



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN

FACULTAD DE INGENIERÍA

UNIDAD DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**“ANÁLISIS DE LA RELACIÓN ENTRE CONDICIONES DE
OPERACIÓN Y LA EFICIENCIA DE UNA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES”**

TESIS

PRESENTADA POR:

I.C. Manuel Jesús Chacón Cervera

EN OPCIÓN AL GRADO DE

MAESTRO EN INGENIERÍA

OPCIÓN AMBIENTAL

MÉRIDA, YUCATÁN, MÉXICO

2017

INDICE

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del problema	1
1.2 Objetivos	2
1.2.1 Objetivo general.....	2
1.2.2 Objetivos específicos	2
1.3 Justificación	3

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO O CONCEPTUAL	4
2.1 Tratamiento de aguas residuales	4
2.1.1 Niveles de tratamiento	4
2.1.2 Tipos de tratamientos para aguas residuales.	6
2.1.3 Tratamientos Biológicos.....	6
2.2 Digestión anaerobia	7
2.2.1 Factores que influyen la digestión anaerobia.....	8
2.2.2 Parámetros de diseño de reactores anaerobios de flujo ascendente.	9
2.2.3 Eficiencias obtenidas para digestores anaerobios tipo UASB.	10
2.3 Filtros percoladores.....	11
2.3.1 Principales parámetros y criterios del diseño de los filtros percoladores.	11
2.4 Tratamiento Anaerobio – Aerobio	12
2.5 Descripción de la planta de tratamientos de aguas residuales “Las Américas”	13
2.5.1 Principales parámetros y criterios del diseño de la planta de tratamiento.	15
2.6 Parámetros considerados en la caracterización del sistema de tratamiento de aguas residuales	19
2.7 Parámetros de control en las plantas tratamiento de aguas residuales	20
2.7.1 La carga orgánica volumétrica	20
2.7.2 El caudal de recirculación de lodos Q_R	20
2.7.3 El Índice Volumétrico de Lodos (IVL).....	21

2.7.4 La relación alimento-microorganismo (F/M).....	21
2.7.5 El tiempo de retención hidráulico (TRH)	21
2.8 Actividad metabólica en los sistemas de tratamiento.....	22
2.8.1 Actividad enzimática	23
CAPÍTULO III	
METODOLOGÍA.....	24
3.1 Descripción del área de muestreo.....	24
3.2 Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.	29
3.2.1 Caudal de entrada a la planta de tratamiento.	29
3.2.2 Caudal de alimentación a las diferentes unidades de tratamiento.	31
3.2.3 Caudales de recirculación.....	32
3.3 Caracterización fisicoquímica del agua residual.	32
3.3.1 Análisis fisicoquímicos realizados para caracterizar el agua residual de la planta de tratamiento de aguas residuales.	32
3.3.2 Caracterización del agua residual que ingresa a la planta.....	34
3.3.3 Caracterización los influentes y los efluentes de las diferentes unidades de tratamiento.....	35
3.4 Determinación de los parámetros de operación de la planta.	35
3.4.1 Parámetros de operación del digestor anaerobio.	35
3.4.2 Parámetros de operación de los filtros percoladores.	36
3.5 Determinación del balance de masas de los diferentes sistemas que componen la planta.....	37
3.6 Determinación de la actividad biológica deshidrogenasa.....	38
CAPÍTULO IV	
RESULTADOS EXPERIMENTALES.....	39
4.1 Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.	39
4.1.1 Caudal de entrada a la planta de tratamiento.	39
4.1.2 Caudal del efluente de la planta de tratamiento.....	41
4.1.3 Caudal del influente al digestor anaerobio.....	42
4.1.4 Caudal del influente a los filtros percoladores.	42
4.2 Caracterización fisicoquímica del agua residual.	43
4.2.1 Caracterización del agua residual que ingresa a la planta.....	43

4.2.2 Caracterización los influentes y los efluentes de las diferentes unidades de tratamiento.....	43
4.2.3 Características fisicoquímicas del efluente.	49
4.3 Determinación del balance de masas de los diferentes sistemas que componen la planta.....	50
4.4 Determinación de los parámetros de operación de la planta	54
4.4.1 Parámetros de operación del digestor anaerobio.	54
La edad del lodo (θ_c) es de 44 días.	54
4.4.1 Parámetros de operación de los filtros percoladores	55
4.5 Determinación de la actividad metabólica deshidrogenasa	56
CAPÍTULO V	
DISCUSIÓN	58
5.1 Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.	58
5.1.1 Caudal de entrada a la planta de tratamiento.	58
5.1.2 Caudal de entrada al digestor anaerobio.	59
5.1.3 Caudal del influente a los filtros percoladores.	59
5.2 Caracterización fisicoquímica del agua residual.	59
5.2.1 Caracterización del agua residual que ingresa a la planta.....	59
5.2.2 Caracterización los influentes y los efluentes de las diferentes unidades de tratamiento.....	60
5.3 Determinación de los parámetros de operación de la planta	64
5.4 Determinación de la actividad metabólica deshidrogenasa	65
CAPÍTULO VI	
CONCLUSIONES.....	66
CAPÍTULO VII	
RECOMENDACIONES	67
ANEXOS	68
REFERENCIAS.....	72

GLOSARIO

Cov:	Carga orgánica volumétrica.
D.E.:	Desviación estándar.
DBO ₅ :	Demanda bioquímica de oxígeno.
DQOs:	La fracción soluble de la demanda química de oxígeno.
DQOt:	Demanda química de oxígeno total.
EFP1:	Efluente del primer filtro percolador.
EFP2:	Efluente del segundo filtro percolador.
INF:	Influente de la planta.
CB:	Cárcamo de bombeo.
NH ₃ -N.:	Nitrógeno amoniacal.
N.K.T.:	Nitrógeno total Kjeldahl.
P	Fósforo
pH:	Potencial de hidrogeno.
SED1:	Sedimentador del primer filtro percolador.
SED2:	Sedimentador del segundo filtro percolador.
TRH:	Tiempo de retención hidráulico.
TRS:	Tiempo de retención de sólidos.
JAPAY:	Junta de agua potable y alcantarillado de Yucatán.
RBC:	Sistemas biológicos rotativos de contacto.
SSed:	Sólidos sedimentables.
SST:	Sólidos suspendidos totales.
SSV:	Sólidos suspendidos volátiles.
UASB:	Reactor de flujo ascendente anaerobio de lecho de lodos (por sus siglas en inglés: Upflow Anaerobic Sludge Blanked).

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 Planteamiento del problema

La ciudad de Mérida carece de un sistema de drenaje sanitario en un alto porcentaje de su territorio, por lo que las aguas residuales generadas en los domicilios son dispuestas a través de fosas sépticas y pozos someros de absorción; con los nuevos fraccionamientos, donde ya se exige la creación de una zona de tratamiento de aguas negras se ha logrado un gran avance en la búsqueda de mitigar los daños al manto freático, a los pozos someros (norias) y cenotes de la ciudad; sin embargo se corre el riesgo de que en un futuro haya problemas con tantos sistemas autónomos de tratamiento de aguas residuales que funcionan en forma aislada (Moreno 2016) y sin control. La instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Mérida busca la preservación de las fuentes de abastecimiento de agua potable para la ciudad, mediante el saneamiento de las aguas residuales municipales antes de que éstas sean vertidas de nuevo al acuífero para su disposición final.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales de Mérida Yucatán descargan su efluente en el manto freático, dicha descarga está regulada por la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales. Generalmente estas aguas pasan a través de un tanque de contacto de cloro, para reducir al máximo los microorganismos patógenos y son vertidas a través de un pozo de inyección al subsuelo en el manto freático. Para optimizar la operación del sistema es necesario conocer el comportamiento de cada una de las unidades que componen las plantas de tratamiento.

El sitio propuesto para estudio es la “Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Fraccionamiento Las Américas” de la JAPAY ubicada al norte de la ciudad de

Mérida la cual es de tipo biológico y combina tecnología anaerobia (digestor anaerobio) y aerobia (filtros percoladores). Desde que la planta fue inaugurada no se le ha realizado algún estudio que permita conocer la efectividad de la operación del tratamiento.

La calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento está relacionada con las características de las aguas residuales que reciben, el sistema de tratamiento en sí y las condiciones de operación.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de las condiciones de operación sobre la calidad del efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales

1.2.2 Objetivos específicos

1. Determinar las condiciones operación de la planta de tratamiento de aguas residuales.
2. Caracterizar el agua residual que ingresa a la planta de tratamiento, tanto en respecto a sus condiciones de flujo como a la concentración de parámetros físico químicos establecidos en las normas.
3. Determinar el comportamiento de las unidades del tren de tratamiento bajo las condiciones de operación.

1.3 Justificación

Las plantas de tratamiento de agua residual deben disponer efluentes que cumplan con las normas establecidas, para asegurar esto es necesario realizar evaluaciones a las plantas para poder monitorear si están trabajando de manera eficiente, si cumplen con los lineamientos establecidos y así poder proponer mejoras a los procesos de tratamiento.

La calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento está relacionada con los factores operacionales de la planta de tratamiento, así como con las características de composición y flujos del agua residual tratada. Las plantas de tratamiento son diseñadas utilizando parámetros que infieren las características del agua y demás factores operacionales de la planta; estos parámetros no son necesariamente con los que la planta estará trabajando en la realidad.

Generar un diagnóstico sobre el funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales “Las Américas” contribuirá a reducir la contaminación al manto freático estableciendo las fortalezas y áreas de oportunidad en la operación de la planta de tratamiento de manera que se genere una adecuada calidad del efluente de la planta

Esta evaluación adquiere una mayor relevancia considerando que no se han realizado evaluaciones a esta planta de tratamiento por lo que el conocimiento generado de este trabajo dará un indicio del estado de las plantas de tratamiento municipales con respecto al cumplimiento de las normas establecidas.

.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO O CONCEPTUAL

2.1 Tratamiento de aguas residuales

Se denomina aguas residuales a las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (NOM-001-SEMARNAT-1996).

El tratamiento de aguas residuales o agua residual doméstica incorpora procesos físicos, químicos y biológicos los cuales tratan y remueven contaminantes del uso humano cotidiano del agua. El objetivo del tratamiento es producir agua residual ya limpia (efluente tratado) que sustituya las descargas crudas por reutilizables o descargas que no causen impactos medio ambientales, y lodos también convenientes para los futuros propósitos o reutilización (Rojas 2008).

2.1.1 Niveles de tratamiento

El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente. El tratamiento primario se emplea para la eliminación de los sólidos en suspensión y los materiales flotantes; el tratamiento secundario comprende tratamientos biológicos y químicos convencionales; en cuanto al tratamiento terciario su objetivo fundamental es la eliminación de contaminantes que no se eliminan con los tratamientos convencionales.

2.1.1.1 Tratamiento primario

Los tratamientos primarios son los más sencillos en la limpieza del agua, preparan el agua removiendo una porción de los sólidos suspendidos y de la materia orgánica cuya dimensión pudiera dificultar los procesos posteriores de tratamiento; utilizan operaciones físicas para remover los sólidos flotantes o sedimentables presentes en el agua residual. Ejemplos de estos tratamientos son el cribado, flotación o eliminación de grasas, y la sedimentación. En ocasiones los sistemas de tratamiento utilizan tratamientos primarios como la sedimentación y flotación como parte del proceso de tratamiento secundario.

2.1.1.2 Tratamiento Secundario

Los tratamientos secundarios son los que buscan remover la mayor parte de la materia orgánica biodegradable y de los sólidos suspendidos que no fueron posibles de remover mediante el tratamiento primario. Los tratamientos secundarios intentan reproducir fenómenos naturales de estabilización de la materia orgánica.

Los tratamientos secundarios suelen manejar diversos aspectos biológicos que son afectados por diversos factores externos como pueden ser condiciones climáticas por lo que es necesario estudiarlos y conocer de qué manera se adaptan al medio en el que serán utilizados.

Ejemplos de tratamientos son: el proceso de lodos activados, los procesos de filtro biológico, el biodisco, las lagunas de oxidación, entre otros.

2.1.1.3 Tratamiento terciario

En el tratamiento avanzado o terciario se utilizan combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias para eliminar sólidos suspendidos y otros contaminantes tales como el nitrógeno y el fósforo que no se pueden remover con el tratamiento secundario. Sin el tratamiento terciario adecuado, la descarga de la planta podría seguir siendo un riesgo ambiental, por ejemplo, la falta de eliminación de nutrientes en una descarga a un cuerpo de agua puede promover o acelerar la eutrofización de cuerpos receptores superficiales. Ejemplos del tratamiento terciario

serían: la filtración o adsorción a través de carbón activado, el intercambio iónico y la transferencia de gases (Olea 2013).

2.1.2 Tipos de tratamientos para aguas residuales.

Los tratamientos de aguas residuales se dividen en biológicos y físico-químicos. Los tratamientos biológicos son los tratamientos que dependen de bacterias, nematodos y otros pequeños organismos que se encargan de descomponer los residuos orgánicos mediante procesos celulares. Mientras que los tratamientos físico-químicos son aquellos en los que se utilizan fuerzas físicas y componentes químicos para eliminar los residuos orgánicos.

2.1.3 Tratamientos Biológicos

El objetivo del tratamiento biológico de aguas residuales es la creación de un sistema en el que los productos de la descomposición puedan ser inocuos al medio ambiente. Las principales aplicaciones de estos procesos son: la eliminación de la materia orgánica carbonosa del agua residual, medida como DBO, COT o DQO; la nitrificación; la denitrificación; la eliminación de fósforo; y la estabilización de fangos (Nodal, 2001).

Los principales procesos biológicos aplicados al tratamiento de agua residual se dividen en cinco grandes grupos:

- Procesos aerobios: procesos de lodos activados, lagunas aireadas, digestión aerobia, filtros percoladores, filtros de desbaste, sistemas biológicos rotativos de contacto o biodiscos (RBC), biofiltros activados.
- Procesos anóxicos: Denitrificación con cultivo en suspensión, y la denitrificación de película fija.
- Procesos anaerobios: Digestión anaerobia, proceso anaerobio de contacto, filtro anaerobio, y lecho expandido.
- Procesos anaerobios, anóxicos o aerobios combinados: Proceso de una o varias etapas.

- Procesos en estanques: Lagunas aerobias, lagunas facultativas, lagunas anaerobias y lagunas de maduración o terciarias. Estos procesos en estanques se pueden incluir también en los procesos anteriormente mencionados.

2.2 Digestión anaerobia

Durante las últimas décadas, el tratamiento de aguas residuales municipales utilizando las tecnologías biológicas ha sido ampliamente investigado y aplicado. Recientemente han sugerido e investigado opciones de tratamiento anaerobio más sustentables para aguas residuales domésticas. El proceso de tratamiento anaerobio exhibe varias ventajas sobre el tratamiento aerobio de la siguiente manera:

- Costos de mantenimiento más bajos
- Menor energía requerida, aeración no requerida
- Menor producción de lodos
- Altas velocidades de carga orgánica a mayores concentraciones de carga orgánica en el influente
- Balance de energía favorable, producción de energía en forma de biogás
- Los microorganismos anaerobios pueden mantenerse saludables por largos periodos de tiempo sin la necesidad de ser alimentados.

La digestión anaerobia es un proceso biológico complejo que se realiza en ausencia de oxígeno, donde la materia orgánica es transformada a biomasa y otros compuestos, la mayoría de ellos volátiles. Aunque es un proceso natural, sólo en los últimos veinticinco años ha llegado a ser una tecnología competitiva en comparación con otras alternativas. Esto ha sido posible gracias a la implementación de sistemas que separan el tiempo de retención hidráulico (TRH), del tiempo de retención celular (TRC) los cuales han sido denominados reactores de alta tasa. Durante este proceso también se obtiene un gas combustible (biogás) y lodos con propiedades adecuadas para ser usados como bioabonos (Bermúdez et al. 2015).

Las tecnologías del tratamiento anaerobio como el UASB y el filtro anaerobio, están siendo rápidamente aceptadas para tratamiento industrial de aguas residuales que no cumplen con las regulaciones ambientales para descarga directa a cuerpos receptores por su elevada demanda química de oxígeno (DQO), bajo pH y presencia de sólidos en suspensión, además de sus grandes volúmenes (Noyola 1995).

