8 Reactor anaerobio U. A. S. B. 63

5.5.9 Biorreactor EGSB 65

5.5.10 Principio de funcionamiento UASB & EGSB 67

5.5.11 Filtros de retención de H_2S 69

6. Metodología 71

6.1 Caracterización del vertimiento 71

6.2 Determinación de la carga orgánica volumétrica operativa y la eficiencia operativa del reactor EGSB en estado estable 72

6.3 Cuantificación de la biomasa en estado estable 73

6.4 Determinación de la actividad metanogénica específica del lodo 73

6.4.1 Principio del método 73

6.4.2 Desarrollo del Procedimiento 74

6.4.3 Procedimiento 76

6.5 Determinación de la energía 80

7. Resultados y análisis 82

7.1 Caracterización del vertimiento 82

7.1.1 Condensado de vinaza más flemaza 82

7.1.2 Condensado de vinaza 86

7.1.3 Drenajes de proceso 89

7.1.4 Pluviales contaminados 95

7.1.5 Purga agua de lavado de caña 97

7.1.6 Comparación de la caracterización y los parámetros de diseño de la PTARI 100

7.2 Carga orgánica volumétrica y la eficiencia del reactor EGSB en condiciones operativas 102

7.3 Carga orgánica volumétrica y la eficiencia del reactor EGSB en condiciones estables 105

7.4 Determinación de la actividad metanogénica específica del lodo y metano 108

7.5 Producción de biomasa en estado estable 118

8. Conclusiones 121

9. Recomendaciones 126

10. Referencias bibliográfica. 129

ANEXOS 135

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1. Límites Máximos Permisibles OMS. 39

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos y valores máximos permisibles**¡Error! Marcador no definido.**

Tabla 3. Procesos de tratamientos biológicos..... 50

Tabla 4. Ventajas y desventajas..... 53

Tabla 5. Comparativa de tecnologías Biothane UASB & Biobed EGSB. 67

Tabla 6. Datos entrada PTARI 82

Tabla 7. Comparación valores de la caracterización y parámetros de diseño PTARI 101

Tabla 8. Consolidado de resultados obtenidos con sustrato ARI y Ácido Acético..... 109

Tabla 9. Consolidado de resultados obtenidos con sustrato ARI y Sacarosa..... 111

Tabla 10. Sólidos suspendidos totales y solidos suspendidos volátiles..... 118

Lista de figuras

Pág.

Figura 1. Ubicación BIOENERGY S.A.S. 32

Figura 2. Diagrama planta de tratamiento de aguas residuales 34

Figura 3. Proceso productivo. 38

Figura 4. Fuentes de contaminación. 47

Figura 5. Balance aerobio de la materia orgánica. 51

Figura 6. Balance anaerobio de la materia orgánica. 53

Figura 7. Grupos tróficos y fases de transformación. 54

Figura 8. Fases de digestión anaerobia. 56

Figura 9. Esquema del proceso de digestión anaerobia 60

Figura 10. Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente. 62

Figura 11. Reactor U.A.S.B. 64

Figura 12. Esquema de un biorreactor EGSB. 66

Figura 13. Trampa NaOH 76

Figura 14. Perfil de producción de Biogás. 78

Figura 15. Condensados de vinaza más flemaza pH vs Tiempo 83

Figura 16. Condensados de vinaza más flemaza Temperatura vs Tiempo 84

Figura 17. Condensados de vinaza más flemaza DQO vs Tiempo 85

Figura 18. Condensados de vinaza más flemaza pH vs Tiempo 86

Figura 19. Condensados de vinaza Temperatura vs Tiempo..... 87

Figura 20. Condensados de vinaza DQO vs Tiempo. 88

Figura 21. Drenaje de proceso pozo 26404 pH vs Tiempo. 89

Figura 22. Drenaje de proceso pozo 26404 Temperatura vs Tiempo..... 90

Figura 23. Drenaje de proceso pozo 26404 Temperatura vs Tiempo..... 91

Figura 24. Drenaje de proceso pozo 26409 pH vs Tiempo. 92

Figura 25. Drenaje de proceso pozo 26409 Temperatura vs Tiempo..... 93

Figura 26. Drenaje de proceso pozo 26409 DQO vs Tiempo. 94

Figura 27. Pluviales contaminados pH vs Tiempo..... 95

Figura 28. Pluviales contaminados Temperatura vs Tiempo. 96

Figura 29. Pluviales contaminados DQO vs Tiempo. 97

Figura 30. Lavado de caña pH vs Tiempo..... 98

Figura 31. Lavado de caña Temperatura vs Tiempo. 99

Figura 32. Lavado de caña DQO vs Tiempo..... 100

Figura 33. Carga orgánica volumétrica del reactor EGSB en condiciones operativas 103

Figura 34. Eficiencia del reactor EGSB en condiciones operativas..... 104

Figura 35. Carga orgánica volumétrica reactor EGSB en condiciones estables 106

Figura 36. Eficiencia del reactor EGSB en condiciones estables..... 107

Figura 37. CO vs Eficiencia 108

Figura 38. Actividad metanogénica específica..... 112

Figura 39. Producción de metano..... 113

Figura 40. Producción de metano en Nm^3 CH4 ……...115

Figura 41. Producción de metano en NmL CH4 ……..115

Figura 42. Producción de energía …….. 116

Lista de anexos

Anexo 1. Evidencia fotográfica

Anexo 2. Excel reporte diario

Anexo 3. Excel determinación de la actividad metanogenica

Anexo 4. Excel determinación de la COV y eficiencia del reactor en condiciones operativas y estables.(memoria de calculo)

Anexo 5. Manual de operación y puesta en marcha

1. Introducción

La contaminación del agua es una de las mayores problemáticas que existen hoy en día a nivel mundial, puesto que, se vierte grandes cantidades de aguas residuales sin realizar tratamientos previos, impactando de esta manera en los cuerpos de agua y por ende en sus ecosistemas. Según Mass & Medrano, (2013) citado por León, (2017) la contaminación es causada por los efluentes domésticos e industriales, la deforestación y los cambios de uso de suelo, que están reduciendo notablemente la disponibilidad de agua utilizable en el país. Así mismo, hoy en día el déficit de este recurso tan preciado se encuentra altamente sobrevaluado puesto que es uno de los recursos más primordiales para sostener la vida en el planeta. Por este motivo se requiere implementar alternativas para contrarrestar el impacto generado a las fuentes hídricas por los vertimientos generados en el sector industrial y el uso exagerado de los recursos naturales que son utilizadas como materias primas.

Es por esto que se desea implementar nuevos procesos y tecnologías que permitan tratar las aguas residuales sin causar efectos de contaminación secundarios, como por ejemplo los biorreactores anaerobio, que se puede definir como una alternativa de sostenimiento ambiental en cuanto al tratamiento de aguas residuales, sabiendo que este tipo de aguas contienen grandes cantidades de materia orgánica, y otro tipo de contaminantes como metales pesados que pueden afectar considerablemente los procesos o tratamientos en cuanto a costos de operación y mantenimiento.

La presente investigación se enfoca en el arranque, determinación de la carga orgánica y la eficiencia del biorreactor anaerobio EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) en la empresa Bioenergy S.A.S de puerto López Meta, como alternativa de solución de bajo costo y operación para el tratamiento de las aguas residuales que genera la etapa productiva de la empresa, impulsando así el desarrollo sostenible y potenciando la reutilización de estas aguas una vez tratadas para otros procesos productivos.

2. Justificación

Las aguas residuales se encuentran a nivel mundial como efecto de los procesos de actividades industriales y domésticas que se realizan diariamente obteniendo como resultado productos de consumo necesarios para satisfacer las necesidades de la humanidad, generando riesgos tanto en la salud humana como en el medio ambiente. Por otra parte, el inadecuado manejo de las aguas residuales deriva en el impacto hacia los ecosistemas acuáticos que son fundamentales para mantener los ciclos y la vida en el planeta. Todo esto permite afirmar que es necesario para las diferentes empresas productoras de vertimientos emplear diferentes técnicas de tratamiento y procesos para minimizar el impacto generado al recurso hídrico y conllevar a la preservación del medio ambiente.

Por lo anteriormente expuesto, la empresa Bioenergy S.A.S se encuentra comprometida con el medio ambiente en cuanto a los procesos que realizan y por ser una de las principales empresas productoras de etanol en Colombia, cuenta con una planta de producción denominada Alcavarán donde se utiliza un reactor EGSB, acompañado de procesos industrializados y de control biológico para el tratamiento de las aguas residuales que se generan diariamente. En otras palabras, Bioenergy S.A.S (2015) incluye en planta los procesos adecuados para tratamiento de las aguas residuales generadas en la producción de alcohol carburante tales como los condensados del proceso de concentración de vinazas, flamezas producidas en el proceso de destilación, purga del sistema de lavado de caña y otras para producir efluentes en condiciones óptimas, con la finalidad de ser reutilizadas en otros

procesos como riego, dando cumplimiento a la resolución 1207 de 2014 la cual reglamenta el tratamiento y reúso de aguas residuales.

Con la implementación del reactor anaerobio EGSB se pretende realizar procesos de tratamiento de agua residual generada en la planta Alcaraván, para la descontaminación y así poder reutilizarla, no obstante, se procura determinar la carga orgánica volumétrica del reactor y las eficiencias en cuanto a la remoción de materia orgánica en términos de demanda química de oxigeno (DQO) en condiciones operativas del reactor. Así mismo, cuantificar la carga orgánica removida y conocer las cantidades de biomasa, biogás y la actividad metanogénica en el proceso.

3. Planteamiento del problema

En la actualidad, el mundo se encuentra inmerso en el uso constante de uno de los recursos más importantes para el sostenimiento de la biodiversidad y de la humanidad como la conocemos. La industrialización en los últimos tiempos ha aumentado por las altas tasas de consumo de productos que en algunas ocasiones son innecesarios para el sostenimiento de las sociedades, esto con lleva al uso inmensurable de materias primas y la explotación descontrolada de los recursos naturales, como el recurso hídrico que es uno de los pilares fundamentales para diferentes actividades, ya sea en los procesos de industrialización, abastecimiento de agua potable para la población o riego de cultivos agropecuarios. Por otra parte, a causa del incremento de la actividad industrial se presentan problemáticas asociadas como la alteración de ecosistemas acuáticos y afectación de la salud por la disminución de la calidad agua.

Las actividades industriales utilizan el recurso hídrico generando impactos significativos al medio ambiente al momento de realizar vertimientos si no se les da el manejo adecuado, generando problemas y cargas significativas de agua residual (A.R). Dicho esto, las aguas residuales provenientes de las diferentes actividades industriales pueden contener altos niveles de contaminación, lo cual representa problemas en cuanto a la depuración y tratamientos específicos que permitan la descontaminación y en lo posible volverlas a reutilizar en los diferentes procesos que requieren mismas actividades industriales.

En este contexto, las aguas residuales que son generadas por las actividades industriales de la empresa BIOENERGY S.A.S para la producción de bioetanol a partir de caña de azúcar, desarrolla diferentes procesos en los cuales es indispensable la utilización de agua, por ejemplo, para el riego y lavado de las hectáreas sembradas con caña de azúcar, la generación de energía y la producción de biocombustible. Una de las problemáticas existentes en la empresa es el manejo de las aguas residuales industriales, las cuales son provenientes de los procesos a los que están sujetos dichas actividades, así mismo la empresa opto por la implementación de un reactor anaerobio granular de lecho expandido –EGSB, operado para tratar grandes cantidades de agua residual, removiendo desechos biológicos y material orgánico con altas eficiencias y con cortos periodos de tiempo, además su capacidad de tratamiento permite que no se genere contaminación por emisiones atmosféricas puesto que el reactor está compuesto por una serie de fases que inhiben la condensación de los gases. En este contexto se plantea la siguiente pregunta de investigación ¿Cuál es la importancia para la empresa BIOENERGY S.A.S, determinar la carga orgánica volumétrica y las eficiencias del reactor anaeróbico EGSB en condiciones operativas de la empresa?

4. Objetivos

4.1 Objetivo General

Determinar la carga orgánica volumétrica y la eficiencia del reactor anaerobio EGSB en condiciones operativas de la empresa Bioenergy S.A.S.

4.2 Objetivos específicos

- Caracterizar los vertimientos del agua residual a tratar en el reactor anaerobio EGSB.
- Determinar la carga orgánica volumétrica y la eficiencia operativa del reactor EGSB en estado estable.
- Cuantificar la producción de biomasa en condición de estado estable.
- Cuantificar la capacidad metabólica de la biomasa mediante análisis de la actividad metanogénica específica del lodo suspendido en el reactor.
- Medir los niveles de energía en el proceso.

5. Marco referencial

5.1 Antecedentes

5.1.1 Internacionales

El continente europeo ha estudiado los reactores UASB y EGSB para el tratamiento de aguas residuales, es así como en Irlanda, McHugh et al. (2003), estudiaron la digestión anaeróbica como tratamiento de aguas residuales y poder aplicar este tipo de tecnoliga a nivel mundial. Los diseños de biorreactores de lecho de lodo granular expandido, se basan en la formación espontánea de lodo granular. Sin embargo, la explotación de reactores granular a gran escala durante más de dos decadas, no se comprenden completamente, lo que ha conllevado a la creación de numerosas teorías para describir el proceso desde un punto de vista biológico, ecológico y de ingeniería.

¿Por otra parte, en Portugal Araya et al. (2005), analizaron cuatro reactores EGSB que fueron operados bajo parámetros controlados de velocidades de carga orgánica?, tiempo de retención hidraúlica, velocidades superficiales y diferentes concentraciones de nitrato a la entrada. Posteriormente, después de 20 días la biomasa granular se caracterizó en términos de morfología por análisis cuantitativo y actividad metanogénica específica. Finalmente, se observo crecimiento de estructuras filamentosas en la superficie de los gránulos, sin embargo no hubo disminución notable en la velocidad de sedimentación de los granulos.

En el continente asiático también es utilizada este tipo de tratamiento, como en China donde Zhang et al. (2008), aplicaron un reactor de lecho de lodo granular expandido (EGSB) al efluente del molino de aceite de palma operado continuamente a 35°C, obteniendo como resultado el buen desempeño del reactor en términos de remoción de DQO ~~con~~ eficiencia de 91% ~~a los~~ con dos días de tiempo de retención hidraúlica. Por otra parte, el 46% de DQO sin procesar se transformo en biogas con un contenido de metano aproximadamente del 70% (V/V). De igual manera en China, Chuan et al. (2008) probaron la alta tasa de conversión biológica de sulfuro y nitrato en agua residual sintética en un reactor de lecho expandido de lodo granular (EGSB), además adoptaron una nueva estrategia para cultivar los granulos maduros de lodo anaeróbico como lodo de semilla en medio cargado de sulfato. Posteriormente se incubaron los granulos cultivados en un medio cargado de sulfuro para aclimatar los desnitrificadores autótrofos conviertiendo el sulfuro, nitrato y acetato en el mismo reactor EGSB.

Latinoamérica ha estudiado de manera diversas los reactores anaeróbicos, como es el caso de México, donde Cruz et al., (2016), evaluarón un biorreactor de manto de lodo anaerobio de flujo ascendente (UASB) de 4.4 litros durante un período de 90 días alimentado con vinazas de una empresa de bebidas fermentadas, investigando la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) y la estabilidad del reactor con respecto al factor alfa y potencial de hidrógeno (pH). En conclusión, la eficiencia de la remoción de la DQO fue de 90% manteniendo un sistema de estable de relacion AGV/ alcalinidad de = 0.28 y pH

= 7.1. Por otra parte, en México, León (2017), estudió la evaluación de un biorreactor EGSB para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, encontrando que el lacto suero presenta un agua residual agroindustrial muy contaminante con carga orgánica elevada ~~que contiene~~, ~~por lo anterior se~~ evaluó un biorreactor de tercera generación EGSB a escala de laboratorio para el tratamiento de estas aguas. Además, determinó ~~se conoció~~ el porcentaje de remoción de DQO por medio del seguimiento en tres etapas (arranque, estabilización, estable). Los resultados mostraron que la estabilidad se logró en el día 80 con una eficiencia del 92 % y una concentración de DQO del efluente de 4,039 mg O_2/L.

Así mismo en México, Galicia (2017), ~~estudió~~ la realizó la evaluación de un biorreactor EGSB para el tratamiento de aguas del beneficio húmedo del café. Las características fisicoquímicas del agua objeto de estudio fueron: DQO de 45 955 ± 2 367 mg O_2/L, DBO_5/de 37 944 mg O_2/L, pH de 3.95, N_T de 700 mg/L y P_T de 86 mg/L. Además, el inóculo utilizado fue un complejo microbiano de lodos anaerobios proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa Pepsi S.A, el cual se estandarizó en un biorreactor por lote de 10 L alimentado durante 90 días por el método de eficiencias fijas hasta obtener una remoción >85 % de DQO. Una vez adaptado el inóculo, el biorreactor EGSB se inoculó con el 30 % del volumen útil y se evaluó durante 140 días con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 3, 4, 5, 6 y 7 días, bajo los parámetros de pH, temperatura, DQO y factor de alcalinidad. Finalmente, se obtuvo un porcentaje de remoción máximo de 98 % de la DQO en un TRH de 7 días con una carga orgánica de 2.33 kg DQO/m^3d y una concentración de DQO en el

efluente de 256 mg O_2 /L, cumpliendo con los límites máximos permisibles propuestos por la Organización Mundial de la Salud.

En Chile, Lillo, (2017,) opero un reactor de lecho de lodos expandidos granulares EGSB a escala de labortario con un volumen de 2.2 litros a 35°C para llevar a cabo el proceso de desnitrificación simultánea autótrofa-heterótrofa a partir de agua residual sintética y eliminar las fuentes de nitrógeno, azufre y carbono presentes. El reactor se inoculó con 27.3 g/L de sólidos suspendidos volátiles en una razón 1.8:1 (autótrofos-heterótrofos???), por otra parte, el agua residual sintética estaba compuesta por nitrato de sodio ($NaNO_3$), tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$) y acetato de potasio (CH_3COOK), además, modificaron el caudal de operación para mantener constantes la concentración de los compuestos y modificar la carga orgánica, nitrogenada y azufrada. En conslución afirmaron que la desnitrificación simultanea en el reactor EGSB es un proceso altamente efectivo para remover nitrogemmo, azufre y carbono.

5.1.2 Nacionales

En Colombia se han realizado varios estudios referentes al tratamiento de aguas residuales industriales en diferentes empresas o actividades representando esto la importancia del desarrollo sostenible en sus procesos productivos.

En Medellín, Florez & Posada, (2007) realizarón el diseño conceptual de un reactor de lecho fluidizado anaeróbico a escala laboratorio para el tratamiento de aguas residuales,

comparando las principales características de diferentes reactores, en específico el reactor de lecho fluidizado biológico, considerando variables como las partículas del lodo. Los principales resultados mostraron que las características del soporte inerte para los microorganismos se deben tener en cuenta la rigidez, esfericidad y el comportamiento de las partículas de lodo, puesto que influyen en el diseño del reactor directamente.

Así mismo en Medellín, Pérez & Torres (2008), optimizarón el diseño de un filtro anaerobio a escala real que trata las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca que presentaba bajas eficiciencias de remoción. Inicalmente la evaluación del comportamiento hidrodinámico inicial mostró la presencia de flujo dual (32% flujo pistón – 37% mezcla completa), 20% zonas muertas y ausencia de corto circuitos. Por este motivo, se implementó en el diseño del reactor un falso fondo y tubería perforada para la evacuación del biogas, lo que permitió aumentar la fracción de flujo piston a 44% y reducir las zonas muertas al 15%, facilitando así, aumentar el tiempo de retención hidráulico de 9.6 a 10.2 horas y eficiencias teóricas de remoción de 73% a 78%.

En cuanto otros tipos de tratamiento anaerobios, en Sandoná, Nariño, Cárdenas & Ramos (2009), evaluaron cuatro medios de contacto (concha marina, material sintético, material vitrificado y grava de río) de las aguas mieles residuales de los trapiches artesanales, a escala de laboratorio en sistemas de filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA), para encontrara el lecho de soport mas conveniente en condiciones controladas de temperatura, régimen de flujo y acondicionamiento previo del medio bacteriano. Finalmente, la concha marina

alcanza las mayores remociones de 89.7% y 87.5% para DQO y DBO respectivamente, gracias a su estructura física y composición química, constituyendolo en el medio de contacto mas adecuado para diseñar e implementar filtros anaerobios de lecho dijo.

5.2 Marco conceptual

Aeróbico: En presencia de aire.

Afluente: Líquido que ingresa a un reservorio o a un proceso de tratamiento.

Agua cruda: Afluente sin tratar.

Agua residual doméstica: Residuos líquidos provenientes de viviendas o de edificaciones comerciales o institucionales.

Agua residual industrial: Vertimientos líquidos provenientes de actividades de manufactura o de procesamiento de recursos naturales.

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

ANUBIX ™-T: Un tipo de reactor anaerobio híbrido entre el reactor UASB y los procesos de contacto anaerobio.

Bagazo: El bagazo de caña de azúcar es un material lignocelulósico, obtenido como residuo, en el proceso de molienda de caña (extracción de jugo), y representa aproximadamente el 30% del total de la caña de azúcar de energía.

Balsa: Piscina o fosa.

Biomasa: Materia orgánica originada en un proceso biológico, espontáneo o provocado, utilizable como fuente de energía.

Cachazas: Son los lodos obtenidos del proceso de clarificación de jugo y lo componen las impurezas que acompañan el jugo de caña.

Carga orgánica: Producto de la concentración de DQO o DBO por el caudal.

Carga superficial: Caudal o masa de un parámetro por unidad de área y por unidad de tiempo.

Carga volumétrica: Caudal o masa de un parámetro por unidad de volumen y por unidad de tiempo.

Clarificadores: Son tanques o depósitos de gran tamaño por los que el jugo circula a una velocidad lo suficientemente lenta para que el precipitado producido por la reacción del floculante y la materia inorgánica insoluble se asiente en la parte inferior y pueda ser extraído.

Coagulación: Consiste en el proceso de desestabilización de los coloides por neutralización de sus cargas, dando lugar a la formación de un flóculo o precipitado. La coagulación de las partículas coloidales es el resultado de añadir al agua un producto químico llamado coagulante.

Compostaje: El compostaje es un proceso biológico aeróbico, mediante el cual los microorganismos actúan sobre la materia biodegradable permitiendo obtener un acondicionador de suelos.

Cv: Tasa volumétrica de DQO

DBO_5: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

Decantador Centrifugo: Equipo en el cual se utilizan varias placas paralelas inclinadas para conseguir la máxima superficie de decantación en cualquier espacio de suelo disponible.

Digestor: Contenedor cerrado, hermético e impermeable llamado reactor.

DQO: Demando Química de Oxígeno.

Edad de lodos: Tiempo medio de residencia celular en un reactor o proceso de tratamiento.

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales o Planta de Tratamiento de Agua Residual Industrial (PTARI).

Eficiencia de tratamiento: Relación entre la masa (carga) o concentración removida y la masa (carga) o concentración afluente para un proceso o sistema de tratamiento.

Efluente: Líquido que sale de un reservorio o de un proceso de tratamiento.

Efluente final: Efluente de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR).

Fermentación: La fermentación es un proceso biológico en ausencia de oxígeno originado por la actividad de microorganismos que procesan los hidratos de carbono para obtener como productos finales un alcohol en forma de etanol.

Floculación: La floculación trata la unión entre los flóculos ya formados con el fin de aumentar su volumen y peso de forma que puedan decantar. Consiste en la captación mecánica de las partículas neutralizadas dando lugar a un entramado de sólidos de mayor volumen. De esta forma, se consigne un aumento considerable del tamaño y la densidad de las partículas coaguladas, aumentando por tanto la velocidad de sedimentación de los flóculos.

Reactor: Tanque donde se lleva a cabo una transformación fisicoquímica o biológica de un sustrato.

SST: solidos suspendidos totales

SSV: solidos suspendidos totales

Sedimentación: Proceso en el cual los sólidos suspendidos en el agua se decantan por gravedad.

Sólidos totales: Toda sustancia o material contenida en una muestra de agua excluyendo el agua misma.

Tiempo de retención hidráulico: Tiempo medio teórico que permanecen las partículas de líquido en un proceso de tratamiento.

Vertimiento: Es cualquier descara líquida hecha a un cuerpo de agua o a un alcantarillado.

Vol: volumen

5.3 Marco contextual

La empresa BIOENERGY S.A.S se encuentra localizada en el municipio de Puerto López, departamento del Meta sobre el Km 43 Vía Puerto López – Puerto Gaitán en las coordenadas geográficas N 4° 10’ 42.6” W 72° 36’ 16.5”, con temperatura promedio de 26,5° C.

La empresa se encuentra delimitada (Figura 1) por:

Norte: Vía principal entre Puerto López y Puerto Gaitán.

Sur: Los predios Macachi. Cauchera y la Mansión

Occidente: Los predios Mata Azul, La Rubia y Sonora

Oriente: Los predios La Morenita y Morichales.

Figura 1. Ubicación BIOENERGY S.A.S.

Fuente: Autor.

El proceso industrial de producción de alcohol carburante en BIOENERGY S.A.S se compone de-varias áreas funcionales específicas dentro de la transformación de la caña de azúcar a etanol, energía eléctrica y sus subproductos. A continuación, se describen los diferentes procesos para la producción y procesamiento de alcohol carburante a partir de caña de azúcar.

5.3.1 Molienda

El jugo de caña se extrae por medio de un sistema de molinos, con el fin de recibir la caña desintegrada para poder extraer la mayor cantidad de jugo. El sistema funciona por el desplazamiento del jugo contenido de la caña mediante la presión y rotación, obteniendo un

bagazo final con humedad adecuada para la quema como combustible (biomasa) en las calderas.

5.3.2 Clarificación

Es el proceso mediante el cual se separan los sólidos e impurezas del jugo y adicionarle el floculante, para posteriormente pasar al clarificador donde se separan las impurezas.

5.3.3 Filtración de lodos

Los lodos o impurezas sedimentadas son retirados del clarificador y enviados a la sección de filtración de lodos de recuperación de azucares, obteniendo cachaza. El jugo obtenido de la filtración de lodos retorna al proceso de tratamiento mismo y la cachaza es descargada en las tolvas para su posterior compostaje.

5.3.4 Pre-Evaporación y evaporación

Antes de ingresar al sistema de evaporación el jugo clarificado es calentado hasta 115°C en intercambiadores de calor de tubos y coraza.

5.3.5 Fermentación

Es el proceso biológico efectuado por las levaduras *Saccharomyces cerevislae,* en el cual los azúcares presentes en la mezcla son transformados en etanol y dióxido de carbono (CO_2) principalmente.

5.3.6 Destilación

El alcohol presente en el vino es recuperado por la destilación, proceso por el cual se vale de los diferentes puntos de ebullición de las sustancias volátiles presentes, separando el

alcohol etílico en forma hidratada. Como subproducto de la destilación alcohólica se genera la vinaza, la cual pasa por un tratamiento y después será utilizada como fertilizante orgánico-mineral para suelos.

5.3.7 Deshidratación

El alcohol es calentado, vaporizado y posteriormente sobrecalentado a una temperatura superior a 125°C, alimentando los tamices moleculares donde se realiza la adsorción y desorción de las moléculas de etanol.

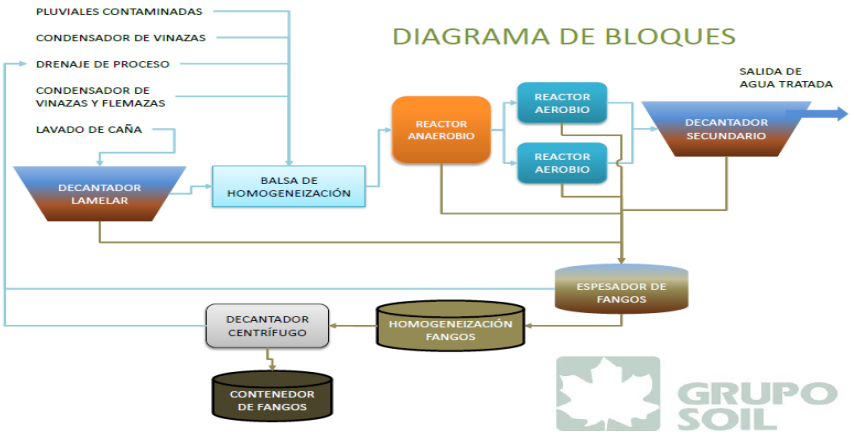
5.3.8 Almacenamiento

El alcohol anhídrido (Etanol) producido es cuantificado a través de medidores de masa en tanques aforados, los cuales poseen sensores de radar para medición de nivel.

5.3.9 Tratamiento de residuos industriales

La planta de tratamiento de agua residual industrial PTARI recibe los efluentes generados por el proceso de producción de etanol, tales como la flemaza de la destilación, el condensado del proceso de los equipos de calentamiento y el lavado de equipos de planta.

Figura 2. Diagrama planta de tratamiento de aguas residuales



Fuente: Manual de operación grupo soil (2015)

En la Figura 2 se representa la Planta de Tratamiento de Agua Residual y a continuación se describen sus etapas.

5.3.9.1 Balsa de homogenización: Su función es homogenizar Las corrientes de efluentes entrantes provenientes de diferentes procesos de la planta caerán a la balsa de homogenización con el fin de amortiguar los parámetros exigidos por el manual de operación a la hora de ingresar al sistema de tratamiento de aguas. Esta pileta de ecualización cuenta con una capacidad total de 3159 m_3, cuenta con un sistema de agitación que asegura la mezcla, por medio de agitadores sumergibles.

