

SUBSECRETARÍA DE EDUCACIÓN SUPERIOR

DIRECCIÓN GENERAL DE EDUCACIÓN SUPERIOR TECNOLÓGICA



SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIERREZ

RESIDENCIA PROFESIONAL

Estabilización de un Sistema Híbrido para Aguas Residuales Expresados en términos de DQO

INGENIERIA QUIMICA

PRESENTA

Victoria Mariley Cruz Hernández

ASESOR DEL PROYECTO

M.C. Juan José Villalobos Maldonado

REVISORES DEL PROYECTO

M.C. Samuel Enciso Sáenz

M.I. René Cuesta Díaz



ÍNDICE

CAPITULO I

1.1 INTRODUCCION.....	2
1.2 JUSTIFICACION.....	3
1.3 OBJETIVOS GENERAL.....	4
1.3.1 OBJETVOS ESPECIFICOS.....	4
1.4 CARACTERIZACION DEL AREA.....	5
1.5 ORGANIGRAMA.....	7
1.6 PROBLEMA A RESOLVER.....	8
1.7 ALCANCES Y LIMITACIONES.....	8

CAPITULO II

MARCO TEORICO

2.1 AGUAS RESIDUALES.....	10
2.2 MEDICION DE LA CONCENTRACION DE CONTAMINANTES EN AGUAS RESIDUALES.....	15
2.3 SISTEMAS AEROBIOS DE BIOMASA FIJA	21
2.3.1 FILTRO PERCOLADOR O ROCIADOR.....	22
2.4 SISTEMAS ANAEROBIOS DE BIOMASA NO ADHERIBLE.....	26
2.4.1 REACTORES DE FLUJO ASCENTENDE RAFA.....	29
2.4.1 .1 REACTOR DE FLUJO ASCENDENTE UASB.....	31
2.5 SISTEMAS COMBINADOS.....	36
2.6 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO	37

CAPITULO III

PROCEDIMIENTO Y DESCRIPCION DE LAS ACTIVIDADES REALIZADAS

3.1 DIAGRAMA DE FLUJO.....	38
3.2 CARACTERÍSTICAS DE LOS REACTORES USADOS.....	40
3.3 MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO	
BIOLÓGICO ANAEROBIO-AEROBIO.....	41
3.4 METODOLOGIA.....	40
3.4.1 ANALISIS FISICOQUIMICOS.....	42
3.4.1.1 DETERMINACIÓN DE DQO A PARTIR DE NOM MX-AA-030-SCFI-2001.....	42
3.4.1.1. REACTIVOS Y PATRONES.....	43
3.4.1.2 EQUIPOS Y MATERIALES.....	44
3.4.1.3 PROCEDIMIENTO.....	45

CAPITULO IV

RESULTADOS.....	47
CONCLUSIONES.....	54
RECOMENDACIONES.....	55

CAPITULO I

INTRODUCCION

Durante muchas décadas, los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales (AR), estaban dirigidos exclusivamente a la remoción de materia orgánica (MO) y sólidos suspendidos; y no fue hasta finales de los años 80's y principios de los 90's, que se dio importancia a los efectos negativos causados sobre los cauces por la presencia en el AR descargada de altos contenidos de nitrógeno (N) y fósforo (P).

La presencia de altas concentraciones de estas especies contaminantes en las masas de agua, trae como consecuencia una acelerada eutrofización de lagos y embalses, que conlleva un rápido decaimiento de la concentración de oxígeno disuelto (OD). Además algunos de los compuestos de nitrógeno, amoníaco y nitrito en particular, son potencialmente tóxicos para la vida acuática. En general, la presencia de altas concentraciones de estos compuestos dificulta el eventual uso del recurso hídrico, en especial, cuando se trata de sistemas de potabilización de agua, dado que su tratamiento demanda altos costos y se podría poner en riesgo la salud de la población.

Por lo anterior, en los últimos años ha surgido un especial interés en la búsqueda de alternativas para la remoción conjunta de (MO) y nutrientes, que ha dejado como resultado, modificaciones a las tecnologías convencionales e innovaciones a los arreglos de los procesos biológicos unitarios, dinámicos y estáticos. Recientes investigaciones, sugieren modificaciones al proceso, con el propósito de llevar a cabo la remoción simultánea. Las configuraciones involucran procesos biológicos, alternando dos o más de las condiciones anaerobio, anóxico y aerobio (ANA-ANOX-AER) En presente trabajo se

evaluó el desempeño de un sistema híbrido (reactor UASB-filtro percolador) en el tratamiento secundario o biológico de aguas residuales del INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIERREZ, mediante los resultados del comportamiento de la DQO se determinará la estabilidad y el rendimiento que se alcanzó con el sistema híbrido en la remoción conjunta de (MO) y nutrientes.

JUSTIFICACIÓN

La remoción de materia orgánica constituye uno de los objetivos primordiales del tratamiento de las aguas residuales, utilizándose en la mayoría de los casos procesos biológicos. Uno de los mecanismos más importantes para la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual, es el metabolismo bacteriano, el cual consiste en la utilización por parte de las bacterias, de la materia orgánica como fuente de energía y carbono para generar nueva biomasa. ⁽¹⁾

En la presente investigación se pretende, disminuir la contaminación de agua residual con un contenido de materia orgánica, esta agua generalmente es vertida directamente al drenaje y a los cuerpos de agua, esta situación presenta una problemática ambiental.

En términos generales, las remociones de la materia orgánica carbonácea (DBO, DQO) y de los sólidos suspendidos ocurren con una buena eficiencia en el reactor anaerobio; sin embargo, la remoción de nutrientes y de microorganismos patógenos es mínima, lo que amerita la necesidad de implementar sistemas complementarios de tratamiento.

En algunos casos, dependiendo de la disposición final del efluente y de la legislación local sobre la calidad mínima del mismo, los niveles de tratamiento que se alcanzan con la etapa anaerobia, son suficientes. Cuando es necesario utilizar tratamiento aerobio como complemento al anaerobio, los costos de los procesos aerobios son minimizados, resultando el sistema combinado anaerobio-aerobio una alternativa mucho más económica que la alternativa del sistema aerobio único.

OBJETIVOS

Objetivos Generales

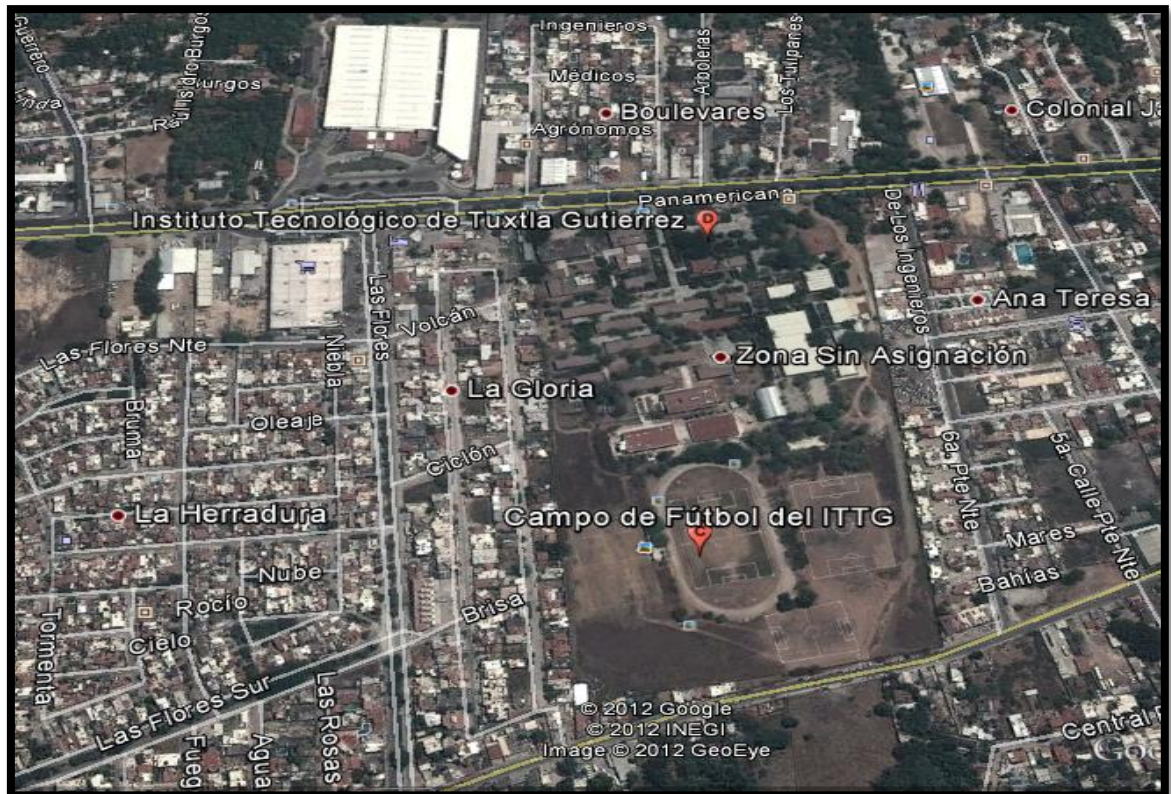
Estabilizar el sistema híbrido para tratamiento de aguas residuales a diferentes flujos tomando como parámetros fisicoquímicos.