Históricamente los digestores de tipo anaerobio en el tratamiento de aguas residuales municipales han presentado problemas de operación asociados a la acumulación de arena en el fondo y espuma en la superficie (Glen et al. 1999).

2.2.1 Factores que influyen en la digestión anaerobia

Históricamente la estabilidad y el desempeño de los sistemas de tratamiento anaerobio han sido considerados pobres a los sistemas de tratamiento aerobios. Sin embargo, con el adecuado entendimiento de los factores que afectan el desempeño ha sido posible obtener desempeños estables y confiables. Consecuentemente conocer estos factores es fundamental en el adecuado diseño y operación de estos sistemas de tratamiento (Glen et al. 1999).

Los procesos anaerobios son atractivos, especialmente para las aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica y a temperaturas cálidas debido a que no requieren de aireación, por lo que se tiene un ahorro en energía además de producir pocos lodos de desecho. Por ejemplo, las aguas residuales provenientes de destilerías tienen concentraciones alrededor de los 3000 mg/L de DQO. Otras consideraciones que se pueden aplicar para las distintas fuentes de agua residual son la presencia de sustancias potencialmente tóxicas, variaciones de caudal, concentraciones de inorgánicos y variaciones estacionales de carga. Los procesos anaerobios son capaces de responder rápidamente a la alimentación de agua residual después de largos períodos sin adición de sustrato (Márquez y Martínez 2011).

Varios factores afectan el rendimiento de los sistemas de tratamiento anaerobios. Tales factores pueden ser factores relacionados con las características del agua o factores operacionales.

Factores debidos a las características del agua:

- La temperatura: la temperatura afecta la operación de un reactor anaerobio. Los mejores comportamientos se encuentran para el rango de 20-40°C (bacterias mesofílicas) y de 50-60°C (bacterias termofílicas) que son los mejores rangos para el crecimiento de las bacterias metanogénicas mesofílicas y termofílicas respectivamente (Chan 2008).
- El pH: las variaciones del pH tienen un efecto sobre la población de organismos metanogénicos (Chan 2008).
- La cantidad de nutrientes: afecta en el desarrollo de los microorganismos.
- La presencia de tóxicos: la presencia de compuestos tóxicos puede afectar al proceso principalmente los compuestos que inhibirán las bacterias metanogénicas.

Factores operacionales:

- Concentración de lodos: la concentración de lodos es muy importante porque es de interés la cantidad total de actividad metanogénica en el reactor.
- Carga volumétrica: es el volumen del reactor entre el flujo que ingresa al reactor (V/Q). Comúnmente se conoce como TRH, expresado en horas o días.
- Tiempo de retención de sólidos (TRS): es el tiempo medio de permanencia de los sólidos en el sistema. Tiempos largos pueden producir efluentes bastante estables y permiten un mejor tratamiento de residuos con altos contenidos de sólidos.
- La carga hidráulica total: es el gasto total aplicado al reactor (incluida la recirculación) dividida entre el área transversal del digestor. Es importante ya que fija el tamaño de partícula que será retenida en el reactor.

2.2.2 Parámetros de diseño de reactores anaerobios de flujo ascendente.

Los tiempos de retención hidráulicos para los procesos anaeróbicos son altos, aproximadamente de 3 a 10 horas (Henze, 2008; Speece, 1996).

Para aguas residuales domésticas dimensionar el reactor basándose en el TRH da una aproximación práctica debido a que para cargas orgánicas bajas (DQO < 1000 mg/l) la carga hidráulica es el límite de diseño (Chernicharo 2007; Henze 2008).

La Tabla 1 presenta los tiempos de retención hidráulicos recomendados para los reactores anaerobios de flujo ascendente para tratamiento de aguas domésticas (Lettinga, 1991).

Tabla 1. Tiempos de retención hidráulicos para reactores anaerobios

Temperatura del agua residual (°C)	Tiempo de retención hidráulico (hrs)	
	Promedio Diario	Mínimo
16 a 19	>10 a 14	>7 a 9
20 a 26	> 6 a 9	> 4 a 6
> 26	> 6	> 4

2.2.3 Eficiencias obtenidas para digestores anaerobios tipo UASB.

En reactores UASB se han alcanzado eficiencias de remoción de DQO del 90 al 95% para cargas que van desde 12 hasta 20 kg/m³ d en una variedad de desechos a temperaturas entre 30 y 35°C. Los valores de tiempo de retención hidráulico para las aguas residuales de alta concentración han logrado disminuirse a lapsos de 4 a 8 horas a esas cargas. Donde menos del 90% de remoción de DQO y las concentraciones de SST mayores de efluentes son aceptables, se puede utilizar el aumento de las velocidades de flujo ascendente, las cuales desarrollarán un lodo granulado más denso por el lavado de otros sólidos (Márquez y Martínez 2011).

La eficacia del tratamiento a un TRH medio de 5-6 horas, como porcentaje de eliminación, es la siguiente: DQOt = 55-75%, DQOs = 50- 60%, DBO₅ = 65-80%, SS = 67-81%, eliminación de patógenos alrededor del 70% y eliminación de huevos de helmintos superior al 90%. La eficacia resulta ligeramente mejor cuando se opera a un TRH bajo (2-3 h) durante el día y a TRH más elevados (10-12 h) durante la noche, situación que coincide con la oscilación normal del caudal residual de tipo urbano (Lorenzo y Obaya 2006).

La digestión anaerobia constituye, principalmente, un método de pretratamiento de gran interés. En algunos casos, incluso, puede ser un tratamiento completo cuando no es preciso conseguir un efluente de alta calidad, y no se requiere la eliminación de nutrientes. Así, el proceso anaerobio, basado en un digestor UASB que funcione con TRH entre 10 y 14 horas, con un decantador adecuado a la salida, puede alcanzar los objetivos de depuración fijados por la Unión europea para el vertido en zonas normales, esto es, conseguir una eliminación de DQO del 75% y de SS del 90%, o bien un efluente con una calidad determinada por una concentración máxima de 25 mg/l de DBO₅, 125 mg/l de DQO y 35 mg/l de SS (Lorenzo y Obaya 2006).

2.3 Filtros percoladores

El filtro percolador es un relleno cubierto de limo biológico a través del cual se percola el agua residual. Normalmente el agua residual se distribuye en forma de pulverización uniforme sobre el lecho de relleno mediante un distribuidor rotativo del flujo. El agua residual escurre en forma descendente a través del relleno y el efluente se recoge en el fondo (Ramalho 1996).

Dónde las condiciones del clima lo permiten se puede esperar una aireación natural eficaz en invierno y verano. En invierno la densidad del aire en el interior del filtro es menor que la densidad del aire al exterior (por diferencias de temperatura) por lo que el flujo del aire al interior del filtro es de abajo hacia arriba. Consecuentemente durante el verano el aire fluirá hacia abajo. Cada año existen condiciones críticas en las que el agua y la temperatura del aire son muy similares. Durante estos periodos la eficiencia de los filtros percoladores se verá reducida (Wiesman et al. 2007).

2.3.1 Principales parámetros y criterios del diseño de los filtros percoladores.

Estas unidades se diseñan para recibir cargas orgánicas que varían entre 100 y 300 kg DBO/m³ d.

En general este tipo de filtros no usa recirculación para mantener una carga orgánica constante y la dosificación se realiza mediante bombas.

Este tipo de filtros se construye normalmente con piedras o algún material que sirva de sostén para la película biológica y tienen profundidades de entre 1.5 y 3 metros.

2.4 Tratamiento Anaerobio – Aerobio

Diferentes tecnologías anaerobias han sido aplicadas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, otorgando buenas eficiencias en bajos TRH. Una tecnología es el UASB, que es el mayormente utilizado en instalaciones a gran escala para el tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas (Field 2003). Desgraciadamente, el tratamiento biológico anaerobio por sí solo no puede alcanzar niveles de rendimiento requeridos para una descarga directa del efluente. De cualquier manera, puede ser utilizado como un pretratamiento económico previo al tratamiento aerobio. Trabajando juntos estos procesos logran una disminución en la producción de lodos y un diseño más simple tecnológicamente (Jenicek et al. 1999).

Los procesos anaerobios son capaces de convertir eficientemente altas concentraciones de DQO a metano con una producción de biomasa mínima. Con valores de TRS mayores de 20 a 50 d, la transformación máxima se dará más de 25°C. Sin embargo, se tendrá una alta concentración de sólidos suspendidos en el efluente (50 a 200 mg/L), por lo que requerirá un tratamiento posterior de pulimento (Márquez y Martínez 2011).

Algunos de los tratamientos complementarios al tratamiento anaerobio más comunes son disposición en el suelo, lagunas de estabilización, filtros percoladores, lodos activados de flujo continuo o intermitente con estabilización del lodo aerobio en el reactor UASB. Estos sistemas complementarios permiten reducción adicional de materia orgánica carbonácea y algunos también favorecen la reducción de nutrientes y de patógenos del efluente final (Torres 2012).

2.5 Descripción de la planta de tratamientos de aguas residuales “Las Américas”

La planta de tratamiento “Planta de tratamiento de aguas residuales para el Fraccionamiento Las Américas” se localiza al norte de la ciudad de Mérida Yucatán y fue construida como parte del proyecto “Residencial Las Américas”. La ciudad de Mérida Yucatán es la capital del estado de Yucatán México y en general cuenta con un clima cálido, húmedo.

La planta de tratamiento “Fraccionamiento Las Américas” es una planta de tipo anaerobio-aerobio que consta de dos trenes de tratamiento cada uno diseñado para un gasto de 25 litros por segundo. Cada tren de tratamiento consta de un tratamiento preliminar, un tratamiento primario y un tratamiento secundario.

El pretratamiento consiste en rejillas para la eliminación de materia flotante y desarenadores que impidan la llegada de arenas al cárcamo de bombeo. Posterior al pretratamiento el agua entra al cárcamo de bombeo de donde el agua es bombeada hacia el reactor anaerobio de flujo ascendente.

El tratamiento primario consiste en un UASB. El proceso anaeróbico de flujo ascendente tiene cámaras de decantación y digestión anaeróbica superpuestas, y en la parte superior cuenta con un sistema de separación de gas-líquido-sólido. El tiempo de retención hidráulica en un UASB está entre 6 y 24 horas, dependiendo de la temperatura del proceso.

Los filtros percoladores son sistemas que trabajan con una fase anaeróbica y otra aeróbica. La fase aeróbica pone en contacto las aguas residuales sedimentadas con cultivos biológicos y oxígeno, donde los microorganismos convierten las sustancias complejas que están presentes en las aguas, principalmente orgánicas, en material celular viviente o en sustancias más simples y sedimentables. Este no necesita de energía eléctrica y trabaja por gravedad.

Esta planta de tratamiento da servicio a un fraccionamiento de reciente creación por lo que se estima que los flujos son intermitentes; considerándose que los mayores

flujos se presentan durante las primeras horas de la mañana y por las tardes; disminuyendo considerablemente durante la noche.

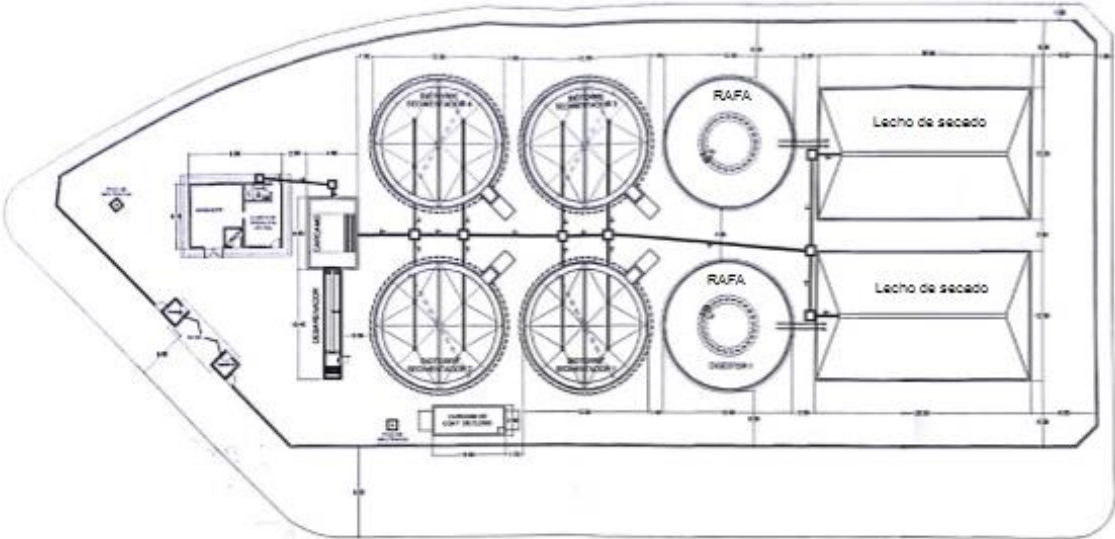


Figura 1. Plano visto en planta de la planta de tratamiento

2.5.1 Principales parámetros y criterios del diseño de la planta de tratamiento.

Gasto medio total del fraccionamiento

La planta fue diseñada para un gasto de 50 lps con dos trenes de tratamiento, cada uno de ellos diseñado para operar un gasto de 25 lps y considerando los siguientes parámetros de entrada:

Tabla 2. Parámetros de entrada considerados en el diseño de la planta

Parámetros	Entrada considerados en el diseño
DBO ₅ (mg/l)	300
SST (mg/l)	200
pH	5-9
Grasa y Aceites (mg/l)	80
Nitrógeno total (mg/l)	30
Fósforo (mg/l)	8
Coliformes fecales (NMP/100ml)	1X10 ⁶

2.5.1.1 Cárcamo de bombeo

El cárcamo de bombeo está calculado para un tiempo de retención de 25 minutos en promedio del caudal de la primera y segunda etapa (50 lps) y con capacidad de 70 m³, en el cárcamo de bombeo se tienen 3 motobombas sumergibles dos en trabajo y una en reserva para la primera etapa solo se utilizan 2 de estas motobombas (una en trabajo y otra en reserva) cada bomba con las siguientes características: Q = 25 lps y H: 16 m.



Figura 2. Cárcamo de bombeo

2.5.1.2 Digestor anaerobio de manto de lodos

El digestor anaerobio está construido de concreto armado y dispone de los siguientes sistemas:

- Entrada y mezcla
- Separación de sólidos
- Separación y evacuación del flotante
- Evacuación de líquidos tratados
- Extracción de lodos digeridos
- Ventilación y extracción de gases
- Control de olores

El digestor anaerobio cuenta con un diámetro de 12 metros y una altura de 10.3 metros, como ya se mencionó fue diseñado para recibir un gasto promedio de 25 lps y cargas de entre 1 y 5 kg DBO₅/m³ d. El volumen activo del digestor es de 500 m³ y la carga de DBO diaria tratada de 648 kg/DBO₅.

Según lo diseñado los lodos son retenidos, estabilizados y espesados hasta un 94% de humedad, descargándose hacia los lechos de secado una vez cada 15 días.