Tanque de homogenización: Su función es homogenizar los vertimientos producidos por la fábrica garantizando una alimentación al reactor anaerobio EGSB sin mayor variación de pH, carga orgánica, AGV, conductividad etc. A su vez en esta unidad se realizan las primeras etapas del tratamiento biológico (Hidrolisis, acidogenesis y acetogenesis), A su vez posee un sistema de mezcla por medio de una bomba centrifuga, la cual tiene que estar prendida las 24 horas del día y su capacidad es de $70m^3$.

Tanque de neutralización: Neutraliza el agua proveniente del tanque de homogenización por lo general los pH son bajos entre 3.5 – 4alli se mezcla con el agua de recirculación proveniente del reactor anaerobio y se ajusta el pH con soda caustica, tiene una capacidad de $88m^3$.

Bombeo del reactor: La función de esta unidad es alimentar el reactor caudal constante,

5.3.9.2 Reactor anaerobio EGSB: Realiza la remoción de materia orgánica presente en el agua residual, convirtiéndola en metano, dióxido de carbono y microorganismos, este proceso ocurre en Ausencio de oxígeno y es realizado por bacterias acetogenicas y metanogenicas, el agua residual ingresa por el fondo del reactor a travez de un distribuidor que se encarga de repartir el agua uniforme en toda el área, para garantizar que haya un buen contacto con el lodo anaerobio. Tiene una capacidad de 1770 m^3, una altura de 15m y un diámetro de 13m. (manual de operación puesta en marcha, 2104)

5.3.9.3 Reactores Aerobios: Es el encargado de remover la materia organica resultante del sistema anaerobio, donde las baterías y microorganismos son mezclados con el agua residual en presencia de oxigeno el cual es suministrado por dos sopladores a travez de unos difusores de aire, esta diseñado para soportar una carga de 5000 Kg/día, su capacitad total es 7000m^3 .

Clarificador secundario: Su Función es decantar y recircular los lodos a los reactores aerobios.

El decantador secundario tiene como función separar por diferencia de peso el lodo del agua, el lodo se decanta y por medio de las bombas es retornado a los reactores aerobios, cuando se tiene exceso de lodo se toma la decisión de realizar una purga de lodo el cual va dirigido al espesador de fangos, el agua clarificada pasa por medio de rebose a la arqueta de agua tratada. Su capacidad total es de 1520 m^3 .

5.3.9.4 Arqueta de agua tratada: Entra el agua proveniente del clarificador secundario y se le adiciona cloro.

5.3.9.5 Arqueta de agua hacia campo: Es el proceso final, el agua proveniente de arqueta de agua tratada se le adicionan unas purgas con el fin de cumplir a cabalidad con los parámetros exigidos por la resolución 1207, las purgas son provenientes de las torres de enfriamiento de la empresa. Las purgas son aproximadamente de 750 m^3/día

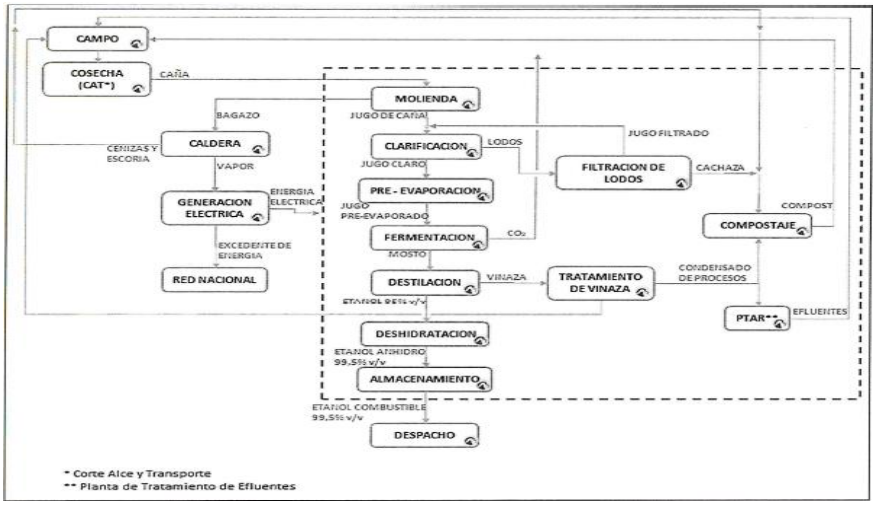
5.3.9.6 Reservorios: Tienen una capacidad 30.000 m^3 fueron creados con el fin de enviar todo efluente que este por fuera de las ventanas operativas que exige el sistema de recolección para entrar a la pileta de ecualización.

5.3.10 Generación de energía eléctrica

El vapor producido en la caldera es enviado a un equipo que convierte la energía térmica en energía eléctrica, suficiente para suplir las necesidades de la planta industrial y exportar el excedente para la red nacional.

Finalmente, el proceso permite la generación de la energía eléctrica a partir de la quema del bagazo y algunos subproductos tales como: Vinaza concentrada, alcoholes secundarios, cenizas, cachaza y dióxido de carbono. En la Figura 3 se representa el diagrama del proceso productivo

Figura 3. Proceso productivo.



Fuente: Bioenergy S.A.S (2015)

5.4 Marco legal

5.4.1 Internacional

La Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 1996) establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Se resalta la importancia de los valores y límites máximos permisibles de contaminantes, fijando los parámetros como temperatura, sólidos sedimentables, suspendidos, DBO, DQO, nitrógeno y fósforo.

Tabla 1. Límites Máximos Permisibles OMS.

Parámetros	Límites Máximos Permisibles
Temperatura (°C)	20
pH	6.5-8.5
DBO_5 (mgO_2/L)	100
DQO (mgO_2/L)	300
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	200
Fósforo (mg/L)	5
Nitratos (mg/L)	5

Fuente: Organización Mundial de la Salud. (2016)

Según (OMS, 2016) Se observa en la Tabla 1 los parámetros y los límites máximos permisibles de descarga de efluentes tratados que establece la Organización Mundial de la Salud.

5.4.2 Nacional

Con respecto al marco legal colombiano se establecen políticas y directrices específicas mediante layes, decretos y resoluciones necesarias para el cumplimiento del actual propósito. Hay que mencionar, además que el ente gubernamental nacional lo rige la Constitución Política Colombiana de 1991 realzando a las políticas de conservación de os recursos naturales y el ambiente, mediante la promulgación del Derecho a un ambiente sano y al desarrollo sostenible. Se debe agregar que, en el título II sobre los derechos y deberes

expuestos en el capítulo tres en cuanto al derecho colectivo y del ambiente se establecen los artículos 79 y 80 en el cual se proclama no sólo los derechos si no, también los deberes del estado y de las personas de proteger la diversidad e integridad de los recursos naturales, el ambiente y velar por su conservación.

Ley 23 de 1973, por la cual se conceden facultades extraordinarias al Presidente de la República para expedir el Código de Recursos Naturales y protección al medio ambiente y se dictan otras disposiciones. (Congreso República, Código de Recursos Naturales y de Protección al Medio Ambiente, 1973).

Ley 09 de 1979, Código Sanitario Nacional, donde se establecen los procedimientos y medidas para legislar, regular y controlar las descargas de los residuos y materiales. Así como el control sanitario de los usos de agua en cuanto a consumo humano, doméstico, preservación de flora y fauna, agrícola y pecuario, recreativo, industrial y transporte. Así mismo, el artículo 16 que trata del ordenamiento urbano deberán tener en cuenta para zonas industriales, los siguientes aspectos: incidencias de las descargas de los residuos industriales en alcantarillado municipal, grados de tratamiento requerido de acuerdo con los residuos industriales generados, posibilidad de construcción de sistemas de tratamiento y de alcantarillado para aguas residuales y lluvias., entre otras. (Congreso República, Código Sanitario Nacional, 1973).

Decreto 2811 de 1974 por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente cuenta con 340 artículos. Sus seis primeros artículos contienen aspectos generales, definen el ambiente como patrimonio común, señala el objeto de la regulación y ámbito de aplicación normativa, y señala que la ejecución de la política ambiental será una función del Gobierno Nacional. (MADS, Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente, 2014).

Decreto 1594 de 1984 derogado por el art. 79, Decreto Nacional 3930 de 2010, salvo los arts. 20 y 21. Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 09 de 1979, asícomo el Capítulo II del Título VI - Parte III - Libro II y el Título III de la Parte III Libro I del Decreto 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. (Congreso República, Uso del agua y residuos líquidos , 1984).

Según la ley 693 de 2001 por la cual se dictan normas sobre el uso de alcoholes carburantes, se crean estímulos para su producción, comercialización y consumo, y se dictan otras disposiciones. A partir de la vigencia de esta ley las gasolinas que se utilicen en el país en los centros urbanos de más de 500.000 habitantes tendrán que contener componentes oxigenados tales como alcoholes carburantes, en la cantidad y calidad que establezca el Ministerio de Minas y Energía, de acuerdo con la reglamentación sobre control de emisiones derivadas del uso de estos combustibles y los requerimientos de saneamiento ambiental que establezca el Ministerio del Medio Ambiente para cada región del país. Además, el combustible diésel o (aceite carburante para motores – ACPM), podrá contener como

componente oxigenante Etanol carburante en la cantidad y calidad que establezca el Ministerio de Minas y Energía, de acuerdo con la reglamentación sobre control de emisiones derivadas del uso de este combustible y los requerimientos de saneamiento ambiental que para cada región del país establezca el Ministerio del Medio Ambiente.

Ley 939 de 2004 por medio de la cual se subsanan los vicios de procedimiento en que incurrió en el trámite de la Ley 818 de 2003 y se estimula la producción y comercialización de biocombustibles de origen vegetal o animal para uso en Motores Diesel y se dictan otras disposiciones. Que en el artículo 6 que para efectos de interpretar y aplicar la presente ley se entiende por Biocombustibles de origen vegetal o animal para uso en motores Diesel aquel combustible líquido o gaseoso que ha sido obtenido de un vegetal o animal que se puede emplear en procesos de combustión y que cumplan con las definiciones y las normas de calidad establecidas por la autoridad competente, destinados a ser sustituto parcial o total del ACPM utilizado en motores Diesel. A continuación, se pueden considerarse biocombustibles para motores Diesel: Bioetanol el cual es Etanol producido a partir de biomasa y/o de residuos biodegradables para ser utilizados como biocombustibles, Biodiesel se obtiene a partir de Metil/Etil éster producido por aceite vegetal o animal de la calidad de un Diésel, Biometanol metanol producido a partir de biomasa, Biodimetileter, Biocombustibles sintéticos, Biohidrógeno, Aceites Vegetales Puros. Además, que en el artículo 7 de la presente ley el combustible Diesel que se utilice en el país podrá contener biocombustibles de origen vegetal o animal para uso en motores Diesel en las calidades que establezcan el Ministerio de Minas y Energía y el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

Decreto 1287 del 2014 por el cual se establecen los criterios para el uso de biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales; Los biosólidos que cumplan con lo establecido en el presente decreto podrán ser almacenados hasta por un período máximo de seis (6) meses, en condiciones que garanticen el control de las emisiones de gases, manejo de lixiviados y el control a la proliferación de vectores. El sitio de almacenamiento deberá contar con un sistema de gestión de aguas residuales.

Resolución 1207 de 2014 donde se adoptan las disposiciones relacionadas con el uso de aguas residuales tratadas y no aplica para su empleo como fertilizante o acondicionador de suelos. Considerando proteger las riquezas naturales de la Nación y planificar el uso y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su conservación, restauración y uso sostenible. Así mismo, que el uso eficiente del agua es fundamental para la conservación del recurso hídrico, y es básico para el desarrollo sostenible. De los usos establecidos para agua residual tratada se podrán utilizar en los siguientes usos: Uso agrícola para el riego de cultivos de pastos, obtención de biocombustibles (biodiesel y alcohol carburante) cultivos forestales de madera, fibras y otros no comestibles. Para uso Industrial en actividades de: intercambio de calor en torres de enfriamiento y en calderas, descarga de aparatos sanitarios, limpieza mecánica de vías, riego de vías para el control de material particulado y sistemas de redes contraincendios. (MADS, 2014)

Decreto 901 de 1997 del Ministerio de Medio Ambiente, el cual establece las tasas retributivas por vertimiento líquidos puntuales a cuerpos de agua. Reglamenta el vertimiento para DBO y SST.

Decreto 3930 de 2010 del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II del Decreto-ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones.

Resolución 0631 del 17 de Marzo de 2015 donde se establen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistema de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Así mismo, se establecen los prametros objeto de anaisis y reporte por parte de las actividades industriales, comerciales o servicios de conformidad con el articulo 18. En la Tabla 2. se relacionan los parametros fisicoquimicos y sus valores limites maximos permisibles en vertimienntos puntuales de aguas residuales no domesticas (ARnD), provenientes de las actividades agroindustriales (MADS, Resolución 0631de 2015, 2015).

PARÁMETRO	UNIDADES	PROCESOS POSCOSECHA DE PLÁTANO Y BANANO	PRODUCCIÓN DE AZÚCAR Y DERIVADOS A PARTIR DE CAÑA DE AZÚCAR	EXTRACCIÓN DE ACEITES DE ORIGEN VEGETAL
Generales				
pH	Unidades de pH	6,00 a 9,00	6,00 a 9,00	6,00 a 9,00
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L O2	200,00	900,00	1.500,00
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L O2	50,00	500,00	600,00
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	100,00	200,00	400,00
Sólidos Sedimentables (SSED)	mL/L	5,00	2,00	2,00
Grasas y Aceites	mg/L	10,00	20,00	20,00
Compuestos Semivolátiles Fenólicos	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Hidrocarburos				
Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L	10,00	10,00	
Compuestos de Fósforo				
Ortofosfatos (P-PO43-)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	
			AZUCAR	
Fósforo Total (P)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Compuestos de Nitrógeno				
Nitratos (N-NO3-)	mg/L		Análisis y Reporte	Análisis y Reporte

Nitritos (N-NO2-)	mg/L		Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Nitrógeno Amoniacal (N-NH3)	mg/L		Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Nitrógeno Total (N)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Iones				
Cloruros (Cl-)	mg/L	600,00	500,00	
Sulfatos (SO42-)	mg/L	500,00	500,00	
Metales y Metaloides				
Arsénico (As)	mg/L	0,50	0,50	
Cadmio (Cd)	mg/L	0,05	0,05	
Cinc (Zn)	mg/L			
Cobre (Cu)	mg/L			
Cromo (Cr)	mg/L			
Mercurio (Hg)	mg/L			
Níquel (Ni)	mg/L	0,50	0,50	
Plomo (Pb)	mg/L	0,20	0,20	
Otros parámetros para análisis y reporte				
Acidez Total	mg/L CaCO3	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Alcalinidad Total	mg/L CaCO3	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Dureza Cálcica	mg/L CaCO3	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Dureza Total	mg/L CaCO3	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Color Real (Medidas de absorbancia a las siguientes longitudes de onda: 436 nm, 525 nm y 620 nm).	m-1	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte

-

Fuente: MADS, Resolución 0631de 2015, 2015

Resolución 1207 de 2014 por la cual se adoptan las disposiciones relacionadas con el uso de aguas residuales tratadas. Considerando proteger las riquezas naturales de la Nación y planificar el uso y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su conservación, restauración y uso sostenible. Así mismo, que el uso eficiente del agua es fundamental para la conservación del recurso hídrico, y es básico para el desarrollo sostenible. (MADS, 2014)

5.5 Marco teórico

5.5.1 Contaminación del agua.

La contaminación del agua es producida por la modificación artificial del recurso hídrico tras ser utilizadas en las diferentes actividades humanas e industriales, como se muestra en la Figura 4. Después de la utilización del recurso este se desecha como producto de las actividades domésticas e industriales es por esta razón que esta definición aplica porque afecta los ecosistemas y produce riesgos en la salud humana. Los seres humanos modernos han destruido la tierra y abusado de su capacidad para recibir, almacenar y absorber el agua. La deforestación, la minería, el pastoreo, los monocultivos, entre otras, han destruido la capacidad de las cuencas para retenerla generando detrimento en los recursos disponibles (Albert, 1997)

Figura 4. Fuentes de contaminación.

Fuente: Strande, L. (2016). Aguas residuales.

Así mismo, la OMS establece que el incremento de la población mundial, la rápida urbanización, la creciente escasez de recursos hídricos de calidad y el aumento de los precios de los fertilizantes explican el uso cada vez mayor de aguas residuales, aguas grises y excrementos en la agricultura y la acuicultura.

5.5.2 Aguas residuales

Se denominan aguas residuales a aquellas que resultan del uso doméstico o industrial del agua. Se les llama también aguas residuales, aguas negras o aguas cloacales. Son residuales pues, habiendo sido usada constituyen un residuo algo que no sirve para el usuario directo, además son negras por el color que habitualmente tienen producto de la mezcla de las fuentes como baños, lavamos, regadera, cocina. Algunos autores hacen una diferencia entre aguas servidas y aguas residuales en el sentido que las primeras solo provendrían del uso doméstico y las segundas corresponderían a la mezcla de aguas domésticas e industriales. Así mismo, las aguas residuales pueden ser definidas como el caudal proveniente de los sistemas de abastecimiento (ciudad, región, comunidad, entre otras), después de haber sido usada en diferentes actividades domésticas, industriales y comunitarias, siendo conducidas por la red de alcantarillado hasta el punto de recolección de estas, dichas aguas representan un peligro y se les debe hacer los tratamientos específicos porque contienen gran cantidad de sustancias y/o microorganismos que poseen un gran potencial contaminante para poder ser vertidas o reutilizadas. Por otra parte, las aguas residuales varían en sus características físico – químicas

dependiendo de la actividad que las genere, comúnmente se pueden clasificar en aguas residuales domésticas, industriales.

5.5.3 Tratamiento biológico

Los objetivos para el tratamiento biológico son tres: reducir el contenido de materia orgánica de las aguas, reducir su contenido de nutrientes y eliminar los agentes patógenos y parásitos presentes en las aguas residuales. Según Haandel & Lettinga (1994), el objetivo del tratamiento de estas aguas es proteger la salud y promover el bienestar de los individuos de una sociedad, es necesario concientizar al usuario de agua potable que de una forma u otra las aguas contaminadas con y sin tratamiento son integradas de nuevo al ciclo hídrico por lo que repercuten directamente en el medio ambiente. Por otra parte, el mecanismo más importante para la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual es el metabolismo bacteriano, el cual consiste en emplear bacterias que degradan la materia orgánica como fuente de energía y carbono para generar biomasa. Cuando la materia orgánica es metabolizada, parte de ella es trasformada químicamente a productos finales, en un proceso que es acompañado por la liberación de energía llamado “Catabolismo”.

Para (Nodal, 2001) un tratamiento biológico se puede definir como aquel proceso mediante el cual los microorganismos proliferan y desarrollan a partir de la materia orgánica presente en las aguas residuales, transformándola por tanto en un sólido sedimentable de naturaleza biológica que se separa del agua en un clarificador o separador sólido líquido. En la Tabla 3 se muestran procesos de tratamientos biológicos.

Tabla 2. Procesos de tratamientos biológicos.

TIPO	PROCESO	OBJETIVO DE TRATAMIENTO
Aerobio	Lodos Activados	Degradación de DBO y nitrificación
	Lagunas Aireadas	Degradación de DBO y nitrificación
	Digestión Aerobia	Degradación de DBO y estabilización
	Filtros percoladores	Degradación de DBO y nitrificación
	Reactores de lecho fijo	Degradación de DBO y nitrificación
Anaerobio	Digestión Anaerobia	Degradación de DBO y estabilización
	Lagunas Anaerobias	Degradación de DBO y estabilización
	UASB	Degradación de DBO y SS
	Filtro Anaerobio	Degradación de DBO y estabilización
	Lecho Fluidizado	Degradación de DBO y estabilización

Fuente: Florez, D., & Posada, J. (2007).

Según (Valencia & Ramírez, 2009) el tratamiento de las aguas residuales es remover los contaminantes que afectan al medio ambiente y ecosistemas antes que lleguen a los suelos, ríos, lagos y posteriormente a los mares impactándolos en gran medida.

Los tratamientos biológicos son un tipo de tratamiento convencional secundario (Chávez, 2010) constituye una serie de procesos en los que se utilizan microorganismos para la depuración de materia orgánica biodegradable mediante la actividad metabólica de los mismos sobre la materia, además de eliminar la materia orgánica biodegradable, también es posible la eliminación de compuestos que contienen elementos, nutrientes como el nitrógeno y el fósforo.

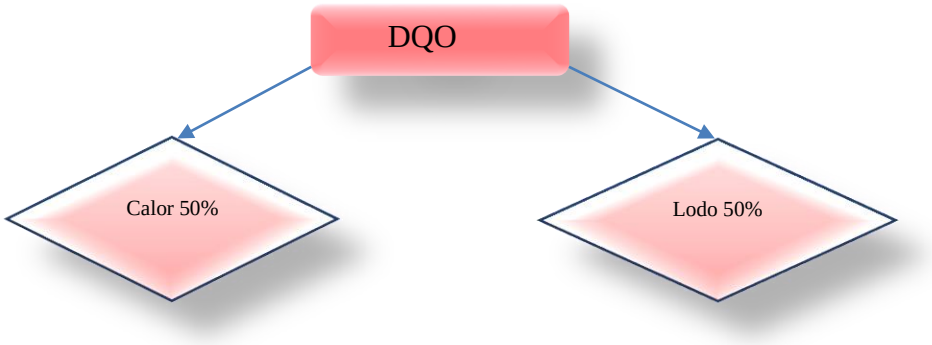
No obstante, para (Lorenzo & Obaya, 2005) los tratamientos aerobios y anaerobios constituyen las dos grandes alternativas de depuración biológica de aguas residuales y

residuos orgánicos fermentables. Sin embargo, el hecho de no necesitar aireación y la generación de biogás, que se puede utilizar en la misma planta con finalidades energéticas, hacen que la digestión anaerobia resulte mucho más favorable económicamente, permitiendo en muchos casos la autonomía o autosuficiencia de las plantas de tratamiento.

5.5.4 Digestión Aerobia

En este tipo de tratamiento se llevan a cabo procesos catabólicos oxidativos. Como el catabolismo oxidativo requiere la presencia de un oxidante de la materia orgánica y normalmente este no está presente en las aguas residuales, se requiere introducirlas artificialmente. Este tipo de tratamiento requiere la presencia de oxígeno para efecto de la descomposición de la materia orgánica; es decir, el agua es aireada con aire comprimido, incluso en algunos casos se realiza solamente con oxígeno (Matte, 2015). En la Figura 5 se muestra el balance aerobio de la materia orgánica.

Figura 5. Balance aerobio de la materia orgánica.



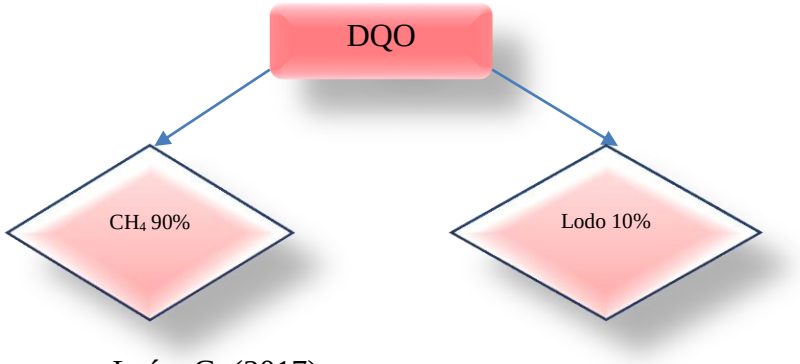
Fuente: León, G. (2017).

5.5.5 Digestión Anaerobia

El proceso de digestión anaerobia consiste en la degradación de la materia orgánica por parte de microorganismos en ausencia de oxígeno molecular. En ella se obtiene como subproducto el denominado biogás que se compone de un 70% de metano y un 30% de una mezcla de dióxido de carbono y otros compuestos como nitrógeno, hidrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno, los cuales son responsables de los malos olores generados durante la digestión. (Moreno, 1996) Dicho proceso se caracteriza por un conjunto de reacciones asociadas al metabolismo de numerosas especies de microorganismos, que son los intermediarios necesarios para transformar la materia orgánica en sustratos simples fermentables por las bacterias metanogénicas.

La Digestión Anaerobia es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El proceso se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y de CO_2 (Figura 6) en ausencia de oxígeno y con la interacción de diferentes poblaciones bacterianas, es un proceso que se produce en ambientes naturales como los pantanos, en zonas anegadas para el cultivo de arroz, en los sedimentos de lagos y mares, en las zonas anóxicas del suelo, en fuentes de aguas termales sulfurosas y en el tracto digestivo de los rumiantes.

Figura 6. Balance anaerobio de la materia orgánica.



Fuente: León, G. (2017).

No obstante, en la Tabla 4 se presentan algunas ventajas y desventajas que tiene el tratamiento anaerobio.

Tabla 3. Ventajas y desventajas.

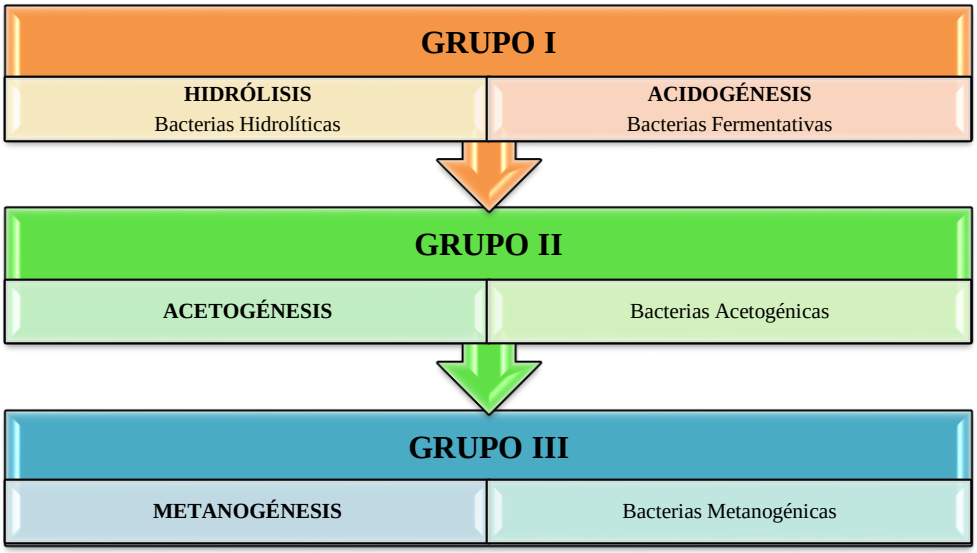
VENTAJAS	DESVENTAJAS
Es un proceso simple y sencillo de Operar.	Emisión de olores desagradables (H_2S).
Constituye una fuente de energía Alternativa (CH4).	Lento proceso de arranque y largos periodos de estabilización.
Permite la aplicación de elevadas cargas orgánicas (superiores a 30 kg DQO/m^3.d).	Sensibilidad a bajas temperaturas, al cambio brusco de pH y a la presencia de oxígeno disuelto
Instalaciones compactas que demandan poco espacio.	Calidad de efluentes inferiores a los procesos aeróbicos.
Aplicable en pequeña, mediana y gran escala, para residuos industriales y domésticos.	La agresividad de algunos subproductos que demandan atención en la protección de las estructuras (corrosión)

Fuente: Mass**, K., & Medrano, Y. (2013)**.

5.5.6 Bases microbiológicas del proceso anaerobio

De acuerdo con Lorenzo & Obaya (2005), el proceso de degradación anaerobia se lleva a cabo en ausencia de oxígeno. Un gran número de microorganismos que trabajan en serie o en serie-paralelo, degradan la materia orgánica en sucesivas etapas el enfoque más novedoso lo constituye el de las cuatro etapas o niveles tróficos hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. A continuación, se describe cada una de las etapas anteriormente mencionadas. La digestión anaerobia involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro fases de transformación (Figura 7).

Figura 7. Grupos tróficos y fases de transformación.

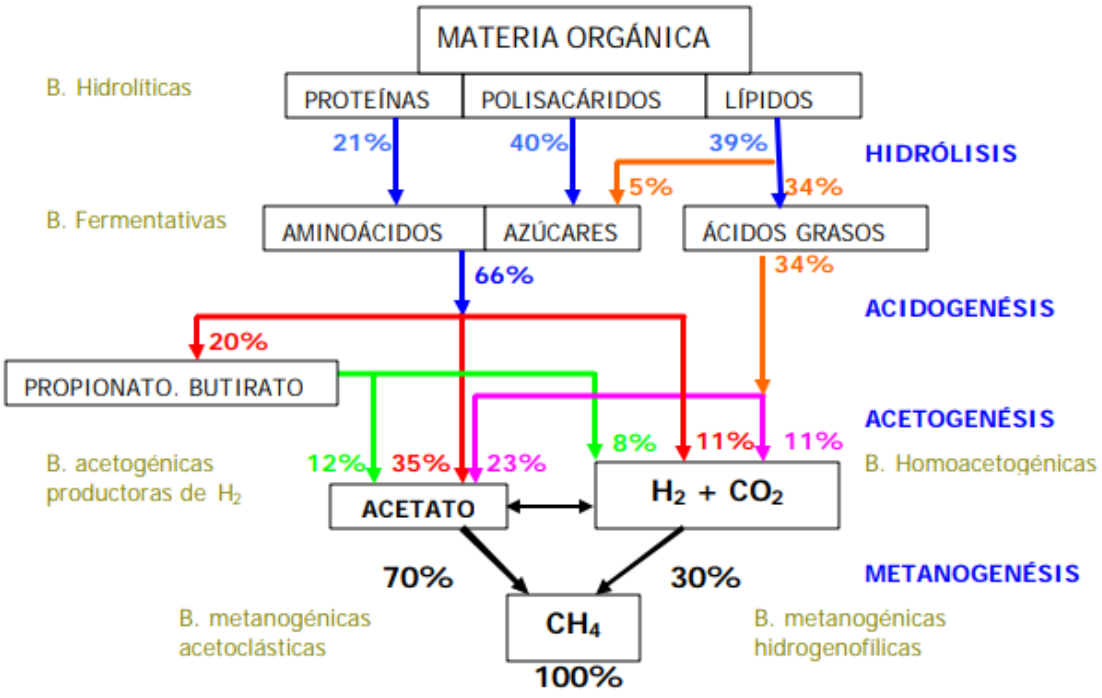


Fuente: Autor.