Objetivos Específicos

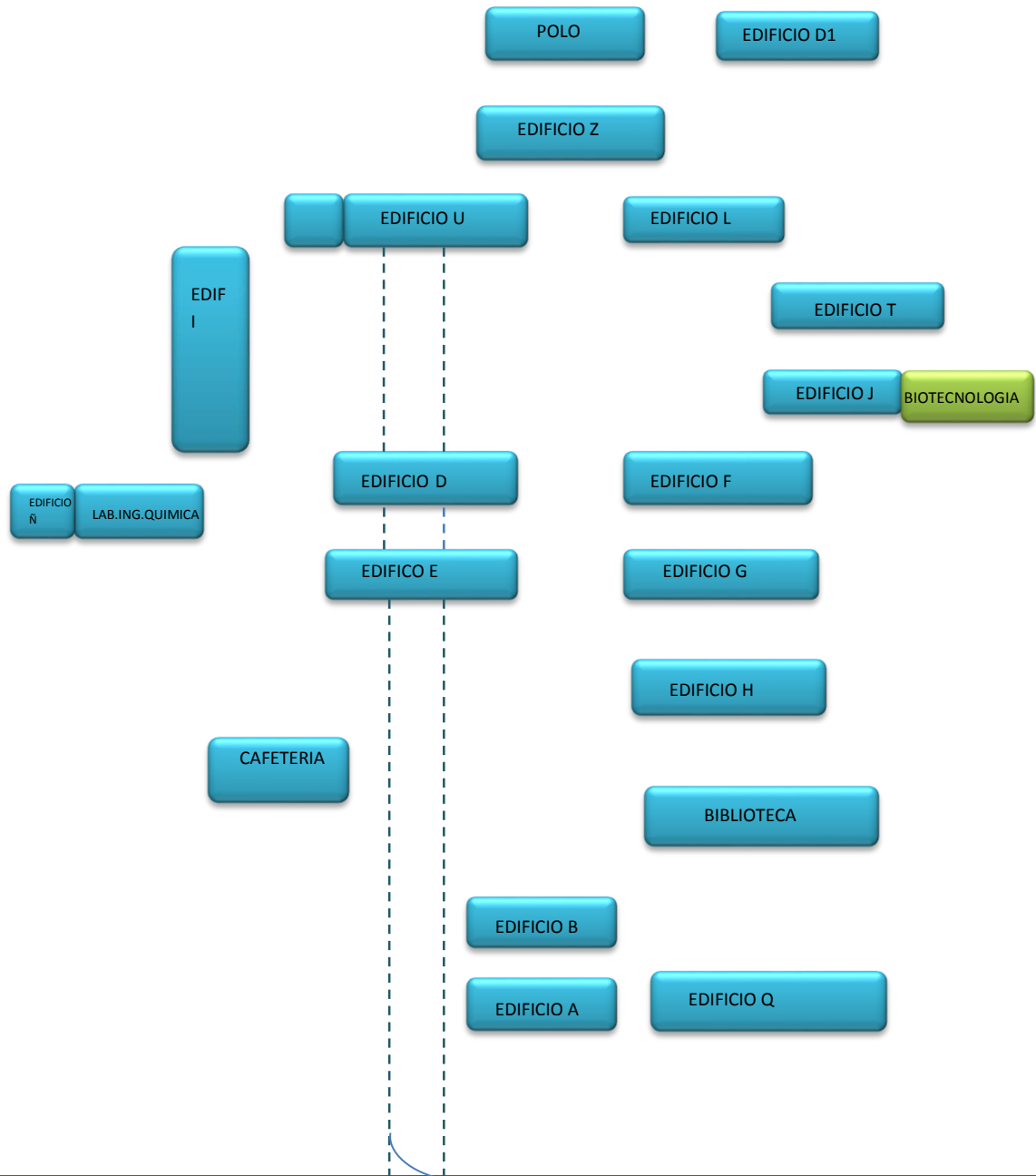
- Caracterizar el agua de entrada midiendo sólidos totales, DQO
- Monitorear el agua de entrada y salida de un flujo de 0.7 l/h midiendo DQO, temperatura y pH.
- Monitorear el agua de entrada y salida de un flujo de 1.0 l/h midiendo DQO, temperatura y pH


CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA

Dirección: Carretera Panamericana No. 1080, Tuxtla Gutiérrez Chiapas.

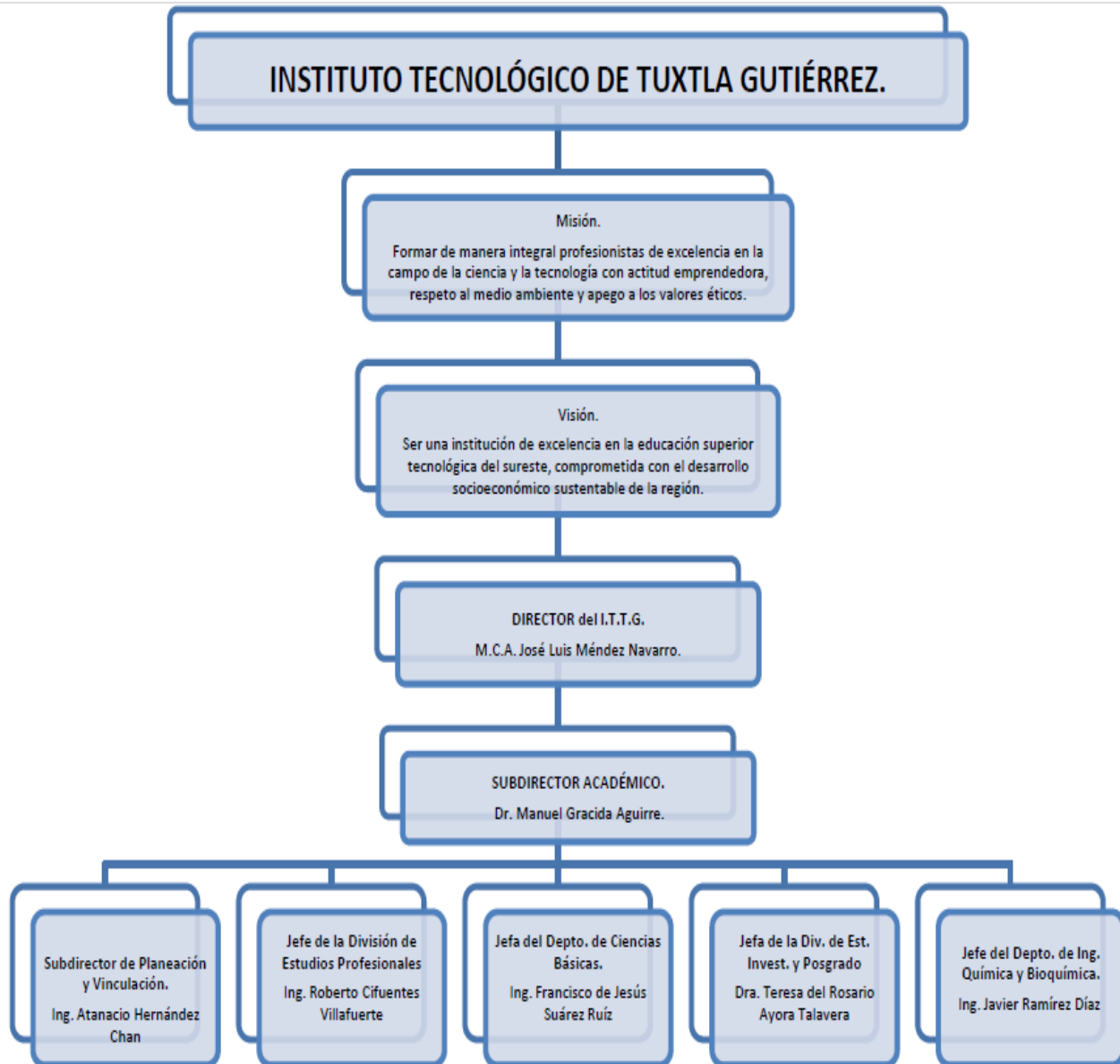


CROQUIS DEL TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIÉRREZ



 LABORATORIO DE BIOTECNOLOGIA

ORGANIGRAMA



PROBLEMA A RESOLVER

Con este proyecto se planea que los afluentes productos de los desagües del ITTG sean tratadas a través de un sistema híbrido (aerobio-anaerobio) el cual fue diseñado para el tratamiento de las aguas residuales, teniendo como objetivo la estabilización del sistema a diferentes flujos y tiempos de retención, para así poder determinar en cual existe una mayor remoción de DQO y SST, y lograr un vertido de estas aguas residuales al alcantarillado público de acuerdo a normas mexicanas límites permisibles de descargas a cuerpos de agua (NMX-030 (2001) y sólidos suspendidos totales (SST, mg/L) oficial mexicana NMX-004 (2000).

ALCANCES Y LÍMITES

El presente trabajo está dirigido a presentar un sistema híbrido para aguas residuales, esto con el fin de evaluar la eficiencia de los mismo para remover material carbonáceo, a través de la determinación físicoquímicos tales como son : pH, DQO y SST, todo esto con el fin de contribuir a los a llenar el vacío que existe en el diseño y operación de estos sistemas, los cuales se han implementado de manera reciente.

Así mismo se pretende lograr un aporte a la investigación a escala piloto de estos sistemas, pues actualmente la información publicada no es suficiente, pues no refieren las condiciones de operación y la manera de mediante la cual se realiza la evaluación.

Las limitaciones que se encontraron a la hora de evaluar el proyecto es en la realización de las pruebas para determinación de DBO , esto fue por la falta de reactivos y materiales en los laboratorios del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez .

Con este trabajo se pretende además verificar esta tecnología como una alternativa viable para la aplicación de plantas existentes , donde se dispone de recursos físicos y económicos para la construir unidades adicionales .

CAPITULO II

FUNDAMENTO TEORICO

Aguas Residuales

Las aguas residuales pueden definirse como las aguas que provienen del sistema de abastecimiento de agua de una población, después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias.

Según su origen, las aguas residuales resultan de la combinación de líquidos y residuos sólidos transportados por el agua que proviene de residencias, oficinas, edificios comerciales e instituciones, junto con los residuos de las industrias y de actividades agrícolas, así como de las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación que también pueden agregarse eventualmente al agua residual. Así, de acuerdo con su origen, las aguas residuales pueden ser clasificadas como:

- **Domésticas:** son aquellas utilizadas con fines higiénicos (baños, cocinas, lavanderías, etc.). Consisten básicamente en residuos humanos que llegan a las redes de alcantarillado por medio de descargas de instalaciones hidráulicas de la edificación también en residuos originados en establecimientos comerciales, públicos y similares.
- **Industriales:** son líquidos generados en los procesos industriales. Poseen características específicas, dependiendo del tipo de industria.
- **Infiltración y caudal adicionales:** las aguas de infiltración penetran en el sistema de alcantarillado a través de los empalmes de las tuberías, paredes de las tuberías defectuosas, tuberías de inspección y limpieza,

etc. Hay también aguas pluviales, que son descargadas por medio de varias fuentes, como canales, drenajes y colectores de aguas de lluvias.

- Pluviales: son agua de lluvia, que descargan grandes cantidades de agua sobre el suelo. Parte de esta agua es drenada y otra escurre por la superficie, arrastrando arena, tierra, hojas y otros residuos que pueden estar sobre el suelo.