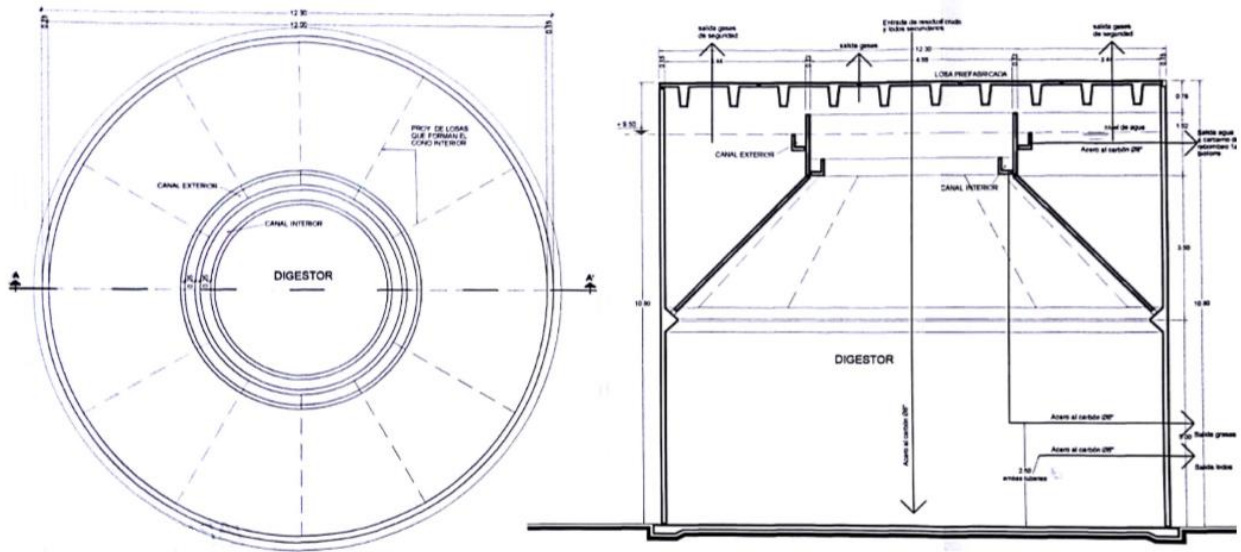


Figura 3. Plano del digester anaerobio de manto de lodos

2.5.1.3 Filtros percoladores

Los filtros percoladores reciben el efluente del digester anaerobio para realizarle un tratamiento aerobio a dicho efluente.

El tren de tratamiento consta de dos filtros percoladores de similares características los cuales se encuentran conectados en serie; cada filtro cuenta con un sedimentador de 12 metros de diámetro ubicado por debajo de los filtros percoladores. Los lodos retenidos en dichos sedimentadores descargan al cárcamo de bombeo principal de la planta de tratamiento desde el cual serán introducidos de nuevo en el digester anaerobio.

Los filtros percoladores cuentan con un diámetro de 12 metros y una altura de 3 metros, y un volumen de empaque de 250 m³, la carga orgánica estimada en el diseño sobre el primer filtro percolador fue de 324 kg DBO₅/d (asumiendo una eficiencia del 50% del digester anaerobio) y la carga orgánica estimada para el diseño en el segundo filtro percolador es de 113 kg DBO₅/d (asumiendo una eficiencia del 65% en el primer filtro percolador).

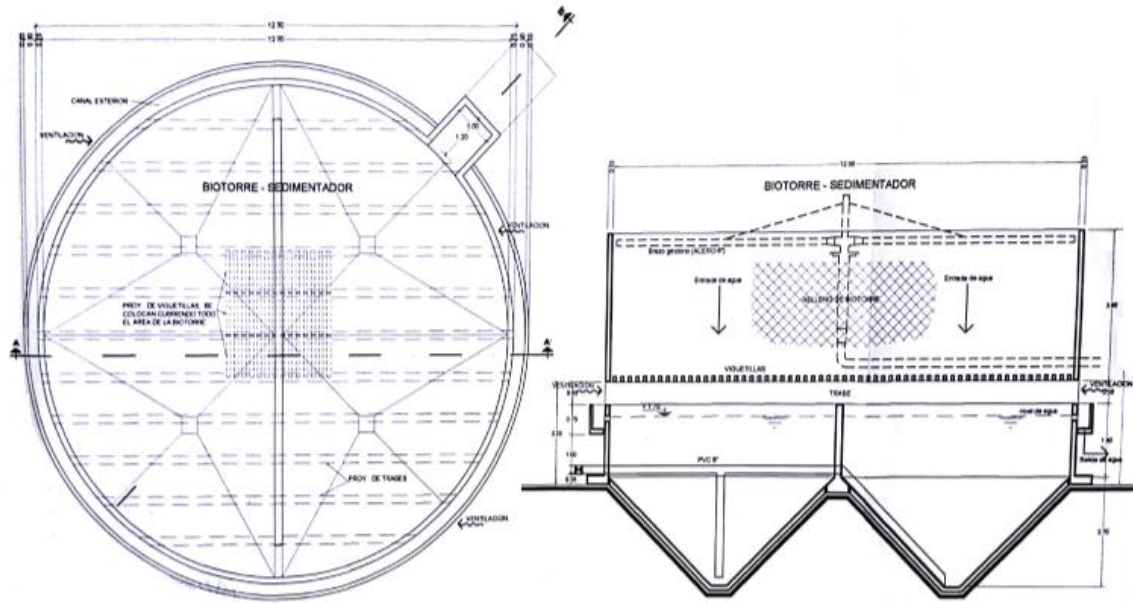


Figura 4. Plano del filtro percolador



Figura 5. Filtro percolador de la planta de tratamiento

El sedimentador secundario de los filtros percoladores tiene un volumen total de 190 m³, y fueron diseñados para un tiempo de retención de 2 horas. Según el diseño los lodos son extraídos diariamente del fondo de la tolva y conducidos al cárcamo de bombeo principal para posteriormente ser regresados al digestor anaerobio.

2.6 Parámetros considerados en la caracterización del sistema de tratamiento de aguas residuales

De acuerdo con la reglamentación vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996) la caracterización de las aguas residuales se hace con base en los parámetros:

Demanda Química de Oxígeno (DQO), corresponde a la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la fracción orgánica de una muestra que es susceptible a la oxidación por permanganato o dicromato en condiciones ácidas.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), la demanda bioquímica de oxígeno se usa como medida del oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica biodegradable, representa la materia orgánica biodegradable presente en el agua residual. Se utiliza como un parámetro de gran importancia para medir el grado de contaminación; normalmente se mide transcurridos cinco días de reacción (DBO_5).

Sólidos Sedimentables (SSed), es la cantidad de sólidos que sedimenta en el fondo de un recipiente en condiciones estáticas en un tiempo determinado.

Sólidos Suspendidos Totales (SST), sólidos constituidos por sólidos sedimentables, sólidos y materia orgánica en suspensión y coloidal, que son retenidas en el elemento filtrante. Estos a su vez se dividen en fijos (quedan después de la ignición de la muestra) y volátiles (pérdida de peso de la muestra durante la ignición).

Potencial de hidrógeno (pH), es una medida relativa de la acidez o alcalinidad del agua. Se mide mediante la concentración de iones hidrógeno presentes en una solución. La medición del pH del agua es muy importante para muchos tipos de muestra. Los valores altos y bajos de pH son tóxicos para organismos acuáticos. Es el parámetro más importante utilizado en la evaluación de las propiedades corrosivas de un medio ambiente acuático. Asimismo, es importante para el funcionamiento efectivo de los procesos de tratamiento de aguas y su control (por ejemplo, floculación y desinfección de cloro).

Alcalinidad, la alcalinidad es una medida que indica la capacidad del agua para amortiguar cambios de pH. Puede ser proporcionada por un amplio rango de sustancias, siendo por tanto una medida inespecífica.

Nitrógeno Total Kjeldahl, es definido como la suma del nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico los cuales son convertidos a sulfato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$, bajo las condiciones de digestión descritas en este método (NMX-AA-026-SCFI-2010).

2.7 Parámetros de control en las plantas tratamiento de aguas residuales

Controlar de manera adecuada puede prevenir la transformación de un problema operacional menor a una mayor afectación al sistema de tratamiento; los procesos de control preventivos pueden impedir una afectación a la biomasa del sistema debida a una inadecuada operación de los procesos de tratamiento (Speece 1996).

2.7.1 La carga orgánica volumétrica

La principal tarea del diseño del reactor UASB es calcular los volúmenes y a partir de estos las dimensiones del reactor; esto suele hacerse mediante la selección de una Carga Orgánica Volumétrica (Cov) aplicada que proporciona una calidad de efluente satisfactorio y un factor de seguridad de funcionamiento adecuado. La Cov es un criterio que permite garantizar la eficiencia de utilización del volumen útil del reactor (Sosa 2013).

La Cov corresponde a la masa de materia orgánica introducida en el reactor por unidad de volumen (Malina y Pohland 1992).

2.7.2 El caudal de recirculación de lodos Q_R

El lodo sedimentado en los clarificadores o sedimentadores durante el proceso de tratamiento; los lodos se recirculan con respecto al reactor biológico con el fin de mantener una determinada carga.

2.7.3 El Índice Volumétrico de Lodos (IVL)

El índice Volumétrico de Lodos está definido como el volumen en mililitros ocupado por gramo de SSVLM; sedimentado durante 30 minutos. Este índice debe determinarse para cada planta y debe tenerse en cuenta que un índice volumétrico con tendencias a incrementar señalará una tendencia al abultamiento de lodos (Velázquez 2010).

2.7.4 La velocidad de sedimentación por zonas (VSZ)

La velocidad de sedimentación por zonas corresponde a la velocidad a la cual las partículas en suspensión se sedimentan antes de alcanzar la concentración crítica (momento en el que el lodo sedimentado tiene una concentración uniforme) (Ramalho 1996).

2.7.4 La relación alimento-microorganismo (F/M)

La relación Alimento - Microorganismo (F/M) por sus siglas en inglés representa la proporción entre la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual, a la que se considera como sustrato o alimento, y la concentración de microorganismos activos en el licor mezclado. Se ha tomado como representativos de la cantidad de materia orgánica a la carga de influente medida en Kg de DBO o DQO por día y a los Solidos suspendidos volátiles en el licor mezclado como medida indirecta de los microorganismos (Velázquez 2010).

2.7.5 El tiempo de retención hidráulico (TRH)

Se considera el TRH como el tiempo durante el cual un sustrato permanece en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. El TRH, es igual al volumen del líquido reactor dividido por el flujo introducido al reactor (Sosa 2013).

Cuanto mayor sea el tiempo de retención mayor producción de biogás por unidad de materia orgánica introducida, y se obtendrá mayor grado de eliminación de materia orgánica, la producción diaria de biogás disminuirá, una vez superado el óptimo, por lo tanto, es fundamental determinar el tiempo de retención óptimo (Campos 2000).

2.8 Actividad metabólica en los sistemas de tratamiento.

Los procesos biológicos involucrados en la degradación de la materia orgánica en sistemas para tratamiento de aguas residuales están determinados principalmente por mecanismos bioquímicos y ecológicos, por lo que es necesario el conocimiento de estos para lograr una mejora en la eficiencia del proceso de depuración (González y Nava 1995).

La degradación de materia orgánica se lleva a cabo durante el metabolismo celular. Metabolismo es un término que involucra todas las reacciones por las cuales la célula procesa su alimento para obtener energía y obtiene los compuestos necesarios para formar nuevos componentes celulares. Este proceso tiene lugar a través de secuencias de reacciones consecutivas catalizadas enzimáticamente, en las cuales participan muchos compuestos intermediarios (Gaudy y Gaudy 1981).

Algunos investigadores sugieren que todos los compuestos orgánicos contenidos en aguas de desechos municipales pueden ser metabolizados por microorganismos, a excepción de algunas sustancias recalcitrantes, las cuales no son susceptibles de un ataque enzimático en corto plazo (González y Díaz 1987).

La eliminación de los compuestos de carbono es el objetivo más importante en depuración biológica de aguas residuales. Los microorganismos utilizan este sustrato por dos vías fundamentales: la vía disimilatoria (reacciones de producción de energía) y la vía asimilatoria (reacciones de síntesis). La primera de ellas tiene como misión fundamental proveerlos de la energía necesaria para desarrollar las funciones vitales, mientras que la segunda supone la utilización de la materia orgánica para la producción de nueva biomasa celular y o el mantenimiento de las estructuras celulares (Arnáiz et al. 2000).

2.8.1 Actividad enzimática

Las enzimas son un grupo de proteínas complejas que se encuentran en todos los organismos vivos. La mayoría de las células contienen cientos de enzimas y están sintetizando continuamente enzimas. Las enzimas actúan como los catalizadores de las reacciones bioquímicas (aceleran la velocidad de reacción de las reacciones).

La actividad de una enzima se evalúa en función de la velocidad de la reacción. La cinética enzimática estudia la velocidad de la reacción, los factores que la modifican y el mecanismo de la misma. Los factores fisicoquímicos que modifican la actividad de la enzima son: concentración del sustrato, concentración de la enzima, pH, temperatura, fuerza iónica, inhibidores, etc.

La oxidación biológica de compuestos orgánicos se realiza generalmente mediante procesos de deshidrogenación y se lleva a cabo por enzimas denominadas deshidrogenasas.

La rapidez de las reacciones que se realizan en sistemas para tratamiento de aguas residuales de película biológica está limitada por diferentes fenómenos. El sustrato (donadores y aceptores de electrones) y los nutrientes necesitan ser transportados del agua residual a la película biológica donde se lleva a cabo la reacción. Los productos, excepto la biomasa, tienen que ser expulsados de la célula (Harremoës 1978).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

La evaluación de los parámetros de operación y la eficiencia de remoción de la planta de tratamiento de aguas residuales se realizó de acuerdo a las siguientes actividades:

- a) Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.
- b) Caracterización fisicoquímica del agua residual que ingresa a la planta.
- c) Determinación de los parámetros de operación de la planta.
- d) Determinación del balance de masas en los diferentes sistemas que componen la planta.
- e) Análisis de la sedimentabilidad de lodos.
- f) Determinación de la actividad metabólica deshidrogenasa en filtros percoladores y digester anaerobio.

3.1 Descripción del área de muestreo

Los puntos de interés del proceso de tratamiento en la planta para el muestreo son ocho, que permiten analizar la calidad del agua en las diferentes etapas del proceso de tratamiento.

Los seis puntos son: el influente de la planta antes de que al agua sea bombeada al digester anaerobio, el efluente del digester anaerobio previo al tratamiento contra olores, el efluente del primer filtro percolador, el efluente del segundo filtro percolador y el sedimentador de los filtros percoladores.

En la Figura 6 se presenta un plano isométrico en el que se observa la ubicación de los puntos seleccionados para el muestreo.

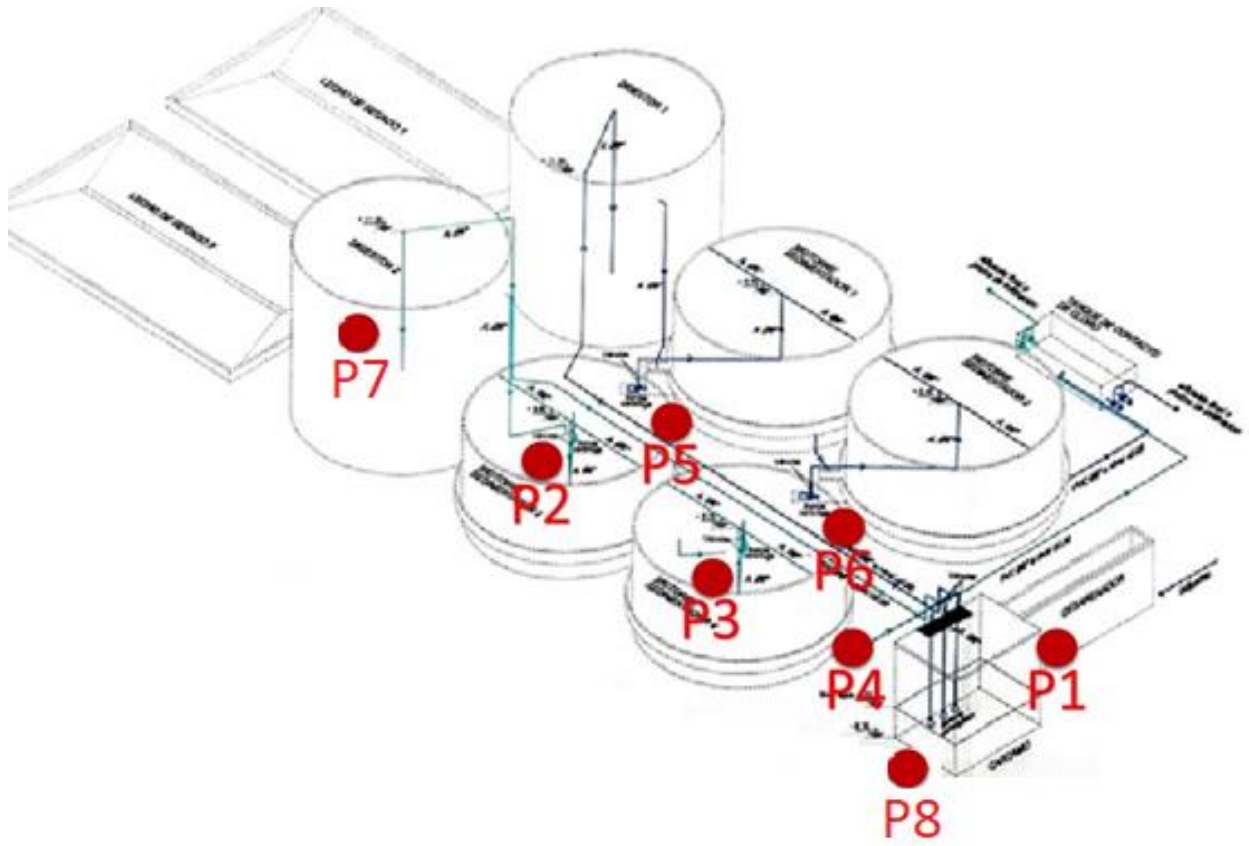


Figura 6. Puntos de muestreo

Tabla 3. Puntos de muestreo

Punto de muestreo	Unidad de tratamiento	Agua muestreada
P1	Canal de entrada al cárcamo de bombeo	Influente de la planta de tratamientos
P2	Entrada de agua al filtro percolador	Efluente del digestor anaerobio
P3	Salida de agua del filtro percolador	Efluente del primer filtro percolador
P4	Salida de agua del segundo filtro percolador	Efluente del segundo filtro percolador
P5	Sedimentador del primer filtro percolador	Agua recirculada hacia el digestor anaerobio
P6	Sedimentador del segundo filtro percolador	Agua recirculada hacia el digestor anaerobio
P7	Digestor anaerobio	Agua en el interior del digestor anaerobio
P8	Cárcamo de bombeo	Influente del digestor anaerobio



Figura 7. Recirculación del sedimentador del segundo filtro.