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias del Grupo I. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los

ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular; posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como el ácido acético, fórmico, propiónico y butírico, así compuestos reducidos como el etanol, además de H_2 y CO_2. Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como "bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno". Finalmente, las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y CO_2, o reducen el CO_2 a metano (Figura 8). Estas Transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico las cuales pueden ser usados como sustratos del grupo metanogénico (Díaz, Espitia, & Molina, 2002).

Figura 8. Fases de digestión anaerobia.



Fuente: Madigan, 1997. Modificado por Rodríguez et al. (2016) .

Se debe tener en cuenta dos procesos importantes que ocurren durante la digestión anaerobia de la materia orgánica. En la Figura 8 se observa que cerca del 30% de la materia orgánica afluente es convertida a metano por vía hidrogenofílica, por tanto, para obtener una óptima remoción de materia orgánica se hace necesario un sistema anaerobio, en el que se desarrolle eficientemente la metanogénesis acetoclástica.

Por otra parte, la fermentación ácida tiende a disminuir el pH debido a la producción de Ácidos Grasos Volátiles (AGVs) y otros productos intermedios, mientras la metanogénesis solo se desarrolla cuando el pH está cercano a neutro. Por lo tanto, si por alguna razón la tasa de remoción de AGVs a través de la metanogénesis no acompaña a la tasa de producción de

AGVs, puede surgir una situación de inestabilidad: baja significativamente el pH del sistema, causando la inhibición de las bacterias metanogénicas. Esta “Acidificación” del sistema es una de las principales causas de falla operacional en los reactores anaerobios. Lo anterior puede ser evitado cuando se garantiza un equilibrio entre la fermentación ácida y la fermentación metanogénica, a través de mantener una alta capacidad metanogénica y una buena capacidad buffer en el sistema (Haandel & Lettinga, 1994).

5.6.6.1 Grupo I. Bacterias Hidrolíticas-Fermentativas

En esta etapa los compuestos orgánicos son solubilizado por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas que actúan en el exterior celular por lo que se consideran exoenzimas. Estas bacterias llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis las cuales son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia Enterobacteriaceae, además los géneros Bacillus, Peptostreptococcus, Propionibacterium, Bacteroides, Micrococcus y Clostridium. La hidrólisis es, por tanto, la conversión de los polímeros en sus respectivos monómeros.

- **Hidrólisis o licuefacción.**

En esta primera etapa se da una degradación de los compuestos orgánicos complejos como lípidos, proteínas y compuestos inorgánicos, estos son despolimerizados por la acción de enzimas hidrolíticas en moléculas solubles y fácilmente degradables como ácidos grasos, aminoácidos, monosacáridos y compuestos inorgánicos. Estas nuevas moléculas al ser más

simples se solubilizan más fácilmente en el medio. Los microorganismos encargados de esto son las bacterias hidrolíticas-acidogénicas. Así mismo, esta etapa debe tener en cuenta ciertos factores para no afectar el proceso como: temperatura, tiempo de residencia del sustrato, tamaño de partículas, pH y concentración de los productos finales de la hidrólisis (Lobo, 2005).

- **Acidogénesis**

Se le conoce también como acidogénesis intermediaria en la cual los productos correspondientes son convertidos en ácido acético, hidrógeno y CO_2. Así mismo, en esta etapa los compuestos orgánicos solubles que comprenden los productos de la hidrólisis son convertidos principalmente en ácidos orgánicos tales como acético, propiónico y butírico. En esta etapa los productos solubles resultantes de la hidrólisis son convertidos en compuestos orgánicos simples con el auxilio de endoenzimas en el interior de las células bacterianas. Los productos fermentados son excretados por las células, entre ellos ácido propiónico, butírico, iso-butírico, valérico, acético, alcoholes, ácido láctico, dióxido de carbono e hidrógeno (Arango & Sanchez, 2009).

5.6.6.2 Grupo II. Bacterias acetogénicas

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, esta oxidación es llevada a cabo por un grupo denominado “organismos acetógenos productores obligados de

hidrógeno (OHPA)", mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de H_2 (metanógenos hidrogenofilicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrogeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de H_2 a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno.

- **Acetogénesis.**

Esta etapa se le conoce también como acidogénesis intermediaria en la cual los productos correspondientes son convertidos en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. En esta etapa los microorganismos anaerobios han degradado la mayor parte de la biomasa, al menos el 50 % de la DQO biodegradable se convierte en propionato y butirato, los cuales son posteriormente descompuestos en acetato e hidrógeno mediante la acción de las bacterias acetogénicas (Lobo, 2005). Por otra parte, dentro del grupo de acetógenos existe un grupo de bacterias conocidas como "bacterias homoacetogénicas" las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el CO2, como aceptor final de electrones, produciendo acetato como producto único de la fermentación anaerobia.

5.6.6.3 Grupo III. Bacterias metanogénicas

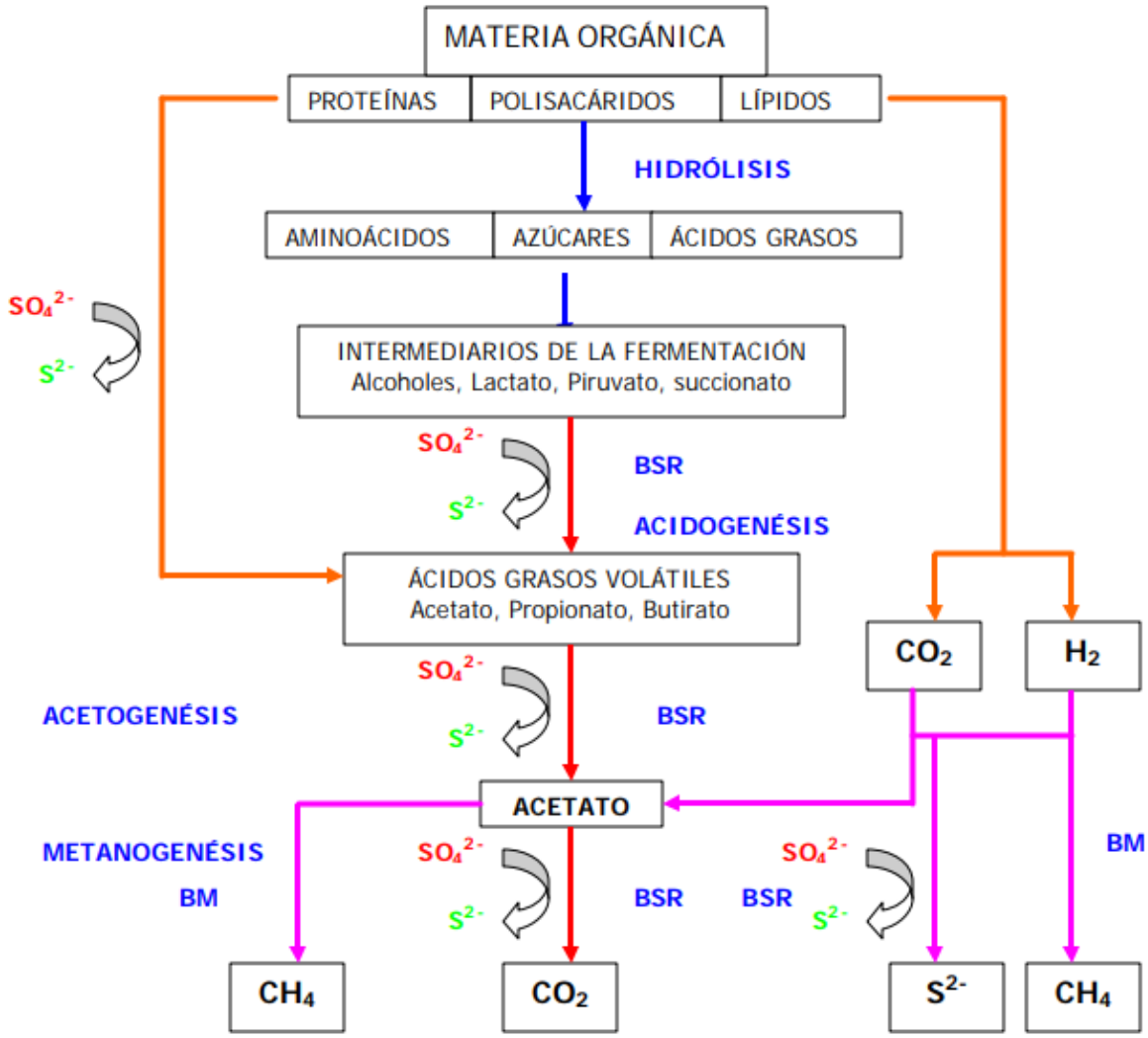
Esta etapa se lleva a cabo por un grupo de organismos conocidos como metanógenas. Son los organismos clave en la producción de metano y sin ellas la degradación completa de la materia orgánica no se llevaría a cabo. La metanogénesis es considerada como la etapa más lenta del proceso de degradación anaerobia. Por otro lado, las arqueas que intervienen en esta etapa prefieren rangos neutros de pH, con un rango óptimo aceptado de aproximadamente 6.5 a 8.2 de pH, son muy sensibles a las condiciones del ambiente cuando en este no existen las condiciones necesarias para que se produzca un efecto amortiguador ante la acidificación causada por las bacterias acidogénicas y acetógenas. Condiciones por debajo o arriba del intervalo de pH establecido reflejan un decremento abrupto de la tasa de producción de metano. (Reyes, 2009)

- ***Metanogénesis***

En esta etapa metabólica el CH4 es producido a partir del ácido acético o de mezclas de H2 y CO_2, pudiendo formarse también a partir de otros sustratos tales como ácido fórmico y metanol. El rol de las bacterias metanogénicas se define por el tipo de sustrato disponible.

En la Figura 9 se representa en que se diferencian las principales etapas metabólicas que ocurren en los procesos de digestión anaerobia, así mismo, las bacterias sulfato reductoras (BSR) se distribuyen en ambientes acuáticos y terrestres, cumplen un papel importante en cuanto a la reducción de materias orgánicas, especialmente en la remoción de sulfatos, utilizando vías metabólicas como la fermentativa y la otra oxidativa.

Figura 9. Esquema del proceso de digestión anaerobia



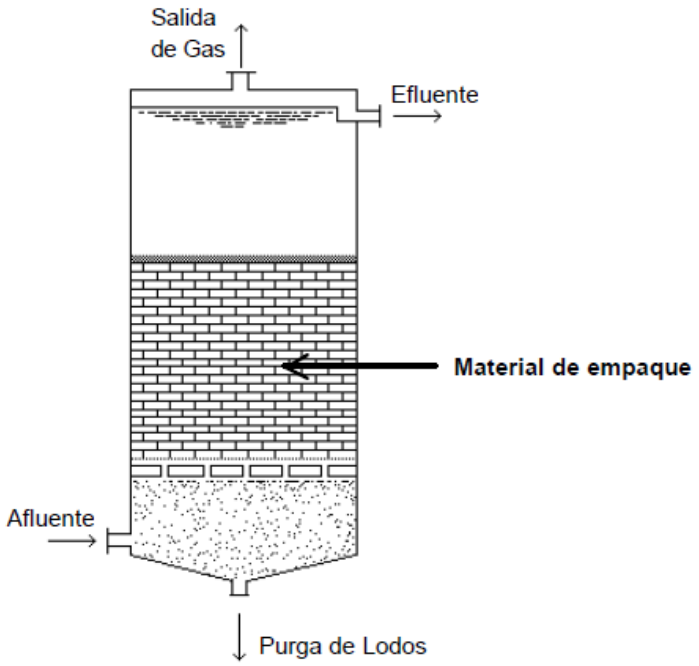
Fuente: Gibson (1990) modificado por Rodríguez et al. (2016

5.5.7 Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA)

Según (Lobo, 2005) este tipo de tratamiento fue desarrollado por Young y McCarty en el año 1969, no tiene diferencia con los RAFA en cuanto a procesos se refiere. La principal diferencia entre ambos reactores consiste en la forma de retener la biomasa dentro. Este FAFA se caracteriza por la presencia de un material de empaque, en donde la materia orgánica es estabilizada por la acción de microorganismos que se encuentran retenidos. La biomasa es retenida dentro del sistema mediante tres formas: por medio de su adhesión en

forma de biopelícula al soporte, en forma de biopelícula en los intersticios del soporte y en forma de flóculos retenidos bajo el material soporte. A continuación, en la Figura 10 se observa el filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA)

Figura 10. Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente.



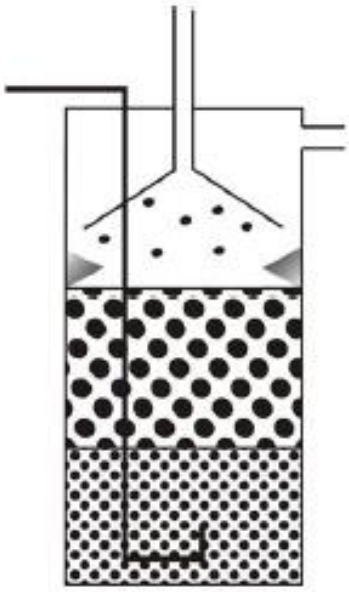
Fuente: Lobo, K. (2005)

Durante los procesos, los compuestos orgánicos solubles que tiene el afluente entran a contacto con la biomasa, difundiéndose a través de las biopelículas o de lodo y degradándose, principalmente en metano y dióxido de carbono. Por otra parte, el material de soporte utilizado para que la actividad metanogénica se desarrolle, se recomienda la utilización de piedra pómez, piedra lava, bambú, pedazos de llanta, polietileno entre otros. Este tipo de material se escoge en función de la disponibilidad y el costo.

5.5.8 Reactor anaerobio U. A. S. B.

Para Lettinga et al. (1980), un reactor U. A. S. B. se define como Upflow Anaerobic Sludge Blanquet o Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (Figura 11). Esta tecnología proveniente de Bélgica y Holanda es aplicada especialmente al tratamiento de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica. Así mismo, para Caicedo (2006), la operación de los reactores UASB se basa en la actividad autorregulada de diferentes grupos de bacterias que degradan la materia orgánica y se desarrollan en forma interactiva, formando un lodo o barro biológicamente activo en el reactor. Dichos grupos bacterianos establecen entre sí relaciones simbióticas de alta eficiencia metabólica bajo la forma de gránulos cuya densidad les permite sedimentar en el digestor. La biomasa permanece en el reactor sin necesidad de soporte adicional. Una de las ventajas del tratamiento anaeróbico sobre el tratamiento aeróbico es la producción de gas metano como fuente energética y la baja producción de lodo biológico.

Figura 11. Reactor U.A.S.B.



Fuente: Lettinga et al. (1980) **.**

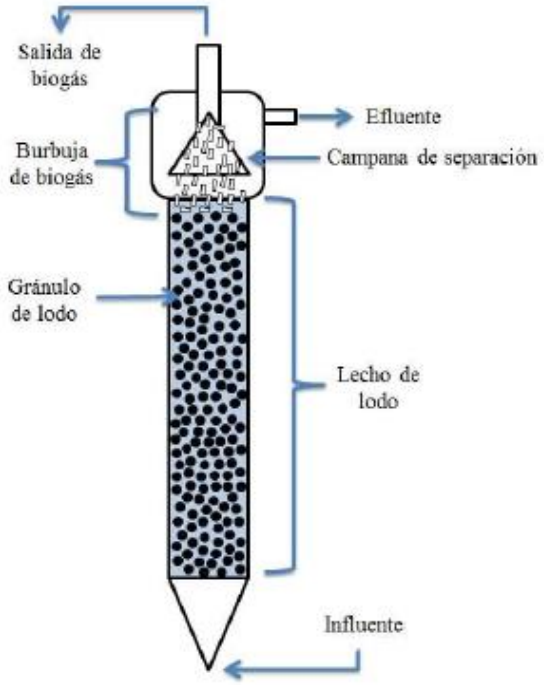
El tratamiento de aguas residuales con reactores tipo U. A. S. B. es el más difundido en América Latina desde 1988. Estos reactores reemplazaron de cierta forma en las plantas de tratamiento aerobio a los sedimentadores primarios, sedimentadores secundarios, biodigestores para el tratamiento de lodos y gran parte de los sistemas de lodos activados, pues logran eficiencias de remoción comprendidas entre el 60 y 80% de la DQO y la DBO en función de la concentración inicial del agua residual. Los U. A. S. B. funcionan como tratamiento primario, tratamiento secundario, pero no llegan a eficiencias de remoción superiores al 82%. Para lograrlo, deben ser complementados por sistemas aerobios tradicionales como lodos activados, filtros percoladores o lagunas.

5.5.9 Biorreactor EGSB

El biorreactor anaerobio de lecho de lodo granular expandido (Expanded Granular Sludge Bed) (Figura 12) es un biorreactor de biopelícula que requiere un soporte en el cual la biomasa se fija y desarrolla, obteniéndose altas concentraciones de ésta, así como el mejoramiento de la producción de metano. Con este tipo de biorreactores se pretende mejorar la transferencia de masa utilizando partículas pequeñas como medio de soporte. Se prefiere que estas partículas tengan relaciones altas de superficie-volumen. De tal forma que, utilizando medio de soporte de diámetro pequeño, los espacios intersticiales en un lecho fijo normalmente se obstruirían rápidamente; sin embargo, aplicando altas velocidades superficiales, el medio puede ser expandido para producir un incremento sustancial en los espacios intersticiales del lecho (Reyes, 2009).

Por lo general los biorreactores EGSB industriales tienden a tener alturas entre 7-14 metros, estableciendo que la relación altura/diámetro sea de 5:1 lo que quiere decir que se requiere de menor espacio, indicando que su funcionamiento sea más eficiente. Por otra parte, el biorreactor EGSB le permite trabajar con cargas de eliminación y velocidades ascensionales muy elevadas, que se obtienen gracias a la incorporación de un nuevo separador de fases.

Figura 12. Esquema de un biorreactor EGSB.



Fuente: Mass, K., & Medrano, Y. (2013).

Según Mass & Medrano (2013), los biorreactores EGSB son básicamente una versión más evolucionada de los UASB, en los que se produce, adicionalmente al funcionamiento del UASB, una recuperación del efluente, que se vuelve a recircular, con lo que se optimiza la producción del biogás. Los biorreactores EGSB son adecuados para el tratamiento de aguas residuales con baja carga orgánica (hasta 2 gramos de DQO por litro), o para residuos con partículas en suspensión cuya degradación no sería recomendable en el tanque de proceso.

5.5.10 Principio de funcionamiento UASB & EGSB

Existen diferentes tipos de configuraciones de reactor en función del desarrollo de la biomasa anaerobia: procesos anaerobios de contacto, filtros anaerobios (con medio soporte) o reactores de biomasa granular. De entre todos los procesos anaerobios existentes basados en tecnología de biomasa granular compacta, los procesos Biothane UASB (Up flow Anaerobic Sludge Blanket) y Biobed EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) tienen por su concepción y buen funcionamiento una alta aceptación en el mercado. Ambas tecnologías utilizan bacterias anaerobias que crecen en un medio granular sin la necesidad de utilizar soportes y permiten eliminar la DQO transformándola en biogás. Así mismo, la línea de proceso general para ambos procesos se compone de dos etapas principales: acondicionamiento y biodegradación anaerobia (Monge, Rodrigo, & Sanz, 2010). A continuación, en la Tabla 5 se observan la comparativa de tecnologías Biothane UASB y Biobed EGSB estableciendo algunas diferencias entre ellos.

Tabla 4. Comparativa de tecnologías Biothane UASB & Biobed EGSB.

Comparativa UASB & EGSB			
Parámetro	**Unidades**	**Biothane UASB**	**Biobed EGSB**
Carga de diseño	Kg DQO/m3 día	10-15	15-25
Altura	m	5,5-6,5	12-20
Componentes tóxicos		+/-	++
Velocidad líquido separador	m/h	1,0-1,5	<15
Velocidad líquido reactor	m/h	0,3-1,0	< 6,0
Velocidad gas reactor	m/h	< 1,0	< 7,0
Área requerida		+	++

Fuente: Monge, S., Rodrigo, J., & Sanz, J. (2010)

5.6.10.1 Limitaciones asociadas con la digestión anaerobia

Según (Lobo, 2005) la eficiencia de sistemas de tratamiento depende principalmente del control y el efectivo funcionamiento de las tres etapas durante el proceso de digestión, las cuales se mencionan a continuación. Por otra parte, para lograr que este sistema funcione, es de suma importancia conseguir que se estabilice de forma adecuada. Así mismo, para que su funcionamiento posterior sea el óptimo dependerá del tipo de operación y del mantenimiento de este.

5.6.10.2 Arranque de reactores anaerobios

Una característica particular de los microorganismos anaerobios es su baja tasa de crecimiento; por lo tanto, al iniciar el proceso de arranque del reactor se requiere de un periodo de tiempo que dependerá de la calidad y cantidad de inóculo utilizado. Sin embargo, en los casos en que no se cuenta con inóculos adecuados, esta etapa se puede prolongar, incluso hasta condiciones críticas en las que nunca alcanza la estabilidad. Por ello, el arranque de reactores anaerobios requiere contar con herramientas apropiadas para la obtención y evaluación de los inóculos más eficientes.

5.6.10.3 Postratamientos

La digestión anaerobia es un proceso eficiente para la remoción de materia orgánica, pero tiene poco efecto sobre la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), y sobre la remoción de patógenos es apenas parcial. Dependiendo de la disposición final del efluente y

de la legislación local sobre la calidad mínima de vertimientos, puede existir la necesidad de postratamientos para remover la concentración residual de la materia orgánica y de sólidos suspendidos, y para reducir la concentración de nutrientes y patógenos. Los recursos tecnológicos más utilizados incluyen procesos biológicos como Lodos Activados, Filtros Percoladores, Lagunas de Oxidación, Humedales y Plantas Acuáticas; también pueden ser utilizados procesos físicos, químicos o fisicoquímicos como Filtración en Arena, Desinfección y Floculación-Coagulación. (Haandel & Lettinga, 1994)

5.6.10.4 Producción de Olores

Una de las características más llamativas asociada con la tecnología anaerobia es la producción de malos olores, atribuida a la generación de compuestos azufrados como el H_2S en el biogás. Estos compuestos tienen un olor muy ofensivo que se ha convertido en la principal causa para que se exija el cubrimiento total del sistema de tratamiento y un adecuado y efectivo sistema de recolección, tratamiento y disposición del biogás y de los gases generados.

5.5.11 Filtros de retención de H_2S

El sulfuro de hidrógeno o ácido sulfhídrico es un gas más pesado que el aire, inflamable, incoloro y tóxico, cuyo olor resulta de la materia orgánica en descomposición. Asociado a procesos como las depuradoras de agua, la industria papelera o la producción de biogás, es un gas que no solamente genera problemas en el entorno por su mal olor, sino que también afecta a la maquinaria y a las canalizaciones por su alta corrosividad. Por un lado, supone

importantes daños por corrosión en las instalaciones, sobre todo en las que se acumula agua de condensación al formar H_2SO_4. Por el otro, la producción de óxidos de azufre (SO_2 y SO_3) como resultado de la combustión que contribuyen a la contaminación atmosférica. No obstante, estos compuestos son altamente contaminantes para ello se requiere de filtrar los gases obtenidos de la descomposición de biomasas por medio de un filtro para disminuir las emisiones de dichos gases contaminantes.

Para disminuir el contenido de este compuesto, se pueden emplear tratamientos físico-químicos de acondicionamiento o un sistema consistente en la adición de sales de hierro. Dentro de los tratamientos fisicoquímicos, los procesos redox son especialmente útiles en la eliminación del sulfhídrico. El empleo de disoluciones de sulfato férrico como oxidante es adecuado. Para la eliminación de estos gases se usan filtros de cal viva, limaduras de hierro, o en su defecto limonita, todas sustancias ricas en compuestos ferrosos. El filtro se coloca entre el biodigestor y el tanque reservorio o la utilización. El resultado del filtro es la eliminación del sulfuro de hidrógeno y la obtención de sulfuro de hierro.

6. Metodología

La presente investigación es de tipo cuantitativa - correlacional, debido a la recolección de la información y datos operativos sobre un proceso que involucra herramientas y mecanismos de trabajo como el biorreactor EGSB de la empresa Bioenergy; mediante el seguimiento, anotación y análisis de los mismos. A su vez, se realizará la comparación de los resultados y una verificación de la normatividad vigente y el cumplimiento de la misma. (

Por otra parte, los datos arrojados deben ser registrados, tabulados, evaluados y corroborados, para posteriormente obtener resultados y conclusiones acertadas que están acorde con la realidad y situación actual del tema investigado y la empresa en mención.

Para el cumplimiento de los objetivos específicos se desarrollaron las siguientes fases:

6.1 Caracterización del vertimiento

La cuantificación de la biomasa se realizó en términos de solidos suspendidos volátiles totales SSVT- (mg/l), cuando el reactor alcanza las condiciones estables, realizando metodológicamente los siguientes pasos:

1. Se localiza los vertimientos de la empresa, los cuales llegan a la balsa de homogenización mediante líneas, su material de fabricación es acero inoxidable con diferentes diámetros, esto depende de la cantidad de caudal que pasa por estas.

2. Verificación de la existencia y vigencia de permiso de vertimiento otorgado por la respectiva autoridad ambiental.

3. Elaborar tipo de muestreo:

- Se define el lugar de muestreo los cuales están ubicados en los medidores de flujo que llegan a la balsa de homogenización
- Se selecciona el tipo de muestra el cual puntual

4. Se establece a nivel de laboratorio los siguientes parámetros: DQO por el estándar método y se determinaron los parámetros de pH, caudal y temperatura en campo.

5. Técnicas analíticas: Métodos estandarizados (cite al Estándar métodos)

6.2 Determinación de la carga orgánica volumétrica operativa y la eficiencia operativa del reactor EGSB en estado estable

La carga orgánica volumétrica (COV) se determinó a la entrada y salida del reactor EGSB; conociendo la concentración de materia orgánica (mg DQO/L), el caudal (Q en m^3/h) y el volumen (m^3), esta se calculó mediante la siguiente ecuación:

COV = [DQO] x Q/Vol. (1)

Conociendo las concentraciones de entrada y salida se calculará COV del afluente y efluente,.

Conocidas las concentraciones de entrada y salida se calculó la eficiencia (E) de la siguiente manera:

E= ((DQO afluente – DQO efluente) / (DQO afluente))* 100%. (2)

Posteriormente se graficó la eficiencia contra tiempo, cuando la curva se forma asintótica con el eje x, podremos precisar la eficiencia real y operativa del reactor.

6.3 Cuantificación de la biomasa en estado estable

La cuantificación de la biomasa se realizó cuando el reactor alcanza las condiciones estables, realizando metodológicamente los siguientes pasos:

1. Se sacaron las muestras de lodos fluidizado del cuerpo del reactor que estén en suspensión.
2. Se realiza la medición de solidos suspendidos volátiles totales SSVT- (mg/l), las muestras se tomaron cada 5 días sin purgar el reactor, para observar el crecimiento de biomasa.
3. Se determina el de crecimiento de biomasa, esta se halló de la siguiente manera:

Crecimiento de biomasa (mg/L) = ($SSVT_{dia2} - SSVT_{dia1}$) (3)

4. Se determina la cantidad de biomasa producida en kilogramos conociendo el volumen del reactor:

Cantidad de biomasa total = (((($SSVT_{dia2} - SSVT_{dia1}$) + $SSVT_{dia1}$) (mg/L)* Vol (L))-(Kg) (4)

6.4 Determinación de la actividad metanogénica específica del lodo

6.4.1 Principio del método

Las pruebas se realizan inoculando un recipiente con lodo anaerobio en condiciones de saturación de sustrato, se adicionan micro y macronutrientes, se ajusta el pH a 7 y la incubación se realiza con o sin agitación a una temperatura entre 30° y 37°C. Cumpliendo

con estas condiciones los microorganismos presentes en el lodo podrán llevar a cabo la transformación del sustrato. El biogás producido pasa a través de una trampa de NaOH al 10% en donde estas absorben el CO_2 y posteriormente el metano producido desplaza la columna de agua. Así mismo, el volumen de desplazamiento es equivalente a los mililitros de metano producido, como resultado se calcula la tasa máxima de producción de metano para el lodo analizado. No obstante, para la retención de ácido sulfhídrico se hace uso de un filtro de hierro la cual está diseñado a escala de laboratorio para la eliminación de pequeñas cantidades de ácido sulfhídrico presente en el gas, en la cual se inyecta una pequeña cantidad de la muestra separando los componentes de este por medio de un mecanismo de partición y adsorción, luego estos gases separados son transportados hacia el dispositivo de recolección de muestras (Figura 13).