Las aguas residuales domésticas están constituidas en un elevado porcentaje (en peso) por agua, cerca de 99,9 % y apenas 0,1 % de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos. Esta pequeña fracción de sólidos es la que presenta los mayores problemas en el tratamiento y su disposición. El agua es apenas el medio de transporte de los sólidos. ⁽¹⁾

El agua residual está compuesta de componentes físicos, químicos y biológicos. Es una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos, suspendidos o disueltos en el agua. La mayor parte de la materia orgánica consiste en residuos alimenticios, heces, material vegetal, sales minerales, materiales orgánicos y materiales diversos como jabones y detergentes sintéticos. Las proteínas son el principal componente del organismo animal, pero también están presentes también en los vegetales. El gas sulfuro de hidrógeno presente en las aguas residuales proviene del Azufre de las proteínas. Los carbohidratos son las primeras sustancias degradadas por las bacterias, con producción de ácidos orgánicos (por esta razón, las aguas residuales estancadas presentan una mayor acidez). Entre los principales ejemplos se pueden citar los azúcares, el almidón, la celulosa y la lignina (madera). Los lípidos (aceites y grasas) incluyen gran número de sustancias que tienen, generalmente, como principal característica común la insolubilidad en agua, pero son solubles en ciertos solventes como cloroformo, alcoholes y benceno. Están siempre presentes en

las aguas residuales domésticas, debido al uso de manteca, grasas y aceites vegetales en cocinas. Pueden estar presentes también bajo la forma de aceites minerales derivados de petróleo, debido a contribuciones no permitidas (de estaciones de servicio, por ejemplo), y son altamente indeseables, porque se adhieren a las tuberías, provocando su obstrucción. Las grasas no son deseables, ya que provocan mal olor, forman espuma, inhiben la vida de los microorganismos, provocan problemas de mantenimiento, etc.

La materia inorgánica presente en las aguas residuales está formada principalmente de arena y sustancias minerales disueltas. El agua residual también contiene pequeñas concentraciones de gases disueltos. Entre ellos, el más importante es el oxígeno proveniente del aire que eventualmente entra en contacto con las superficies del agua residual en movimiento. Además, del Oxígeno, el agua residual puede contener otros gases, como dióxido de Carbono, resultante de la descomposición de la materia orgánica, nitrógeno disuelto de la atmósfera, sulfuro de hidrógeno formado por la descomposición de compuestos orgánicos, gas amoníaco y ciertas formas inorgánicas del Azufre. Estos gases, aunque en pequeñas cantidades, se relacionan con la descomposición y el tratamiento de los componentes del agua residual.⁽⁴⁾

Contaminantes Importantes De Interés En El Tratamiento De Las Aguas Residuales

Contaminantes	Motivo de su importancia
Sólidos Suspendedos	Los sólidos suspendidos pueden llevar al desarrollo de depósitos de barro y condiciones anaerobias, cuando los residuos no tratados son volcados en el ambiente acuático
Materia orgánica biodegradable	Compuesta principalmente de proteínas, carbohidratos y grasas, por lo general, se mide en términos de DBO y DQO. Si es descargada sin tratamiento al medio ambiente, su estabilización biológica puede llevar al consumo del Oxígeno natural y al desarrollo de condiciones sépticas.
Microorganismos Patógenos	Los organismos patógenos existentes en las aguas residuales pueden transmitir enfermedades.
Nutrientes	Tanto el Nitrógeno como el Fósforo, junto con el Carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando son lanzados en el ambiente acuático, pueden llevar al crecimiento de la vida acuática indeseable. Cuando son lanzados en cantidades excesiva en el suelo, pueden contaminar también el agua subterránea.
Contaminantes importantes	Compuesto orgánicos en inorgánicos seleccionados en función de su conocimiento o sospecha de carcinogenicidad, mutanogenicidad, teratogenicidad o elevada toxicidad. Muchos de estos compuestos se encuentran en las aguas residuales.
Materia orgánica refractaria	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales. Ejemplos típicos incluyen detergentes, pesticidas agrícolas, etc.
Metales pesados	Los metales pesados son normalmente adicionados a los residuos de actividades comerciales e industriales, debiendo ser removidos si se va a usar nuevamente el agua residual.
Sólidos inorgánicos disueltos	Componentes inorgánicos como el calcio, sodio y sulfato son adicionados a los sistemas domésticos de abastecimiento de agua, debiendo ser removidos si se va a reutilizar el agua residual.

Fuente: <http://www.librosintinta.in/busca/ingenieria-de-aguas-residuales-tratamiento,-vertido-y-reutilizacion-metcalf/pdf/start-10/>

Efectos Causados Por Los Contaminantes Presentes En Las Aguas Residuales

Contaminantes	Parámetro de caracterización	Tipo de efluentes	Consecuencias
Sólidos suspendidos	Sólidos suspendidos totales	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Domésticos ▪ Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Problema estéticos ▪ Depósitos de barros ▪ Adsorción de contaminantes ▪ Protección de patógenos
Sólidos flotantes	Aceites y grasas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Domésticos ▪ Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Problemas estéticos
Materia orgánica biodegradable	DBO	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Domésticos ▪ Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Consumo de Oxígeno ▪ Mortalidad de peces ▪ Condiciones sépticas
Patógenos	Coliformes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Domésticos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Enfermedades transmitidas por el agua
Nutrientes	Nitrógeno Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Domésticos ▪ Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Crecimiento excesivo de algas (eutrofización del cuerpo receptor) ▪ Toxicidad para los peces (amonio) ▪ Enfermedades en niños (nitratos) ▪ Contaminación del agua subterránea.
Compuestos no biodegradables	Pesticidas Detergentes Otros	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Industriales ▪ Agrícolas 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Toxicidad (varios) ▪ Espumas (detergentes) ▪ Reducción de la transferencia de Oxígeno (detergentes) ▪ No biodegradabilidad ▪ Malos olores
Metales pesados	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn.)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Toxicidad ▪ Inhibición al tratamiento biológico de las aguas residuales ▪ Problemas con la disposición de los barros en la agricultura ▪ Contaminación del agua subterránea

Fuente: <http://www.librosintinta.in/busca/ingenieria-de-aguas-residuales-tratamiento,-vertido-y-reutilizacion-metcalf/pdf/start-10/>

Cuanta más alta sea la cantidad de materia orgánica contenida en un agua residual, mayor será su concentración. El término materia orgánica se utiliza como indicativo de la cantidad de todas las sustancias orgánicas presentes en un agua residual. Para cuantificar la masa de materia orgánica se utilizan las mediciones de DBO y de DQO. En general estos dos indicadores se expresan en mg/l o g/m³.

La concentración del agua residual de una población depende del consumo de agua. En Estados Unidos, donde el consumo es elevado (350 a 400 l/d/h) el agua residual es diluida (la DBO varía de 200 a 250 mg/l), mientras que en países en desarrollo el agua residual es más concentrada (la DBO varía de 400 a 700 mg/l) y el consumo de agua es más bajo (40 a 100 l/h/d). Otro factor que determina la concentración del agua residual doméstica es la DBO (cantidad de residuo orgánico) producida a diario por habitante.^[5]

Medición de la concentración de contaminantes en aguas residuales.

Los contaminantes en las aguas residuales son normalmente una mezcla completa de compuestos orgánicos e inorgánicos. Según Ramalho (1983), los métodos analíticos para contaminantes orgánicos pueden clasificarse en dos grupos:

Grupo 1: Métodos cuyo parámetro es el oxígeno

Demanda teórica de oxígeno (DTeO)

- Demanda química de oxígeno (DQO)
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)
- Demanda total de oxígeno (DTO)

Grupo 2: Métodos cuyo parámetro es el Carbono:

- Carbono orgánico total (COT)
- Carbono orgánico teórico (COTe)

Existe gran variedad de sistemas que pueden ser aplicados para el tratamiento de aguas residuales; sin embargo, mientras en los países desarrollados el número de alternativas es limitado debido a que los estándares de calidad de los efluentes usualmente aplicados son más rígidos, en los países en desarrollo en general las posibilidades pueden ser mucho mayores debido a la diversidad de criterios de calidad de efluentes, al alto contraste entre áreas urbanas, periféricas y rurales y a factores como costos y requerimientos operacionales, decisivos en la selección de alternativas en estos países.

Grandes Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR, del tipo lodos activados convencionales frecuentemente no son las adecuadas en algunos lugares debido a la limitada disponibilidad de área, recursos humanos, etc. En algunos casos, la tecnología de tratamiento anaerobio en sus diversas formas, se presenta no como la única ni como la mejor, sino como la más viable por tener bajo costo, ser sostenible y eficiente en la remoción de compuestos orgánicos biodegradables, aunque compuestos mineralizados como nitrógeno amoniacal, fosfatos y sulfuros y microorganismos patógenos, permanecen en el efluente y deben ser removidos en una etapa adicional de pos tratamiento. Dentro de los sistemas anaerobios, los reactores UASB (Up flow Anaerobic Sludge Blanket: Reactor Anaerobio de Manto de Lodos y Flujo Ascendente) y sus variaciones, han sido los de mayor aplicabilidad en el tratamiento de agua residual doméstica, con eficiencia de remoción de materia orgánica razonablemente buena y a un costo relativamente bajo. En América Latina y otros países de clima tropical y templado, donde ocurre implementación creciente de la tecnología anaerobia, la adopción del reactor anaerobio seguido de un reactor aerobio para pos tratamiento, se constituye en una alternativa atrayente en lo que se refiere a los aspectos económicos y ambientales.^[6]

Algunos reactores ya poseen tratamiento complementario con sistemas como disposición en el suelo, lagunas de estabilización, filtros biológicos, lodos activados de flujo continuo o intermitente con estabilización del lodo aerobio en el reactor UASB, etc. Estos sistemas complementarios, permiten remoción adicional de materia orgánica y algunos también favorecen la nitrificación del efluente final.