Figura 8. Toma de muestra del filtro percolador.

3.1.2 Muestreo.

El muestreo se realizó conforme la norma NMX-AA-003-1980 la cual establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas.

Las muestras se recolectaron en contenedores de materiales inertes y se utilizaron tapas que proporcionen un cierre hermético en los recipientes.

Las muestras compuestas se tomaron de tal forma que cubrieran las variaciones de las descargas durante 24 horas como mínimo. El intervalo entre la toma de cada muestra simple para integrar la muestra compuesta, fue el suficiente para determinar la variación de los contaminantes del agua residual. Para determinar los intervalos de muestreo se utilizó la Tabla 4 (CONAGUA 2007) considerando que la planta opera 24 horas.

Tabla 4. Intervalo de muestreo

Horas por día que opera el proceso generador de la descarga	Número de muestras simples	Intervalo entre toma de muestras simples (horas)	
		Mínimo	Máximo
Menor que 4	Mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

3.2 Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.

La mayor utilidad de la medición del caudal en plantas pequeñas de tratamiento es la verificación de los parámetros de diseño y en la investigación la relación con la eficiencia de las unidades de tratamiento (Lothar, 1981).

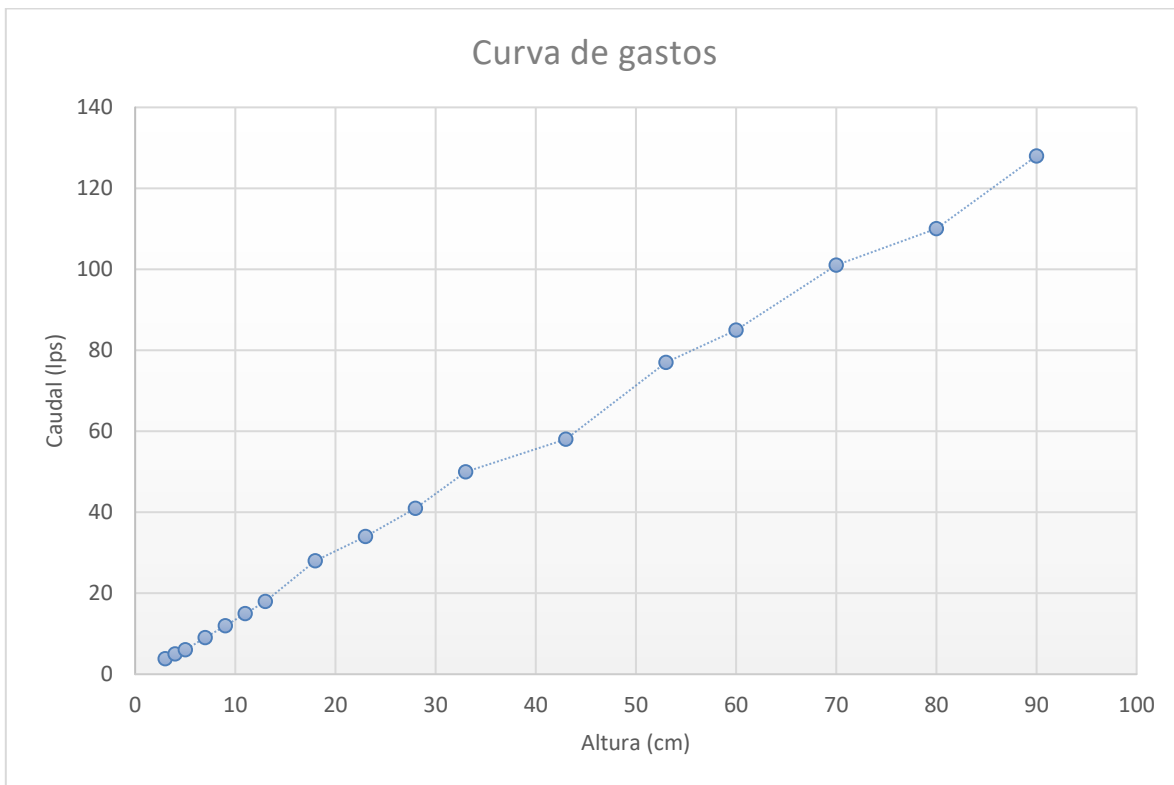
3.2.1 Caudal de entrada a la planta de tratamiento.

Para determinar el comportamiento de los flujos que llegan a la planta de tratamiento se tomó el registro del caudal (medido en litros por segundo) que ingresa a la planta durante un periodo de dos semanas registrando el caudal cada dos horas desde las 7 de la mañana hasta las 7 de la noche.

La medición del caudal que ingresa a la planta se realizó midiendo la altura de la lámina de agua una determinada sección del canal para obtener el caudal que pasa por esta sección con ayuda de una curva de gastos.

La curva de gastos fue proporcionada por la Junta de agua potable y alcantarillado de Yucatán. La curva es la relación que existe entre el nivel de lámina de agua y el caudal circulante en una determinada sección de cauce. Esta curva representa una conversión local, sólo aplicable a los niveles de agua referidos para la sección de aforo y permite conocer el caudal circulante asociado a cada altura.

En la gráfica 1 se presenta la curva de gastos utilizada para la obtención de los caudales del influente.



Gráfica 1. Curva de gastos de la planta de tratamientos.



Figura 9. Medición del flujo en el canal. Figura 10. Medición del flujo en el canal.

3.2.2 Caudal de alimentación a las diferentes unidades de tratamiento.

3.2.2.1 Caudal de entrada al digestor anaerobio.

Para determinar el caudal que entra al digestor anaerobio se registraron las veces al día a las que se bombea el agua residual del cárcamo de entrada hacia el digestor anaerobio y el tiempo de duración de cada bombeo. Conociendo el flujo que distribuye la bomba y estos tiempos se obtuvo el flujo de entrada al digestor anaerobio.

3.2.2.2 Caudal de entrada a los filtros percoladores.

Para determinar el caudal que entra a los filtros percoladores se registraron las veces al día a las que se bombea el agua residual del cárcamo que almacena el efluente del tratamiento previo y la duración de cada bombeo. Conociendo el flujo que distribuye la bomba y estos tiempos se obtuvo el flujo de entrada a cada uno de los filtros percoladores.

3.2.3 Caudales de recirculación.

Para determinar el caudal de recirculación se registraron las veces al día a las que se bombea el agua residual de los sedimentadores hacia el cárcamo de bombeo y la duración de cada bombeo. Conociendo el flujo que distribuye la bomba y estos tiempos se obtuvo el flujo de recirculación.

3.3 Caracterización fisicoquímica del agua residual.

3.3.1 Análisis fisicoquímicos realizados para caracterizar el agua residual de la planta de tratamiento de aguas residuales.

Para determinar las características de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua se emplean las pruebas indicadas en las diferentes normas mexicanas.

En la Tabla 5 se presentan los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua utilizados para caracterizar las aguas residuales en la planta de tratamiento de este estudio, así como la norma que regula la prueba para la determinación de cada uno de estos parámetros.

Tabla 5. Pruebas fisicoquímicas para establecer la calidad del agua

Parámetro	Norma
Demanda química de oxígeno (DQO)	NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)	NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO ₅) y residuales tratadas- Método de prueba.
Potencial de Hidrogeno (PH)	NMX-AA-008-SCFI-2011 Análisis de agua - Determinación del PH - Método de prueba.
Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles (SST, SSV)	NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba.
Nitrógeno Kjeldahl y Nitrógeno amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2010 Análisis de agua - Medición de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
Fósforo Total	NMX-AA-029-SCFI-2001 Análisis de aguas - Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.

3.3.2 Caracterización del agua residual que ingresa a la planta.

Para conocer los valores de los diferentes parámetros fisicoquímicos que componen el agua residual que ingresa a la planta de tratamiento se realizó un muestreo semanal, éste se llevó a cabo en el canal de ingreso a la planta, previo a la entrada al cárcamo de bombeo.

El período de muestreo fue de un mes y se determinaron los parámetros de calidad que se consideran de principal importancia de acuerdo con la reglamentación vigente. Los parámetros a determinar fueron los siguientes:

- Sólidos suspendidos totales y volátiles
- DBO₅
- DQO Total y soluble
- Nitrógeno Kjeldahl y Nitrógeno amoniacal
- Fósforo total
- pH
- Temperatura

3.3.3 Caracterización los influentes y los efluentes de las diferentes unidades de tratamiento.

Para conocer valores de los diferentes parámetros fisicoquímicos de calidad del agua residual durante el proceso de tratamiento se realizó un muestreo semanal en el influente y efluente del digestor anaerobio y de ambos filtros percoladores de la planta.

Dos veces por semana durante un mes se muestrearon y determinaron los parámetros de calidad; estos fueron los siguientes:

- Sólidos suspendidos totales y volátiles
- DQO total
- pH
- Temperatura
- Nitrógeno Kjeldahl y Nitrógeno amoniacal
- Fósforo Total

3.4 Determinación de los parámetros de operación de la planta.

3.4.1 Parámetros de operación del digestor anaerobio.

3.4.1.1 Parámetros de influencia.

- Los Sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM) de entrada al digestor.
- La demanda Química de Oxígeno (DQO) de entrada al digestor.
- El pH.
- La Temperatura.
- La carga orgánica (CO). Obtenida a partir del producto del flujo de entrada al digestor y la concentración del sustrato (medida en kg DQO o DBO).

3.4.1.2 Parámetros operacionales.

- Tiempos de retención hidráulico. Que fue calculado dividiendo el volumen del reactor entre el caudal de ingreso al reactor.

- La edad del lodo (θ_c). Que fue calculada dividiendo la masa sólidos que ingresa al reactor entre la masa sólidos retirada de éste.
- La relación F/M (alimento/microorganismos) se obtuvo dividiendo la carga orgánica diaria en el influente entre la concentración de sólidos suspendidos volátiles presentes en el digestor anaerobio (SSV por el volumen del sistema).
- La relación de reciclado (r) se obtuvo dividiendo el flujo recirculado entre el flujo de entrada.

3.4.2 Parámetros de operación de los filtros percoladores.

3.4.2.1 Parámetros de influencia.

- La carga orgánica (CO). Obtenida multiplicando el flujo de entrada a cada filtro percolador por la concentración del sustrato (medida en kg DQO o DBO)
- La carga hidráulica. Calculada dividiendo el flujo de entrada a cada filtro al día entre el área transversal del filtro.

3.4.2.2 Parámetros operacionales.

- La velocidad de giro del sistema de distribución fue considerada en función de la carga orgánica e hidráulica aplicada al filtro, del número de brazos de distribución y del caudal de entrada al filtro.
- Tiempo de contacto entre el agua y la película biológica fue calculado mediante la siguiente ecuación (CONAGUA, s.f.).

$$t = \frac{CD}{q^n}$$

dónde:

t= tiempo de contacto (en minutos).

D= profundidad del filtro (en metros).

q= tasa de carga hidráulica (en m^3/m^2 día).

C= Constante.

n= Constante, característica de los medios del filtro.

3.5 Determinación del balance de masas de los diferentes sistemas que componen la planta.

Se realizó un balance de masas de las diferentes etapas de tratamiento, las secciones a consideradas fueron: el canal de entrada de agua cruda a la planta de tratamiento, el digestor anaerobio, los dos filtros percoladores, los sedimentadores de cada filtro percolador y el cárcamo de bombeo.

Para realizar el balance de masas fue necesario conocer los flujos de ingreso y salida de cada sección del tratamiento (previamente determinados en la sección de *caracterización de los caudales en la planta de tratamiento*); así como sus características fisicoquímicas (determinadas en la sección de *caracterización del agua residual*).

El balance de masas fue estimado a partir de la masa de ingreso y egreso a cada una de las unidades de tratamiento consideradas en el balance. Los parámetros considerados fueron los siguientes:

- Sólidos suspendidos totales y volátiles
- DQO total
- pH
- Temperatura
- Nitrógeno kjeldahl y Nitrógeno amoniacal
- Fósforo Total

3.6 Determinación de la actividad biológica deshidrogenasa

La actividad metabólica deshidrogenasa se determinó utilizando el espectrofotómetro U.V.- Visible Agilent 8453 (figura 11).

Se tomaron muestras simples semanales (muestreando al menos un día a la semana) durante un periodo de 9 semanas para identificar la variación de la actividad metabólica durante este periodo en el interior del digestor anaerobio, el efluente del digestor anaerobio, el efluente del primer filtro percolador y el efluente del segundo filtro percolador (efluente de la planta).

Con el fin de conocer de manera general las características del agua residual de las diferentes muestras se determinó a cada una de las muestras simples la DQO total, los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos volátiles, la temperatura y el pH.



Figura 11. Espectrofotómetro.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS EXPERIMENTALES

4.1 Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.