6.4.2 Desarrollo del Procedimiento

Equipos y materiales

Multiparámetro de sonda para determinación de pH
Plancha de calentamiento
Erlenmeyer de vidrio con capacidad de 1000 mL
Erlenmeyer con desprendimiento lateral capacidad de 1000 mL
Probeta graduada con capacidad de 1000 mL
Termómetro de mercurio, escala de 0-100°C
Barra magnética
Mangueras de conexión
Corchos
Varillas de conexión

Soporte universal

Recipiente de vidrio tipo mayonesa capacidad 1L

Reactivos y soluciones

Lodo anaerobio

Sustrato (Sacarosa/ácido acético/agua residual/ o mezcla de dos o más)

Macronutrientes

Solución de NaOH al 10%

Filtro de hierro

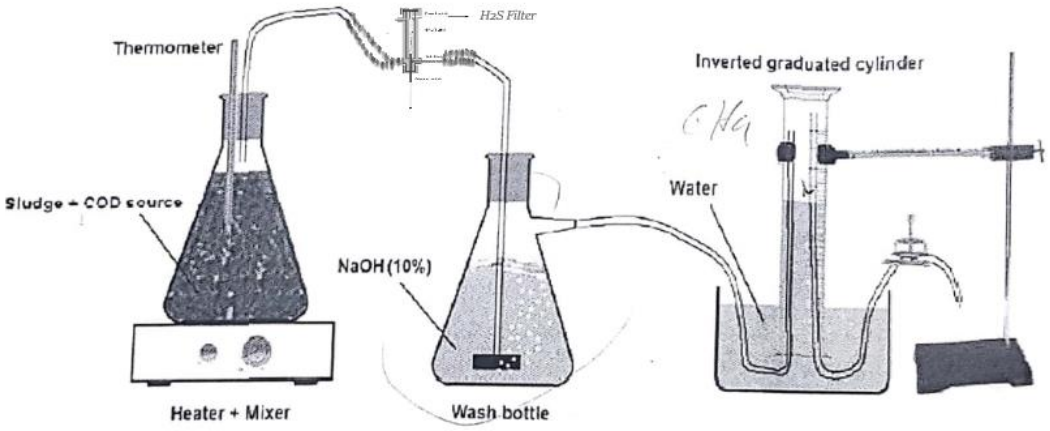
Muestreo, almacenamiento, condicionamiento e identificación de la muestra de lodo

Para La toma de muestras lodos provenientes de plantas externas COLOMBINA, COLANTA, ALPINA se realizó directamente extrayendo 1 litro de lodo del reactor EGSB R-210501 en el punto de muestreo SP-21608, descartando el lodo presente en la válvula y el volumen inicial de lodo colectado, se procede a tomar un litro de muestra hasta llenar el borde superior, tapándolo herméticamente para minimizar la exposición al oxígeno, se rotula con la información básica del reactor, punto de muestreo, fecha, hora y responsable de la toma de la muestra. Por otra parte, se procedió a almacenar la muestra con un máximo de 12 horas a temperatura ambiente, dado el caso de que la muestra recolectada no se utilice durante dicho tiempo se debe almacenar en un refrigerador a 5°C, no obstante, la parte de la muestra que no sea utilizada debe ser refrigerada. Se realizó la determinación de solidos suspendidos totales y solidos suspendidos volátiles, registrando los resultados en el formato de registro de datos de actividad metanogénica.

6.4.3 Procedimiento

- • A la muestra de lodo se le realizaron SST, SSV y ajuste de pH (7.27)
- • Instalación del equipo con una trampa de NaOH para capturar el CO2 y filtro de hierro para capturar el gas sulfhídrico

Figura 13. Trampa NaOH



Fuente: Sistema de Gestión BIOENERGY, (2014)

- Estimación del lodo:

✓ Se asume una AME de 0.25 gDQO eliminada/ gSSV-día, esta AME es lo mínimo esperado de un lodo granular.

✓ Utilizamos 2gDQO (sustrato), porque la probeta es de 1000 mL y por cada gramo de DQO eliminado se generan a 350 NmL CH_4 en condiciones estables.

✓ A partir de esta AME y de los 2gDQO estimamos la cantidad de lodo de la siguiente manera:

$$\textbf{AME}=\frac{gDQO\ eliminado}{gSSV-dia} \quad (5)$$

$$\textbf{SSV} = 8\ g \quad (6)$$

- ✓ Añadimos un total de 8 g SSV
- ✓ Como la muestra que sacamos de lodo viene con una concentración mayor necesitamos sacar un volumen en el cual se encuentren solo 8 gSSV, el volumen lo determinamos de la siguiente manera:

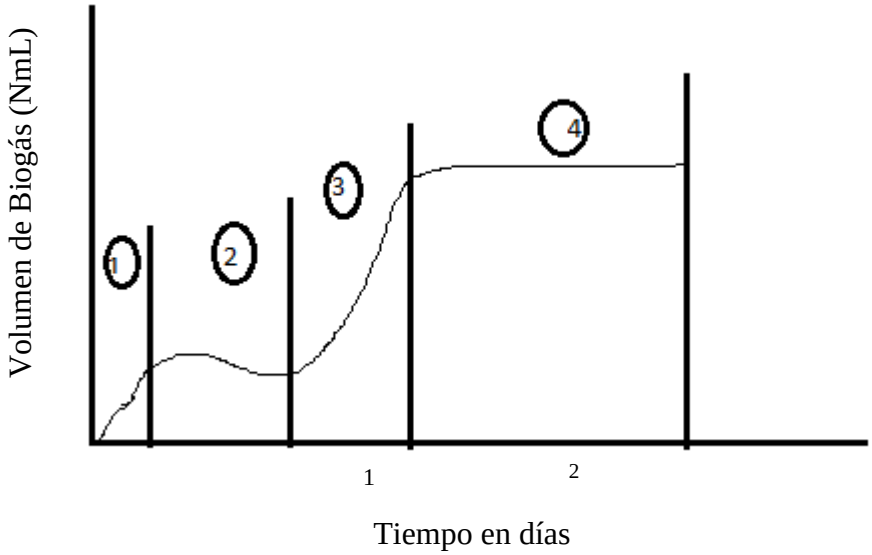
Vol. lodo a adicionar = (8 g SSV/SSV (mg/L) * 1000ml= (mL) (7)

- Se calcula la cantidad de macronutrientes que adicionaremos, con la siguiente relación

400 DQO: 5 Urea: 1 DAP

- Utilizamos 3 tipos de sustrato: ácido acético, sacarosa y agua residual, al agua residual no se le adicionan nutrientes.
- En un vaso adicionamos agua tipo 2 para diluir la sacarosa y se ajusta el pH, para que pueda realizarlas respectivas concentraciones.
- En un Erlenmeyer de 1 L adicionamos el volumen de lodo, los macronutrientes, y los gramos de DQO del que sería nuestro sustrato.
- Se coloca el Erlenmeyer a temperatura en un rango de 30°C a 37°C la ideal para la digestión anaerobia
- Se completa el volumen del Erlenmeyer con agua tipo 2 de laboratorio.
- Recoger el gas producido en una probeta graduada de 1L.
- Controlar y registrar la producción de gas metano midiendo el desplazamiento de agua durante 24 horas.
  - Los resultados se grafican de la siguiente manera: producción de metano contra tiempo

Figura 14. Perfil de producción de Biogás.



Fuente: Sistema de Gestión BIOENERGY, 2014

Fase 1:Desgasificacion

Fase 2: Latencia

Fase 3: Exponencial

Fase 4: Estabilización

- **Cálculos y expresión de resultados.**

✓ Para la determinación total de metano producido, este se evalúa en la etapa tres de la figura anterior (pendiente de la curva) lo que equivale al máximo de producción y su tiempo correspondiente el cual se mide en $mLCH_4$/hora

✓ Para la conversión del volumen de metano al standard de volumen se tiene en cuenta la temperatura del laboratorio en donde se realizó el ensayo, así mismo las unidades de medida son NCH_4 mL (N = mililitros normales CH_4) y la producción

de 350 mL de CH_4 corresponde teóricamente a 1.0 gDQO eliminado, la cual se determinó por la siguiente ecuación

$$V_{estandar} = V_{CH4} \times \frac{273}{273 + T_{ambiente}(°C)} \quad (8)$$

- ✓ Se determina la cantidad de DQO eliminado de la siguiente manera:

$$DQOeliminado = \frac{NmL\ (CH4)}{350} \quad (9)$$

- ✓ Para determinación de la actividad metanogénica especifica (AME) se procede a utilizar la siguiente fórmula:

$$g\ DQOeliminado\ /g\ SSV * d \quad (10)$$

- ✓ NOTA: Se realizaron actividades metanogénicas con 0,1 y 2 trampas con el fin de identificar la cantidad real de metano, el procedimiento es el mismo solo cambia la adición o quite de trampas
- ✓ Con 1 trampa: NaOH + filtro de hierro y como resultado obtendríamos solo gas metano
- ✓ Con 2 trampas: NaOH la cual se captura CO_2 y como resultado obtendríamos metano + gas sulfhídrico
- ✓ Con 0 trampas: En el análisis de esta actividad no adecuamos ningún tipo de trampa, el biogás paso directamente, por lo tanto el resultado será $CO_2 + H_2S + CH_4$ en la cual obtendríamos la totalidad de biogás

6.5 Determinación de la energía

- Determinamos la carga orgánica (Kg DQO/día) mediante la siguiente ecuación:

Carga= [DQO] x Q (11)

- Determinamos la cantidad de carga removida (Kg DQO/día) mediante la siguiente ecuación:

Carga removida: (Carga orgánica$_1$ – Carga orgánica$_2$) (Kg DQO/día) (12)

Nota: la carga orgánica removida se puede hallar mediante la eficiencia (%) de remoción de la siguiente manera, el resultado tiene que ser el mismo:

Carga orgánica de alimentación (Kg/día) * Eficiencia (%) = (Kg/día) (13)

- Se convierte la carga removida a (g/día) mediante la siguiente conversión:

Kg/día * 1000 = g/día (14)

- Se determina la producción de metano mediante la siguiente ecuación:

  Producción de metano= Carga orgánica removida (g/día) * 350 mL CH_4 (15)

  La producción de metano nos da en mL, lo convertimos a m^3 de metano

- Se convierte el volumen de metano a condiciones estandarizadas en función de la temperatura ambiente, mediante la siguiente ecuación.

  $V_{estandar} = V_{CH4} \times \frac{273}{273 + T_{ambiente}(°C)}$ = Nm^3/ CH_4

- Se determinada la cantidad de energía (Kcal), conociendo el poder calorífico por m^3 de CH_4 el cual equivale a 9530 [PCS] Kcal / m^3 en su estado superior y 8570 [PCS] Kcal / m^3 en su estado inferior, mediante la siguiente ecuación se define la cantidad de energía (Kcal):

Cantidad de energía producida en estado superior =

Producción de metano (NmL/ CH_4) * 9530 [PCS] Kcal / m^3 = (Kcal) (15)

Cantidad de energía producida en estado inferior =

Producción de metano (NmL/ CH_4) * 8570 [PCS] Kcal / m^3 = (Kcal) (16)

7. Resultados y análisis

7.1 Caracterización del vertimiento

La caracterización del vertimiento se realizó en 5 procesos diferentes como lo son condensado de vinazas más flemaza, condensado de vinazas, drenajes de procesos, pluviales contaminados y purga agua de lavado de caña, la caracterización se realizó en base a las ventanas operativas estipulas por el sistema de recolección de platas de tratamientos de aguas residuales, las ventanas operativas son los parámetros mínimos y máximos permisibles que pueden ingresar a la balsa de homogenización. A continuación, datos corrientes de entrada a PTAR.

Tabla 5. Datos entrada PTARI

Parametro	Condensado de Vinazas + Flemazas	Condensado de vinazas	Drenajes de proceso	Pluviales contaminados	Purga agua de lavado de caña	Mezcla de corrientes
Caudal (m^3/h)	145	53	50 y 25 (1)	25	9 / 36 (3)	-
Característica	Continuo	Continuo	Discontinuo	Discontinuo	Discontinuo	-
Temperatura (°C)	35 -40	50 - 52	25 (4)	25	25	-
pH	4 - 4,5	3 - 4,5	2 - 10	5 - 9	6 - 8	-
DQO (mg/l)	3500 - 4000	3500 - 4000	8000	1500 - 2000	15000	-
DBO_5 (mg/l)	2000 - 2500	2000 - 2500	4000	1000 - 1500	7500	-
TSS (mg/l)	< 200	< 200	0 - 50	50 - 100	300 - 500	-
Aceites (mg/l)	-	-	50 – 100 (2)	50 – 100 (2)	N/A	**< 100**

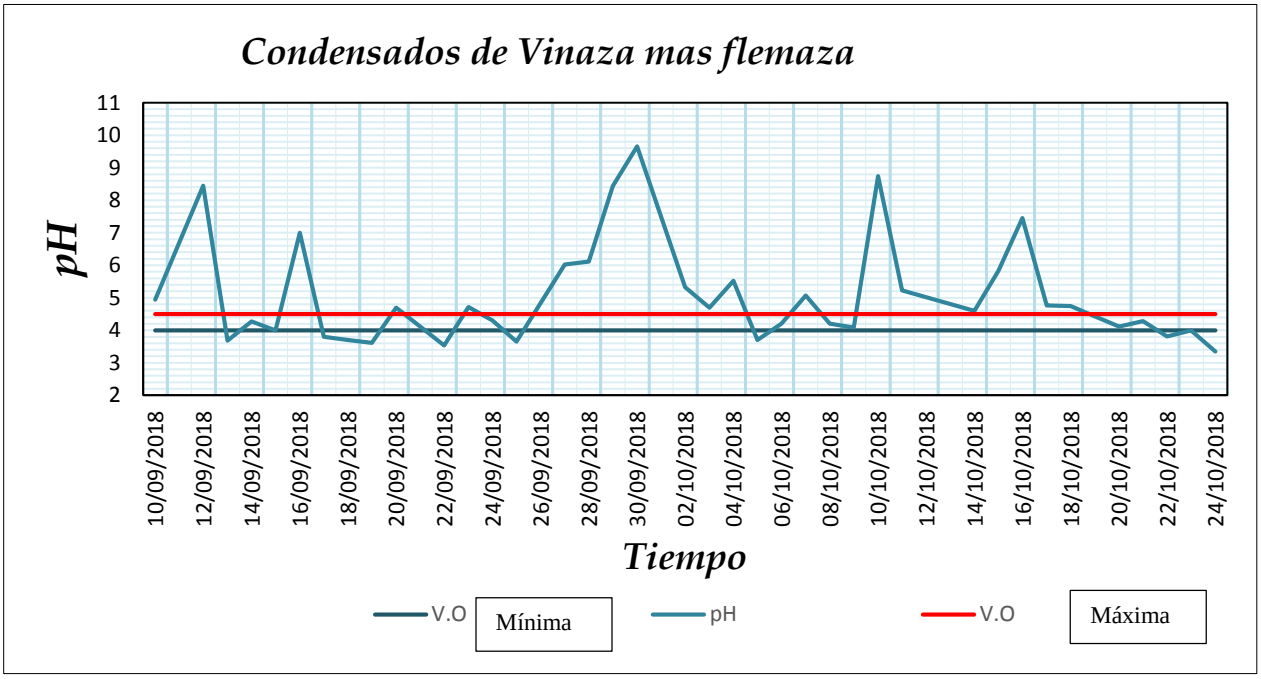
Fuente: sistema de recolección PTARI

7.1.1 Condensado de vinaza más flemaza

En la Figura 15 se observa los valores de pH con respecto al tiempo a partir del 10 de septiembre hasta el 25 de octubre del presente año en los condensados de vinaza más flemaza,

obtenidos durante un tiempo considerable de un mes y catorce dias, en este punto de muestreo se midió el pH el cual fue obtenido con valores promedios. Donde la línea roja indica la ventana operativa máxima permisible y la línea azul la ventana operativa mínima permisible.

Figura 15. Condensados de vinaza más flemaza pH vs Tiempo



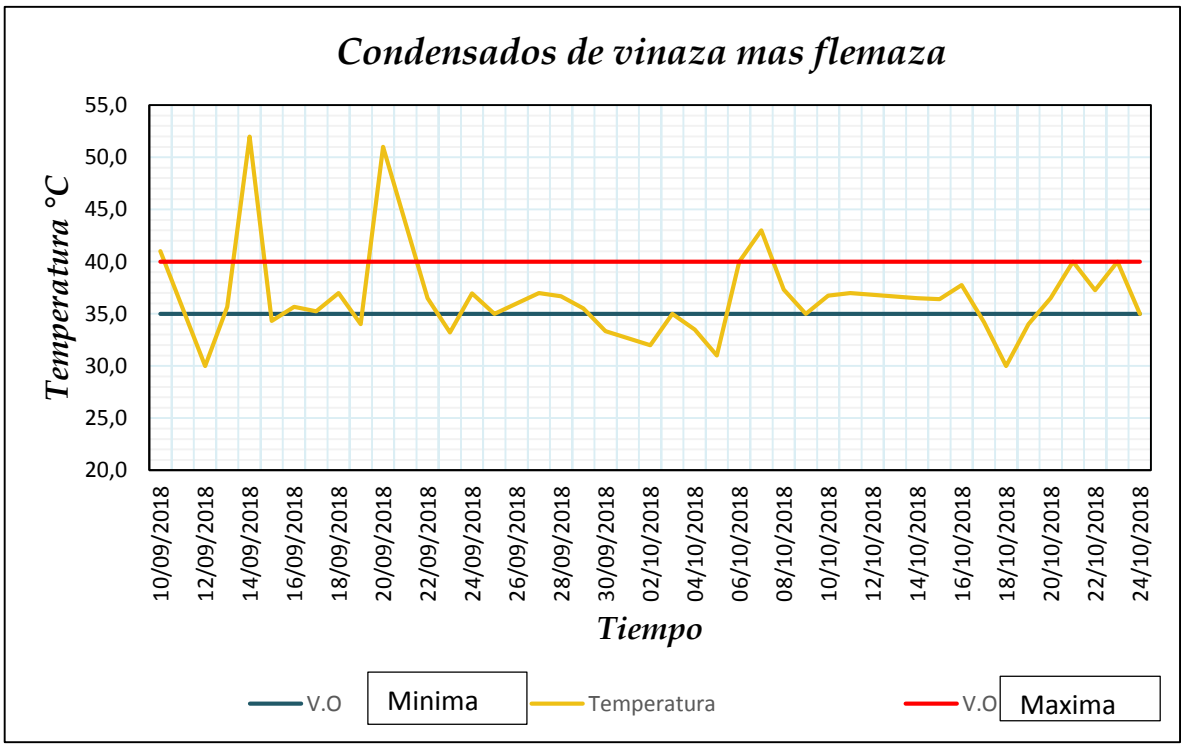
Fuente: Autor

Así mismo, se observa en la Figura 15 que los puntos máximos de pH que se midieron fue en los días 12, 16, y 30 de septiembre, así mismo, los días 10, y 16 de octubre, presentan aumento considerable del potencial de hidrogeno alcanzando el máximo el 30 de septiembre, en comparación con los rangos establecidos en la entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI).

Por otra parte, el comportamiento del potencial de hidrogeno en los días restantes, se encuentran dentro del rango máximo 4.5 y mínimo 4.0 las cuales se les conoce como ventana operativa V.O establecido en el manual de operación sistema de recolección de aguas residuales PTARI.

En la Figura 16 se observan los promedios de temperatura de los condensados de vinaza más flemaza, estos se obtuvieron en las fechas del 10 de septiembre hasta el 24 de octubre del presente año.

Figura 16. Condensados de vinaza más flemaza Temperatura vs Tiempo



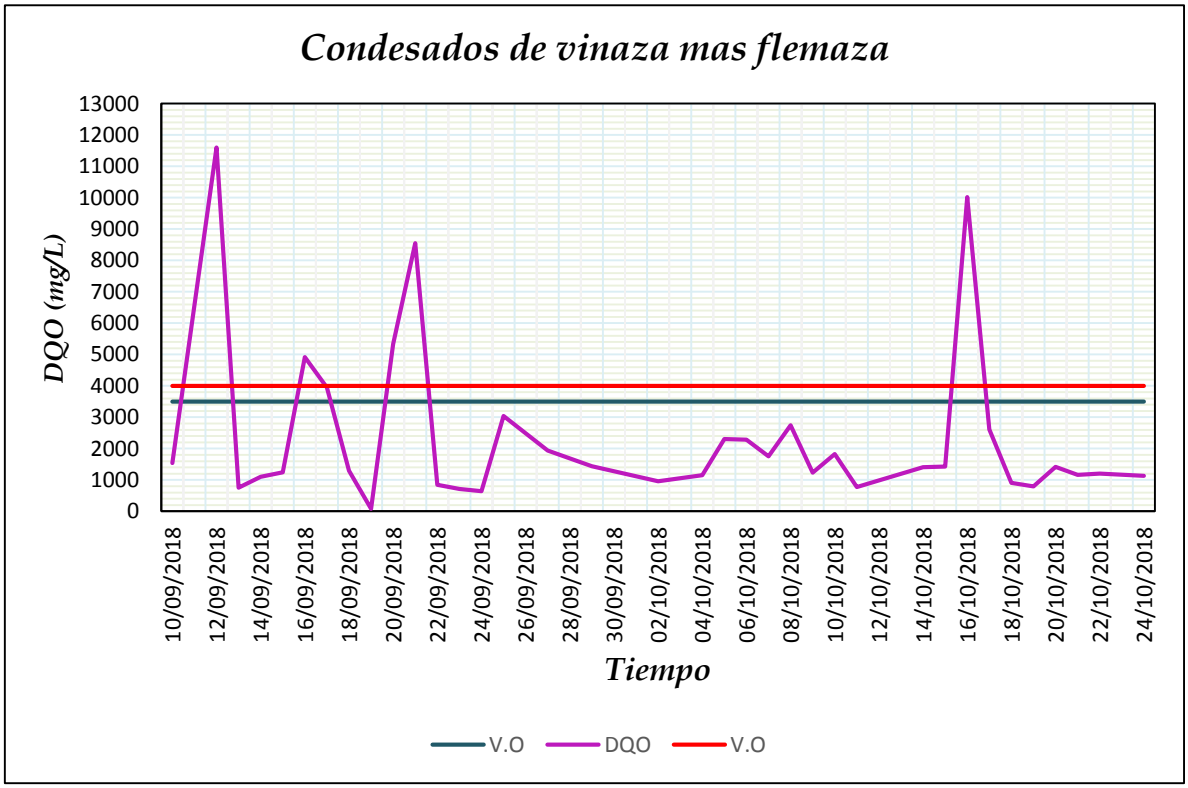
Fuente: Autor

Además, se observan que la temperatura en la mayoría de los días muestreados cumple con la ventana operativa la cual está en un rango entre 35°C como mínimo y 40°C como el

máximo. por otra parte, los días 14 y 20 de septiembre presentaron una temperatura mayor a los 50°C.

La demanda química de oxigeno caracterizada de los condensados de vinaza más flemaza, se realizaron durante el periodo de tiempo del 12 de septiembre hasta el 24 de octubre (Figura 17).

Figura 17. Condensados de vinaza más flemaza DQO vs Tiempo



Fuente: Autor

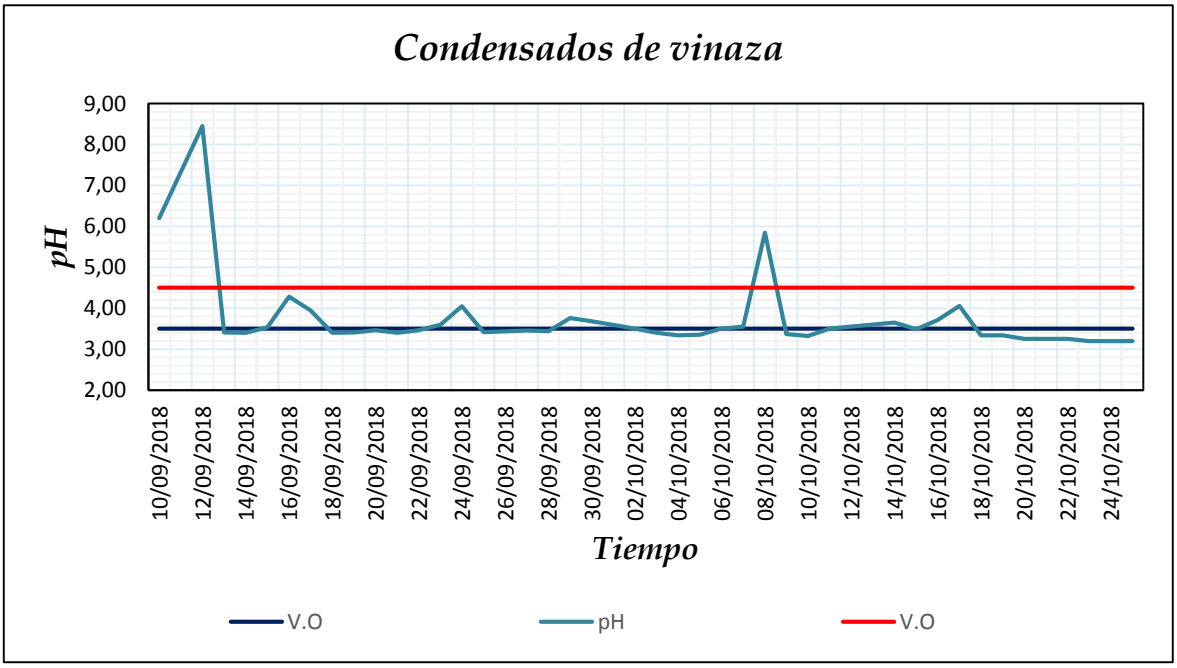
El comportamiento del parámetro DQO medidos en (mg/L) presentan valores altos en los días 12 y 21 de septiembre, y 16 de octubre en comparación con los rangos de la ventana operativa que oscilan entre 3500 mg/L y 4000 mg/L, siendo este último el valor máximo permisible en cuanto a los condensados de vinaza y flemaza. Así mismo, se puede inferir que

en la mayoría de los días con excepción de los mencionados los valores oscilan entre 500 mg/L y 2000 mg/L de DQO, y que están por debajo del valor mínimo de 3500 mg/L.

7.1.2 Condensado de vinaza

En la Figura 18 se observa el comportamiento del pH de los condensados de vinaza con sus respectivos rangos operativos durante el periodo de monitoreo con promedios diarios.

Figura 18. Condensados de vinaza más flemaza pH vs Tiempo

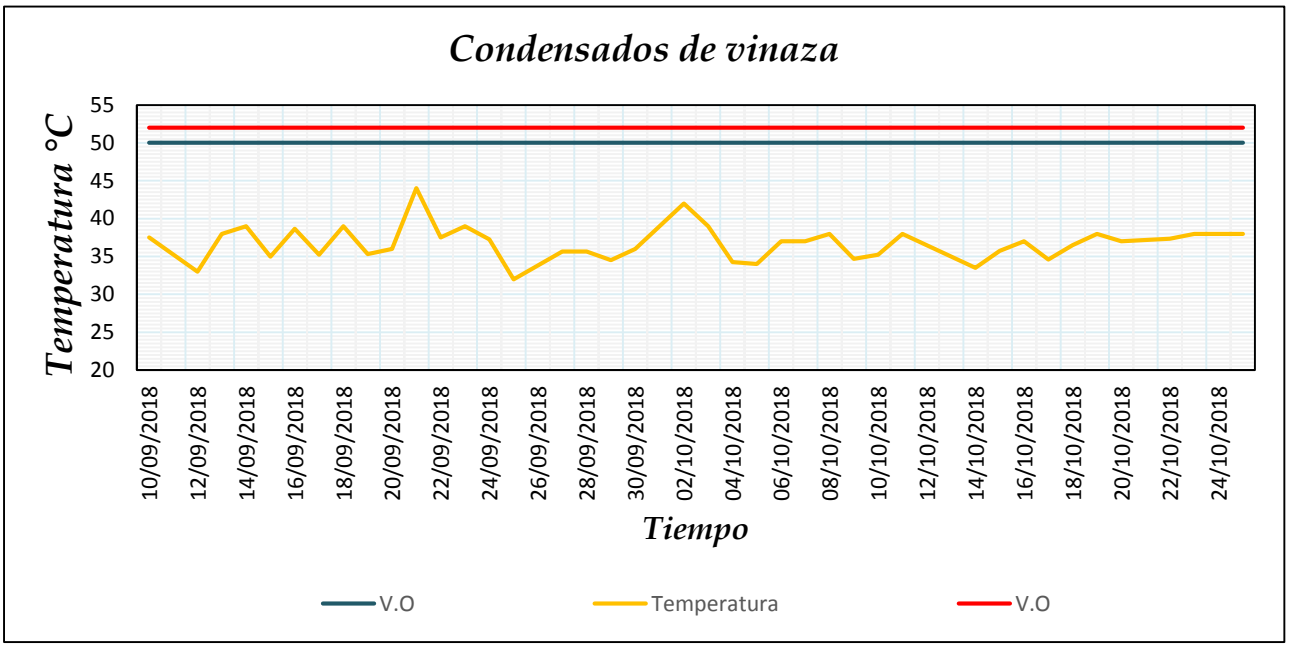


Fuente: Autor

Aproximadamente el 90% de los valores de pH obtenidos durante el 10 de septiembre hasta el 24 de octubre presentaron se encuentra dentro del rango del valor máximo de 4.5 y valor mínimo de 3.5. Así mismo, en el día 12 de septiembre se presenta un valor máximo de 8.45, lo cual representa un punto alto de alcalinidad en comparación con los rangos de la

ventana operativa. En los últimos días del periodo de monitoreo los valores de pH disminuyeron aumentando la acidez en el agua residual siendo inferiores a 3.5.