El tratamiento secundario tiene como objetivo eliminar la materia orgánica disuelta. Para ello se emplean millones de organismos microscópicos cuyo trabajo es comerse (degradar) la materia orgánica para transformarla en más microorganismos y en sustancias más sencillas, tales como bi-óxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), nitrógeno amoniacal (NH_3), nitratos (NO_3^-) y agua (H_2O).^[6]

Actualmente, todos los sistemas de tratamientos biológicos de aguas residuales incorporan fases aerobias y anaerobias, las cuales son generalmente realizadas e en dos reactores diferentes conectados en serie. El objetivo del tratamiento es producir agua limpia (o efluente tratado) o reutilizable en el ambiente y un residuo sólido o fango (también llamado biosólido o lodo) convenientes para su disposición o reúso. Es muy común llamarlo **depuración de aguas residuales** para distinguirlo del tratamiento de aguas potables. La Digestión Anaerobia es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El proceso se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y de CO_2 , en ausencia de oxígeno y con la interacción de diferentes poblaciones bacterianas.^[5]

Las bacterias son la principal fuerza laboral de los sistemas biológicos, son las encargadas de degradar la materia orgánica presente en el agua. Por eso es importante que la materia orgánica llegue en un tamaño tal que permita la

asimilación rápida por parte de estos microorganismos. En la medida en que las partículas tienen un tamaño mayor, resulta más difícil su asimilación por parte de las bacterias; primero tendrán que segregar exoenzimas para que se lleve a cabo la hidrólisis (ruptura) de las partículas y, una vez llevadas a un tamaño adecuado, entonces poderlas consumir. De ahí la importancia del tratamiento primario. Con base en su afinidad con el oxígeno las bacterias son aerobias o anaerobias. Las que requieren un ambiente con oxígeno molecular (O_2) para desarrollarse, se denominan aerobias; las bacterias que proliferan en un ambiente carente de oxígeno son anaerobias. Existen bacterias que pueden desarrollarse en ambientes aerobios o anaerobios; éstas se conocen como facultativas. Las bacterias al consumir la materia orgánica, independientemente de su afinidad por el oxígeno, la transforman. Como producto de la transformación hay generación de nuevas células y otras sustancias. La figura No. 1 muestra los productos finales que se obtienen por las vías aerobia y anaerobia.

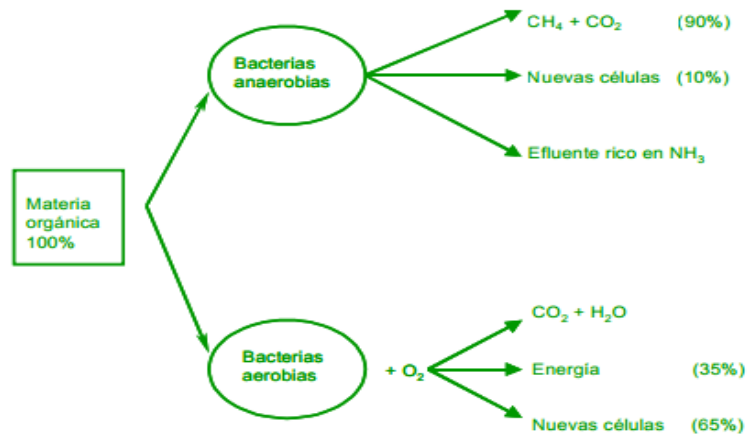


Figura No. 1 Productos finales de la digestión anaerobia y aerobia

Este comportamiento es quizá el factor más importante para definir las características de los sistemas de tratamiento. Se observa que las bacterias aerobias van a obtener como producto principal nuevas células y el agua tratada contendrá muy poca materia disuelta. Por su parte, las bacterias anaerobias dirigen la mayor parte de su actividad a generar gases (metano y

bióxido de carbono) y en menor grado células nuevas; el agua tratada por la vía anaerobia tiene una calidad inferior que la de los sistemas aerobios.

Una vez transformada la materia orgánica en biomasa, es necesario separarla del agua, de lo contrario, para efectos prácticos, no ha habido tratamiento. La separación de la biomasa se hace por efecto de la gravedad: en los sistemas aerobios es en los sedimentadores secundarios; en los procesos anaerobios, generalmente, la separación ocurre dentro del mismo reactor, ya que la producción de biomasa es mucho más limitada y generalmente está adherida a un soporte, por lo mismo, el arrastre de biomasa activa no es significativo. Además, es frecuente que a un reactor anaerobio le siga un reactor aerobio que retiene la biomasa arrastrada fuera del primero.

Además de la vía metabólica de los microorganismos (aerobia o anaerobia), los reactores biológicos se clasifican con base en la forma en que la población microbiana se encuentra dentro del reactor. Se conoce como biomasa suspendida a aquellos reactores que no utilizan un medio de soporte y los microorganismos forman agregados conocidos como flóculos. Cuando el reactor cuenta con un medio, ya sea natural o sintético, que sirve de soporte para que se desarrolle la comunidad microbiana en forma de "lama" o película, se dice que es un reactor de biomasa fija. Tomando en cuenta estos dos factores se presenta la siguiente clasificación de los reactores biológicos (figura 2), cabe aclarar que no incluye a los sistemas naturales. Esta clasificación servirá como guía para explicar las características principales de cada uno de ellos.

Los lodos activados y los filtros percoladores son de uso frecuente en México, otros reactores como los anaerobios de lechos expandidos o los lodos activados con aeración a contracorriente son incipientes en el país. Asimismo, hay otros sistemas que no se utilizan en México o, en su defecto, su uso

principal no es el tratamiento del agua residual sino el tratamiento de los lodos de desecho, y por ello, no aparecen en el cuadro sinóptico figura No.2. [6]

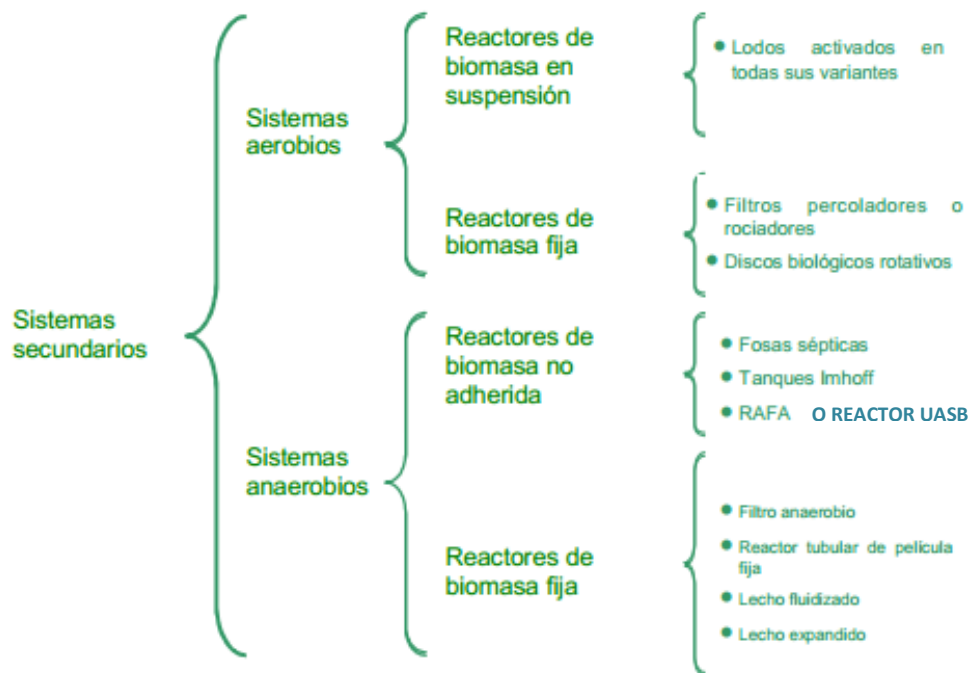


Fig. No. 2 Clasificación de los Reactores

Sistemas Aerobios de Biomasa Fija.

Tratamiento aerobio.

En este tipo de tratamiento se llevan a cabo procesos catabólicos oxidativos. Como el catabolismo oxidativo requiere la presencia de un oxidante de la materia orgánica y normalmente este no está presente en las aguas residuales, él requiere ser introducido artificialmente. La forma más conveniente de introducir un oxidante es por la disolución del oxígeno de la atmósfera, utilizando la aireación mecánica, lo que implica altos costos operacionales del sistema de tratamiento. Adicionalmente la mayor parte de la DQO de la materia orgánica es convertida en lodo, que cuenta con un alto contenido de material vivo que debe ser estabilizado

Todos los reactores biológicos aerobios suponen la presencia de un crecimiento biológico que se mantiene en suspensión dentro del reactor. Por esta razón se denominan reactores de crecimiento biológico en suspensión. Se ha desarrollado otro tipo de reactor en el que se utiliza algún tipo de soporte del crecimiento biológico, que se mantiene fijo en él. Estos reactores se denominan reactores de crecimiento biológico asistido.

Los filtros percoladores pertenecen a este tipo de reactores de crecimiento asistido. El filtro percolador es un relleno cubierto de limo biológico a través del cual se percola el agua residual.

Este tipo de reactores se caracteriza por contar con un medio de soporte o empaque sobre el que se desarrolla una película biológica. Como empaque se utilizan piedras, madera y objetos plásticos de muchas formas. La película biológica está compuesta, principalmente, por bacterias y protozoarios. ^[6]

El agua escurre sobre la película y de esta forma es que entra en contacto con los microorganismos y con el aire. Los sistemas aerobios de biomasa fija más comunes son los filtros percoladores y los discos biológicos rotativos. Estos procesos, si bien suelen ser más estables y requieren menos operación que los sistemas de biomasa en suspensión, son más sensibles a la temperatura del ambiente y también a los fenómenos atmosféricos. Así, en zonas de intensas precipitaciones pluviales y en zonas de inviernos muy fríos, es necesario que cuenten con cubiertas. [7]

Filtros percoladores o rociadores.

Un Filtro Percolador es un filtro biológico de lecho fijo que opera bajo condiciones (principalmente) aeróbicas. Se “deja caer” o rocía agua de desecho decantada sobre el filtro. Al migrar el agua por los poros del filtro, la materia orgánica se degrada por la biomasa que cubre el material del filtro.