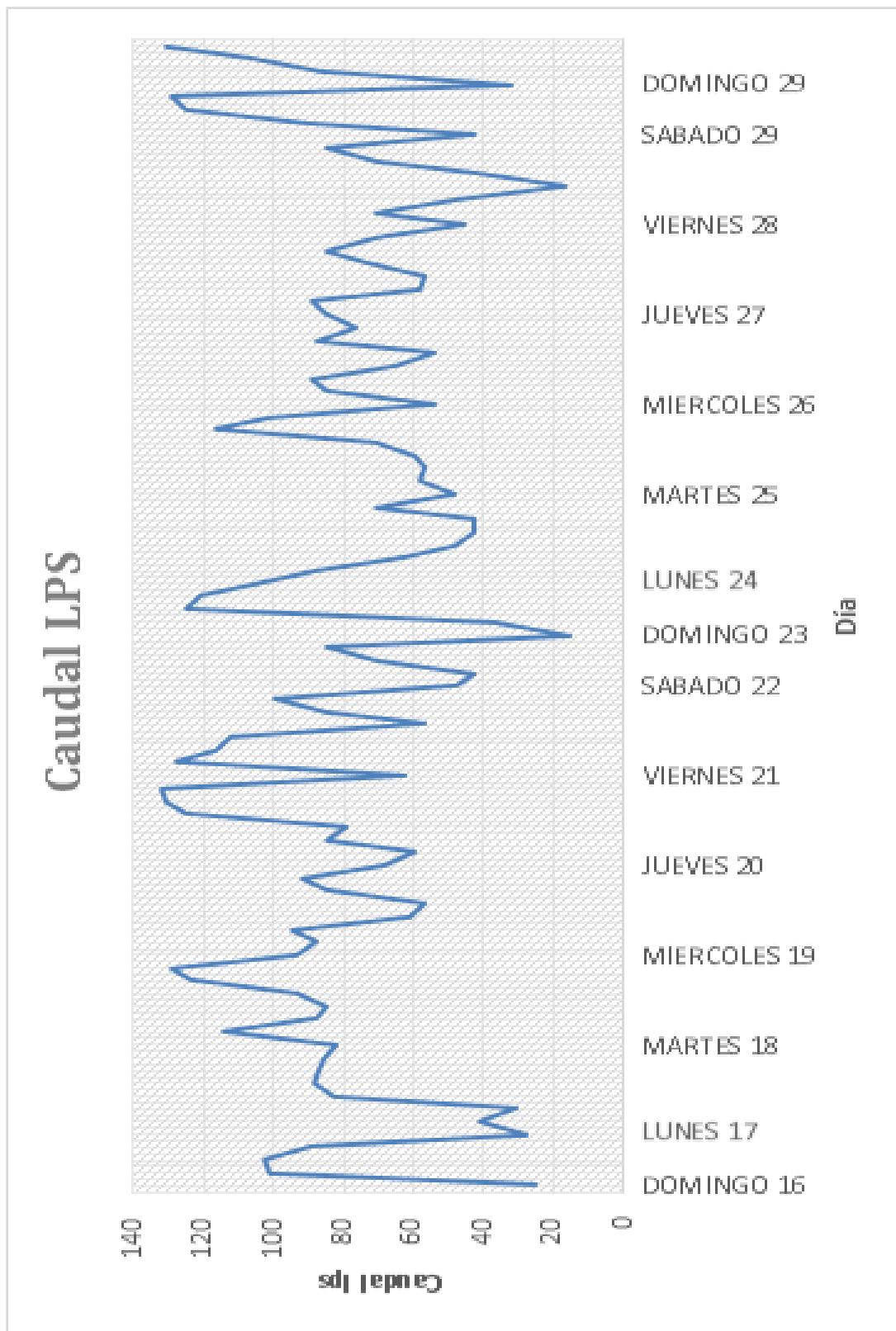
4.1.1 Caudal de entrada a la planta de tratamiento.

La Tabla 6 presenta el caudal máximo, mínimo y el promedio del influente:

Tabla 6. Caudales principales

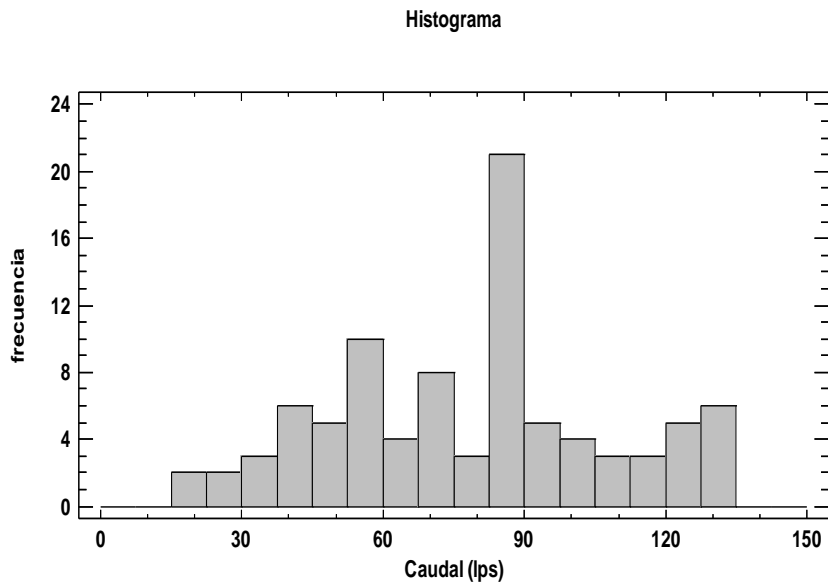
Gasto medio (lps)	78.41
Desviación Estándar	29.14
Moda	85.13
Gasto mínimo (lps)	15.43
Gasto máximo (lps)	132.07
Rango	116.64

En la Gráfica 2 se observa la variación del caudal durante las dos semanas de mediciones.



Gráfica 2. Variación del caudal en el influente.

La Gráfica 3 presenta la distribución de frecuencias de los datos medidos para el influente.



Gráfica 3. Distribución de frecuencias del influente.

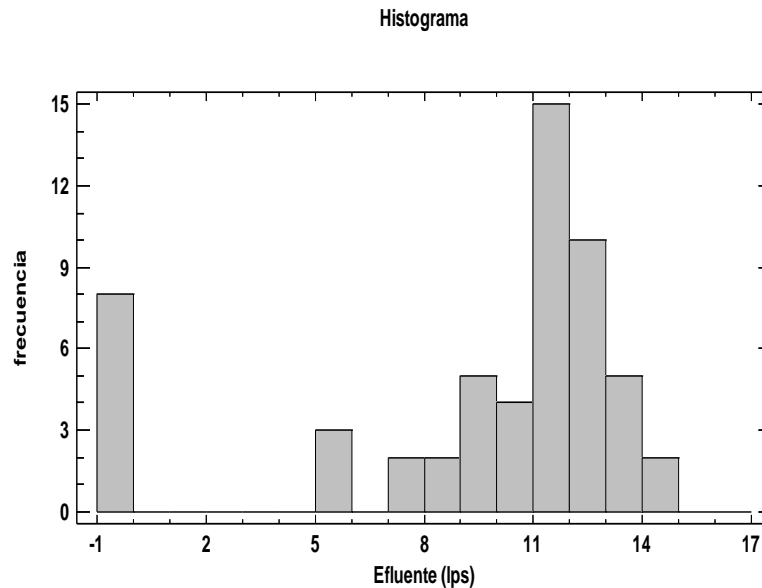
4.1.2 Caudal del efluente de la planta de tratamiento.

La Tabla 7 presenta el caudal máximo, mínimo y el promedio del efluente:

Tabla 7. Caudales principales

Promedio	9.541
Desviación Estándar	4.38
Mínimo	0
Máximo	14.5
Rango	14.5

La Gráfica 4 presenta la distribución de frecuencias de los datos medidos para el influente



Gráfica 4. Distribución de frecuencias del efluente.

4.1.3 Caudal del influente al digester anaerobio.

El caudal del influente al digester anaerobio se determinó a partir de las curvas de operación de la bomba utilizada para llevar el agua residual al digester anaerobio. El promedio del caudal medido durante el periodo de estudio fue de 20.83 litros por segundo con una bomba en operación, aunque en determinados momentos se utilizaba más de una bomba incrementando considerablemente el flujo.

4.1.4 Caudal del influente a los filtros percoladores.

El caudal del influente a los filtros percoladores se determinó utilizando las curvas de operación de las bombas llevar el agua residual a los filtros percoladores. En este caso las bombas utilizadas para ambos filtros percoladores fue similar y el caudal promedio durante el periodo de estudio fue de 46.67 litros por segundo.

4.2 Caracterización fisicoquímica del agua residual.

4.2.1 Caracterización del agua residual que ingresa a la planta.

Después de realizar 12 muestreos compuestos se promediaron los valores obtenidos para cada muestreo. La Tabla 8 presenta los valores determinados en laboratorio, los valores máximos y mínimos para cada parámetro y la desviación estándar:

4.2.2 Caracterización los influentes y los efluentes de las diferentes unidades de tratamiento.

La Tabla 9 presenta los resultados promedio después de los 8 muestreos compuestos durante el periodo de estudio.

Tabla 8. Parámetros fisicoquímicos de calidad del agua residual del influente

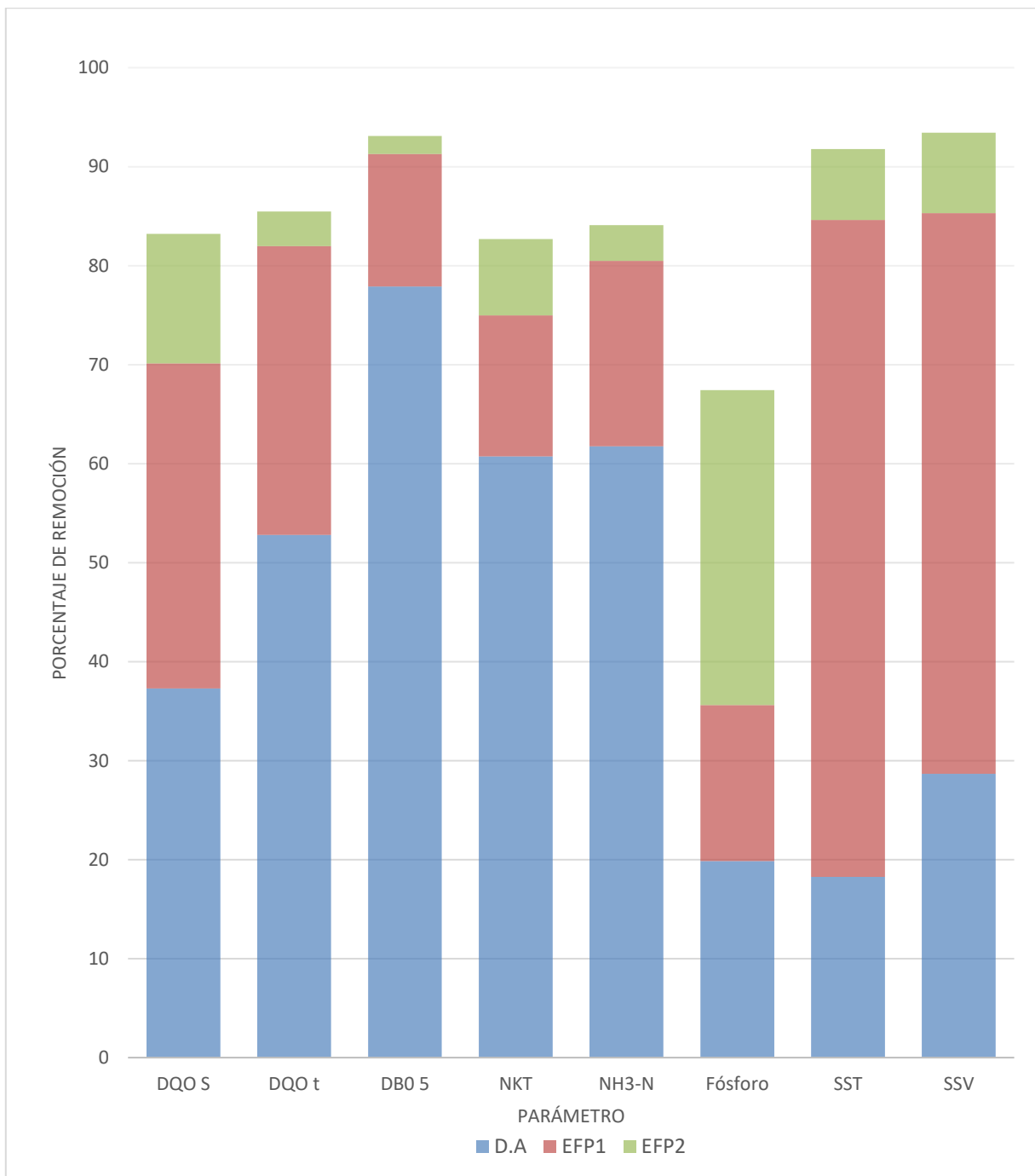
Parámetros	Determinación	Valor obtenido
DBO₅ (mg/l)	Valor máximo	493.12
	Valor medio	292.83 ± 73.77
	Valor mínimo	209.62
DQO Total (mg/l)	Valor máximo	1255.33
	Valor medio	663.16 ± 232.43
	Valor mínimo	302
DQO Soluble (mg/l)	Valor máximo	470.67
	Valor medio	343.86 ± 87.8
	Valor mínimo	205.33
SST (mg/l)	Valor máximo	682.35
	Valor medio	316.58 ± 229.87
	Valor mínimo	45.75
SSV (mg/l)	Valor máximo	471.71
	Valor medio	244.19 ± 163.38
	Valor mínimo	44
pH	Valor máximo	7.71
	Valor medio	7.13 ± 0.19
	Valor mínimo	6.96
Nitrógeno total (mg/l)	Valor máximo	99.82
	Valor medio	50.67 ± 23.62
	Valor mínimo	30.91
Nitrógeno amoniacal (mg/l)	Valor máximo	46.37
	Valor medio	32.51 ± 5.37
	Valor mínimo	25.76

Tabla 9. Promedios de las características del agua residual.

Parámetro	Resultado	Etapa						
		Cárcamo	Digestor	Efluente del D.	EFP1	EFP2	SED1	SED2
DQOs (mg/l)	Promedio	418.55	576.63	262.49	125.08	70.26	394.76	289.95
	Dev. Est.	322.83	459.13	98.87	42.56	14.78	207.46	188.43
DQOt (mg/l)	Promedio	1067.40	2939.30	503.69	192.44	155.19	23360.54	9066.46
	Dev. Est.	466.44	1848.85	306.81	53.60	60.39	9824.87	9288.40
DB05 (mg/l)	Promedio	536.88	222.75	118.66	46.84	37.04	5980.36	799.92
	Dev. Est.	103.60	81.58	43.08	21.47	16.27	840.42	416.07
NKT (mg/l)	Promedio	72.55	148.93	28.50	18.16	12.56	923.07	353.04
	Dev. Est.	32.96	121.98	7.85	7.13	3.61	102.58	86.60
NH3-N (mg/l)	Promedio	62.70	116.40	23.99	12.24	9.97	332.73	250.23
	Dev. Est.	32.45	105.43	6.03	5.77	2.00	31.52	55.03
Fosforo (mg/l)	Promedio	7.97	6.39	5.13	2.60	1.85	150.48	39.40
	Dev. Est.	2.02	1.76	1.18	0.72	0.46	28.40	11.84
pH	Promedio	7.19	7.06	7.31	7.46	7.84	7.32	7.44
	Dev. Est.	0.17	0.10	0.11	0.22	0.12	0.25	0.19
SST (mg/l)	Promedio	374.96	2201.49	306.51	57.68	30.84	17207.18	1660.44
	Dev. Est.	132.77	1619.15	195.39	28.16	9.60	4527.57	921.55
SSV (mg/l)	Promedio	322.36	1578.87	229.92	47.33	21.13	11984.53	1415.42
	Dev. Est.	115.48	1121.32	125.96	22.47	5.11	2803.39	870.03

4.2.2.1 Porcentaje de remoción del digestor anaerobio y filtros percoladores

La Gráfica 5 presenta los porcentajes de remoción de las diferentes unidades de tratamiento.



Gráfica 5. Porcentajes de remoción de cada unidad de tratamiento.

Tabla 10. Porcentajes de remoción por unidad de tratamiento.

Parámetro	Digestor Anaerobio	Filtro percolador	Filtro percolador 2
DQO _s (mg/l)	37.29	52.35	43.83
DQO _t (mg/l)	52.81	61.79	19.35
DBO ₅ (mg/l)	77.90	60.53	20.92
NKT (mg/l)	60.72	36.27	30.86
N Amoniacal (mg/l)	61.74	48.99	18.50
Fosforo (mg/l)	19.87	19.65	49.39
SST (mg/l)	18.25	81.18	46.54
SSV (mg/l)	28.68	79.41	55.36

4.2.2.2 Características de los flujos de recirculación

El comportamiento de la DQO total, la DQO soluble y la DBO₅ presentes en los lodos del primer sedimentador (sedimentador del primer filtro percolador) y el segundo sedimentador (sedimentador del segundo filtro percolador) se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. DQO total, DQO soluble y DBO₅.

Unidad de tratamiento	DQO _s (mg/l)		DQO _t (mg/l)		DBO ₅ (mg/l)	
	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.
Sedimentador 1	394.76	207.46	23360.54	9824.87	5980.36	840.42
Sedimentador 2	289.95	188.43	9066.46	9288.40	799.92	416.07

El comportamiento del NKT, el nitrógeno amoniacal y el fósforo presentes en los lodos del primer y segundo sedimentador se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12. NKT, Nitrógeno amoniacal y fósforo.

Unidad de tratamiento	NKT (mg/l)		N Amoniacal (mg/l)		Fósforo (mg/l)	
	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.
Sedimentador 1	262.49	102.58	98.87	31.52	150.48	28.40
Sedimentador 2	125.08	86.60	42.56	55.03	39.40	11.84

El contenido de sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles del primer y segundo sedimentador se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Sólidos Suspendidos totales y Sólidos Suspendidos Volátiles.