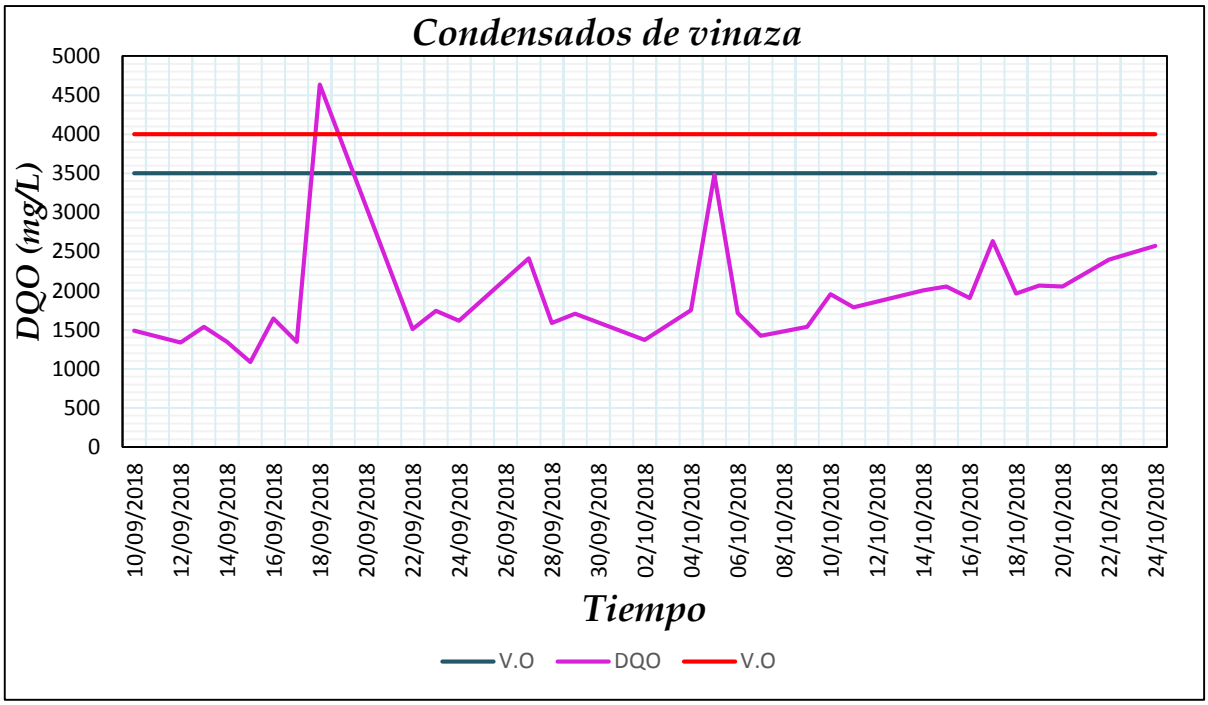
Figura 19. Condensados de vinaza Temperatura vs Tiempo



Fuente: Autor

Con respecto a la temperatura de los condensados de vinaza se obtuvieron valores en el mismo periodo de monitoreo (Figura 19). La temperatura presenta un valor mínimo de 32°C máximo de 44°C, sin embargo, en comparación con la ventana de operativa la temperatura debe estar en un rango entre 50° y 52°C. Por este motivo, se puede inferir que en los condensados de vinaza la temperatura en el período de monitoreo no cumple con el parámetro establecido, puesto que en la totalidad de los datos los valores son inferiores a los establecidos, por esto se debe ajustar para optimizar el proceso.

Figura 20. Condensados de vinaza DQO vs Tiempo.

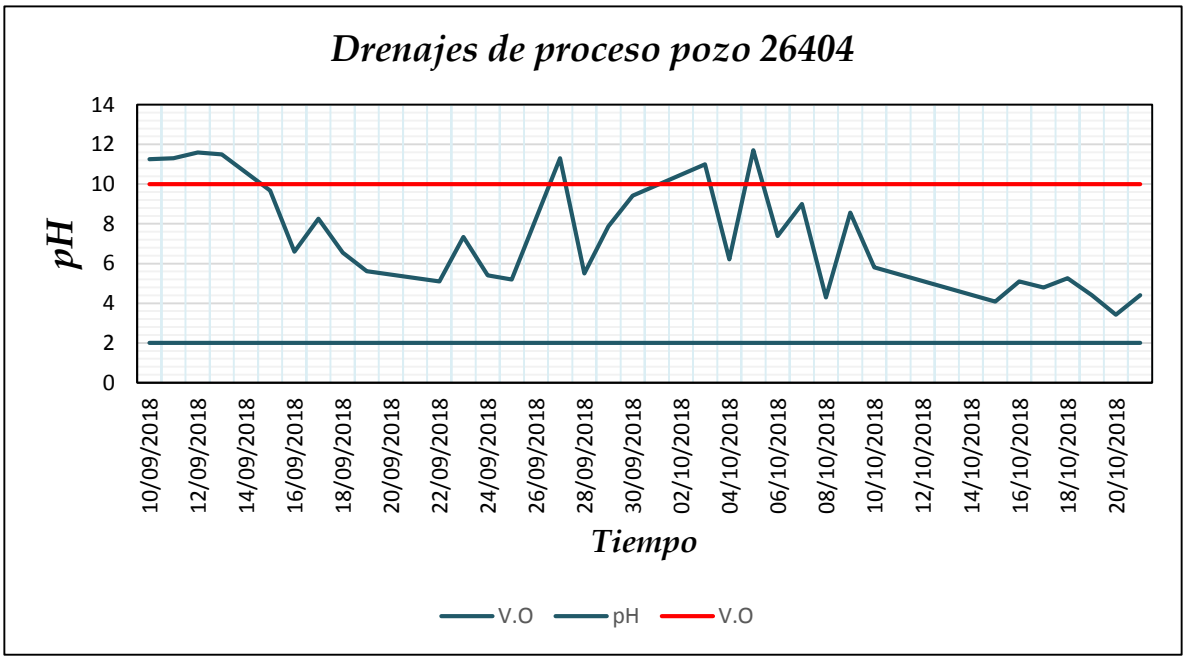


En la Figura 20 se observa el comportamiento de los valores obtenidos de DQO (mg/L) vs el tiempo del período de monitoreo. Los valores máximos y mínimos establecidos de la ventana operativa se encuentran en un rango de 4000 mg/L y 3500 mg/L; se infiere que el comportamiento de la DQO es inferior a los 2500 (mg/L) durante el periodo de muestro, esto quiere decir que no cumple con los valores establecidos para los procesos posteriores y por ende a la entrada de la PTARI. No obstante, se presenta un valor máximo de 4635 mg/L en el día 18 de septiembre y otro valor máximo de 3479.5 mg/L.

7.1.3 Drenajes de proceso

En cuanto a los drenajes de los procesos, se caracterizaron dos el 26404 y el 26409. Para la caracterización del primero se tomaron de muestras en diferentes horarios obteniendo valores medios durante el periodo de 42 días.

Figura 21. Drenaje de proceso pozo 26404 pH vs Tiempo.

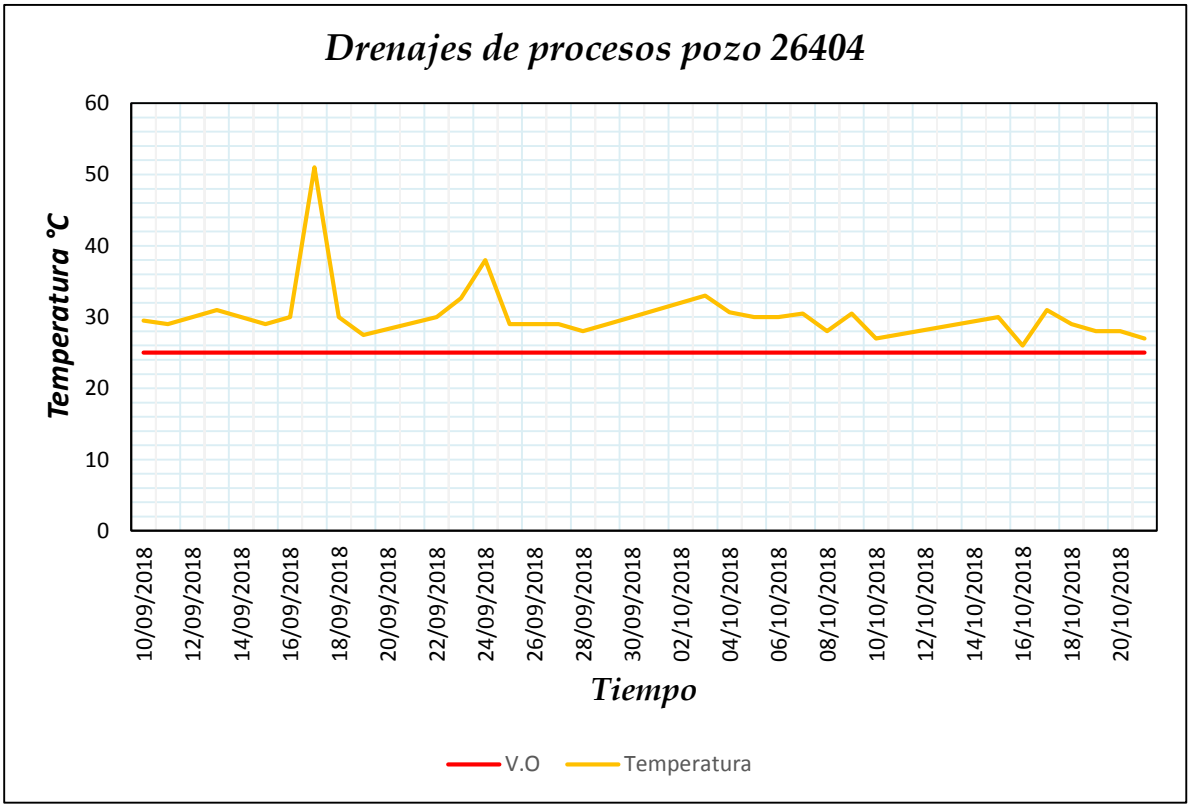


Fuente: Autor

En la Figura 21 se observa el comportamiento de los valores del potencial de hidrogeno del pozo 26404 de drenajes de procesos y sus respectivos rangos de acuerdo con los parámetros establecidos en las ventanas operativas de 2 y 10. Es conveniente resaltar que el comportamiento de pH en este pozo se encuentra en el rango establecido en la mayoría de los días del período de monitoreo. Sin embargo, en algunos días los valores de pH aumentan considerablemente con un valor máximo de 11.7 presentado el 5 de octubre.

Por otra parte, en la Figura 22 se observan las temperaturas tomadas en el pozo 26404 durante el mismo periodo de monitoreo. Estos valores de temperatura sobrepasaron el valor mínimo de la ventana operativa el cual es de 25°C. Así mismo, cabe resaltar que la temperatura se mantuvo en casi la totalidad de los días monitoreados entre el rango de 26° a 38°C, además el valor máximo se presentó el día 17 de septiembre con un valor de 51°C. Es necesario mencionar que en los drenajes de procesos los picos de temperatura pueden ser hasta de 40°C. El sistema de recolección es más estricto en cuanto a la ventana operativa de la temperatura debido a que esta no debe sobrepasar los 25°C y tampoco ser menor ya que afectan el proceso en cuanto a producción de etanol.

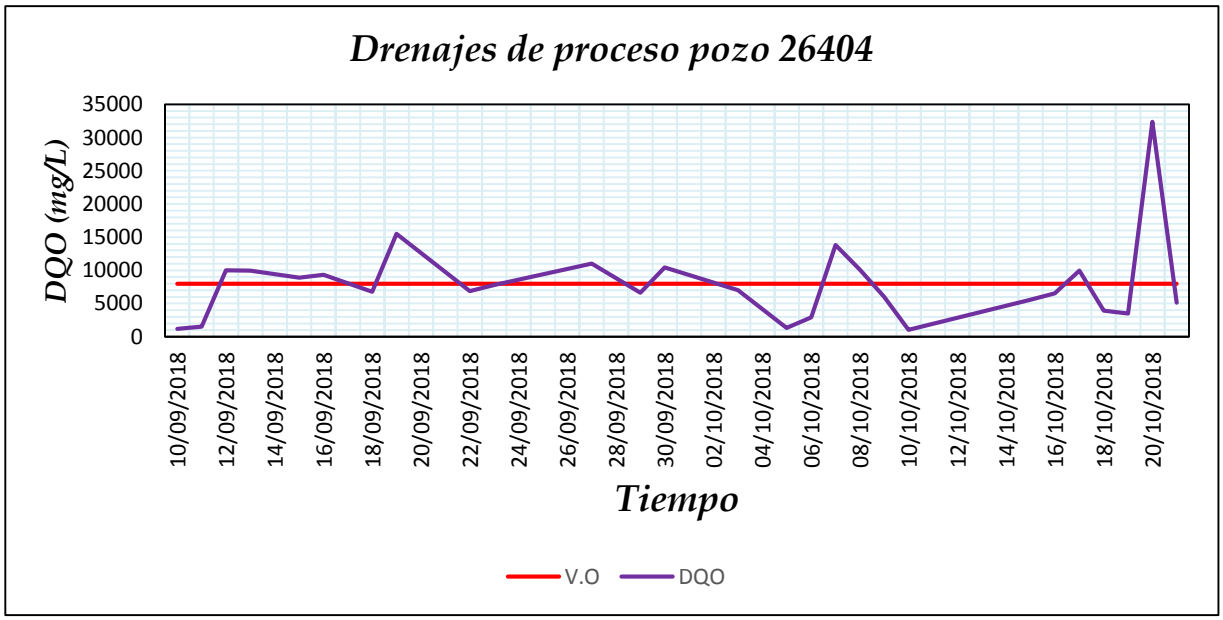
Figura 22. Drenaje de proceso pozo 26404 Temperatura vs Tiempo.



Fuente: Autor

Con respecto a la demanda química de oxigeno DQO los valores presentan un comportamiento que no se ajustan al valor de la ventana operativa de 8000 mg/L durante el periodo de monitoreo. Cabe resaltar que existen unos picos que sobrepasan dicho valor como en los días 19 de septiembre y 7 de octubre con valores de 15482 y 13800 respectivamente. Además, el día 20 de octubre de muestreo sobrepasa el límite máximo con un valor de 32357 de DQO, representando el valor de DQO más alto del monitoreo realizado. Así mismo, se observaron valores inferiores a la ventana operativa establecida, lo cual representa una disminución drástica en el contenido de materia orgánica en el pozo de drenaje de proceso (Figura 23). En este caso solo existe una ventana operativa máxima la cual no debe sobrepasar los 8000 mg/L.

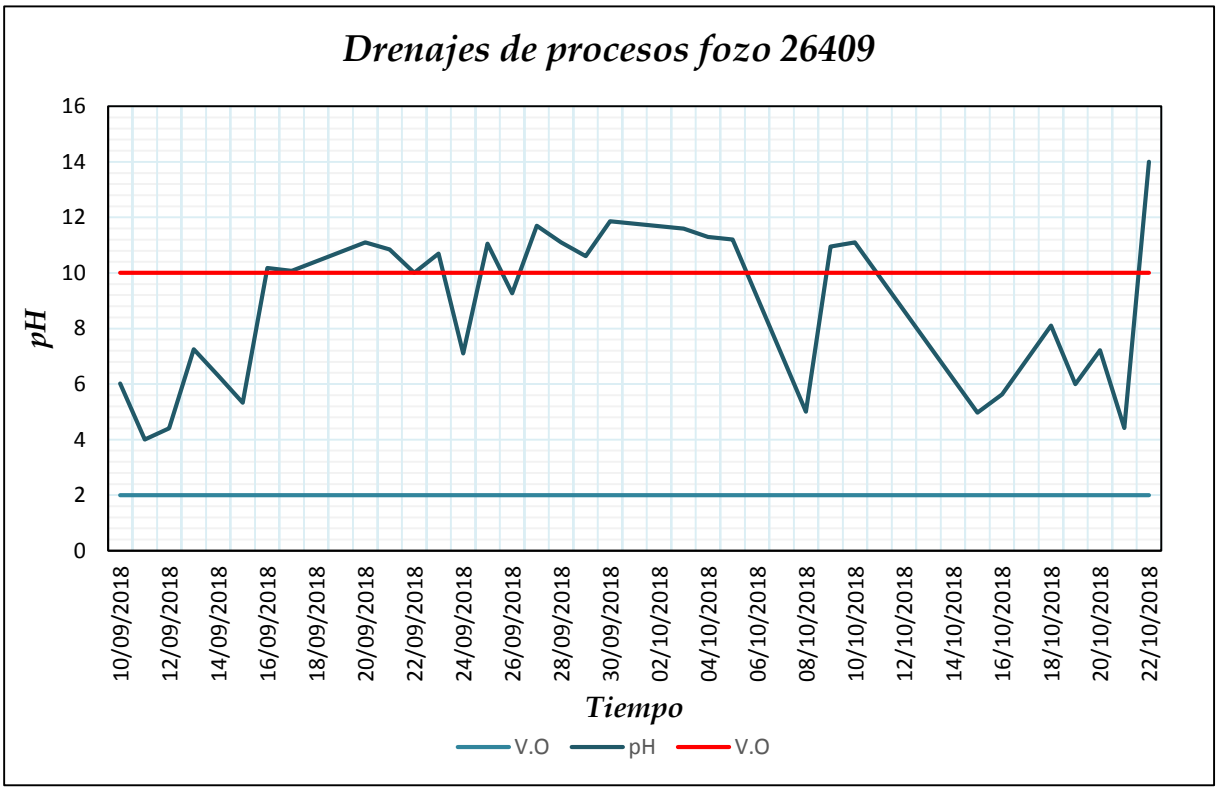
Figura 23. Drenaje de proceso pozo 26404 Temperatura vs Tiempo.



Fuente: Autor

Del mismo modo se caracterizó el pozo 26409 durante el mismo periodo de monitoreo del pozo 26404. En la Figura 24 se observa el comportamiento de los datos medios del potencial de hidrogeno y sus respectivos rangos de acuerdo con los parámetros establecidos en las ventanas operativas de 2 mínimo y 10 máximo. Por otra parte, se resalta que el comportamiento de pH en este pozo se encuentra en el rango en la mayoría de los días muestreados. Por otra parte, en algunos días los valores de pH aumentan considerablemente con un valor máximo de 14 el 22 de octubre.

Figura 24. Drenaje de proceso pozo 26409 pH vs Tiempo.

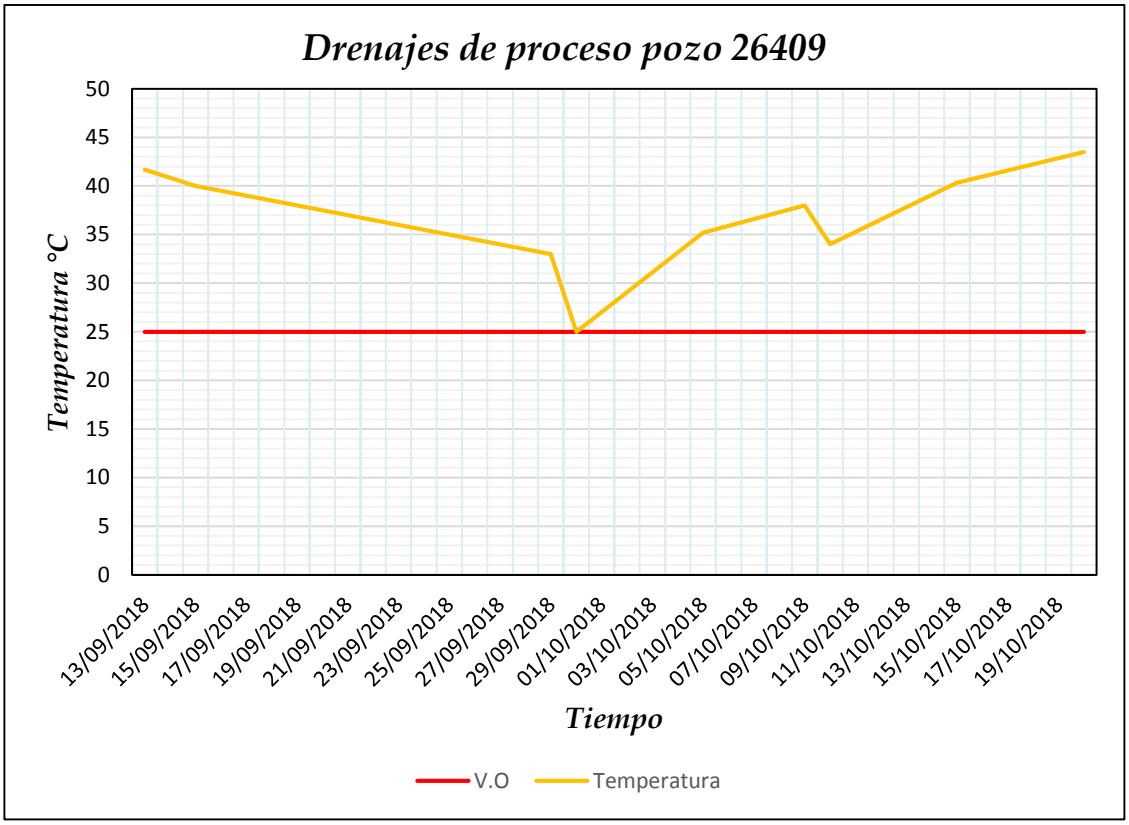


Fuente: Autor

Por otra parte, en la Figura 25 se observa las temperaturas tomadas en el pozo 26409 durante el mismo periodo de monitoreo, obteniéndose a diferentes horas del día. Durante el

tiempo de medición los valores de temperatura sobrepasan el valor mínimo de la ventana operativa de 25°C, además los valores oscilan entre el rango de 25° a 56°C presentándose el valor mínimo del día 30 de octubre con un valor de 25°C. sin embargo, se obtuvieron valores que superan este valor en el periodo de monitoreo alcanzando el valor máximo de 56°C el 21 de septiembre.

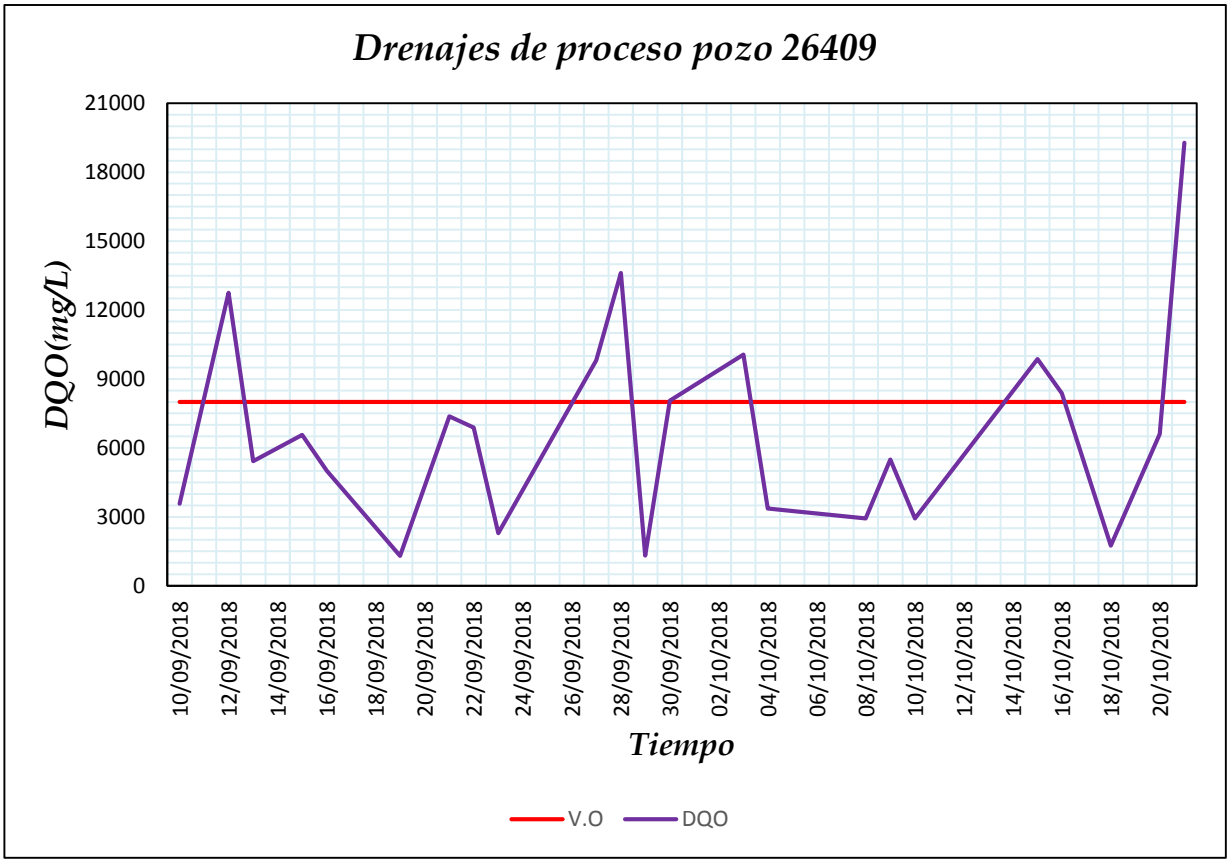
Figura 25. Drenaje de proceso pozo 26409 Temperatura vs Tiempo.



Fuente: Autor

Con respecto a la demanda química de oxigeno DQO, los valores presentaron un comportamiento que no se ajusta con respecto al valor operativo de 8000 mg/L de parámetros de diseño a la entrada de la PTARI. Así mismo, existen valores por debajo del valor permitido, aunque por otra parte se observaron valores que sobrepasan el valor ventana operativa como en los días 12 y 28 de septiembre con valores 12750 y 13620 respectivamente, además es necesario mencionar que en el último día de monitoreo se presentó el valor máximo de DQO de 19284 mg/L (Figura 26).

Figura 26. Drenaje de proceso pozo 26409 DQO vs Tiempo.

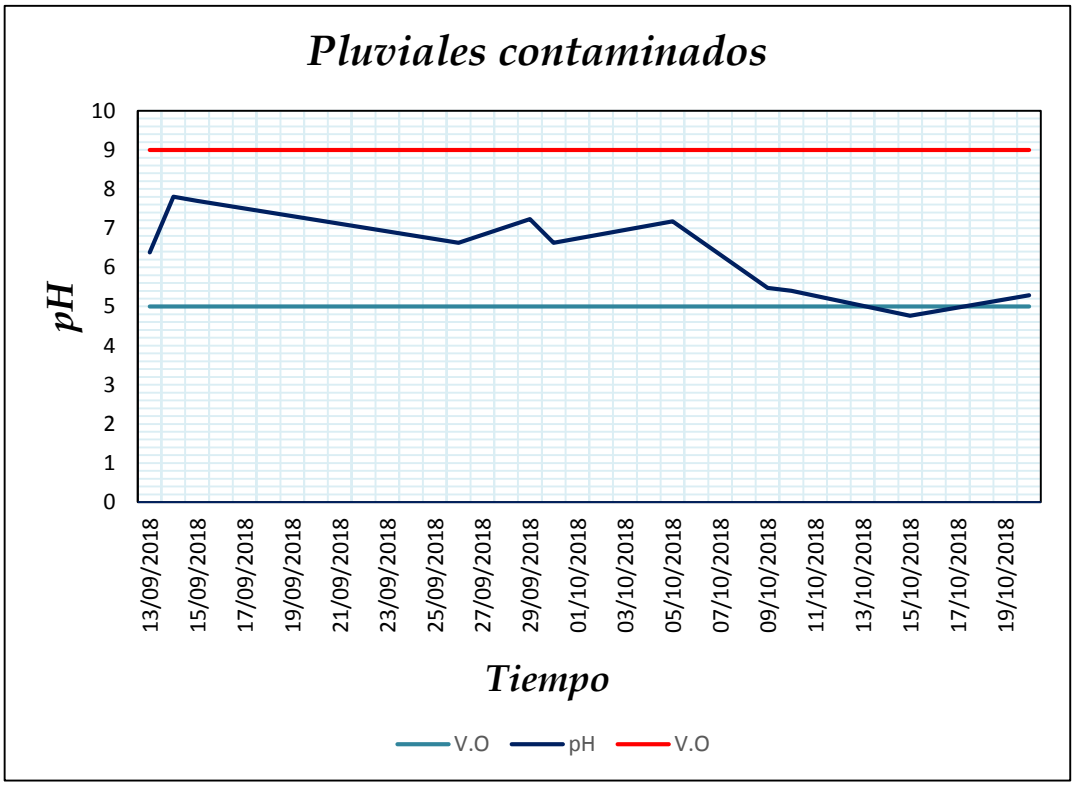


Fuente: Autor

7.1.4 Pluviales contaminados

Otro efluente industrial caracterizado es la corriente de pluviales contaminados el cual es discontinuo. En la Figura 27 se observa el comportamiento de los datos medios del potencial de hidrogeno y sus respectivos rangos de acuerdo con los parámetros establecidos en las ventanas operativas de pluviales contaminados de 5 mínimo y 9 máximo. Por otra parte, se resalta que el comportamiento de pH en este proceso se encuentra en el rango establecido en la mayoría de los días muestreados a excepción del día 15 de octubre que alcanza un valor de 4.76.