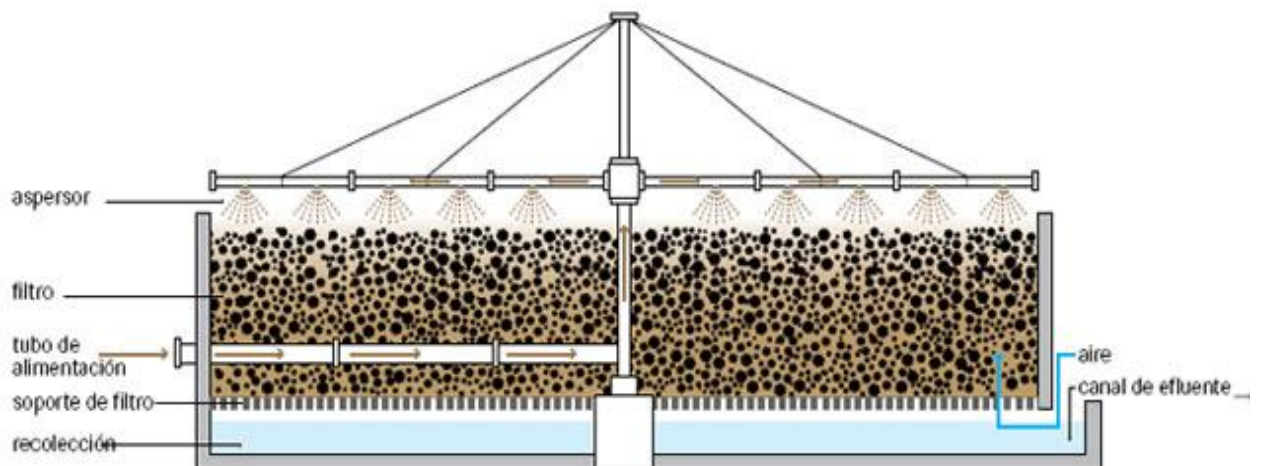


Figura No. 3 Filtro Percolador o Rociador

El Filtro Percolador se llena con material de alta superficie específica, tales como piedras, grava, botellas de PVC trituradas, o material filtrante preformado especialmente. Preferiblemente debe ser un material con una superficie específica de entre 30 y 900 m²/m³. Para prevenir obstrucciones y asegurar un tratamiento eficiente es esencial un pre tratamiento. El agua residual pre tratada se “deja caer” sobre la superficie del filtro. Los organismos que se desarrollan en una delgada capa en la superficie del material oxidan la carga orgánica produciendo dióxido de carbono y agua, generando nueva biomasa.

El agua residual entrante es rociada sobre el filtro con el uso de un rociador rotatorio. De esta manera, el material del filtro pasa por ciclos de saturación y de exposición al aire. Sin embargo, el oxígeno se reduce en la biomasa y las capas más internas pueden ser anóxicas o anaeróbicas.

Ambos extremos del filtro están ventilados para permitir que el oxígeno pase a lo largo de su superficie. Una losa perforada sostiene el fondo del filtro y permite que el efluente y el exceso de lodo se recolecten. Con el tiempo la biomasa engrosará y la capa sujeta se quedará sin oxígeno; entrará en un estado endógeno, perderá su habilidad de mantenerse sujeta y se liberará. Las condiciones de alta carga provocarán también la separación. El efluente recolectado debe ser clarificado en un tanque de sedimentación para eliminar cualquier biomasa que se haya desprendido del filtro. El índice de carga hidráulica y de nutrientes (la cantidad de agua residual que se surte al filtro) está determinada por las características del agua residual, el tipo del material del filtro, la temperatura ambiental y las necesidades de descarga ^[8]

La cantidad de materia orgánica que pueden remover los filtros percoladores está dada por la superficie de contacto. Los medios naturales son los que menor superficie de contacto por unidad de volumen ofrecen (de 40 a 70 m²/m³

de empaque), mientras que los medios plásticos pueden alcanzar hasta $280 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Al haber mayor superficie de contacto, hay mayor biomasa activa y pueden degradar más materia orgánica. Es frecuente que los filtros percoladores se instalen en serie para lograr una buena remoción de materia carbonácea y también la nitrificación del efluente. El peso del medio de empaque es un factor que determina la forma en la que se construyen los filtros rociadores. Las piedras son un empaque muy pesado y, por ello, los filtros se entierran parcialmente; el lecho suele tener una profundidad entre 1.5 y 2.5 metros. Por su parte, los medios plásticos son empaques mucho más ligeros y requieren de estructuras menos resistentes, por ello, los filtros empacados con medios plásticos se construyen hacia arriba y la altura del lecho es de 3 hasta 12 metros. [6]

El espesor de la subcapa aerobia es función del caudal de agua residual aplicado y de su DBO. Cuanto mayor sea la DBO del afluente menor será el espesor de la subcapa aerobia, ya que se presenta un consumo más rápido de oxígeno. Por otra parte, los caudales elevados favorecen el mantenimiento de una subcapa aerobia más espesa debido al oxígeno disuelto suministrado con el afluente pulverizado.

Para las cargas hidráulicas normalmente empleadas en los filtros percoladores, el caudal del agua residual a través del lecho del filtro se sitúa en la región laminar. El proceso biológico aerobio que tiene lugar en la subcapa aerobia es típico, el sustrato se oxida parcialmente para proporcionar la energía necesaria al proceso biológico. Otra parte del sustrato se utiliza para sintetizar nuevo material de constitución del limo. En la subcapa anaerobia, la degradación tiene lugar con formación de ácidos orgánicos, CH_4 y H_2S . En los filtros percoladores la materia orgánica y coloidal se separa mediante oxidación aerobia, biosorción, coagulación y descomposición anaerobia. En esencia, no

existe disminución de la carga orgánica por filtración mecánica. El término «filtro percolador» resulta confuso a este respecto.

Normalmente, el espesor de la capa de limo está comprendido entre 0,1 y 2,0 mm. Existe un efecto perjudicial en la operación del filtro percolador si dicho espesor es superior a los 2,0 mm. Puede presentarse una obstrucción del relleno, perjudicando el flujo del agua residual y la transferencia de oxígeno a los microorganismos aerobios.

Las cargas hidráulicas de operación normal son bajas, $1 - 10 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h}$, y no son suficientes para mantener la capa de limo limpia. De esta forma, la carga hidráulica no puede emplearse para controlar el espesor de la capa de limo. Este control se efectúa principalmente por las larvas y gusanos, que sobreviven en el limo acumulado. Conforme la capa de limo aumenta de espesor, la materia orgánica del agua residual se metaboliza antes de que pueda alcanzar la capa de microorganismos asociada a la superficie de relleno. Estos microorganismos quedan sin alimentación suficiente y tienden a pasar a la fase de respiración endógena. La capa de limo en la fase endógena pierde su capacidad para unirse a la superficie del relleno y se pierde. Este fenómeno, denominado desprendimiento, es función de la carga orgánica e hidráulica del filtro. ^[9]

Sistemas Anaerobios De Biomasa No Adherida.

Digestión anaerobia.

La Digestión Anaerobia es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El proceso se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y de CO₂, en ausencia de oxígeno y con la interacción de diferentes poblaciones bacterianas (Figura No.3).



Figura No. 3 Degradación Biológica de la Materia Orgánica

En el campo del tratamiento de las aguas residuales, la contaminación orgánica es evaluada a través de la DQO (demanda química de oxígeno), la cual mide básicamente la concentración de materia orgánica. La forma de apreciar lo que ocurre con la materia orgánica en el tratamiento anaerobio de aguas residuales, es comparando su balance de DQO con el del tratamiento aerobio (Figura No. 4 y 5).

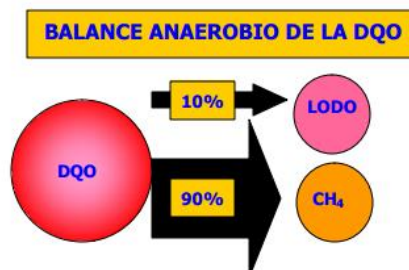


Figura No. 4 Balance anaeróbico de la materia orgánica

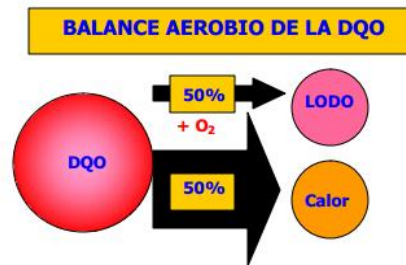


Figura No.5 Balance aeróbico de la materia orgánica

La digestión anaerobia es un proceso de transformación y no de destrucción de la materia orgánica, como no hay presencia de un oxidante en el proceso, la capacidad de transferencia de electrones de la materia orgánica permanece intacta en el metano producido. En vista de que no hay oxidación, se tiene que la DQO teórica del metano equivale a la mayor parte de la DQO de la materia orgánica digerida (90 a 97%), una mínima parte de la DQO es convertida en lodo (3 a 10%). En las reacciones bioquímicas que ocurren en la digestión anaerobia, solo una pequeña parte de la energía libre es liberada, mientras que la mayor parte de esa energía permanece como energía química en el metano producido. ^[10]

Degradación anaerobia de la materia orgánica

La degradación anaerobia de la materia orgánica requiere la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas, las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo. La digestión anaerobia de la materia orgánica involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación:

- 1.- Hidrolisis
Grupo I: bacterias hidrolíticas
2. Acidogénesis
Grupo I: bacterias fermentativas

3. Acetogénesis
- Grupo II: bacterias acetogénicas
4. Metanogénesis
- Grupo III: bacterias metanogénicas

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias del Grupo I. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular; posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así como compuestos reducidos como el etanol, además de H_2 y CO_2 . Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como “bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno”. Finalmente las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y CO_2 , o reducen el CO_2 a metano (Figura No. 6). Estas Transformaciones involucran dos grupos.

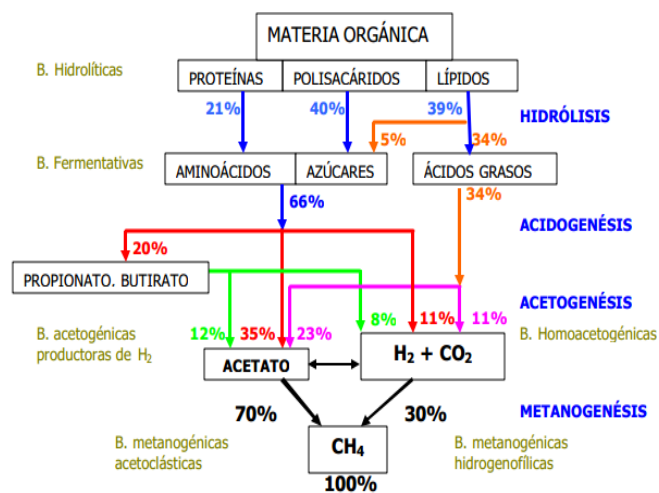


Figura No.6 Etapas de la Digestión Anaerobia (Magigan, 1997, Van Haandel, 1994)

Las metanogénicas que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénica (Díaz-Báez, 2002).

Los reactores anaerobios de biomasa no adherida son, en esencia, separadores de sólidos suspendidos. Una vez separados los sólidos, se depositan en el fondo del tanque, y ahí son degradados en un ambiente anaerobio. No hay una interacción real entre la biomasa activa (lodo) y el agua residual, por lo mismo, la remoción de la materia disuelta es muy baja o nula. [11]

Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA).

Los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (RAFA) corresponden a una reciente tecnología derivada de estudios efectuados en Holanda a partir del año 1980, estudios que se continuaron posteriormente en Brasil, Colombia y otros países. Hoy es una tecnología altamente difundida en todo el mundo, incluyendo el desarrollo de tecnologías patentadas (proceso UASB).