Unidad de tratamiento	SST (mg/l)		SSV (mg/l)	
	SST (mg/l)	D.E.	SSV (mg/l)	D. E.
Sedimentador 1	17207.18	4527.57	11984.53	2803.39
Sedimentador 2	1660.44	921.55	1415.42	870.03

4.2.2.3 Índices de biodegradabilidad

A partir de los resultados obtenidos para las concentraciones de la materia orgánica, DBO₅, y la demanda química de oxígeno, DQO del influente y el efluente de la planta se calcula el Índice de biodegradabilidad del influente y el efluente.

Tabla 14. Índices de biodegradabilidad.

Etapa de tratamiento	Índice de Biodegradabilidad
Cárcamo de bombeo (influyente del digestor)	0.50
Efluente final	0.24

A partir de los resultados obtenidos para las concentraciones de la materia orgánica, DBO₅, y la demanda química de oxígeno, DQO de los dos sedimentadores se calcula el Índice de Biodegradabilidad para cada sedimentador. El índice de biodegradabilidad de lodos se presenta en la tabla 15.

Tabla 15. Índices de biodegradabilidad en los sedimentadores.

Flujo de recirculación del primer sedimentador	Flujo de recirculación del segundo sedimentador
0.26	0.09

4.2.3 Características fisicoquímicas del efluente.

A partir de los resultados obtenidos de los ocho muestreos compuestos se calcularon los valores promedios de los parámetros fisicoquímicos medidos del efluente (Tabla 16).

Tabla 16. Valores promedios para el efluente de la planta.

Parámetro	Valor promedio	Desv. Est.
DQOs (mg/l)	70.26	14.78
DQO _t (mg/l)	155.19	60.39
DB05 (mg/l)	37.04	16.27
NKT (mg/l)	12.56	3.61
NH ₃ -N (mg/l)	9.97	2
Fosforo (mg/l)	1.85	0.46
pH	7.84	0.12
SST (mg/l)	30.84	9.6
SSV (mg/l)	21.13	5.11

4.3 Determinación del balance de masas de los diferentes sistemas que componen la planta.

A partir de los resultados obtenidos de los ocho muestreos compuestos se realizó el balance de masas a partir del promedio de los ocho valores.

Las Figuras 12, 13 y 14 presentan el balance de masa de la planta de tratamientos.

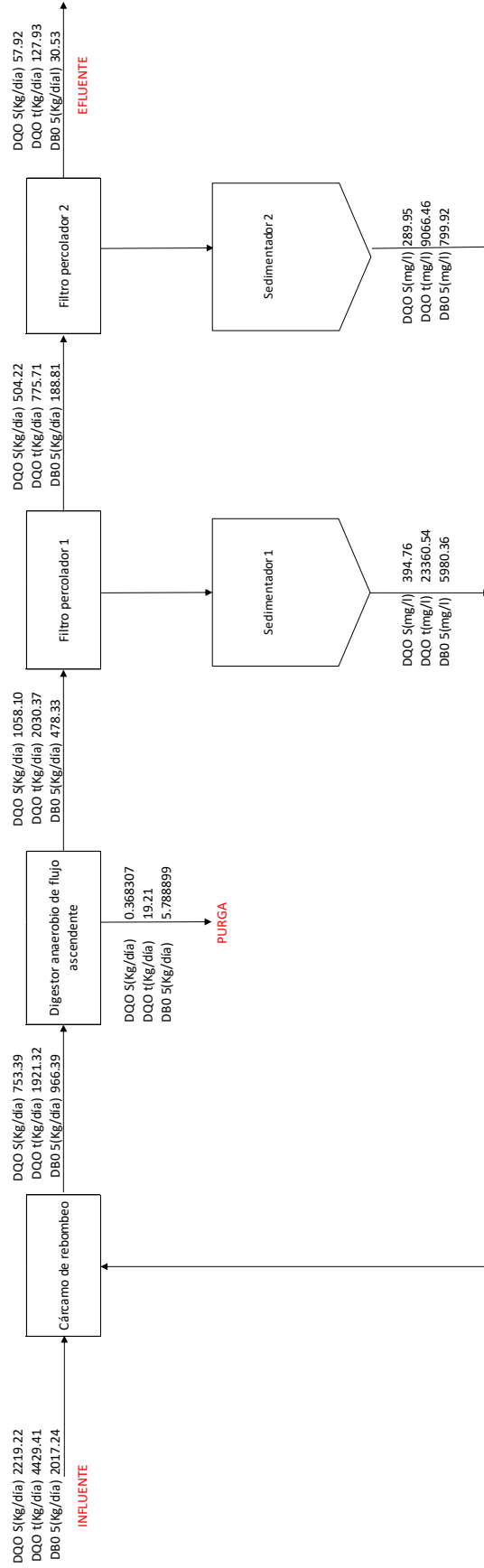


Figura 12. Balance de masas de la DQOt, DQOs y DBO₅.

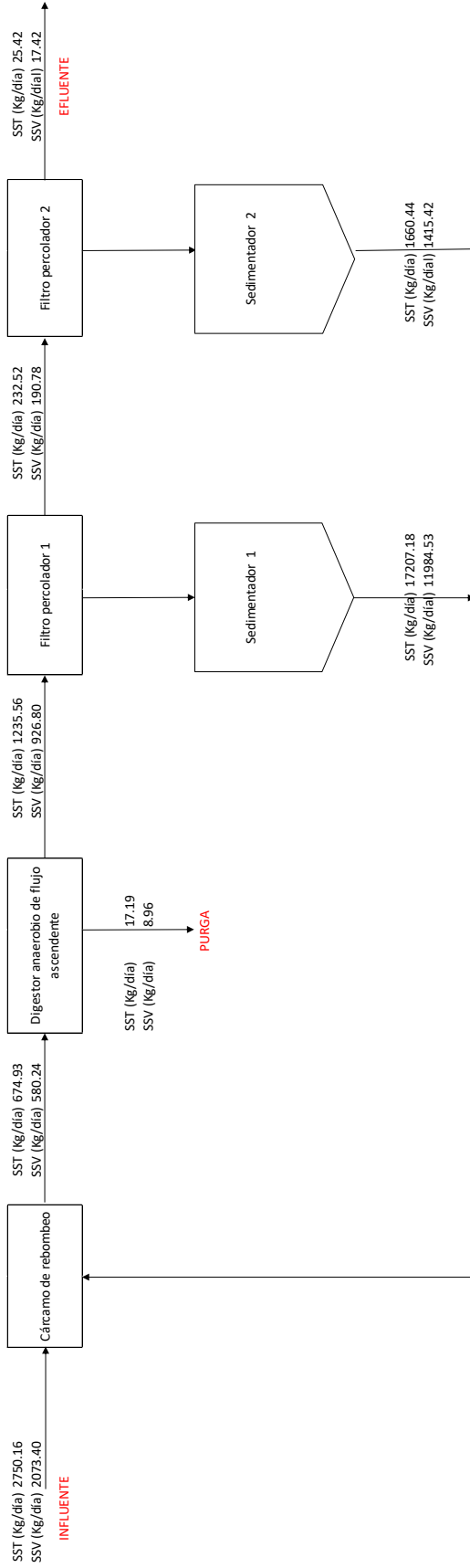


Figura 13. Balance de masas de los SST y SSV.

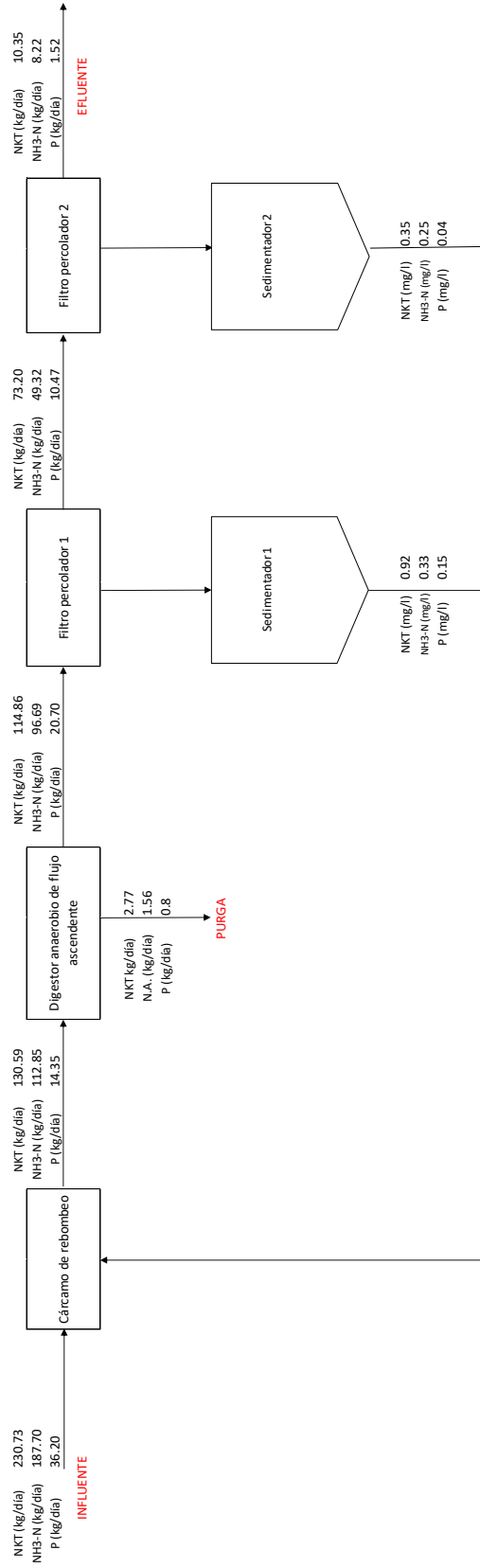


Figura 14. Balance de masas Del NKT, NH₃-N y P.

4.4 Determinación de los parámetros de operación de la planta

4.4.1 Parámetros de operación del digester anaerobio.

Tabla 17. Parámetros de operación del digester anaerobio.

Parámetros de influencia	Parámetros operacionales
Los Solidos suspendidos totales que entran al digester anaerobio fueron en promedio 375 mg/l.	El tiempo de retención hidráulico promedio en función del caudal promedio que entra al digester al momento del estudio fue de 6 horas con 40 minutos.
La DQO de entrada al digester fue en promedio 1067 mg/l.	La edad del lodo (θ_c) es de 44 días.
El pH promedio en el cárcamo fue de 7.2.	La relación F/M (alimento/microorganismos) en el digester anaerobio es de 1.22
La Temperatura promedio en el cárcamo fue de 29 °C.	
Carga orgánica en términos de DQO: 1921 kg DQO/ día. Carga orgánica en términos de DBO ₅ : 966 kg DBO ₅ / día.	

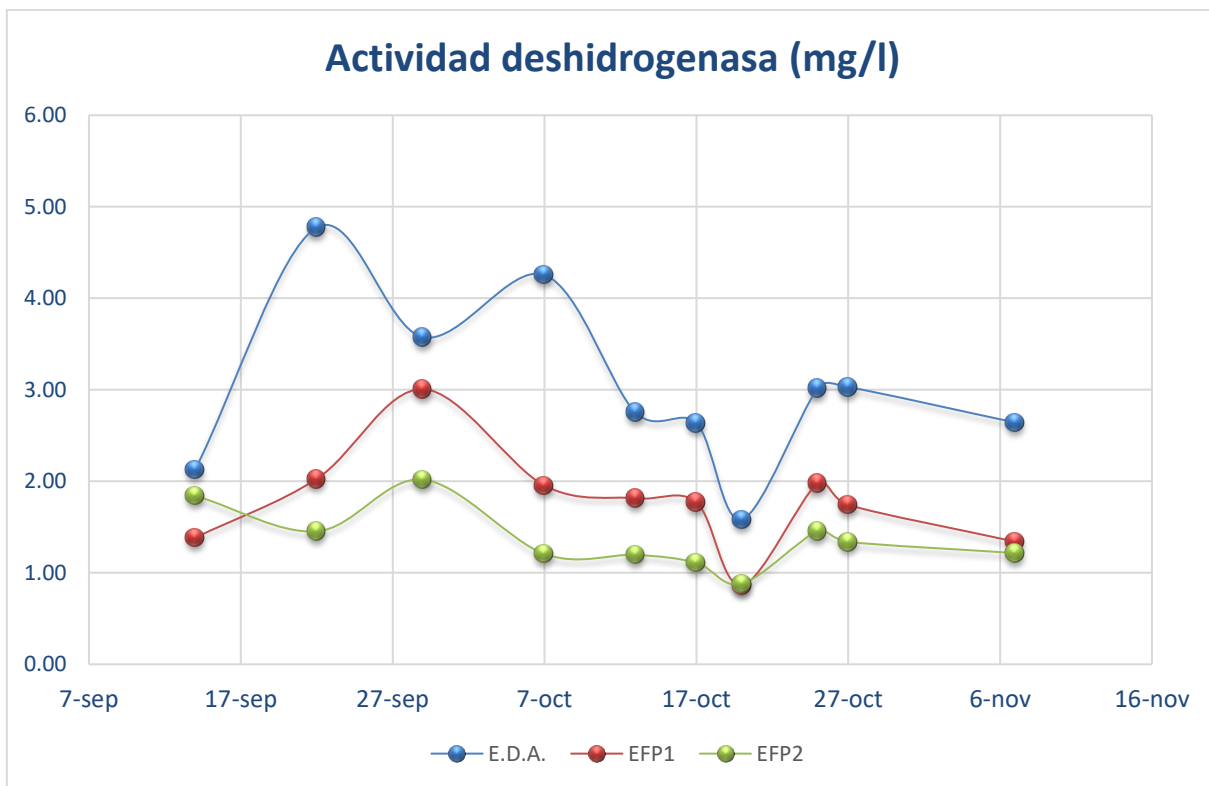
4.4.1 Parámetros de operación de los filtros percoladores

Tabla 18. Parámetros de operación de los filtros percoladores.

Parámetros de influencia	Parámetros operacionales
La carga orgánica aplicada al primer filtro percolador fue de 478 kg DBO/día. La carga orgánica aplicada al segundo filtro percolador fue de 188 kg DBO/día.	La velocidad de giro del sistema de distribución del primer filtro percolador es de 2.9 rpm. La velocidad de giro del sistema de distribución del segundo filtro percolador es de 3.3 rpm.
La carga hidráulica de los filtros percoladores es de 35.6 m ³ /m ² /día.	Tiempo de contacto entre el agua y la película biológica es de 4 horas con 50 minutos.

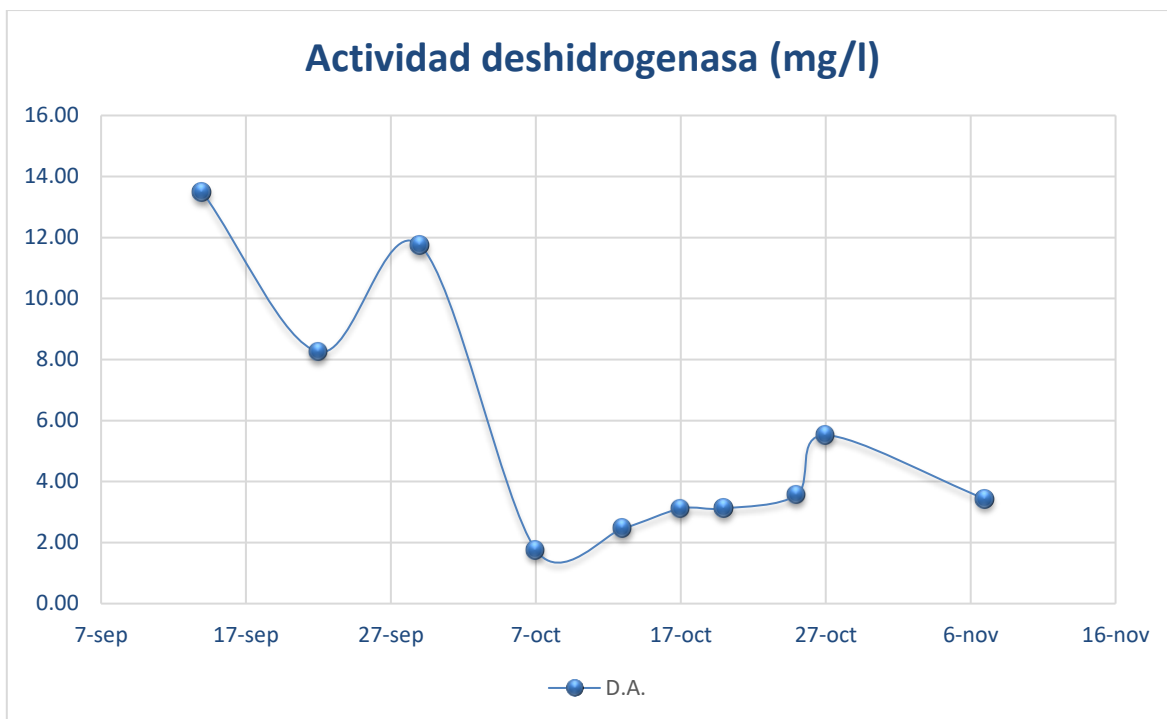
4.5 Determinación de la actividad metabólica deshidrogenasa

La Gráfica 6 presenta la variación de la actividad metabólica de las diferentes etapas de la planta de tratamiento durante el periodo de estudio:



Gráfica 6. Actividad metabólica deshidrogenasa en las etapas de tratamiento.