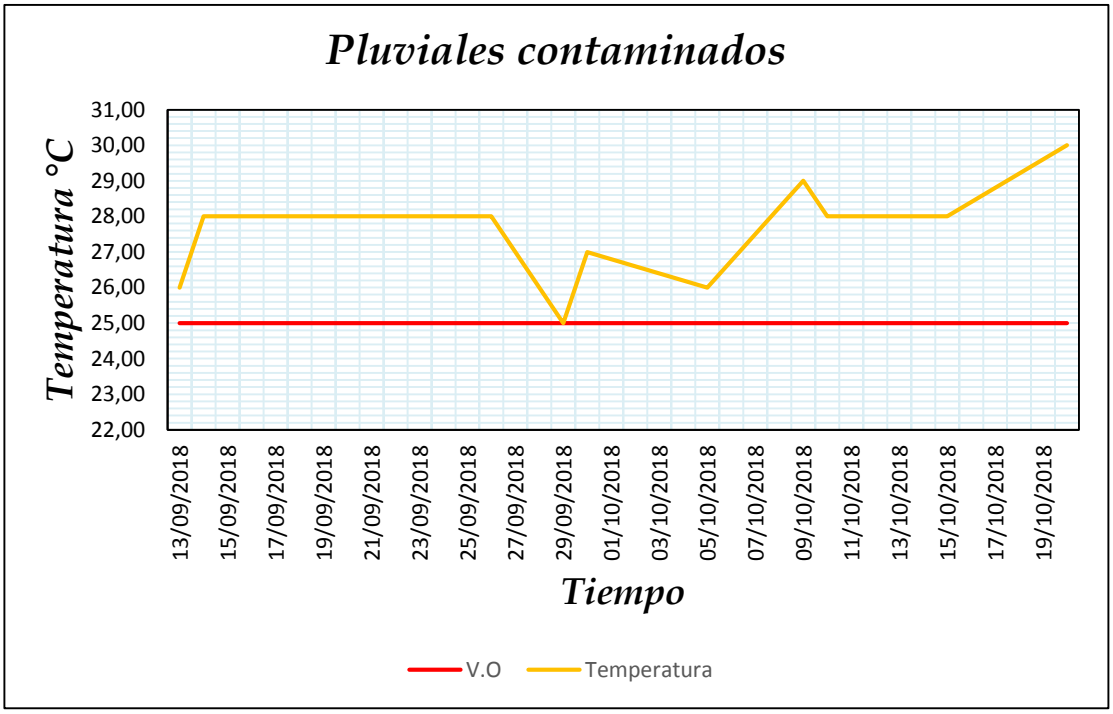
Figura 27. Pluviales contaminados pH vs Tiempo.



Fuente: Autor

Por otra parte, en la Figura 28 se observa los valores de temperaturas caracterizados durante el mismo periodo de monitoreo. Se observó valores superiores en casi todo el monitoreo al establecido en la ventana operativa de 25°C, oscilando entre este valor y los 30°C el cual se presentó el 20 de octubre.

Figura 28. Pluviales contaminados Temperatura vs Tiempo.

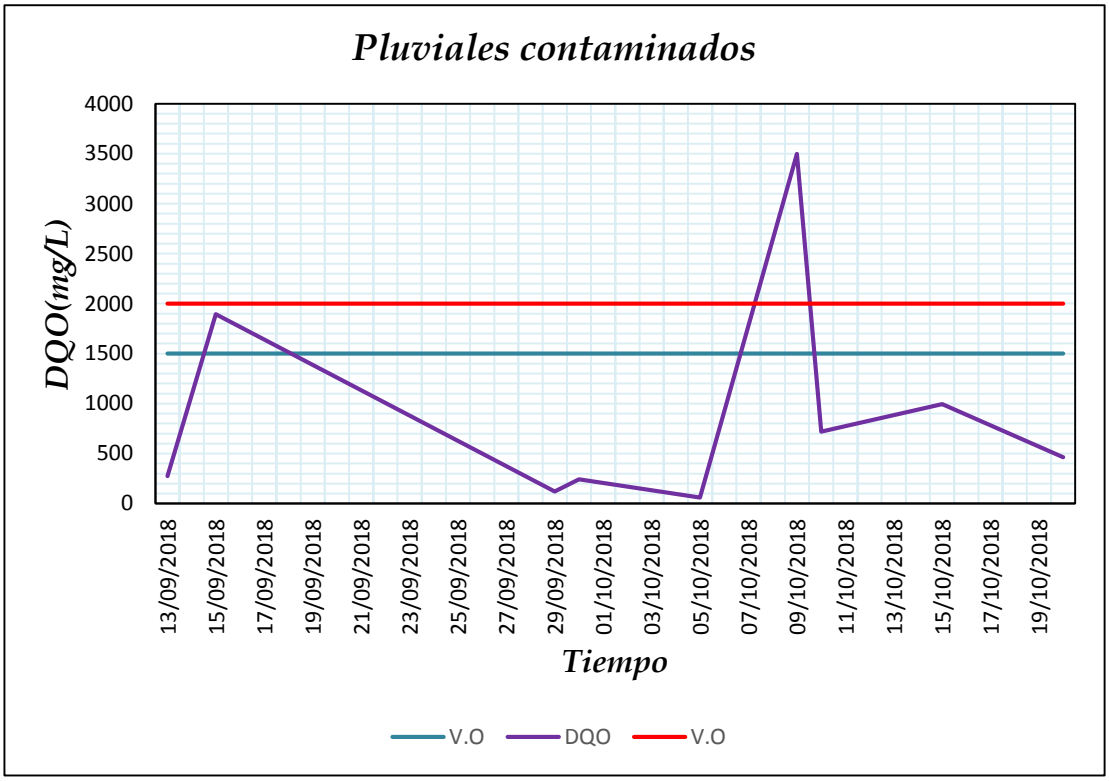


Fuente: Autor

Con respecto a la demanda química de oxigeno DQO, los valores presentaron un comportamiento que no se ajusta con respecto al rango de la ventana operativo que esta entre 1500 y 2000 mg/L. Además, la mayoría de los valores se encuentran por debajo del valor permitido, a excepción del 9 de octubre en el cual la DQO alcanza un valor de 3497 mg/L (Figura 29). Lo anterior representa una disminución considerable en la cantidad de materia

orgánica contenida en este tipo de agua residual a la establecida en los parámetros de diseño de la PTARI.

Figura 29. Pluviales contaminados DQO vs Tiempo.



r

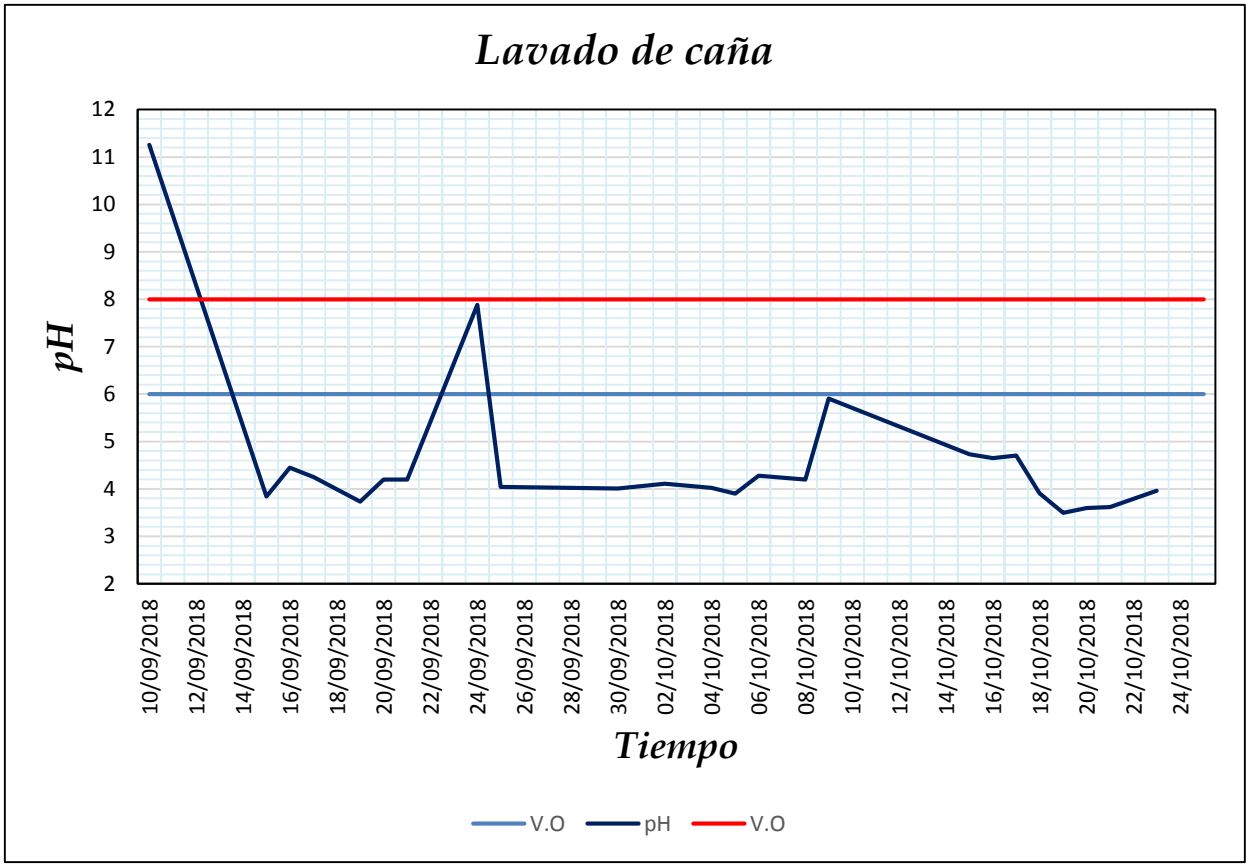
Fuente: Autor

7.1.5 Purga agua de lavado de caña

El último efluente de aguas residuales que ingresa a la PTARI corresponde a la purga agua de lavada de caña, el cual es discontinuo. En la figura 30 se observa los valores de pH obtenido en la caracterización evidenciándose un comportamiento de potencial de hidrogeno inferior al establecido en los parámetros o ventana operativo de diseño de la PTARI que oscila entre 6 y 8, a excepción del primero monitoreo realizo el 10 de septiembre que presentó

un valor de 11.26, un resultado bastante alcalino. Por otra parte, el valor mínimo de potencial de hidrogeno registrado fue de 3.5 correspondiente al 19 de octubre.

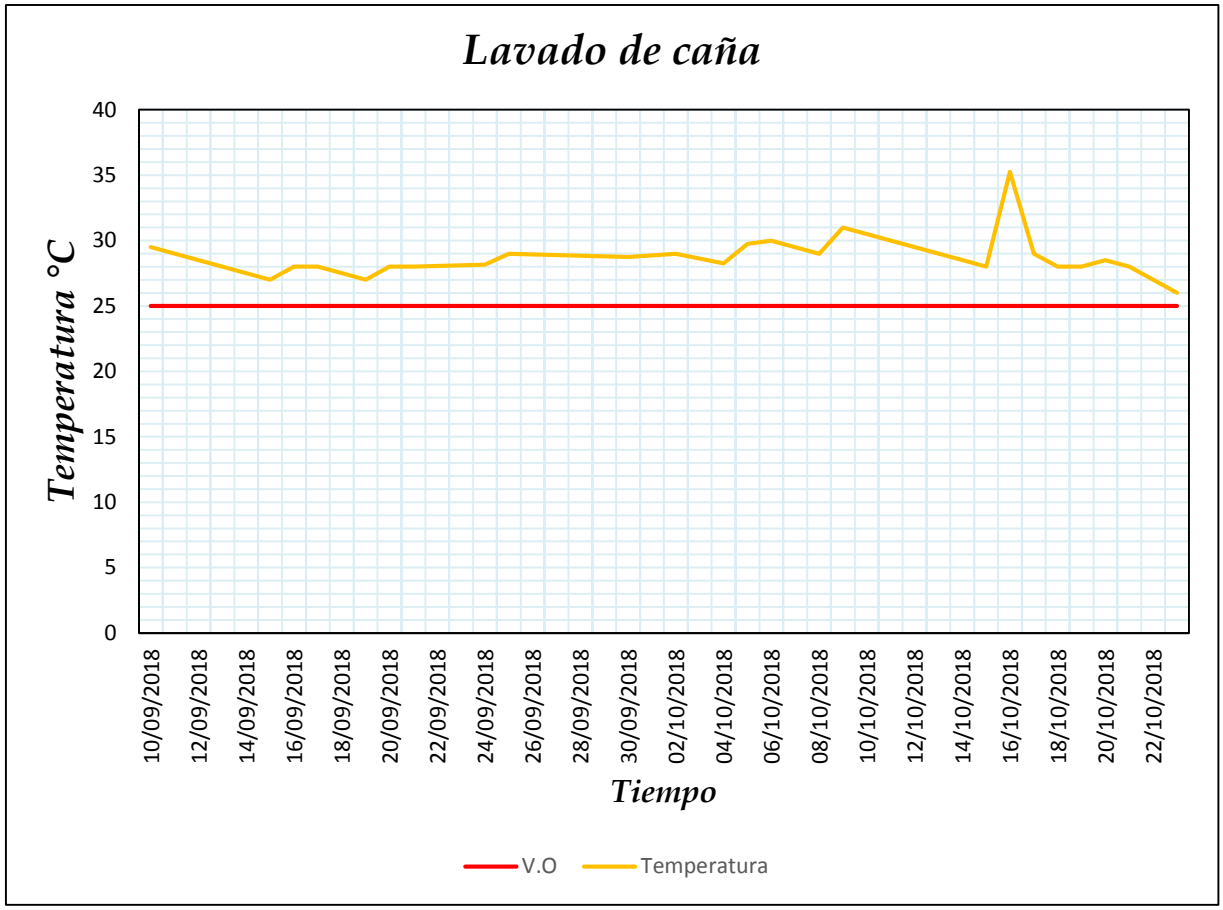
Figura 30. Lavado de caña pH vs Tiempo.



Fuente: Autor

En la Figura 31 se observan los promedios de temperatura de la purga de lavado de caña. Además, se observan el valor establecido de temperatura que se definen como ventana operativa, el cual es de 25°C. El comportamiento de la temperatura en la totalidad de los días muestreados se encuentra por encima del valor establecido anteriormente mencionado, así mismo, el valor máximo se presentó el día 16 de octubre con un valor de 35°C y oscilaron entre 26°C hasta este valor.

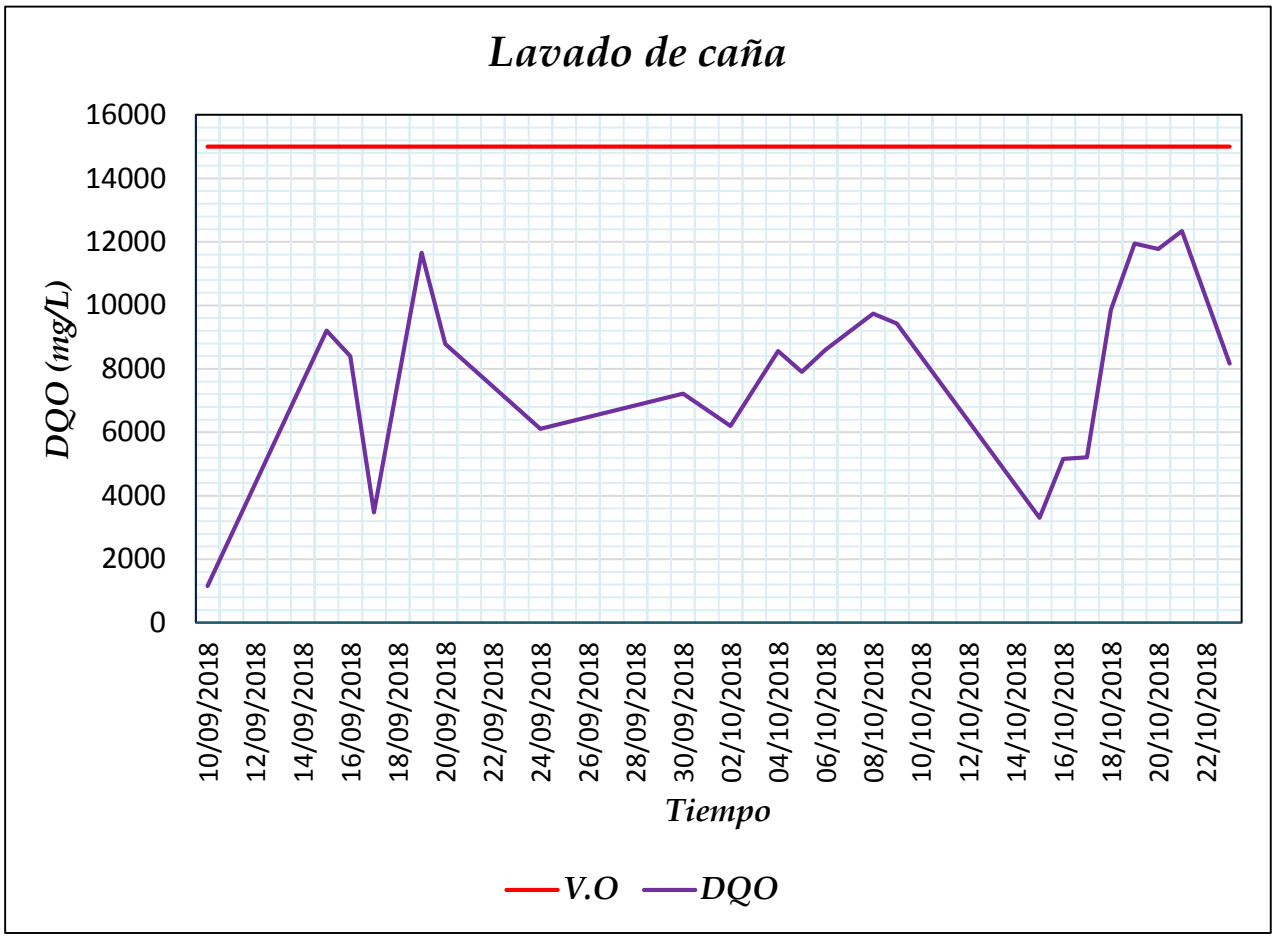
Figura 31. Lavado de caña Temperatura vs Tiempo.



Fuente: Autor

El comportamiento del parámetro DQO medidos en mg/L presentaron valores inferiores al establecido en la ventana operativa de 15000 mg/L, oscilando entre 1162.5 hasta el valor máximo presentado el día 21 de octubre de 12338 mg/L. En comparación con los otros valores establecidos para los demás procesos permanecieron por debajo del valor de la ventana operativa, sin embargo, son considerablemente altos al alcanzar valores cercanos a los 12000 mg/L de DQO representando así el tipo de efluente residual con mayor carga orgánica (Figura 32).

Figura 32. Lavado de caña DQO vs Tiempo.



Fuente: Autor

7.1.6 Comparación de la caracterización y los parámetros de diseño de la PTARI

En la siguiente Tabla se observan los parámetros de las corrientes de la entrada a la PTARI, de igual forma estos valores están establecidos en el diseño de la planta para que opere sin ningún evento o percance por la producción de etanol anhídrido y demás procesos que se realicen en la misma. Al realizar la caracterización de cada uno de los vertimientos que ingresan a la PTARI se determinaron los parámetros establecidos en el diseño para verificar su comportamiento y analizar el funcionamiento de la planta.

Tabla 6. Comparación valores de la caracterización y parámetros de diseño PTARI

Proceso	Parámetro / Caracterización	Caudal (m3/h)	Temperatura (°C	pH	DQO (mg/L)
Condensados de vinaza más flemaza	Diseño PTARI	145	35 - 40	4 - 4.5	3500 - 4000
	Caracterización	0.29 - 39.87	30 - 52	3.35 - 9.66	81 - 11603.5
	Promedio	14.66	36.6	4.96	2392
Condensados de vinaza	Diseño PTARI	53	50 - 52	3 - 4.5	3500 - 4000
	Caracterización	---	32 - 44	3.2 - 8.45	1086 - 4635
	Promedio	---	36.78	3.75	1924
Drenajes de proceso	Diseño PTARI	50 y 25	25	2-oct	8000
	Caracterización Pozo 26404	0.41 - 19.87	26 - 51	3.43 - 11.7	1032 - 32357
	Promedio	8.95	30.3	7.34	7964
	Caracterización Pozo 26409	0.45 - 29.62	25 - 56	4.0 - 14	1302 - 19284
	Promedio	8.3	41.7	9	6722
Pluviales contaminados	Diseño PTARI	25	25	43713	1500 - 2000
	Caracterización	---	25 - 30	4.76 - 7.8	60 - 3497
	Promedio	---	27.55	6.41	917.78
Purga agua de lavado de caña	Diseño PTARI	17 - 45	25	6-ago	15000
	Caracterización	0.70 - 1.87	26 - 35.25	3.5 - 11.26	1162.5 - 12338
	Promedio	1.09	28.71	4.62	7917

Fuente: Autor

Para cada uno de los procesos que se llevan a cabo durante el proceso del etanol anhídrido se caracterizaron las aguas residuales según se evidencia en la Tabla 7. Se identificó que el pH en ninguno de los procesos cumple con los rangos establecidos en el diseño de la PTARI, siendo el vertimiento de los pluviales contaminados el que se más se ajusta al rango establecido, sin embargo, se presentaron valores altamente ácidos en los vertimientos de condensados de vinaza, y bastante alcalinos en el vertimiento de drenajes de proceso del pozo 26404 alcanzados valores de 3.2 y 14 respectivamente. Del mismo modo la temperatura tampoco se ajusta a los valores establecidos en ninguno de los procesos presentando valores

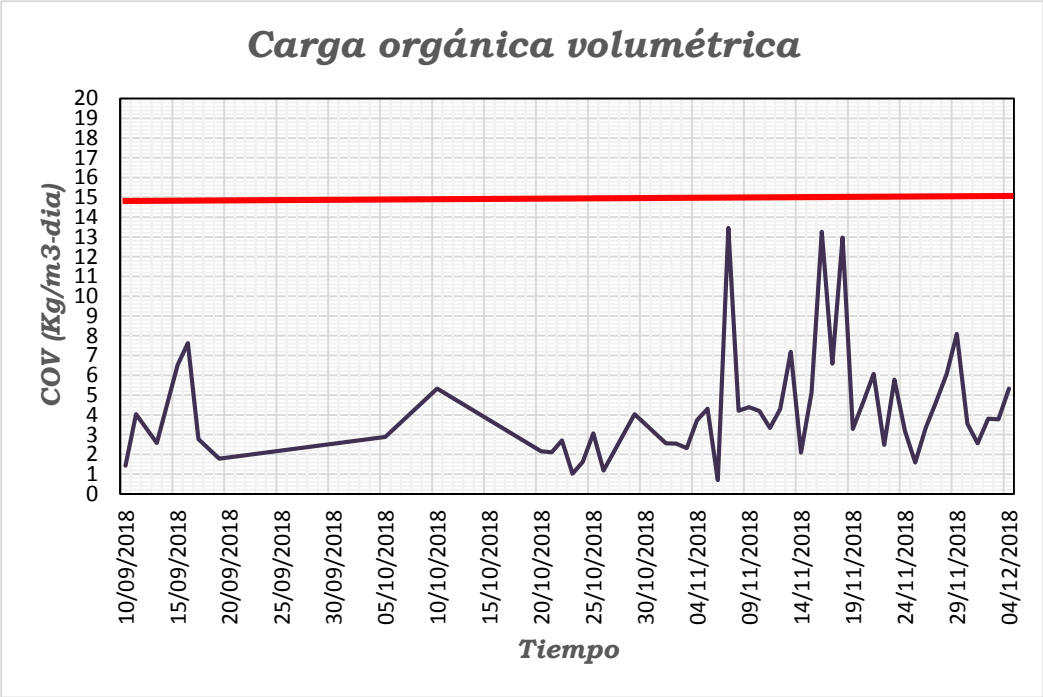
más altos que los permitidos. La DQO presentó valores excesivamente altos en comparación con los parámetros de diseño, a excepción del vertimiento de la purga agua de lavado de caña, en el cual fue inferior al establecido de 15000 mg/L, no obstante, el valor más alto de DQO se presentó en los drenajes de proceso en el pozo 26409 alcanzado un valor de 19284 mg/L, un desfase considerable en comparación con el permitido de 8000 mg/L. Los caudales obtenidos no se ajustan en ningún proceso con los establecidos en el diseño de la PTARI siendo inferior en todos los casos.

En los condensados de vinaza y pluviales contaminados no fue posible realizar la caracterización de los caudales, debido a que los medidores se encontraban averiados.

7.2 Carga orgánica volumétrica y la eficiencia del reactor EGSB en condiciones operativas

En condiciones operativas se analizó la carga orgánica volumétrica desde el 10 de septiembre hasta el 04 de diciembre, presentándose en todo el monitoreo rangos inferiores de 15 Kg/m^3*día siendo esta la carga orgánica volumétrica según diseño, sin embargo, los valores máximos se presentaron los días 7, 16 y 18 de noviembre con un valor de 13 Kg/m^3*día (Figura 33).

Figura 33. Carga orgánica volumétrica del reactor EGSB en condiciones operativas



Fuente: Autor

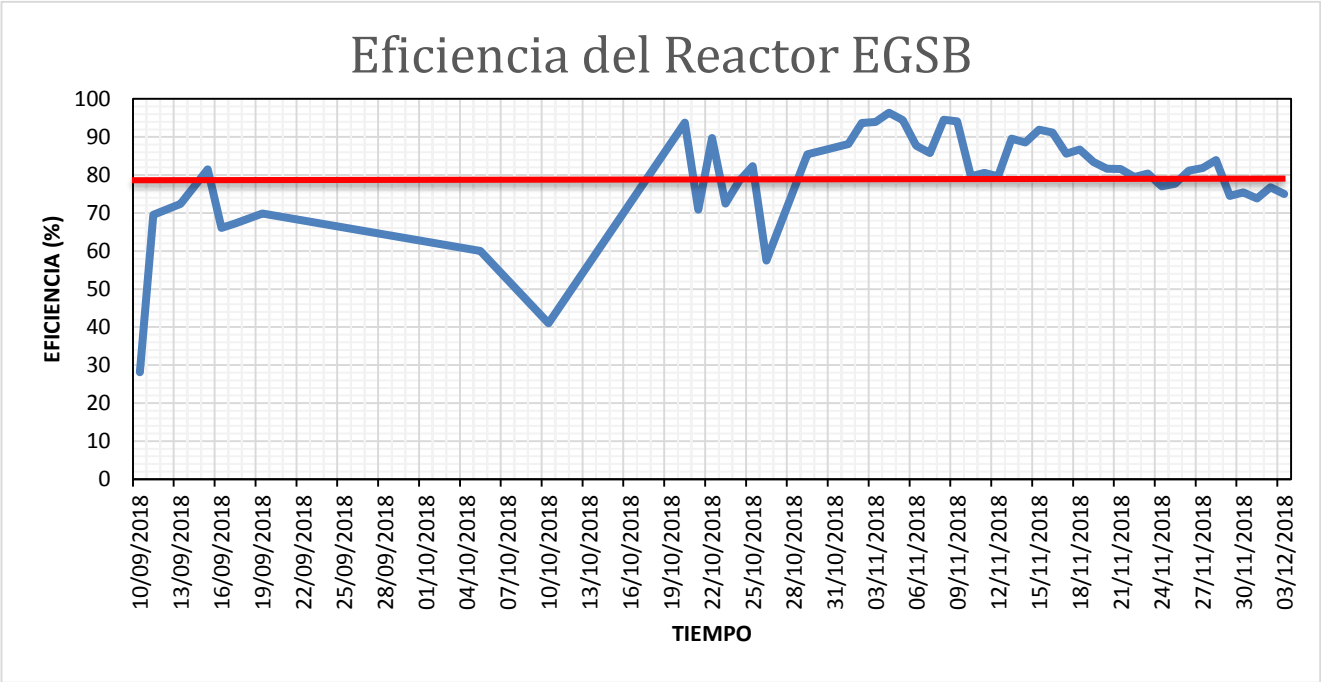
Así mismo, se observa un comportamiento aleatorio de la carga orgánica volumétrica después del 22 de octubre, en el cual el valor aumenta y disminuye en poco tiempo considerablemente.

Por otra parte, la eficiencia del reactor EGSB en condiciones operativas (Figura 34) se realizó en el mismo intervalo de tiempo de la carga orgánica volumétrica presentando el valor

máximo de 96% el 4 de noviembre y el valor de 28% mínimo el 10 de septiembre. Al inicio la eficiencia del reactor es mínima lo cual indica fallas en el funcionamiento del mismo. Posteriormente aumenta la eficiencia con el transcurso de los días mejorando el proceso hasta superar en gran parte del periodo de muestreo la eficiencia de 80% después del 20 de octubre.

Según manual de operación previo a la puesta en marcha del reactor, se recomienda alimentar el reactor con 500 Kg/día e ir avanzado progresivamente hasta alcanzar la carga diseño la cual es de 25000 Kg/día, cabe resaltar que el reactor se empezó alimentar con una carga aproximadamente de 2500 Kg/día, esta decisión se tomó en base a la actividad metanogénica que presento el lodo.

Figura 34. Eficiencia del reactor EGSB en condiciones operativas.