En general el tratamiento mediante RAFAs consiste en tanques de gran volumen, alimentados con el agua residual desde su sección inferior, recolectándose el agua tratada en su sección superior.

Durante el período de retención hidráulica del reactor, el material contaminante es estabilizado parcialmente por bacterias anaeróbicas, con la consecuente producción de biogás. Se han propuesto distintas versiones de RAFAs, destacando entre ellas las siguientes:

- Manto de lodos (UASB).
- Lecho expandido.
- Lecho fluidizados.
- Filtro anaeróbico (FAFA)

Son sistemas de biomasa no adherida, pero a diferencia de la fosa séptica y del tanque Imhoff, su función principal es la remoción de materia disuelta. Los RAFA Pueden soportar cargas orgánicas hasta 30 kg DQO/m³d.

Los sistemas anaerobios de biomasa fija son los que mejores resultados han ofrecido. Están representados por el filtro anaerobio, el reactor tubular de película fija y los reactores anaerobios de lechos fluidizados o expandidos. En ellos hay interacción entre la biomasa y el agua. Al degradar la materia orgánica se genera metano, el cual tiene que separarse del efluente, y nitrógeno amoniacal; además del remanente de materia orgánica. En estos reactores la separación de biomasa del agua ocurre dentro del mismo reactor, ya que la producción es pequeña. El efluente de los reactores anaerobios tiene que ser pulido con un proceso aerobio. Los reactores anaerobios son atractivos, desde un punto de vista económico, para concentraciones mayores a 1,000 mg/L de demanda bioquímica de oxígeno. ^[10]

Otro aspecto interesante de la tecnología anaerobia es que puede ser usada también en escala pequeña, factor de importancia en los países en desarrollo donde es necesario descentralizar los sistemas para reducir costos.

Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB).

El concepto principal del reactor UASB es retener altas cantidades de Biomasa mediante la formación de lodos granulares. El régimen de flujo ascendente mantenido provee las condiciones necesarias para desarrollar los gránulos. Además, la adecuada separación de sólido-líquido-gas previene que los gránulos se desintegren o sean arrastrados por alguna corriente. La corriente cruda se distribuye en el tanque a través de entradas distribuidas apropiadamente. Luego circula en flujo ascendente a través de un lecho de lodos donde los microorganismos se ponen en contacto con los sustratos a degradar de la corriente. El lecho de lodos se compone de microorganismos que naturalmente tienden a formar gránulos o pellets de 0.5 a 2 milímetros de diámetro.

Estos gránulos tienen una alta velocidad de sedimentación y gracias a esto resisten el pasaje de la corriente del sistema, aún aunque la carga hidráulica sea alta.

Los gránulos de lodo no deben ser expuestos a agitación mecánica pesada, para poder colonizar en el sistema. Los gránulos de lodos tienen la siguiente ventaja sobre los lodos floculentos convencionales:

- Bio-film denso y compacto.
- Alta adherencia.
- Alta resistencia mecánica
- Comunidad microbiana balanceada
- Alta actividad metanogénica.
- Resistencia a shocks tóxicos.

El movimiento ascendente de las burbujas del Biogás producidas causa turbulencia hidráulica, proveyendo agitación al reactor, sin ser necesaria la

agitación mecánica. En el tope del reactor la fase líquida es separada de los sólidos y el gas con un separador de tres fases. Este separador generalmente consiste en un embudo por donde asciende el gas, con baffles deflectores de flujo previos a la entrada. Esta separación es también importante porque previene que el efluente tratado vuelva a contaminarse. En el gráfico se pueden ver en detalle las distintas partes mencionadas. [6]

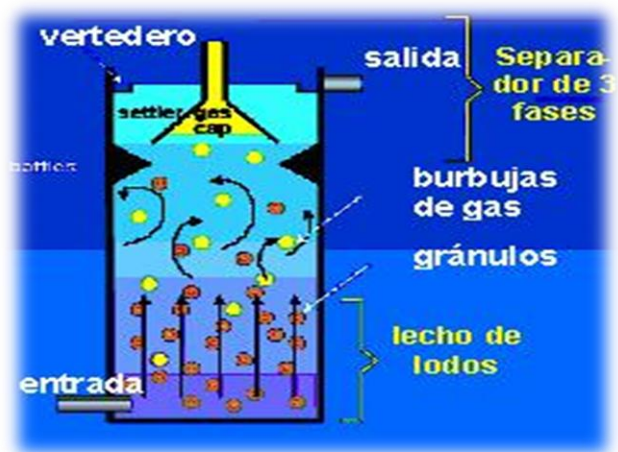


Figura No. 7 Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB).

Existen dos caminos para diseñar un UASB, y se eligen de acuerdo a la cantidad de DQO presente en el efluente a tratar. Si carga de DQO es mayor a 5.000 mg/l, el diseño debe basarse en el Ratio de carga orgánica (OLR). En cambio, si la DQO en la corriente es menor a este valor, deben basarse los cálculos en la velocidad.

El Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH) debe ser el adecuado para que las bacterias filamentosas y no colonizadoras sean arrastradas fuera del reactor, especialmente durante la puesta en marcha.

La alimentación generalmente requiere un pH mayor a 5.5 y una alcalinidad suficiente para mantener un pH estable a lo largo de toda la operación. La temperatura del efluente debe ser mayor a 5°C para no impedir la etapa 1 de las bacterias Metanogénicas, que es la Hidrólisis. En invierno puede ser

necesario utilizar algo del Metano producido para calentar la corriente a tratar en el reactor.

Para que los microorganismos sobrevivan, debe mantenerse una proporción de DQO: Nitrógeno: Fósforo de 350:5:1. Para mantener estos valores, se agregan compuestos químicos como $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$, KH_2PO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, entre otros. Los sólidos suspendidos (SS) pueden afectar el proceso anaeróbico de muchas maneras:

- Formación de espuma por la presencia de agentes con propiedades espumantes, como grasa y lípidos
- Obstrucción y retardado de la formación de barros granulares.
- Entrampado de lodo granular en una capa de materia insoluble y consecuente desintegración de los gránulos
- Arrastre de los lodos fuera del reactor.
- Caída de la actividad metanogénica debido a la acumulación de SS.

Por lo tanto, la concentración de SS en la alimentación al reactor no debería exceder los 500 mg/l. En las etapas 2 y 3, de acidogénesis y acetogénesis el pH se reduce, y la capacidad de buffer del efluente debe ser ajustada para una alcalinidad equivalente a 1000 – 5000 mg/l de CaCO_3 .

Para efluentes solubles, la agitación que genera el Biogás producido es suficiente para asegurar un adecuado contacto entre los lodos y el sustrato a tratar.

Tensiones hidráulicas en el reactor pueden causar pérdidas y arrastre de los gránulos: es importante el parámetro de la velocidad superficial del líquido en flujo ascendente. Este parámetro debe ser de alrededor de 1 L/hora. Velocidades muy altas causan arrastre de los gránulos, pero velocidades muy bajas hacen que se forme un goterón de gas entre los gránulos que eventualmente puede encapsularlos y luego arrastrarlos. La experiencia da

valores para los parámetros de diseño que garantizan un funcionamiento exitoso del reactor. [2]

Las principales características de los reactores tipo UASB que tratan agua residual doméstica son:

Rango de temperatura media de operación
12 - 30 °C
Rango de temperatura óptima de operación:
20 - 35 °C
Tiempo de retención hidráulico:
4 - 12 h
Carga orgánica volumétrica:
< 6 kg DQO/m³ d
Eficiencia remoción DQO y DBO :
total total
60 - 80%
Eficiencia remoción DQO , DBO :
filtrada filtrada
75 - 85%
Eficiencia Remoción Sólidos Suspendidos:
70 - 80%

Sistemas Combinados

Los sistemas combinados se integran por dos procesos o dos reactores biológicos en serie, las combinaciones posibles son anaerobio-aerobias o aerobio-aerobias. Los diseñadores de sistemas biológicos han optado por estos sistemas combinados ya que de esta forma se minimizan las debilidades de los procesos individuales, se potencian los beneficios y resultan más económicos.

su objetivo es conseguir un tiempo de retención global inferior al correspondiente a un único reactor de mezcla completa. La separación es de tipo cinético, controlando el tiempo de retención de cada reactor, el cual será inferior en el primero, debido a las más altas tasas de crecimiento de las bacterias acidogénicas.

Los sistemas combinados anaerobio-aerobio soportan cargas orgánicas muy altas (reactor anaerobio) y obtienen un efluente de muy buena calidad (pulimento por parte del reactor aerobio) a un costo menor que si se tratara de un sistema puramente aerobio; se obtiene gas metano que puede utilizarse en la propia planta de tratamiento o en las calderas de la industria que utiliza el proceso. Las aplicaciones de estos sistemas son principalmente para efluentes industriales. Los arreglos posibles son muchos, pero los que se encuentran son los siguientes:

- Reactor RAFA-lodos activados.
- Reactor RAFA-discos biológicos.
- Reactor RAFA-laguna facultativa o aerobia.
- Lechos fluidizados-lodos activados.
- Filtro anaerobio– lodos activados.

Estos sistemas constituyen una mejora, pues presentan en una misma unidad las características de dos tecnologías diferentes. Los sistemas híbridos tienen como finalidad ampliar el proceso existente proporcionando una mayor concentración en el tanque de aireación y ofrecer así una reducción potencial de los requisitos del tamaño del tanque. Debido a la complejidad del proceso y los problemas relacionados con la compresión de la actividad de la biopelícula, los diseños de estos procesos son empíricos y basados en la instalación de un modelo anterior o en resultados a escala real, los cuales actualmente son limitados [6]

Demanda Química De Oxígeno

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. El método que involucra el uso de dicromato es preferible sobre procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor potencial redox y su aplicabilidad a una gran variedad de muestras.

Se describen dos métodos para la determinación de DQO con dicromato. El método a reflujo abierto es conveniente para aguas residuales en donde se requiera utilizar grandes cantidades de muestra. El método a reflujo cerrado es más económico en cuanto al uso de reactivos, pero requiere una mayor homogeneización de las muestras que contienen sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles.

Las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra, se oxidan mediante reflujo en solución fuertemente ácida (H_2SO_4) con un exceso conocido de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en presencia de sulfato de plata (AgSO_4) que actúa como agente catalizador, y de sulfato mercurico (HgSO_4) adicionado para remover la interferencia de los cloruros. Después de la digestión, el remanente de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sin reducir se titula con sulfato ferroso de amonio; se usa como indicador de punto final el complejo ferroso de ortofenantrolina (ferroina). La materia orgánica oxidable se calcula en términos de oxígeno equivalente.