La Gráfica 7 presenta la variación de la actividad metabólica en el digester anaerobio durante el periodo de estudio.



Gráfica 7. Actividad metabólica deshidrogenasa en el digester anaerobio.

Los valores de DQO, Sólidos suspendidos totales y volátiles para las fechas de muestreo se presentan en la Tabla 19.

Tabla 19. Parámetros fisicoquímicos en los 8 muestreos simples para la determinación de la actividad metabólica deshidrogenasa.

Fecha de muestreo	Sólidos (mg/l)								DQO (mg/l)			
	D.A.		E.D.A.		E.F.P.1		E.F.P.2		D.A.	E.D.A.	EFP1	EFP2
	ST	STV	ST	STV	ST	STV	ST	STV				
14-sep	1806.67	1331.67	383.33	260.00	104.17	83.33	96.67	82.00	1872.66	958.13	321.50	153.77
22-sep	91.67	79.17	93.33	78.33	69.17	52.50	54.00	51.33	2148.00	1344.90	341.30	199.10
29-sep	1428.00	1042.00	281.00	201.00	35.67	30.33	19.67	15.67	2475.00	1222.67	332.33	192.33
07-oct	31.17	25.83	47.00	39.33	11.75	9.00	5.50	4.33	182.33	142.33	549.10	100.66
13-oct	33.50	26.50	29.25	21.92	23.57	19.93	21.20	19.60	252.33	141.22	235.77	84.55
17-oct	41.50	34.00	29.60	26.40	28.80	26.80	22.80	17.80	239.00	69.00	65.67	140.67
20-oct	27.50	22.00	41.00	35.50	16.50	15.50	10.00	8.75	164.56	174.00	127.33	100.67
25-oct	51.00	38.50	38.00	33.50	18.00	16.50	13.00	12.00	310.67	215.67	150.67	94.00
27-oct	20.00	18.00	50.00	44.00	22.50	20.50	16.00	15.00	150.67	135.67	90.67	72.33
07-nov	33.20	23.00	50.50	45.00	27.20	24.80	24.40	23.40	210.67	205.67	67.33	64.00

CAPÍTULO V

DISCUSIÓN

5.1 Caracterización de los caudales en la planta de tratamiento.

5.1.1 Caudal de entrada a la planta de tratamiento.

La memoria descriptiva del proyecto estima un caudal de diseño de 50 litros por segundo para el influente de la planta. Durante el período de muestreo se determinó para el flujo del influente que el promedio fue de 78.4 litros por segundo y que la moda fue de 85.1 litros por segundo, este último valor indica valor de mayor frecuencia.

El hecho de que el caudal estimado para el sistema de bombeo sea menor al flujo de entrada, ocasiona que el TRH en el cárcamo de bombeo sea mayor al considerado en la memoria descriptiva. Por lo que en casos de acumulación excesiva se operan hasta tres bombas simultáneamente. Esto genera incrementos súbitos del flujo en el sistema de tratamiento.

El gasto mínimo del fraccionamiento en la memoria descriptiva fue de 21.4 litros por segundo y el gasto mínimo medido durante el periodo fue de 15.4 litros por segundo; mientras que el valor máximo estimado en la memoria fue de 112.2 litros por segundo y el máximo valor registrado en el periodo de medición fue de 132.1 litros por segundo. Los valores máximos y mínimos registrados durante las mediciones son cercanos a los valores máximos y mínimos estimados en la memoria descriptiva del proyecto.

En ocasiones la capacidad de los canales se vio superada, ocasionando que no sea posible determinar el caudal de entrada en esos momentos; esto se da principalmente en épocas de lluvia. Se recomienda que en estos periodos se incremente el bombeo del cárcamo hacia el digestor, esto debido a que el modo de operación actual ocasiona que el agua se acumule en el cárcamo de bombeo y cuando éste no se da abasto tengan que bombearse grandes cantidades de agua

en periodos cortos de tiempo lo que podría ocasionar fuertes alteraciones en el digestor anaerobio.

5.1.2 Caudal de entrada al digestor anaerobio.

El caudal promedio medido durante el periodo de estudio fue de 20.8 lps mientras el caudal considerado en la memoria descriptiva es de 25 lps.

El caudal de entrada al digestor fue menor al estimado en la memoria descriptiva ya que las bombas no cumplían con la capacidad requerida para bombear el agua en el tiempo indicado, mientras que el caudal de entrada a la planta de tratamiento fue mayor al estimado en la memoria descriptiva. Estas discrepancias podrían ocasionar en ciertos períodos un incremento del tiempo de retención en el cárcamo de bombeo y consecuentemente que la descomposición de la materia orgánica inicie en esta unidad. Se recomienda incrementar la capacidad de las bombas del cárcamo que envían el flujo hacia el digestor anaerobio.

5.1.3 Caudal del influente a los filtros percoladores.

El caudal promedio medido durante el periodo de estudio fue de 46.67 litros por segundo, lo que implica una carga hidráulica de: $35.6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$; este caudal se considera adecuado ya que las cargas sobre los filtros percoladores con altas cargas hidráulicas están entre 10 y $40 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ (Metcalf, 1991).

5.2 Caracterización fisicoquímica del agua residual.

5.2.1 Caracterización del agua residual que ingresa a la planta.

Se caracterizó el influente de la planta de tratamiento; la Tabla 20 presenta una comparación entre los valores estimados en el diseño de la planta y el promedio de los parámetros hallados durante la etapa de estudio.

Tabla 20. Comparación entre influente estimado y medido.

Parámetros	Entrada considerados en el diseño	Entrada promedio
DBO ₅ (mg/l)	300	291.66
SST (mg/l)	200	125.71
pH	5-9	7.32
Nitrógeno total (mg/l)	30	78.35
Fósforo (mg/l)	8	5.42

El valor de la DBO₅ medida en el influente fue ligeramente inferior mientras que los sólidos suspendidos totales representaron el 62% de lo estimado en el diseño.

Con respecto al valor del pH, éste siempre se encontró en el rango estimado.

Por otra parte el valor del nitrógeno total fue más del doble de lo estimado en el diseño y el valor del fosforo se encontró por debajo.

5.2.2 Caracterización los influentes y los efluentes de las diferentes unidades de tratamiento.

La mayor parte de la DBO₅ (aproximadamente el 80%) se remueve en el digester anaerobio mientras que en el primer filtro percolador remueve aproximadamente el 15%. El segundo filtro percolador da una tasa de remoción muy baja lo que podría significar que no tiene carga orgánica suficiente para trabajar de manera adecuada.

La memoria descriptiva estimaba que el digester anaerobio removiera el 50% de la DBO₅ sin embargo, el digester está dando una mayor remoción siendo ésta aproximadamente del 80%.

La recomendación para mejorar las condiciones de operación del digester anaerobio sería Incrementar la capacidad de las bombas para poder llevar a cabo una mejor mezcla en el digester. Por otra parte, al observar que existe poca actividad metabólica en el mismo se considera que podría ser una práctica adecuada debido a que posiblemente una de las causas de una baja actividad en el digester sea por la variabilidad en el flujo de ingreso al digester. Por otra parte, un

tiempo de residencia en el cárcamo mayor al estimado podría estar propiciando el inicio de la descomposición del agua residual y la generación de malos olores.

Las concentraciones promedio de DBO_5 en el influente y efluente del primer filtro percolador son de: 118 y 47 mg/l, respectivamente, por lo que se considera que este filtro tiene una eficiencia promedio del 60% con respecto a este parámetro; este valor es ligeramente superior al estimado en la memoria descriptiva y que fue considerado del 50%. Las concentraciones promedio de SST en el influente y efluente del primer filtro percolador son de: 306.5 y 57.7 mg/l, respectivamente, por lo que se considera que este filtro tiene una eficiencia promedio del 80% con respecto a este parámetro; este valor es superior al estimado en la memoria descriptiva y que fue considerado del 40%. Esto implica que la materia orgánica de entrada al segundo filtro percolador sea menor a la estimada lo que podría estar ocasionando dificultades en el crecimiento de la película biológica de esta unidad.

En el segundo filtro percolador la concentración en la DBO_5 en el influente y el efluente es de: 46.3 y 37 mg/l respectivamente por lo que se estima que la remoción es del 20%, valor inferior al 80% considerado en la memoria descriptiva. Esto podría deberse a que la baja biodegradabilidad del agua residual que le entra es baja y la DBO que entra es inferior a la estimada. En el segundo filtro la concentración promedio de los SST en el influente y el efluente es de: 57.7 y 30.8 mg/l respectivamente por lo que se estima que el segundo filtro percolador remueve el 46.6% de los sólidos que le ingresan, valor ligeramente superior a lo estimado en la memoria descriptiva que es del 40%.

El digester anaerobio remueve la mayor parte del NKT y el $\text{NH}_3\text{-N}$; esto se considera relacionado con la cantidad de sólidos orgánicos que son retenidos en el reactor. El segundo filtro percolador es el que menos reduce la concentración de nitrógeno, sin embargo, es la unidad que está aportando mayor remoción del fósforo.

En el segundo filtro percolador se remueve principalmente la fracción soluble de la DQO, los sólidos y fosforo. Para la DBO_5 y la DQO total se ven bajas remociones en esta unidad de tratamiento.

En los sedimentadores puede observarse que la fracción soluble de la DQO es muy baja con respecto a la DQO total. Por otra parte, la remoción de DBO₅ del segundo filtro percolador es inferior con respecto a la del primer filtro percolador esto puede deberse principalmente a la baja degradabilidad del agua que le entra al segundo filtro percolador.

La Tabla 21 presenta la comparación entre los valores estimados para el efluente y los valores calculados en el periodo de estudio.

Tabla 21. Comparación entre efluente estimado y medido.

Parámetros	Efluente		Efluente esperado en el diseño
	Promedio determinado	Desviación estándar	
DBO₅(mg/l)	37.04	16.27	30
SST (mg/l)	20.8	12.34	40
pH	7.45	0.33	5-9
Nitrógeno total (mg/l)	12.56	4.5	< 15
Fósforo (mg/l)	1.85	0.46	< 5

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece el límite permisible de descarga en ríos, embalses naturales y artificiales, aguas costeras y suelo para aguas residuales tratadas. Si se utiliza esta norma como parámetro de comparación todos los valores promedio de los determinados para el efluente cumplirían con dicha norma; sin embargo, la NOM-001-SEMARNAT-1996 no cuenta con un apartado que sea para aguas de inyección a acuíferos subterráneos por lo que es necesario ir a la NOM-014-CONAGUA-2007 “Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada” que especifica los límites permisibles para inyectar aguas a pozos profundos. La NOM-014-CONAGUA-2007 a su vez subroga los límites a la NOM-

127-SSA1-1994 “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano – límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse al agua para su potabilización”. Estos límites son mucho más rigurosos que los expuestos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 debido a que son para agua de consumo humano por lo que muchos de los parámetros medidos no cumplirían con dicha norma.

La Tabla 22 presenta una comparación entre los límites permisibles de la NOM 014-CONAGUA-2007 y los valores promedios durante el periodo de estudio del efluente en la planta de tratamiento.

Tabla 22. Comparación entre efluente medido y los límites de la NOM 014 CONAGUA 2007.

Parámetro	Efluente (Valor promedio)	NOM-014-CONAGUA-2007
DQOs (mg/l)	70.26	No especifica
DQOt (mg/l)	155.19	No especifica
DB0₅ (mg/l)	37.04	30
NKT (mg/l)	12.56	No especifica
NH₃-N (mg/l)	9.97	0.5
Fósforo (mg/l)	1.85	No especifica
pH	7.84	6.5-8.5
SST (mg/l)	30.84	No especifica
SSV (mg/l)	21.13	No especifica

Muchos de los parámetros medidos durante el estudio no se presentan en la NOM-014-CONAGUA-2007 esto se debe a que la norma es considerada para aguas de consumo humano. Los parámetros que pudieron compararse son la DBO₅, el nitrógeno amoniacal y el pH de los cuales solo se cumple con el pH. Una recomendación sería establecer una norma para la disposición de aguas residuales tratadas al manto freático como el de la Península de Yucatán y donde la disposición se hace a través de pozos, ya que las normas actuales están enfocadas a regiones en donde el agua residual se dispone a acuíferos superficiales ya que actualmente exige límites permisibles demasiado rigurosos en comparación con los límites permisibles en otras regiones del país.

5.3 Determinación de los parámetros de operación de la planta

El caudal de llegada a la planta es mayor al que se consideró durante el diseño lo que ocasiona que, por la capacidad actual de las bombas, se tenga un mayor TRH en el cárcamo. En la memoria descriptiva no se precisa el volumen promedio de agua residual considerado para diseñar el cárcamo, pero si se indica el caudal promedio de entrada a la planta que es menor al medido durante el periodo de estudio.

El TRH de diseño del cárcamo no es mencionado en la memoria descriptiva de la planta, sin embargo, si se considera un caudal promedio de entrada de 25 litros por segundo el TRH para este caudal sería de cinco horas con treinta minutos; sin embargo, dada la capacidad de las bombas al momento del estudio el TRH resulta de seis horas con cuarenta minutos.

La carga orgánica estimada en el diseño sobre el primer filtro percolador fue de 324 kg DBO₅/día y la carga promedio durante el periodo de estudio fue de 478 kg DBO₅/día. La carga orgánica estimada en el diseño en el segundo filtro percolador es de 113 kg DBO₅/día y la carga promedio durante el periodo de estudio fue de 188.8 kg DBO₅/día.

No fue posible determinar el caudal de circulación de los sedimentadores debido a que ésta se lleva a cabo por medio de la apertura y cierre de una válvula y la

estimación se hace complicada por la ubicación de éstas, se recomienda que la planta tenga algún método para poder determinar este caudal debido a que podría ayudar a tener un mejor control sobre la cantidad de lodo recirculado.

Otra recomendación con respecto a la recirculación al segundo sedimentador es que se realice con menor frecuencia ya que se observó que la concentración de materia orgánica en el flujo es baja y únicamente tiene un efecto de dilución sobre su influente lo que reduce aún más su eficiencia.

El índice de biodegradabilidad del lodo del segundo sedimentador es de 0.09 por lo que la recomendación sería enviarlo directamente al secador de lodos y no al digestor anaerobio ya que es muy poco biodegradable y podría diluir la carga del lodo del primer sedimentador.

Otra recomendación para la operación es que en época de lluvias se incremente la recirculación del lodo proveniente del primer sedimentador, debido a que se observó que el agua residual entra diluida y la carga orgánica aplicada al digestor anaerobio podría no ser la suficiente para que éste trabaje de manera adecuada. Se considera que uno de los motivos por los cuales la actividad metabólica no logro estabilizarse es justamente por la entrada de agua residual diluida.

5.4 Determinación de la actividad metabólica deshidrogenasa

La actividad metabólica en los filtros percoladores y en el efluente del digestor anaerobio fue relativamente similar durante el periodo de estudio. La actividad en el interior del digestor presentó fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio.