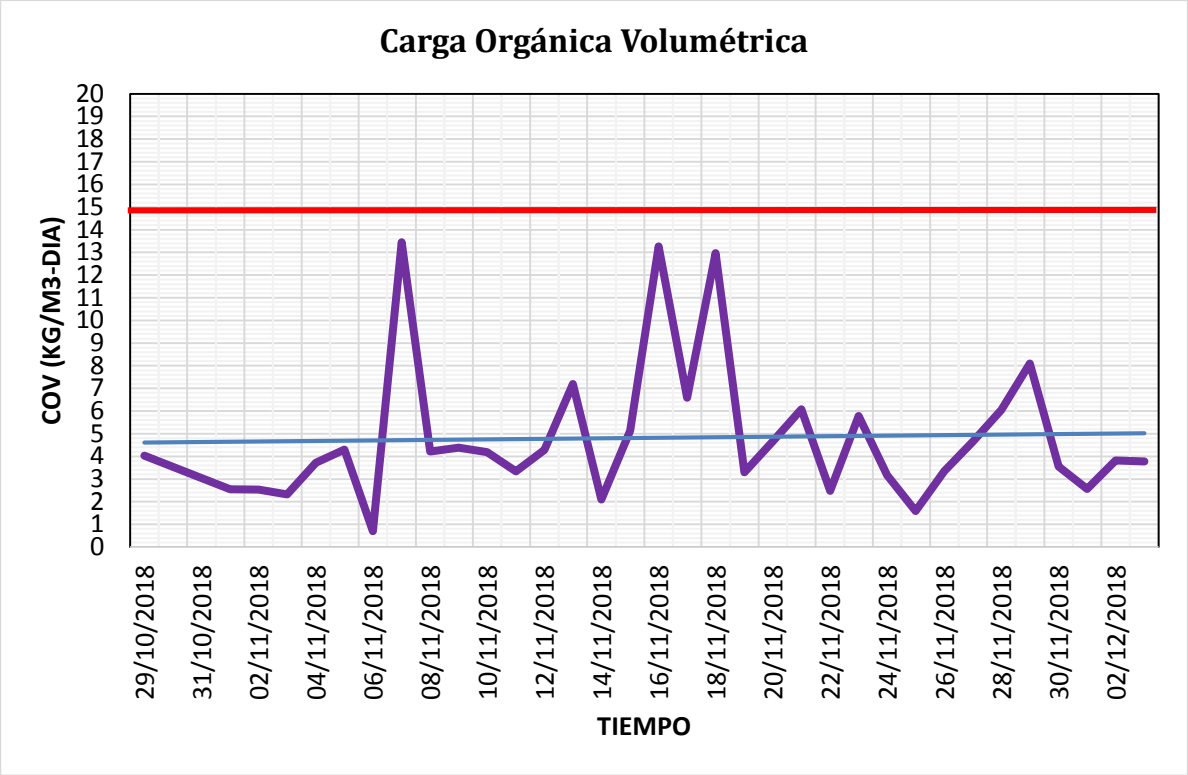


Fuente: Autor

7.3 Carga orgánica volumétrica y la eficiencia del reactor EGSB en condiciones estables

En condiciones estables se estableció el período comprendido entre el 29 de octubre y el 3 de diciembre con una tendencia positiva de crecimiento a lo largo del tiempo según la línea de tendencia, sin embargo, no se observó un comportamiento similar, por el contrario, se presentaron variaciones con crecimiento considerables en algunos días. El rango normal de la carga orgánica volumétrica estuvo entre 2 y 8 Kg/m^3*día, sin mencionar el valor máximo de 13 Kg/m^3*día los días 7, 16 y 18 de noviembre producto de vertimientos con altas concentraciones a la balsa de igualación, y el mínimo de 6 Kg/m^3*día el 6 de noviembre. Cabe mencionar la diferencia de carga orgánica volumétrica entre el 6 y el 7 de noviembre fue de 12 Kg/m^3*día, desde el punto más bajo hasta el más alto de la carga.

Figura 35. Carga orgánica volumétrica reactor EGSB en condiciones estables



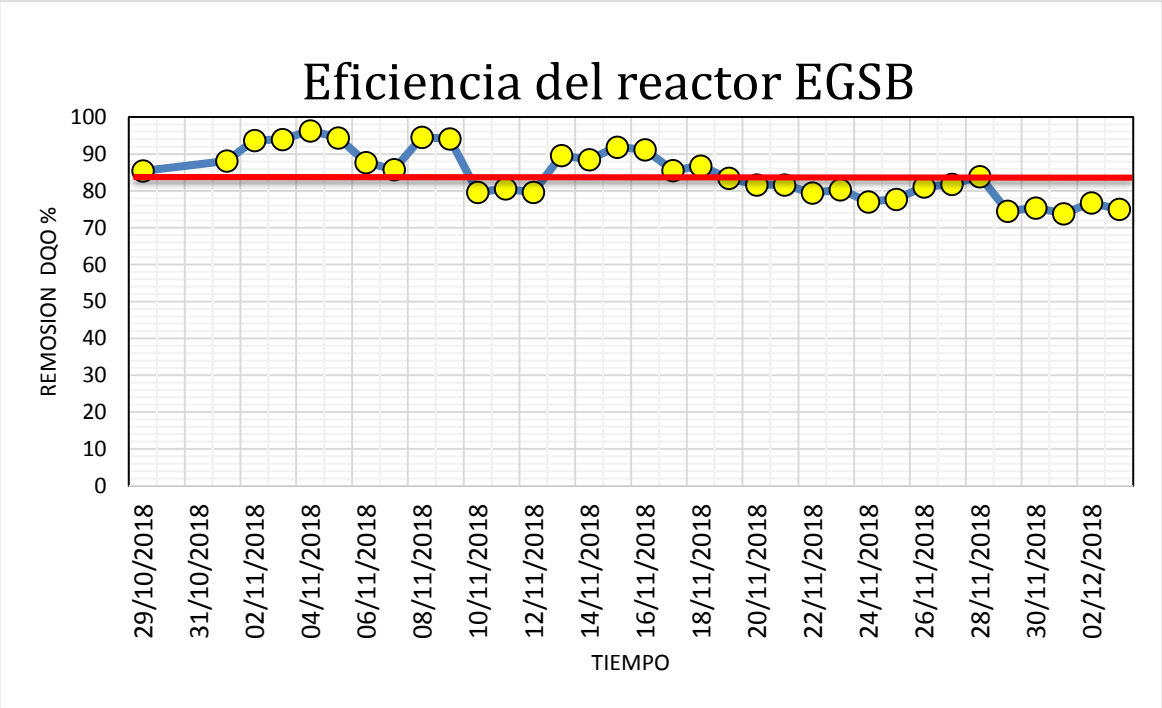
Fuente: Autor

En condiciones estables la eficiencia del reactor EGSB aumentó considerablemente a diferencia de las condiciones operativas iniciales alcanzando el valor máximo de 96% de eficiencia y el mínimo de 74%, sin embargo, en los últimos días de monitoreo se presentó un decaimiento en los porcentajes de eficiencia del reactor, no obstante, cabe mencionar que en la mayoría del periodo de monitoreo la eficiencia estuvo por encima del 80%.

Según sistema de recolección la Planta de Tratamiento de Agua Residual Industrial para su puesta en marcha y estabilización requiere un periodo de (4) meses con el fin de alcanzar los parámetros operativos que cumplan con la legislación ambiental, según esto la planta

logro conseguir las condiciones operativas estables en un tiempo aproximadamente de (1) mes y (19) días cumpliendo el efluente con las condiciones ambientales exigida por la normatividad ambiental.

Figura 36. Eficiencia del reactor EGSB en condiciones estables

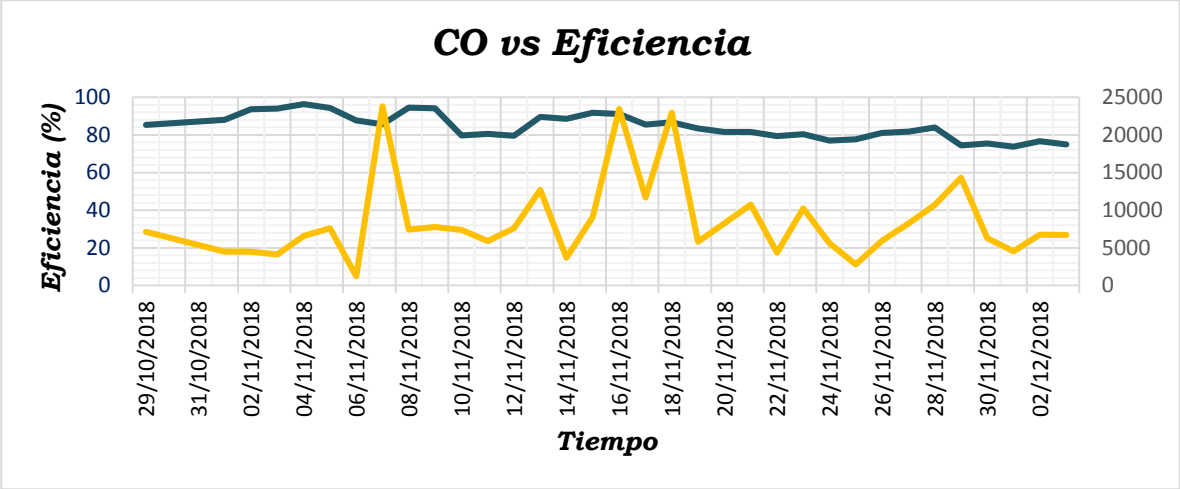


Fuente: Autor

Por otra parte, no se presenta una relación estable entre la carga orgánica y la eficiencia del reactor EGSB según se aprecia en la Figura 37. La mayor carga orgánica se presentó el 7 de noviembre con un valor de 23809 Kg/día y una eficiencia del 86%, en contraposición el 4 de noviembre se presentó la mayor eficiencia con un valor de 96% y una carga orgánica de 6597 Kg/día. Es relevante mencionar que a partir del 16 de noviembre cuando la eficiencia

alcanza un valor de 91%, esta comienza a disminuir con pendiente negativa hasta finalizar el monitoreo con un valor final del 75%.

Figura 37. CO vs Eficiencia



Fuente: Autor

7.4 Determinación de la actividad metanogénica específica del lodo y metano

Para la determinación de la actividad metanogenica se utilizaron 3 tipos de sustratos los cuales fueron sacarosa, ácido acético y aguas residuales.

Este estudio de realizaron con el fin de observar las características del lodo y mirar su comportamiento en cuanto a degradación de DQO, las mejores AME y obtención de metano se observaron en el sustrato ácido acético con valores superiores de 1 gDQO eliminado/ gSSV-dia y producción de biogás de 362 NmLCH_4 como se observa en la figura 38.

Las pruebas se realizaron con las siguientes trampas: NaOH para retener el CO_2 + filtro de hierro para retener $CO_2 + H_2S$ y de esta manera obtener el resultado real de producción metano.

En la Tabla 8 se observan los resultados obtenidos de la prueba de la actividad metanogénica con los sustratos (ARI-Ácido acético) en las 5 muestras a una temperatura de 35°C, así mismo, se determinó la cantidad total en gramos de DQO removido por gramos de sólidos suspendidos volátiles día.

Se observa un excelente resultado en cuanto a remoción de DQO en la mayoría de los casos supero el 80% de remoción.

Tabla 7. Consolidado de resultados obtenidos con sustrato ARI

Muestra Nª	PARAMETROS					
	FECHA	AME (ARI) gDQO eliminado/ g SSV.dia	SST mg/L	SSV mg/L	DQO Inicial ensayo mgO2/L	DQO Inicial ensayo mgO2/L
1 a 35ªC	19/07/2018	0,33	44875	41850	2057 (ARI)	122 (ARI)
2 a 35ªC	23/07/2018	0,40	50100	46800	2170 (ARI)	68 (ARI)
3 a 35ªC	25/07/2018	0,28	112000	105000	2245 (ARI)	404 (ARI)
4 a 35ªC	26/07/2018	0,39	99000	89400	224 (ARI)	2226 (ARI)
5 a 35ªC	30/07/2018	0,28	95000	83000	2220 (ARI)	353 (ARI)
2 a 25 °C	8/08/2018	0,22	44875	41850	2200 (ARI)	140 (ARI)

Fuente: Autor.

En la Tabla 8 se observa el resultado de la actividad metanogénica del sustrato ARI en la cual se puede observar valores inferiores a 0.5.Se contempla que la muestra dos a 25°C removió la mayor la cantidad de DQO con 2060 mg O_2/L. Por otra parte, la muestra 4 a 35°C removió la menor cantidad de DQO con 19 mg O_2/L y

En la Tabla 9 se observa los resultados obtenidos de la actividad metanogénica que se realizó con muestras de lodos y sustratos como agua residual industrial ARI, se mantuvo a una temperatura de 35°C para poder determinar las cantidades exactas de producto como metano, remoción de DQO, cantidad total de sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles. así mismo, el sustrato utilizado ARI en la misma muestra removió 227 mg O_2/L de DQO, cabe resaltar que esta prueba se realizó sin filtro.

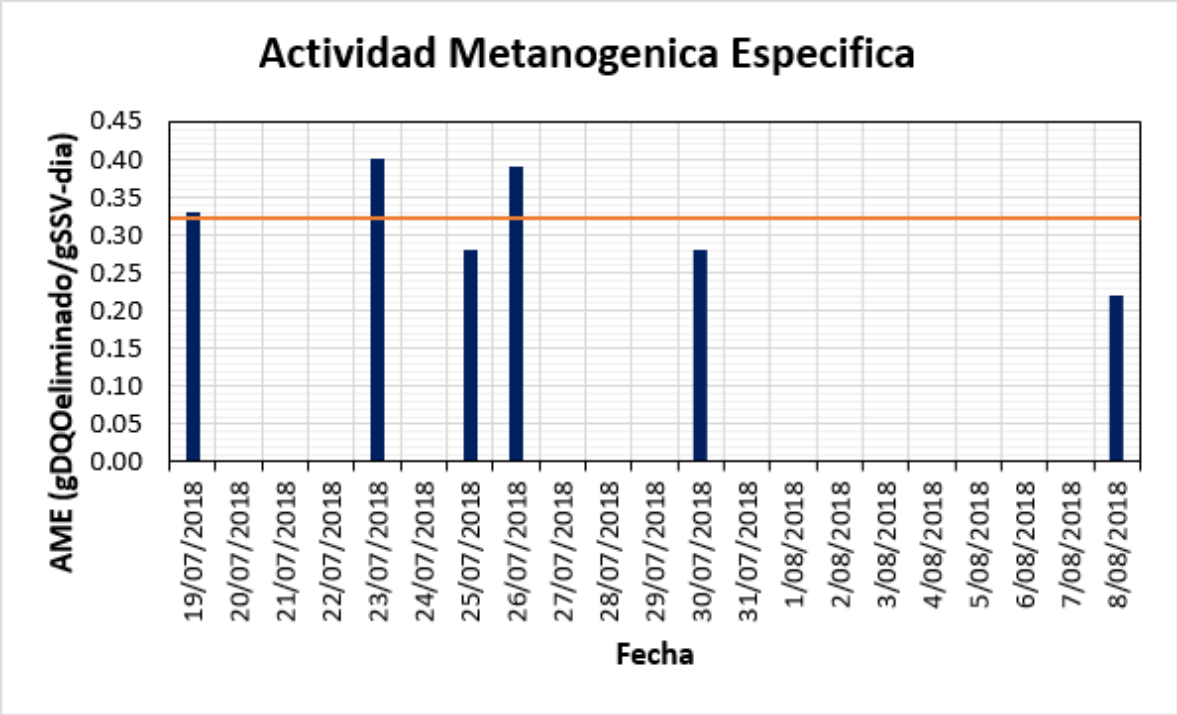
Tabla 8. Consolidado de resultados obtenidos con sustrato ARI y Sacarosa.

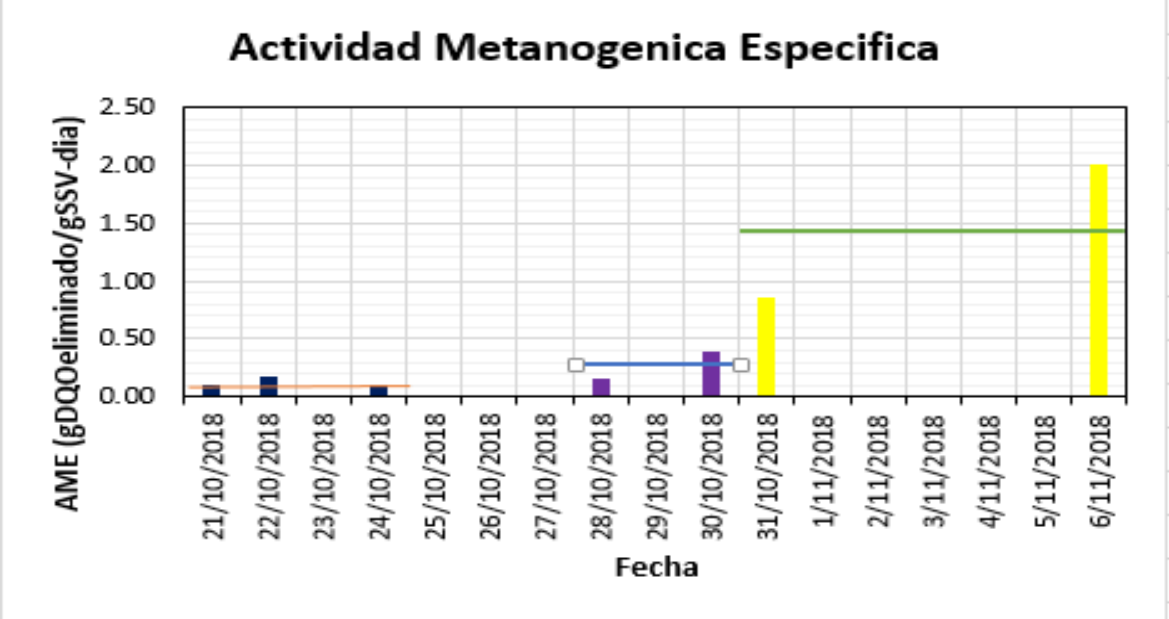
Muestra Nª	PARAMETROS						
	FECHA	AME (ARI) gDQO eliminado/ g SSV.dia	SST mg/L	SSV mg/L	DQO Inicial ensayo mgO2/L	DQO Inicial ensayo mgO2/L	Filtros
6 a 35ªC	21/10/2018	0,10	41100	39800	1872 (ARI)	75 (ARI)	1
7 a 35ªC	22/10/2018	0,18	49800	44300	1455 (ARI)	171 (ARI)	1
8 a 35ªC	24/10/2018	0,11	49800	44300	1027 (ARI)	82 ARI)	1
9 a 35ªC	28/10/2018	0,16	43700	40050	2035 (ARI)	106 (ARI)	2
10 a 35ªC	30/10/2018	0,39	42500	39450	2000 (ARI)	106 (ARI)	2
11 a 35ªC	31/10/2018	0,85	40020	38300	2000 (ARI)	65(ARI)	sin filtro
12 a 35ªC	6/11/2018	2,05	37900	32900	2530 (ARI)	259 (ARI)	sin filtro

Fuente: Autor.

Por otra parte, la muestra numero 8 se evidencia una menor cantidad con un valor de 945 mg O_2/L (1027 – 82) de DQO, cabe resaltar que las muestras mencionadas se realizaron con 1 filtro.

Figura 38. Actividad metanogénica específica

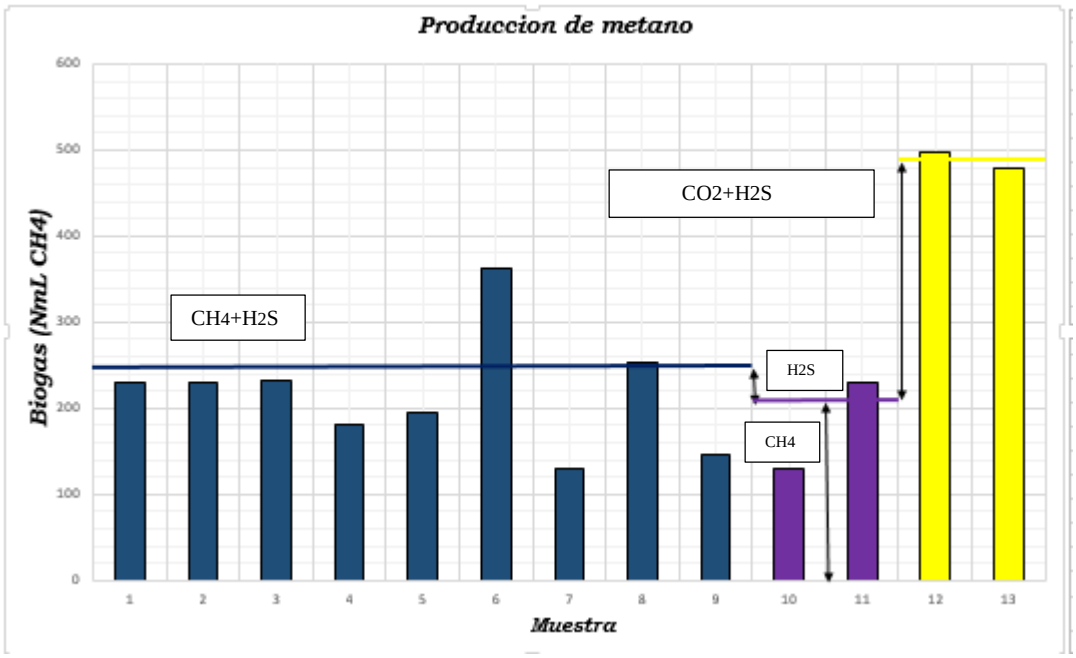




Fuente: Autor.

En la Figura 38 se observa el comportamiento de la actividad metanogénica en comparación con las muestras realizadas, específicamente con el número de filtros o trampas utilizadas para la retención de otro tipo de compuestos o elementos que se encuentran inmersos en el proceso de degradación de materia orgánica. Al utilizar la trampa de NaOH se presenta un comportamiento estable de la actividad metanogénica sin cambios abruptos, en cambio en las muestras que se utilizaron dos filtros NaOH + filtro de Hierro la actividad metanogenica disminuye debido a que la tasa de producción de biogás es menor por ende la AME disminuye. Sin embargo, en las muestras que no se utilizaron filtros de retención la actividad metanogénica aumento considerablemente en relación con los otros muestreos.

Figura 39. Producción de metano

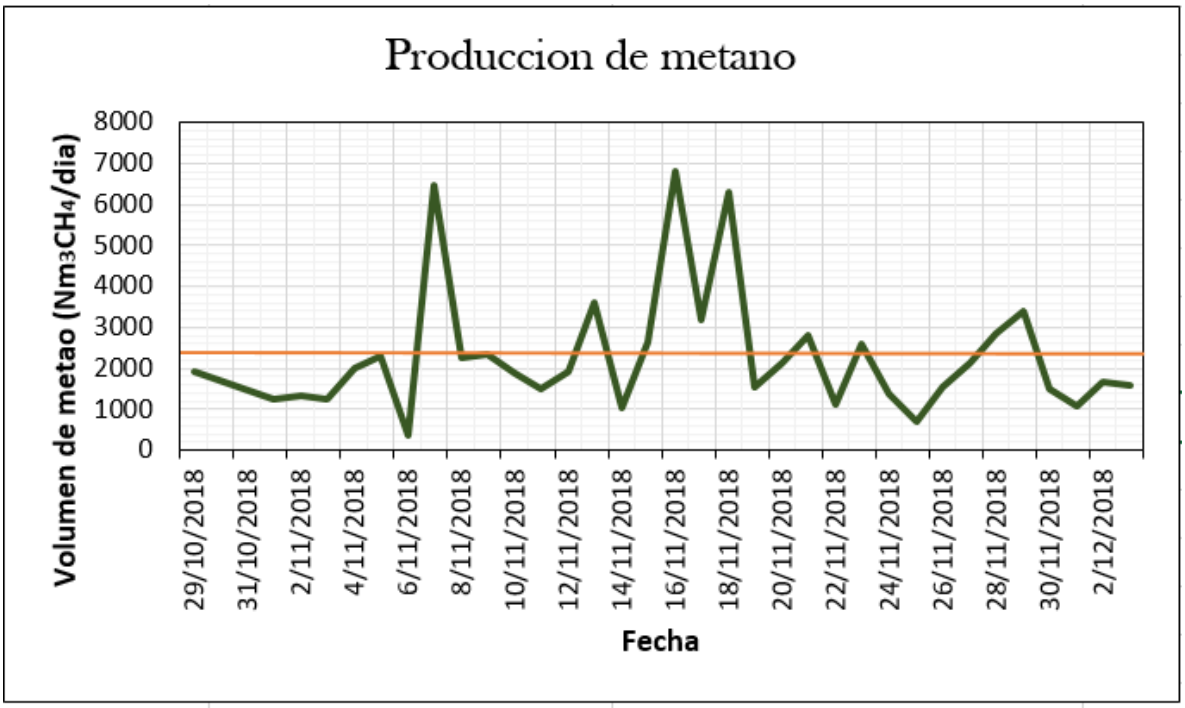


Fuente: Autor.

La mayor cantidad de metano se presentó en la muestra 6 con un valor de 362 NmL, sin embargo, se utilizó solamente un filtro de NaOH para esta muestra. Por otra parte, los valores máximos fueron de 497 y 479 NmL para las muestras 12 y 13 respectivamente, no obstante, estas muestras se realizaron sin filtros, por lo cual el valor de metano calculado es menor al que se presenta. En conclusión, los valores válidos para considerar de producción de metano son los realizados en las muestras 10 y 11 que alcanzaron valores de 130 y 230 $NmLCH_4$ respectivamente, puesto que se utilizaron dos filtros para retener $CO_2 + H_2S$.

En la gráfica podemos observar las medias de cada análisis a los cuales se le saco su respectiva media, donde las barras de color azul indican los análisis que se realizaron con una trampa la cual fue solución de NaOH al 10%, la barras de color morado indican los análisis que se realizaron con dos trampas las cuales fueron solución de NaOH al 10% y filtro de hierro en la cual retenía $CO_2 + H_2S$ obteniendo el valor real de metano producido el cual fue de 180 $NmLCH_4$ y las barras de color amarillo indican los análisis de las muestras que se realizaron sin trampa, por lo tanto el resultado es biogás compuesto por $CO_2 + H_2S + CH_4$ el cual fue de 488 $NmLCH_4$

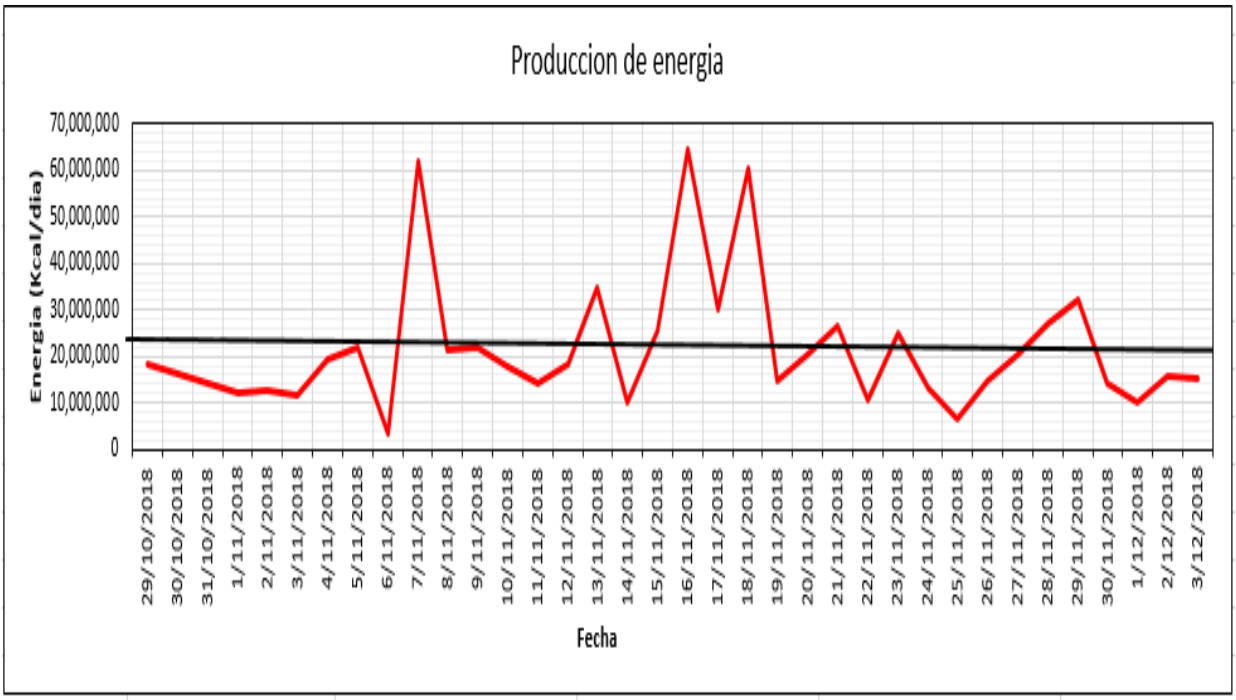
Figura40. Producción de metano Nm3 CH4 del Reactor EGSB



Fuente: Autor.