Para muestras de un origen específico, la DQO se puede relacionar empíricamente con la DBO, el carbono orgánico o la materia orgánica; la prueba se usa para controlar y monitorear después que se ha establecido la correlación.

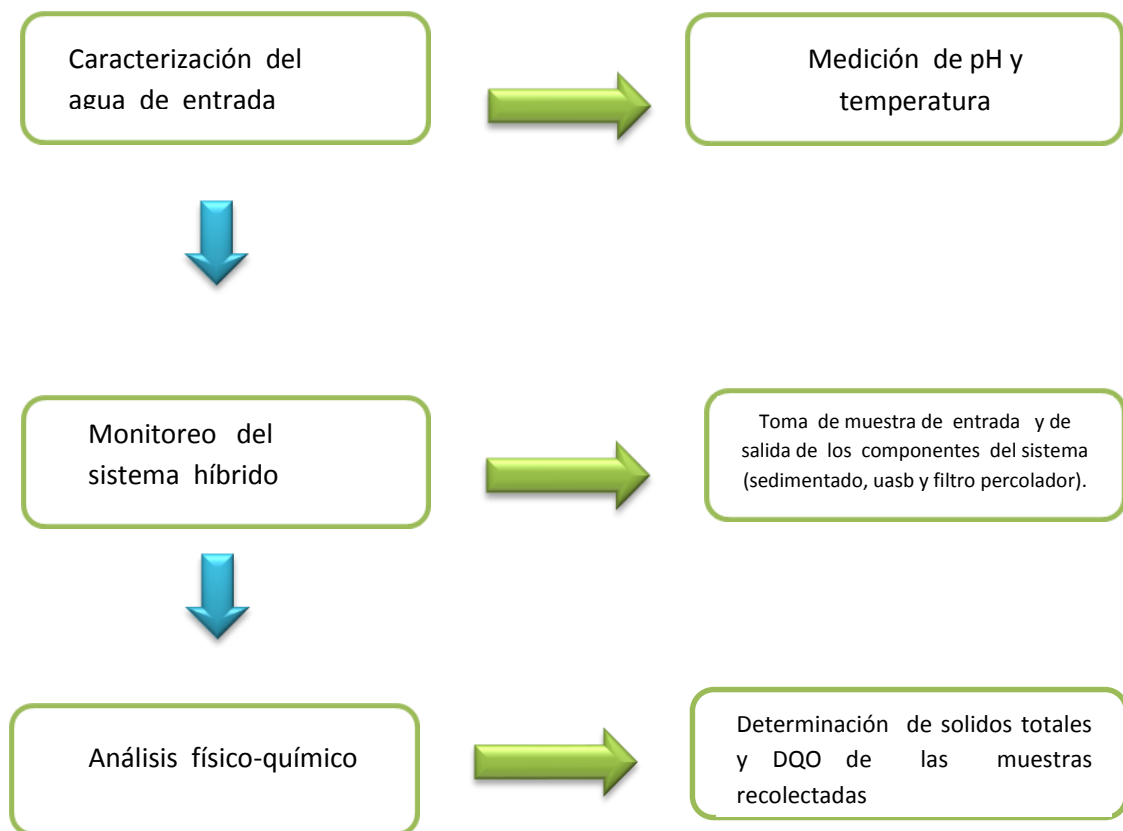
El método es aplicable a muestras de aguas residuales domésticas e industriales que tengan DBO superiores a 50 mg O_2/L . Para concentraciones

más bajas, tales como muestras de aguas superficiales, se puede usar el método modificado para bajo nivel en un intervalo entre 5 y 50 mg O₂/L. Cuando la concentración de cloruro en la muestra es mayor de 2 000 mg/L, se requiere el método modificado para las aguas salinas. ^[13]

CAPITULO III

PROCEDIMIENTO Y DESCRIPCION DE LAS ACTIVIDADES REALIZADAS

Diagrama De Flujo



Características de los Reactores Usados.

Para la realización del proyecto, se utilizaron dos reactores, un reactor anaeróbico de manto de lodo con flujo ascendente (UASB) de 10 L de volumen útil, y un reactor secuencial del tipo filtro percolador. El montaje del sistema se presenta en siguiente figura. El tiempo de retención hidráulico para cada reactor fue de 16 y 24. La temperatura para el digestor anaerobio fue regulada a 30 ° C y para el reactor aerobio fue conservada la temperatura ambiente de aproximadamente 28 °C.

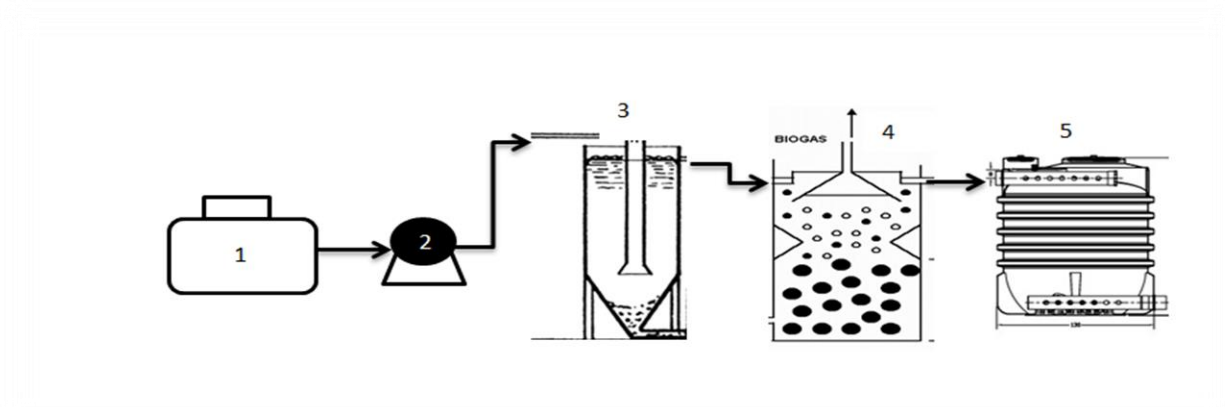


Figura No. 8 Diagrama esquemático del proceso biológico combinado anaerobio-aerobio

- 1.- Recipiente de 20 litros de efluente bruto (agua de los efluentes del ITTG).
- 2.- Bomba Peristáltica con regulador de Flujo
- 3.- sedimentador
- 4.-Reactor anaeróbico de manto de lodo de flujo ascendente (UASB).
- 5.- filtro percolador.

Montaje del sistema de tratamiento biológico anaerobio-aerobio.

El sistema combinado (anaerobio-aerobio) operó durante 120 días. El esquema del sistema experimental, se presenta en la Figura 8. El estudio se realizó en dos etapas, se alimentó el reactor anaeróbico UASB en la primera etapa con un flujo de 0.7 l/h y la segunda etapa con una velocidad de alimentación de 1 L/h

El efluente tratado en el reactor anaeróbico fue utilizado como influente en el reactor aeróbico. Durante toda la experimentación, se usó un solo reactor anaerobio y aerobio.

En el experimento se estudió la eficiencia en remoción orgánica utilizando la combinación de tratamientos biológicos. La eficiencia del sistema biológico se midió en función a la remoción orgánica medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO) y SST. Para ello se calculó el promedio de estas concentraciones tanto a la entrada como a la salida del sistema de tratamiento, luego se calculó el porcentaje de remoción de cada parámetro. Utilizando la ecuación 1:

$$\%Remoción = \frac{[C]_{ent} - [C]_{sal}}{[C]_{ent}} \times 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

Metodología

Análisis fisicoquímicos

El pH de las muestras se determinó con un potenciómetro de mesa (marca Adwa, modelo AD 1040) y los análisis de la demanda química de oxígeno DQO y sólidos suspendidos totales (SST, mg/L) en base a las normas Mexicanas

Determinación de DQO a de la norma partir nmx-aa-030-scfi-2001: análisis de agua - determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Principio: Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotométricamente para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

Reactivos y patrones.

Todos los productos químicos usados en este método deben ser grado reactivo, a menos que se indique otro grado.

El agua bebe cumplir con las siguientes características:

Resistividad: megohm-cm a 25°C: 0,2 mín.

Conductividad: $\mu\text{S/cm}$ a 25°C: 5,0 máx.

pH: 5,0 a 8,0.

Método: espectrofotométrico

Reactivos.

Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)

Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)

Sulfato mercúrico (HgSO_4)

Sulfato de plata (Ag_2SO_4)

Biftalato de potasio patrón primario ($\text{HOOC}_6\text{H}_4\text{COOK}$)

Patrones.

- Disolución estándar de biftalato de potasio (1 mL = 1 mg de DQO).

Deshacer los grumos y secar el biftalato de potasio a 120°C. Pesar aproximadamente y con precisión 0,851 g de biftalato de potasio, disolver en agua y aforar a 1 L. Es estable hasta por 3 meses cuando se mantiene en refrigeración y si no se observa crecimiento biológico.

- Disolución de sulfato de plata en ácido sulfúrico.

Pesar aproximadamente y con precisión 15 g de sulfato de plata y disolver en 1 L de ácido sulfúrico concentrado. El sulfato de plata requiere un tiempo aproximado de dos días para su completa disolución. La disolución formada debe mantenerse en la obscuridad para evitar su descomposición.

- Disolución de digestión A (alta concentración).

Pesar aproximadamente y con precisión 10,216 g de dicromato de potasio, previamente secado a 103°C por 2 h, y añadirlos a 500 mL de agua, adicionar 167 mL de ácido sulfúrico concentrada y aproximadamente 33,3 g de sulfato mercúrico. Disolver y enfriar a temperatura ambiente. Aforar a 1 L con agua.

Equipo y materiales.

- Placa de calentamiento con horadaciones para los tubos de reacción de DQO que alcance una temperatura de 150°C ± 2°C.
- Espectrofotómetro. Disponible para utilizarse de 190 nm a 900 nm y equipado con celdas de 1 cm de paso óptico de luz o tubos de 16 mm x 100 mm de calidad espectro.

Materiales.

- Tubos de precipitados
- Pipetas de 1 ml
- Pipetas de 5 ml
- Pipetas de 10 ml
- Pipetas Pasteur
- Rejilla para tubo de precipitados
- Pinza para crisol
- Vasos de precipitados de 50 ml
- Vasos de precipitados de 250 ml

Recolección, preservación y almacenamiento de muestras

La muestra se debe analizar inmediatamente después de su toma, en caso contrario debe conservarse en refrigeración a 4°C.