La actividad metabólica en el digestor anaerobio tuvo una reducción significativa al inicio del estudio, uno de los motivos a los que se atribuye este comportamiento es a la coincidencia del muestreo de la actividad metabólica con la temporada de lluvias. Pudo observarse una ligera recuperación de la actividad metabólica, sin embargo, ésta no logró alcanzar los valores que se dieron al inicio del estudio.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES

1. La planta opera con una DBO₅ ligeramente menor a la considerada en las memorias de diseño.
2. La DBO promedio del efluente fue de 37 mg/L, siendo 23% mayor a la considerada en el diseño de la planta.
3. El porcentaje de remoción de la DBO₅ del digestor anaerobio y el primer filtro percolador son mayores un 28 y 10% respectivamente con respecto a los estimados en la memoria de diseño.
4. El segundo filtro percolador tiene un comportamiento inferior al estimado en la memoria de diseño debido principalmente a la baja biodegradabilidad de su influente.
5. El nitrógeno y fósforo del efluente cumplen con lo estimado en la memoria de diseño y la NOM-001-SEMARNAT-1996.
6. La actividad metabólica en el digestor anaerobio no logró estabilizarse durante el periodo de estudio y se considera que se debió a la dilución del contenido del reactor por una reducción en los parámetros del efluente debido a la temporada de lluvias.
7. El índice de biodegradabilidad del sedimentador del segundo filtro percolador es de 0.09 lo que se asocia a la baja eficiencia de este filtro.
8. La mayor parte del nitrógeno (60%) es removida en el digestor anaerobio y la del fósforo en los filtros percoladores.
9. Debido a las grandes variaciones de la actividad metabólica deshidrogenasa en el digestor anaerobio recomienda realizar un estudio más profundo para esta unidad de tratamiento.

CAPÍTULO VII

RECOMENDACIONES

Los estudios realizados a la planta de tratamiento de aguas residuales permiten hacer las siguientes recomendaciones:

1. Mayor capacidad en las bombas del cárcamo para reducir el tiempo de permanencia del agua residual y la posibilidad de la generación de malos olores.
2. Enviar el efluente del segundo sedimentador directamente al secador de lodos dada su baja biodegradabilidad.
3. Durante la temporada de lluvias incrementar la carga de sólidos al digestor recirculando con mayor frecuencia el lodo del primer sedimentador.
4. Emplear un dispositivo para la medición del lodo de recirculación.

ANEXOS

Tabla 20. Resultados del primer al tercer muestreo compuesto.

Primer muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fosforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	478.66	728.66	357.00	41.22	32.20	6.44	7.60	154	128
DA	1375.33	1895.33	293.25	90.80	39.28	6.48	7.06	1966.67	1380
EDA	462.00	502.77	121.50	25.12	25.76	5.88	7.58	278.57	252.85
EFP1	102.00	108.67	32.10	19.32	14.17	3.76	8.00	74	55
EFP2	88.67	92.00	27.85	16.77	12.88	1.90	7.81	42	32
SED1	571.12	20868.90	5009.12	897.54	403.21	131.70	7.79	22700.03	15141.29
SED2	288.11	2764.78	552.90	408.00	233.75	37.32	7.67	1034.04	730.88
Segundo muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fosforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	1222.00	1944.77	489.75	96.60	88.73	6.95	7.05	480	350
DA	408.67	5535.33	384.75	418.60	354.20	8.77	7.11	6090	4260
EDA	242.00	1275.33	187.20	32.88	28.77	6.12	7.34	726.67	483.33
EFP1	142.00	168.67	35.40	16.10	13.52	3.22	7.42	107.5	90
EFP2	55.33	58.67	29.00	14.80	11.90	2.70	7.74	38	24
SED1	643.11	16754.23	5550.00	1002.10	389.30	151.44	7.77	24180	16440
SED2	305.30	3244.54	780.00	198.70	175.40	42.33	7.73	1515	1335
Tercer muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fosforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	268.67	1105.33	607.50	61.22	51.69	8.47	7.03	276.17	257.23
DA	188.67	1344.23	230.70	49.69	32.38	6.57	7.20	1619.94	1254.76
EDA	185.33	298.67	142.20	21.62	19.19	5.16	7.26	36.10	31.83
EFP1	95.33	185.33	90.00	17.18	10.96	2.48	7.32	17.10	15.68
EFP2	52.00	222.00	72.21	11.26	9.20	1.90	7.88	18.68	14.88
SED1	175.33	31195.33	4824.00	843.35	322.32	158.12	7.73	17518.30	12595.64
SED2	115.33	3445.33	736.50	372.93	243.63	40.93	7.90	798.00	608.00

Tabla 21. Resultados del cuarto al sexto muestreo compuesto.

Cuarto muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fósforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	205.33	1195.33	702.10	71.86	60.68	6.54	7.18	325.87	303.53
DA	212.00	2562.00	180.22	58.33	38.01	5.24	7.02	1642.20	1198.30
EDA	142.00	288.67	138.42	25.38	22.53	4.21	7.24	119.79	95.83
EFP1	142.10	175.33	55.42	20.17	12.87	2.13	7.48	47.15	40.83
EFP2	72.00	122.00	28.22	13.22	10.79	1.52	7.75	18.98	17.83
SED1	218.67	30028.67	6648.00	990.02	378.38	123.47	7.61	14674.00	10108.5
SED2	108.67	4362.00	448.73	437.79	286.00	32.33	7.69	414.00	285.20
Quinto muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fósforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	411.21	1462.45	514.50	88.43	82.70	7.14	7.14	371.71	320.75
DA	587.85	2731.47	169.20	45.72	37.66	8.37	7.24	1733.08	1300.56
EDA	257.89	468.07	97.95	38.64	26.40	4.33	7.25	414.00	280.80
EFP1	122.89	178.83	51.75	31.92	23.89	1.33	7.37	21.35	19.06
EFP2	69.03	144.22	49.14	18.03	9.66	1.30	8.02	22.57	19.22
SED1	447.96	18467.88	5700.00	792.70	328.40	144.22	7.44	12085.2	8964
SED2	580.69	8072.25	892.50	321.36	201.70	40.52	7.66	3175.2	2851.2
Sexto muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fósforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	237.00	1105.33	541.20	47.20	35.42	6.85	7.22	622.5	565
DA	200.33	1735.33	190.87	48.30	34.78	3.79	7.11	42.5	32.5
EDA	163.67	298.67	142.79	35.42	30.27	3.57	7.22	248	228
EFP1	135.33	185.33	62.44	30.91	20.61	3.17	7.30	76	62
EFP2	62.00	175.33	44.28	16.10	12.30	2.31	7.98	43.2	18.2
SED1	197.00	3445.33	5887.50	740.60	322.00	130.65	7.63	11190	8300
SED2	112.00	31195.33	367.50	305.90	193.20	14.15	7.55	2940	2640

Tabla 22. Resultados del séptimo y el octavo muestreo compuesto.

Séptimo muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fósforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	395.33	628.67	445.50	36.06	28.33	8.44	7.04	323.39	279.06
DA	332.00	1242.00	96.00	38.00	37.35	4.11	7.34	1898.69	1366.79
EDA	312.00	348.67	34.95	14.80	13.52	7.40	7.26	264.35	199.03
EFP1	52.00	228.67	17.70	11.59	5.80	2.56	7.50	49.75	40.97
EFP2	65.33	252.00	17.80	8.37	7.72	1.91	7.90	26.60	18.29
SED1	203.66	35028.67	6900.00	1030.40	354.20	220.04	7.67	14840.39	10374.67
SED2	207.42	3752.11	1800.00	408.44	278.12	54.86	7.66	1432.05	1225.29
Octavo muestreo									
Etapa	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	Fósforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
CB	130.19	368.67	637.50	141.68	128.80	12.96	7.22	446.05	375.28
DA	1308.22	6468.67	237.00	38.94	29.37	7.79	7.18	2618.88	1838.09
EDA	335.05	548.67	84.30	18.65	13.90	4.40	7.30	364.63	267.67
EFP1	209.02	308.67	29.90	12.88	7.08	2.13	7.31	68.62	55.10
EFP2	97.73	175.33	27.80	7.72	7.08	1.26	7.64	36.69	24.60
SED1	701.22	31095.33	7324.27	998.20	322.00	144.22	7.03	20469.51	13952.14
SED2	602.11	15695.33	821.25	499.10	354.20	52.77	7.22	1975.25	1647.80

Tabla 23. Resultados de los doce muestreos compuestos del influente.

Muestreo	DQO S(mg/l)	DQO t(mg/l)	DBO 5(mg/l)	NKT (mg/l)	N.A. (mg/l)	Fosforo (mg/l)	pH	SST (mg/l)	SSV (mg/l)
1	470.67	888.94	274.67	86.94	34.13	3.86	7.11	162.00	139.00
2	429.00	505.67	225.78	48.30	46.37	3.35	7.08	45.75	44.00
3	274.56	624.56	277.66	99.82	30.91	2.49	6.98	169.39	151.01
4	292.33	630.11	318.15	78.35	37.14	2.38	7.05	125.71	111.34
5	428.22	495.33	272.25	37.35	27.69	3.33	7.71	198.45	181.60
6	228.67	1255.33	248.42	35.44	30.91	4.02	7.00	495.00	400.00
7	428.67	595.33	493.13	34.57	27.41	6.23	7.17	578.27	399.76
8	298.67	662.00	318.92	40.58	32.18	4.65	7.16	682.35	471.72
9	301.20	644.24	325.80	33.77	31.90	4.40	7.10	506.81	382.62
10	391.12	702.42	308.78	40.16	32.30	3.97	7.09	580.00	460.00
11	205.33	302.00	209.63	30.91	25.76	12.80	7.17	148.34	122.47
12	377.87	652.00	240.75	41.88	33.44	3.98	6.96	106.85	66.80

REFERENCIAS

1. Alderman, B. J., Theis, T. L., y Collins, A. G. (1998). Optimal Design For Anaerobic Pretreatment of Municipal Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 4-10.
2. An, Y., Yang, F., Buccioli, B., & Wong, F. (2009). Municipal Wastewater Treatment Using a UASB Coupled With Cross-Flow Membrane Filtration. *Journal of Environmental Engineering*, 86-91.
3. Arnáiz, C., Isac, L., & Lebrato, J. (2000). Tratamiento biológico de aguas residuales. *Revista Tecnología del Agua*.
4. Barajas Aceves, M. (s.f.). Ensayos de metabolismo microbiano en suelo: actividad deshidrogenasa y tasa de mineralización del nitrógeno.
5. Bermúdez, R. C., Rodríguez, S., Martínez, M., & Terry, A. (2015). Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogas. Santiago de Cuba, Cuba: Centro de Estudios de Biotecnología Industrial, Universidad de Oriente.
6. Campos Pozuelo A. E. (2000). Biogás y Aprovechamiento de la Biomasa. Universidad de Lleida. Fira de Medi Ambient i de la Qualitat de vida. II Lleida Natura.
7. Clifford, E., Forde, P., McNamara, S., Rodgers, M., & O'Reilly, E. (2013). Performance of Air Suction Flow Biofilm Reactor in Treating Municipal-Strength Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 139, 864-872.
8. Droste, R. L. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. Wiley.
9. CONAGUA. (s.f.). *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: proceso de oxidación bioquímica con biomasa fija*. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua.

10. Ellis, K. V., y Tang, S. L. (1991). Wastewater Treatment Optimization Model for Developing World. I: Model Development. *Journal of Environmental Engineering*, 501.
11. Gaudy, A., & Gaudy, E. (1981). *Microbiology for environmental scientists and engineers*. EUA: McGraw Hill.
12. Gerardi, M. (2006). *Wastewater Bacteria*. Williamsport, Pennsylvania, USA: Wiley.
13. Gómez, I., & Carvajal, F. (2012). La actividad de la deshidrogenasa y la hidrólisis del diacetato de fluoresceína como indicadores de actividad microbiana en los sedimentos superficiales de la cuenca baja del río Neverí, Barcelona, Venezuela. *saber. Revista Multidisciplinaria del Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente*, 24, 123-131.
14. González, S. & Díaz L (1987). Determinación de la cinética en películas biológicas para tratamiento de aguas de desecho, México Distrito Federal. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. UNAM, México.
15. González, S. & Nava Ramírez, C. (1995). Determinaciones Cinéticas en películas biológicas. México: Instituto de ingeniería de la UNAM.
16. Grady, L., Daigger, G., y Lim, H. (1999). *Biological Wastewater Treatment (Segunda ed.)*. CRC.
17. Harremoes, H (1963). *Biofilm Kinetics, Water Pollution Microbiology*, vol 2, Mitchell, R (ed), John Wiley, EUA.
18. Henze, M., Harremoes, P., Jes la Cour, J., & Arvin, E. (1997). *Wastewater Treatment Biological and Chemical Process (Segunda ed.)*. Berlin: Springer.
19. Henze, M., Poul, H., Cour Jansen, J. L., & Arvin, E. (2002). *Wastewater Treatment*. Berlin: Springer.
20. Koh Angel, (2010). Tratamiento de aguas residuales de un rastro mediante un reactor UASB. Tesis. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México.
21. La Motta, E. J., Silva, E., Bustillos, A., Padrón, H., & Luque, J. (2007). *Combined Anaerobic/Aerobic Secondary Municipal Wastewater Treatment:*

- Pilot-Plant Demonstration of the UASB/Aerobic Solids Contact System. Journal of Environmental Engineering, 397-403.
22. M. O., & Y. L. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA, 13-21.
 23. Malina, Jr. J.F., Pohland, F.G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Water Quality Management Library. Vol. 7. Lancaster, Pennsylvania, U.S.A.
 24. Márquez Vázquez, M., & Martínez González, S. (2011). Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o UASB) Antología. Aragón: Centro tecnológico.
 25. Mena Rubí, (2010). Tratamiento de aguas residuales porcinas mediante un digestor anaerobio tipo UASB. Tesis. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida Yucatán México.
 26. Metcalf , Eddy (2004), Wastewater engineering treatment and reuse. 4ª ed. Mc Graw- Hill, Signapur.
 27. Moreno Peña, A. (12 de Febrero de 2016). Apoyo a tesoros hídricos, Se abordan fallas en el tratamiento del agua residual. Diario de Yucatán.
 28. Nodal Becerra, E. (2001). Procesos Biológicos Aplicados al Agua Residual. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, 22(4).
 29. Noyola, A.(1995). Treatment of Distillery Wastewaters. Proceedings of the Third International Symposium on Waste Management Problems in Agro-Industries. México, 4-6 October.
 30. NMX-AA-026-SCFI-2010. Análisis de agua - medición de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
 31. Olea Rosa (2013). Evaluación de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Coatepec, Veracruz. Tesis. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Veracruzana. Xalapa-Enríquez Veracruz, México.
 32. Peña Popoca, R. E. (2010). Implementación de un sistema para la remoción de materia orgánica y nutrientes en aguas residuales municipales. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México.

33. Ramalho R.S. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverte. Quebec, Canada.
34. Rojas Annette. (2008). Evaluación de una planta de lodos activados con operación no convencional. Tesis de maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida Yucatán México.
35. Román, F., Monge, J., De Aguilar, M., & Franco, M. (2012). Estudio de prefactibilidad planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Metapán en Santa Ana. Antiguo Cuscatlan, La Libertad, El Salvador: USAID.
36. Russell, D. L. (2006). Practical Wastewater Treatment. Hoboken, New Jersey: WILEY.
37. SEMARNAT (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996 Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación, 6 de enero de 1997.
38. Sosa Villalobos, C. A. (2013). Aplicación de un tratamiento biológico a las aguas residuales provenientes de una destilería de alcohol de caña, utilizando un reactor UASB. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
39. Speece, R. E. (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. United States: Archae Press.
40. Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. (R. EIA, Ed.) Medellín, Colombia: Escuela de Ingeniería de Antioquia.
41. Velázquez Trujillo, M. A. (2010). Diseño de la red de conducción de agua tratada de la planta de tratamiento de aguas residuales San Juan de Aragón a los centros de consumo. Ciudad de México: Instituto Politécnico Nacional.
42. Wiesmann, U., Su Chio, I., & Dombrowski, E. M. (2007). Fundamentals of Biological Wastewater Treatment. Berlin Alemania: WILEY-VCH, pp. 362.