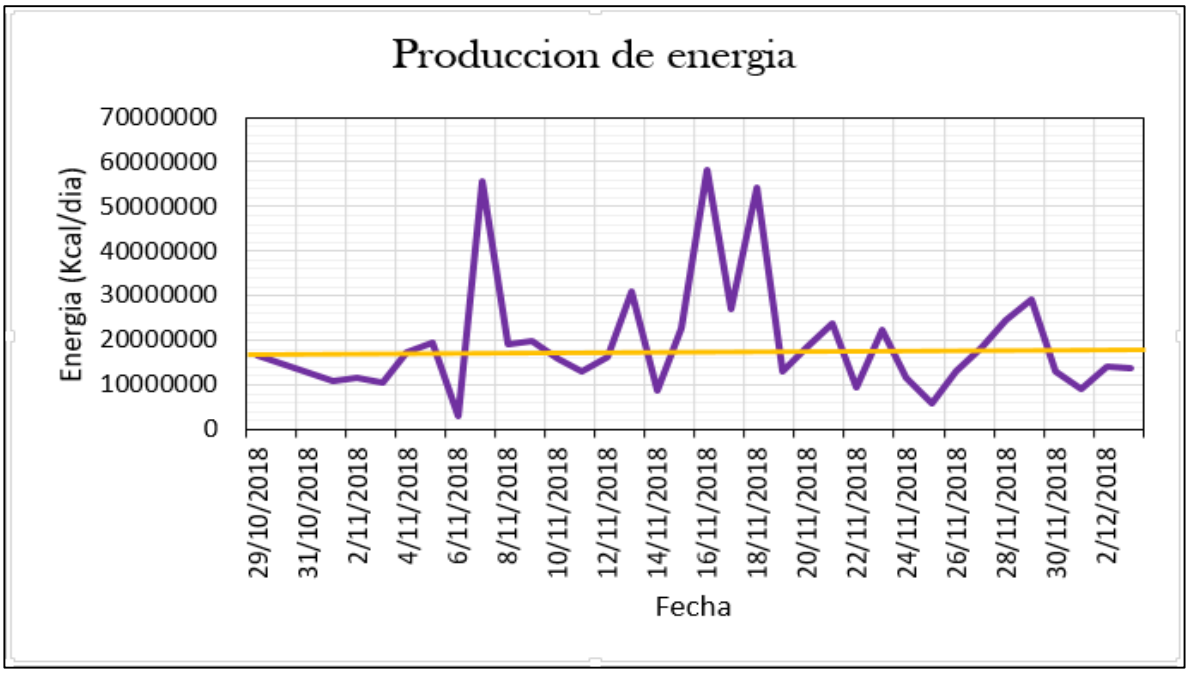
Las mayores producciones de metano se presentaron los días 7, 16 y 18 de noviembre con picos de 6482 Nm^3/CH4, 6794 Nm^3/CH4 y 6319 Nm^3/CH4 como se evidencia en la **(figura 40)**, estos resultados se deben a que los días mencionados anteriormente se presentaron cargas removidas superiores a 20.000 Kg/día, a mayor carga de remoción mayor será la producción de metano, la producción de metano promedio fue de 2303 Nm^3/CH4. los días 6, 14 y 25 de noviembre la producción de biogás fue bastante baja con resultados inferiores a 1000 NmL/CH4.

Figura41. Producción energía (Kcal) del Reactor EGSB Límite superior



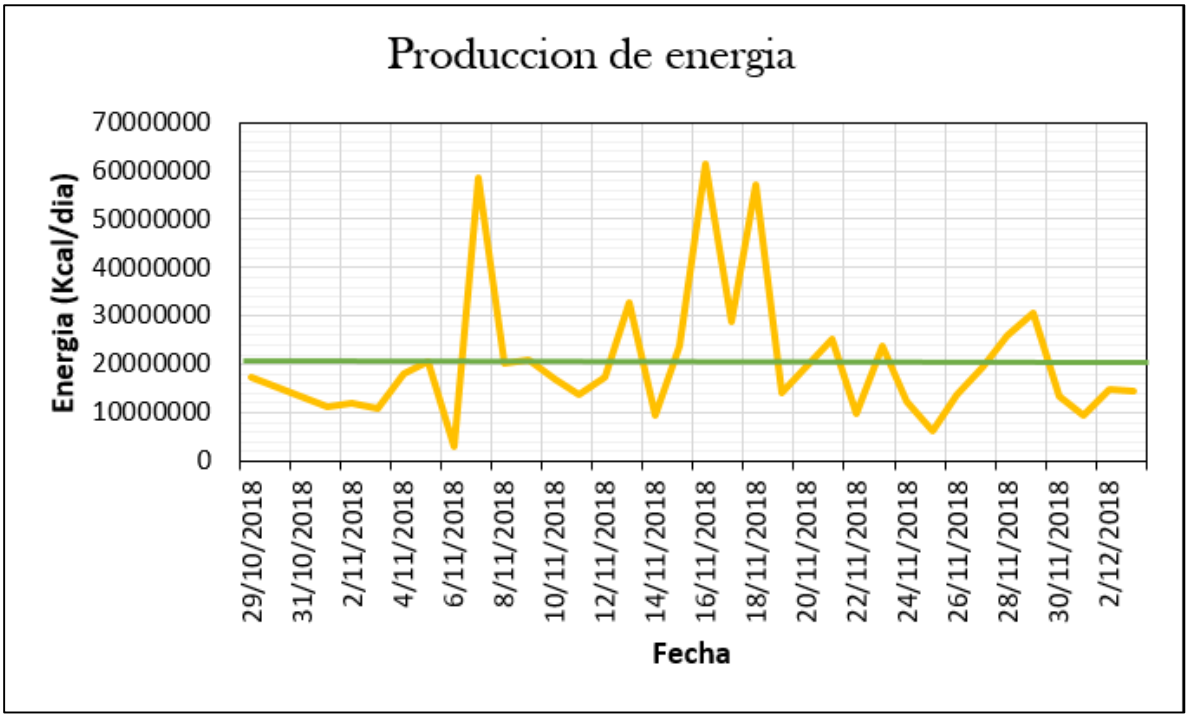
Fuente: Autor

Figura42. **Producción energía (Kcal) del Reactor EGSB límite inferior**



Fuente: Autor

Figura43. **Producción media de energía (Kcal) del Reactor EGSB**



Fuente: Autor

La producción de energía va en relación con la cantidad producida metano, a mayor cantidad de metano mayor será la cantina de energía, Las mayores producciones de energía se presentaron los días 7, 16 y 18 de noviembre con 61800000 (Kcal), 64.8 (Kcal) y 60200000 (Kcal). Su producción promedio fue de 21000000 (Kcal), los días 6, 14 y 25 de noviembre la producción de energía fue bastante baja inferior a 10000000 (Kcal).

7.5 Producción de biomasa en estado estable

Finalmente se determinó el crecimiento de biomasa en el reactor EGSB en condiciones estables (Figura 39). En la primera muestra alcanzo un valor de 44300 mg/L de biomasa, sin embargo, la gráfica presentó pendiente negativa lo cual implica el descenso de biomasa en el transcurso del tiempo como se evidencia en la (tabla 16) En el último monitoreo se presentó un valor de 21400 mg/L, esto representa una disminución del 48.30% en relación al valor inicial

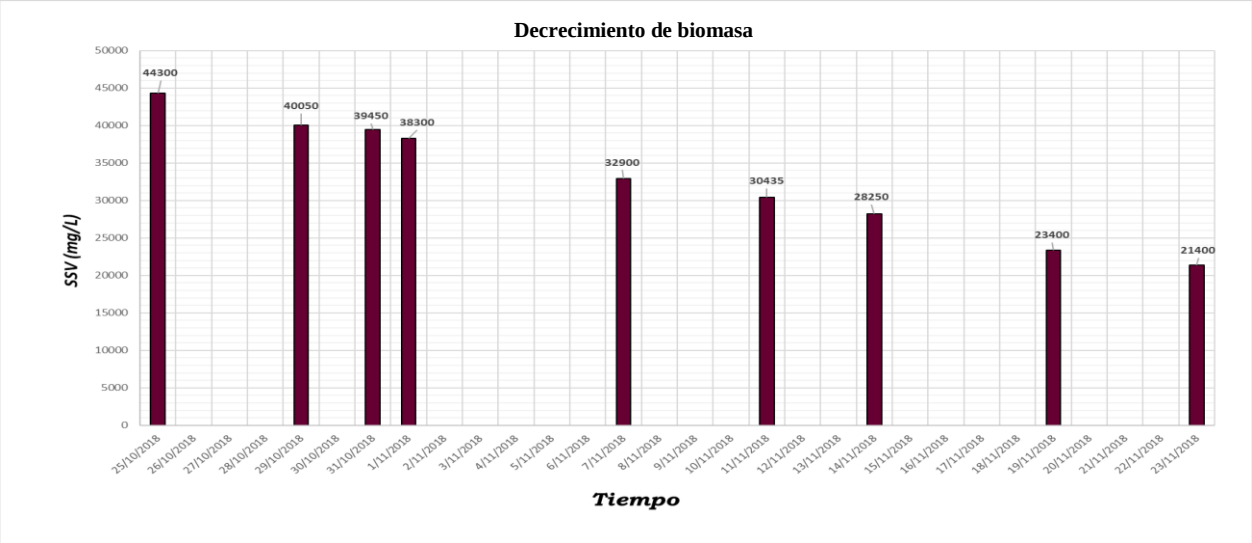
Tabla 9. Sólidos suspendidos totales y solidos suspendidos volátiles

Fecha	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
20/10/2018	49800	44300
25/10/2018	49800	44300
29/10/2019	43700	40050
31/10/2019	42500	49450
1/11/2018	40020	38300
7/11/2018	37900	32900

11/11/2018	33500	30435
14/ 11/2018	28300	28250
19/11/2018	25450	23400
23/11/2018	24312	21400

Fuente: Autor.

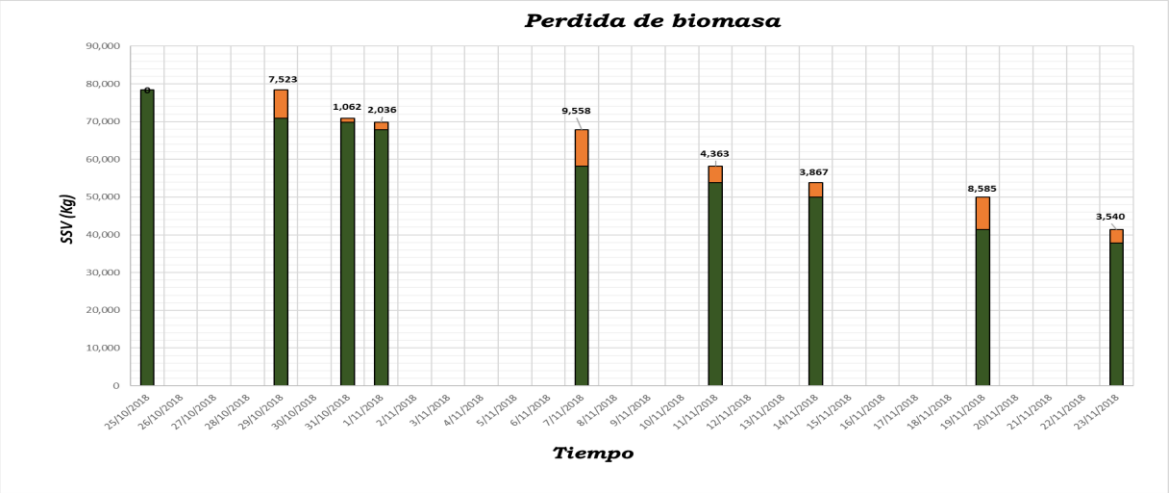
Figura 39. Decrecimiento de biomasa



Fuente: Autor.

Lo anterior se presentó porque existe escape de biomasa en el reactor EGSB las posibles causas son las siguientes: alta velocidad ascensional, variación de pH, variación de temperatura, altas cargas, presencia de etanol, presencia de solidos suspendidos, baja capacidad técnica de los operadores, paro de alimentación por taponamiento de filtros, por la tanto no se evidencio un crecimiento de biomasa si no un gran escape de esta.

Figura 40. Pérdida de biomasa



Fuente: Autor.

Así mismo, se evidencia en la Figura 40 la pérdida de biomasa durante el periodo de monitoreo que corresponde al 25 de octubre hasta el 23 de noviembre, realizando nueve muestras. El reactor EGSB presentó decrecimiento de biomasa como se mencionó anteriormente, siendo la pérdida de biomasa mayor el día 7 de noviembre con un valor de 9558 Kg de SSV. Finalmente, la pérdida total fue de 40533 Kg de SSV considerándose alta y alcanzando casi el 50% de pérdida.

Nota: el valor 9558 Kg de SSV se calculó de la siguiente manera:

Perdida de biomasa dia 7 noviembre =

((38900 SSV – 32900 SSV) * 1770 Vol del reactor)/1000 = Kg

8. Conclusiones

- Se evidencio actividades metanogenicas inferiores a 0.5 gDQO eliminado (SSV – día comparado con las actividades metanogenicas típicas indican que es un fango pobre, por la tanto a la hora de alimentar el reactor su capacidad inicial de recibir cargas altas serán bajas.

- En cuanto a la caracterización del vertimiento se realizó el muestreo en los 5 procesos los cuales fueron: condensados de vinaza, condensados de vinaza más flemaza, drenajes de procesos en el pozo 26404, 26409 y pluviales contaminados realizando las mediciones correspondientes de potencial de hidrogeno (pH) temperatura, caudal y conductividad. Así mismo, la mayoría de los parámetros medidos no se encuentran dentro de los rangos o ventanas operativas alterando el comportamiento del proceso. Los vertimientos con mayores alteraciones en cuanto a los parámetros establecidos según el procedimiento de sistema de recolección de planta de tratamiento de aguas residuales fueron drenajes de procesos, condensados de vinaza más flemaza y condensados de vinaza, los parámetros que estuvieron fuera de las ventanas operativas de estos vertimientos fueron DQO y pH, generando grandes complicaciones a la hora de alimentar el reactor EGSB.
- La determinación de la carga orgánica volumétrica operativa se realizó a la entrada y salida del reactor estableciendo la concentración de la materia orgánica medidas en unidades de DQO, volumen y el caudal respectivo. En cuanto a la

eficiencia operativa del reactor EGSB en estado estable se determinó las cantidades de COV del afluente y efluente con un rango normal de la carga orgánica volumétrica el cual se mantuvo entre 2 y 8 Kg/m^3 *día, sin mencionar el valor máximo de 13 Kg/m^3 *día los días 7, 16 y 18 de noviembre producto.

- La variación de la carga orgánica volumétrica se debe a los picos con altas concentraciones que se presentan durante el día, por la cual se concluyó que el momento no se puede llegar a una estabilización de carga orgánica volumétrica, por otra parte, se pudo observar que esta no afecto la eficiencia del reactor lo cual significa que no es directamente proporcional a la eficiencia del reactor. Respecto a lo anterior y la investigación realizada, el reactor no cumple con la carga orgánica volumétrica de diseño la cual está comprendida en 15 Kg/m3- día, esto se debe a la gran variación de altas concentraciones de DQO que presentan los vertidos que ingresan al reactor.
- Por otra parte, la eficiencia del reactor EGSB en condiciones operativas se realizó en el mismo intervalo de tiempo de la carga orgánica volumétrica presentando el valor máximo de 96% el 4 de noviembre y el valor de 28% mínimo el 10 de septiembre. Al inicio la eficiencia del reactor es mínima lo cual es normal en el arranque de un reactor. Cabe resaltar que la planta logro conseguir las condiciones operativas estables en un tiempo de mes y diecinueve días cumpliendo con las condiciones ambientales exigidas por la normatividad en el efluente.

- La actividad metanogénica específica del lodo presente en el reactor EGSB se realizó en tres sustratos los cuales fueron ácido acético, agua residual industrial y sacarosa, las mejores AME obtenidas fue las que se realizó con el sustrato de ácido acético esto se debe a que en la digestión anaerobia existen tres etapas, las cuales son: hidrolisis, acidogenesis, acetogenesis y finalmente metanogenesis, siendo la etapa de acidogenesis la más amigable para los microrganismo por lo que son moléculas menos complejas para el lodo, por otra parte en el segundo cargue de lodos se pudo observar que los microorganismos no tuvieron un buen comportamiento en cuanto al sustrato de agua residual, esto se debe a que los lodos son provenientes de la empresa ALPINA lo cual es un sustrato diferente (lactosa) al que tratamos en BIOENERGY, en el primer cargue se observó un buen comportamiento, pero esta vez se cargaron lodos de las empresas COLOMBINA y ALPINA a pesar de ser sustratos diferente se presentaron actividades metanogenicas superiores a 0.25 la cual es la mínima AME esperada, esto se debe a que los microrganismo ya tenía un tiempo de residencia con el sustrato de BIONERGY lo cual indica que el lodo independientemente del sustrato que sea se puede adaptar a un sustrato nuevo que en nuestro caso son aguas residuales provenientes del proceso para la obtención de etanol (Sacarosa).
- Se concluye que a la hora de realizar la actividad metanogenica con la trampa para capturar H2S es muy poca la diferencia en comparación a las AME realizadas con una sola trampa la cual es NaOH (captura CO2) lo que podemos decir que no hay presencia de ácido sulfhídrico en los efluentes que entran al

reactor EGSB, a comparación de las actividades que se realizaron sin filtro se observa una mayor actividad metanogenica lo que indica que existe una cantidad considerable de CO2 en el proceso.

- Se dedujo que las mejores actividades metanogenicas la obtuvimos con los lodos provenientes de la empresa COLOMNBINA, debido a que este lodo era de un mayor tamaño y mucho más granular el cual es el ideal para este tipo de reactores. Los resultados fueron superiores a 0.25 lo cual indica una AME buena.
- Se determina que la máxima producción de Biogás es la pendiente debido a que el cálculo de la actividad metanogénica es una tasa de producción por hora y así concluir cuanto biogás produce los microorganismos, aunque la prueba se realiza a 24 horas, esto se hace con el fin de observar las fases de latencia, fase exponencial y fase de muerte, en la fase exponenciales donde se calcula la máxima producción de biogás siendo esta la fase máxima de producción de metano.
- Se evalúa la capacidad del lodo en cuanto a degradación de DQO y se obtuvieron remociones de DQO mayores al 80% lo que indica que es un lodo de buena calidad y se obtendrá buenas eficiencias.
- El crecimiento de biomasa en el reactor EGSB en condiciones estables presentó pendiente negativa lo cual implica el descenso de biomasa en el transcurso del tiempo representando una disminución del 48.3% en relación al valor inicial. Lo anterior se presentó debido al escape considerable de biomasa en el reactor EGSB en el proceso de operación, además, el reactor presenta una velocidad ascensional

superior a la de diseño alcanzado valores de 4 m/h, por otra parte una de las posibles pérdidas de biomasa son las altas concentraciones de DQO y bajos pH, a mayores concentraciones mayor va ser la carga y en el arranque del reactor esto es de vital importancia ya que no se puede alimentar el reactor con cargas tan altas, en el rango de pH bajos (3.5 - 4.5) causan un aumento significativo de AGV en el reactor Provocando toxicidad para los microrganismo y posteriormente su muerte. La pérdida total de microorganismos fue de 40533 Kg de SSV.

9. Recomendaciones

- Según manual de operación previo a la puesta en marcha del reactor, se recomienda alimentar el reactor con 500 Kg/día e ir avanzado progresivamente hasta alcanzar la carga diseño la cual es de 25000 Kg/día, cabe resaltar que el reactor se empezó alimentar con una carga aproximadamente de 2500 Kg/día, esta decisión se tomó en base a la actividad metanogénica que presento el lodo. Por este motivo se recomienda controlar los procesos de producción a tal punto de cumplir con los parámetros establecidos por el manual del reactor EGSB.
- Se recomienda realizar una caracterización de muestras compuestas de los vertimientos con el fin de conocer los horarios en los cuales se presentan los picos de cargas y establecer plan de contingencias para mejorar el funcionamiento del reactor EGSB, así mismo, realizar una limpieza al interior del reactor para identificas los posibles escapes de biomasa que se están presentando.
- Realizar un estudio exhaustivo del reactor EGSB para estudiar todas las posibles causas que generan el escape de biomasa, lo ideal es encontrar el problema y no comprar lodos cada 4 meses los cuales generan grandes costos a la empresa (aproximadamente 400.000.000 millones cada 3 meses) cuando lo ideal es hacer crecer la biomasa y posiblemente convertirnos en productores y vendedores de lodos.
- El sistema de tratamiento de aguas residuales de Bioenergy en condiciones ideales debe operar continuamente, pero en realidad no es así, debido a que es

una empresa que apenas lleva un año de operatividad el proceso de estabilización de efluentes es un poco complejo, por esta razón se presentaron tantos problemas con el reactor EGSB los más comunes fueron acidificación del reactor, taponamiento de filtros lo cual causaba parar la alimentación del reactor anaerobio y se realizaba un bypass a los reactores aerobios, complicando las condiciones del EGSB ya que en cada paro era un nuevo arranque de este, una de las recomendaciones que se pueden estudiar es la construcción de una línea de alimentación independiente a los reactores aerobios, esto sería de gran ayuda ya que se podría recircular el reactor anaerobio y alimentar los reactores aerobios al mismo tiempo, la recirculación es de vital importación, esto se hace como plan de contingencia para bajar AGV, pH y restaurar las condiciones óptimas del reactor.

- Bioenergy cuenta con dos reservorios de aguas cada uno de 30.000 m3, estos se diseñaron con el fin de no pasarnos de la concesión de agua que es de 8700 m3/día, el agua que no se puede tratar es bypasseada para los reservorios, se observó que el agua que se enviaba para estos, registraban DQO más bajas, se recomienda a futuro convertir estos reservorios en lagunas de estabilización con el fin de bajar cargas orgánicas facilitando el cumplimiento con la normatividad en cuanto a concentraciones.
- Estudiar la posibilidad de sacar el permiso de vertimientos de aguas residuales tratadas.

- Es cierto que todas las personas pensamos diferentes y en la mayoría de casos no tiene consecuencias, pero a la hora de arranque de un reactor se necesita un orden de ideas la cueles lleguen a buenos resultados, de nada sirve llevar un proceso durante 12 horas el cual este enfocado en el arranque del reactor, si llegan otro turno y en 12 horas realiza otro proceso diferente, se recomienda más comunicación entre los turnos y trabajar en equipo.
- Capacitar a los operadores trimestralmente en cuanto a las ventanas operativas del proceso, los actos administrativos y resoluciones, ya que se realizaron auditorias y estas se le hacen es a los operarios, los cuales le encontraron falencias en cuanto a lo mencionado anteriormente.
- Realizar un estudio en cuanto a la capacidad de la planta de tratamiento de aguas residuales debido a que no está cumpliendo con la capacidad máxima que son 6800 m3/día de agua a tratar, se comprobó que la planta no está capacitada para tratar esta cantidad de agua, se recomienda estudiar la posibilidad de diseñar otro reactor para tratar esta cantidad o más de agua sin ningún inconveniente.

10. Referencias bibliográfica.

Gil, V. (1993). Fundamentos del tratamiento anaerobio de aguas residuales – criterios de diseño. Medellín.

Albert, L. (1997). Contaminación ambiental. origen, clases, fuentes y efectos. *ECO: Introducción a la ecología ambiental*, p. 37-52.

Arango, O., & Sanchez, L. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. *Facultad de Ciencias Agropecuarias* , Vol. 7. No. 2. p. 24-31.

Araya, P., Amaral , A., Mota, M., Ferreira, E., & Alves, M. (2005). Análisis de imagen para la cuantificación de cambios morfológicos en biomasa granular, inducidos por la presencia de nitratos en reactores EGSB. Viña del Mar, Chile: XVI Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS- Chile. II Simposio Latinoamericano de Lodos y Biósolidos.

BYOENERGY, S. (2015). *Sistema de recolección y tratamiento de las aguas resduales industriales de la producción de alcohol carburante "Alcavarán"*. Puerto López, Meta: GIN-PRO-M.

Caicedo, F. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor U.A.S.B piloto para el tratamiento de lixiviados. Manizales, Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

Cárdenas, G., & Ramos, R. (2009). Evaluación de la eficiencia de reactores de lecho fijo utilizando aguas mieles residuales de trapiches artesanales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, Vol. 19, no. 1, p. 25-38.

Chávez, M. (2010). Diseño y cálculo de un tren de tratamiento biológico para aguas residuales urbanas usando la tecnología de lecho granular expandido. Bogotá: Instituto Politécnico Nacional.

Chuan, C., Nanqi, R., Aijie, W., Zhenguo, Y., & Duu-Jong, L. (2008). Eliminación biológica simultánea de azufre, nitrógeno y carbono utilizando el reactor EGSB. *Microbiología Aplicada y Biotecnología*, Vol. 78, no. 6, p. 1057-1063.

Congreso República. (19 de Diciembre de 1973). Código de Recursos Naturales y de Protección al Medio Ambiente. Bogotá , Colombia : Normatividad del Marco Legal . Obtenido de http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/leyes/2a-ley_0023_1973.pdf

Congreso República. (19 de Diciembre de 1973). Código Sanitario Nacional. Bogotá, Colombia: Normatividad del Marco Legal. Obtenido de http://copaso.upbbga.edu.co/legislacion/ley_9_1979.Codigo%20Sanitario%20Nacional.pdf

Congreso República. (26 de 06 de 1984). Uso del agua y residuos líquidos . Bogotá , Colombia. D.C.: Normatividad del Marco Legal.

Cruz, A., Meza, R., Rosales, A., & Ríos , E. (2016). Evaluación de un biorreactor de manto de lado anaerobio de flujo ascendente para el tratamiento de vinazas. *Espacio 1+D, Innovación más Desarrollo*, Vol. 5, no. 12 especial.

Díaz, M., Espitia, S., & Molina, F. (2002). *Digestión anaerobia: una aproximación a la tecnología*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Florez, D., & Posada, J. (2007). Diseño conceptual de un reactor de lecho fluidizado a escala laboratorio para el tratamiento de aguas residuales. Medellín, Colombia: Universidad EAFIT.

Galicia, B. (2017). Evaluación de un biorreactor EGSB para el tratamiento de aguas del beneficio húmedo del café. Chiapas, México: Universidad de Ciencias y Artes Aplicadas.

Haandel, A. v., & Lettinga, G. (1994). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales: una guía práctica para regiones de clima calido* . Chichester: John Wiley & Sons. pp. 226.

León, G. (2017). Evaluación de un biorreactor EGSB para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. Chiapas, México: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

Lettinga, G., Velsen, A., Hobma, S., Zeeuw, W., & Klapwijk, A. (1980). use of the upflow sludge blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. . *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 22, No. 4. p. 699-734.

Lillo, O. (2017). Puesta en marcha y operación de un reactor EGSB mediante desnitrificación autótrofa-heterótrofa simultanea para la eliminación de nitrogeno, azufre y materia orgánica. Valparaíso, Chile: Universidad Técnica Federico Santa María.

Lobo, K. (2005). Evaluación de procesos operativos en sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales. Costa Rica: Universidad de Costa Rica, Facultad de Ingeniería.

Lorenzo, Y., & Obaya, M. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos Teóricos. Parte I . *ICIDCA*, Vol. XXXIX. No 1. p. 35-48.

MADS. (2014). Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. Bogotá D.C., Colombia: Ministerio de ambiente y desarollo sostenible. Obtenido de Código Nacional de Recursos Naturales Renobables y de Protección al Medio Ambiente: http://parquearvi.org/wp-content/uploads/2016/11/Decreto-Ley-2811-de-1974.pdf

MADS. (2015). Resolución 0631de 2015. Bogotá, Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Mass, K., & Medrano, Y. (2013). Tratamiento de aguas residuales a partir de digestión anaerobia. Cartagena, Colombia: Universidad de San Buenaventura.

Mass, K., & Medrano, Y. (22 de Octubre de 2013). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES A PARTIR DE DIGESTIÓN ANAEROBIA. Cartegena, Colombia.

McHugh, S., O'Reilly, C., Mahony, T., Colleran, E., & O'Flaherty, V. (2003). Anaerobic granular sludge biorreactor technology. *Enviromental Science and BioTechnology*, Vol. 2, p. 225-245.

. Tratamientos anaerobios Biothane para aguas residuales industriales. *Veolia Water Solutions & Technologies Ibérica (VWSI)*, Vol. 325. p. 52-56.

Moreno, H. (1996). Optimización de diseño del sistema de alimentación de reactores U.S.A.B. *Revista Memos de Investigación*, No. 284. p. 25.

Nodal, B. (2001). Procesos biológicos aplicados al tratamiento de agua residual. *unicesar.ambientalex.info*, Vol. 22 No. 4. p. 52-56.

OMS. (Abril de 2016). *MANUAL PARA EL USO Y LA DISPOSICIÓN SEGUROS DE AGUAS GRISES Y EXCRETAS* . Obtenido de PLANIFICACIÓN DE LA SEGURIDAD DEL SANEAMIENTO : http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250331/9789243549248-spa.pdf;jsessionid=DC3F50622657A4080140DBA3768CA9BC?sequence=1

Pérez, A., & Torres, P. (2008). Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, no. 45, p. 27-40.

Reyes, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales provenientes de restro mediante un sistema de biodegradación anaerobia-aerobia. México: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

SEMARNAT. (1996). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. NOM-001-SEMARNAT. Ciudad de México , México: Diario Oficial de la Federación .

Valencia, E., & Ramírez, M. (2009). La industria de la leche y la contaminación del agua. *REDALYC*, Vol. 16. No. 73. p. 27-31.

Zhang, Y., Yan, L., Chi, L., Long, X., Mei, Z., & Zhang, Z. (2008). Startup and operation of anaerobic EGSB reactor treating palm oil mill effluent. *Journal Enviromental Science*, Vol. 20, no. 6, p. 658-663.