Procedimiento

- Precalentar a 150°C el digestor de DQO
- Colocar en los tubos de precipitados 3 mL de la disolución de digestión a alta concentración.
- Tomar cuidadosamente 2 mL de muestra previamente homogeneizada dentro de los tubos de precipitados. Cerrar inmediatamente para evitar que se escapen los vapores, asegurarse de que están herméticamente cerrados.
- Añadir 2 ml de la disolución de sulfato de plata en ácido sulfúrico.
- La disolución es fuertemente ácida y el tubo se calienta en este proceso, trabajar con guantes aislantes y lentes industriales.
- Colocar todos los tubos en el digestor previamente calentado a 150°C y reflujar por 180 minutos.
- Retirar los tubos del digestor y dejar que los tubos se enfríen a temperatura ambiente, permitiendo que cualquier precipitado se sedimente.
- Medir la absorbancia en el espectrofotómetro, previamente calibrado a 640 nm.

Cálculos

Método de reflujo cerrado / método espectrofotométrico:

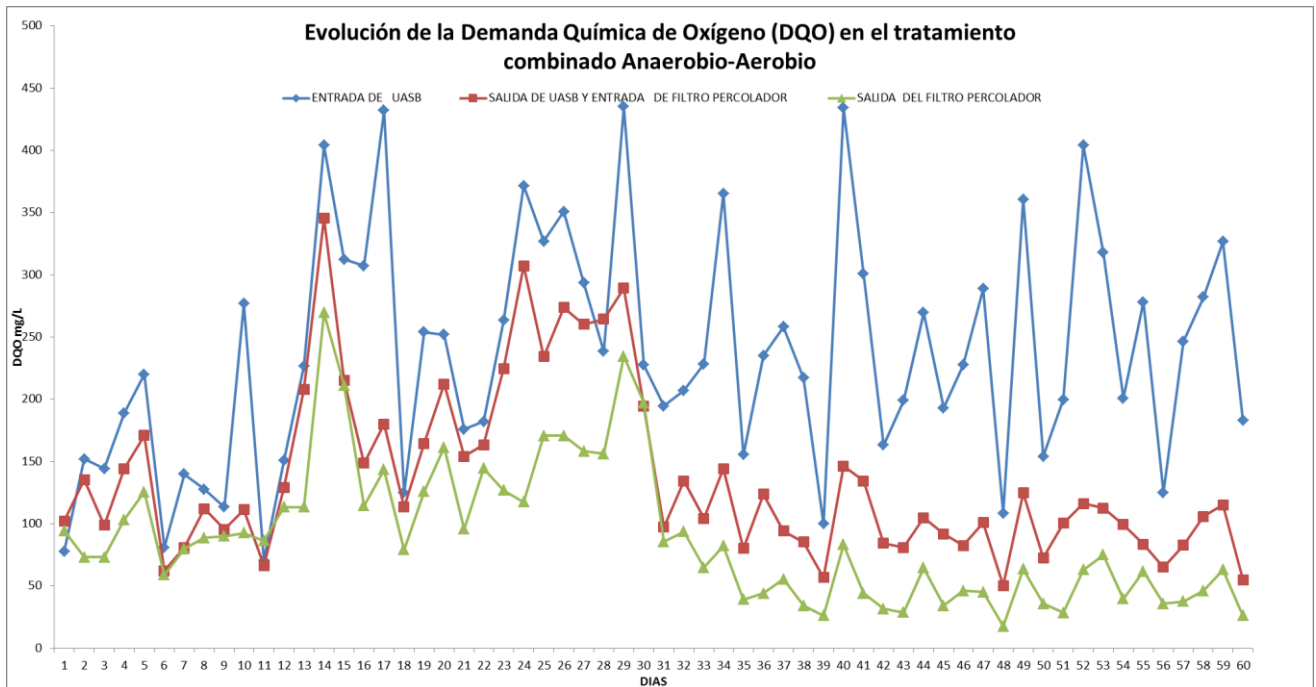
Calcular la DQO en la muestra en miligramos por litro (mg/L) directamente de la curva de calibración, con la ecuación 1. Reportar los resultados en mg/L.^[15]

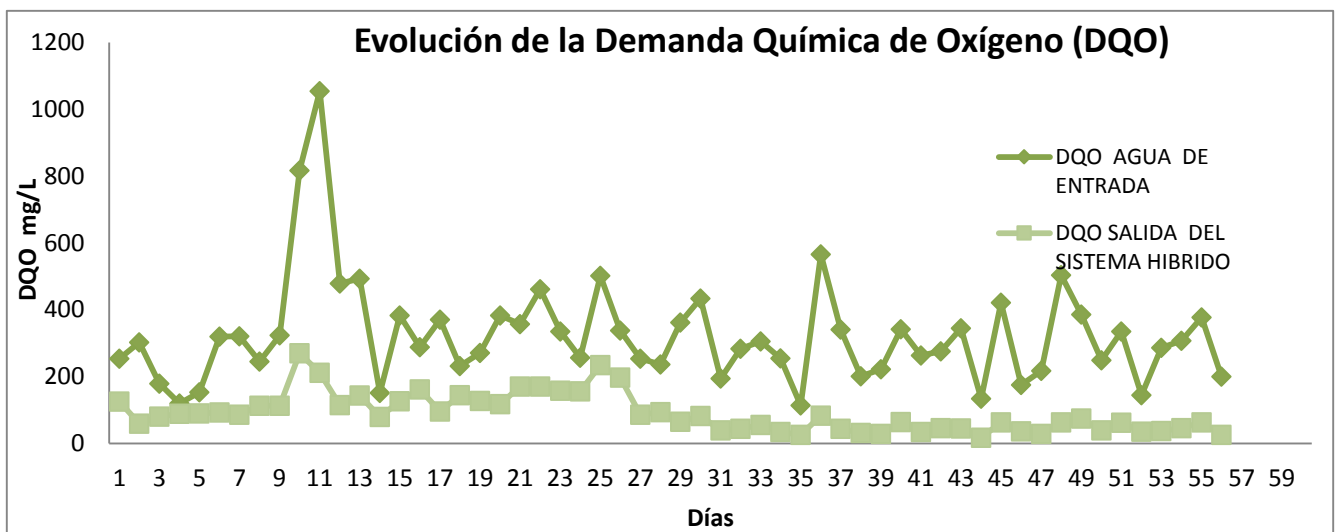
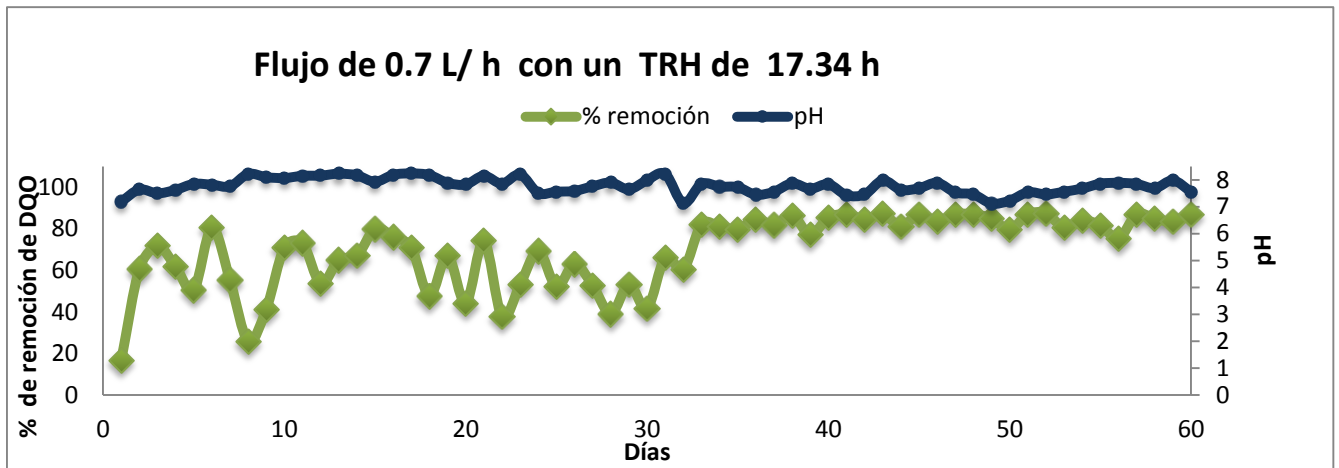
$$Y = mX + b$$

Ecuación 2

RESULTADOS

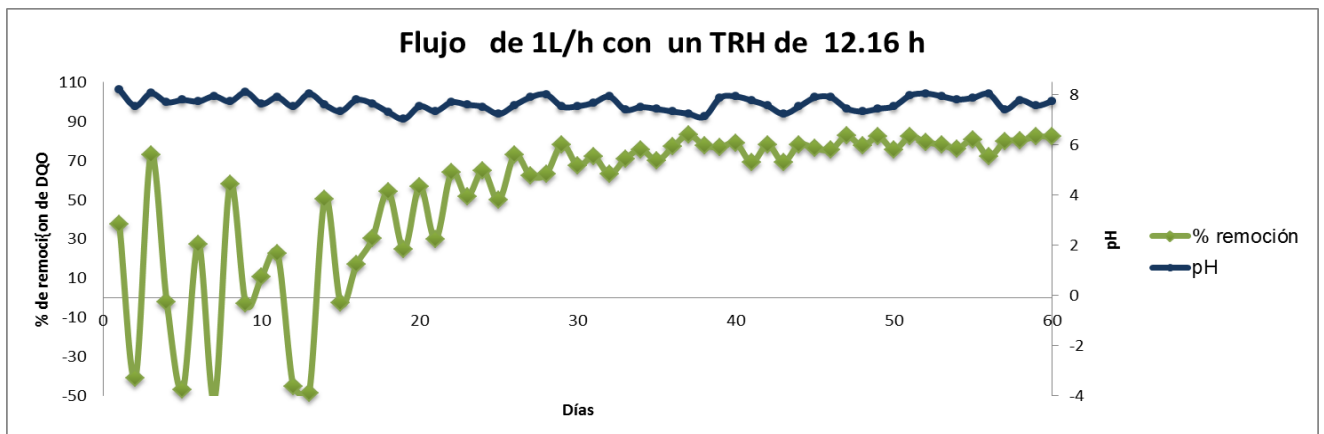
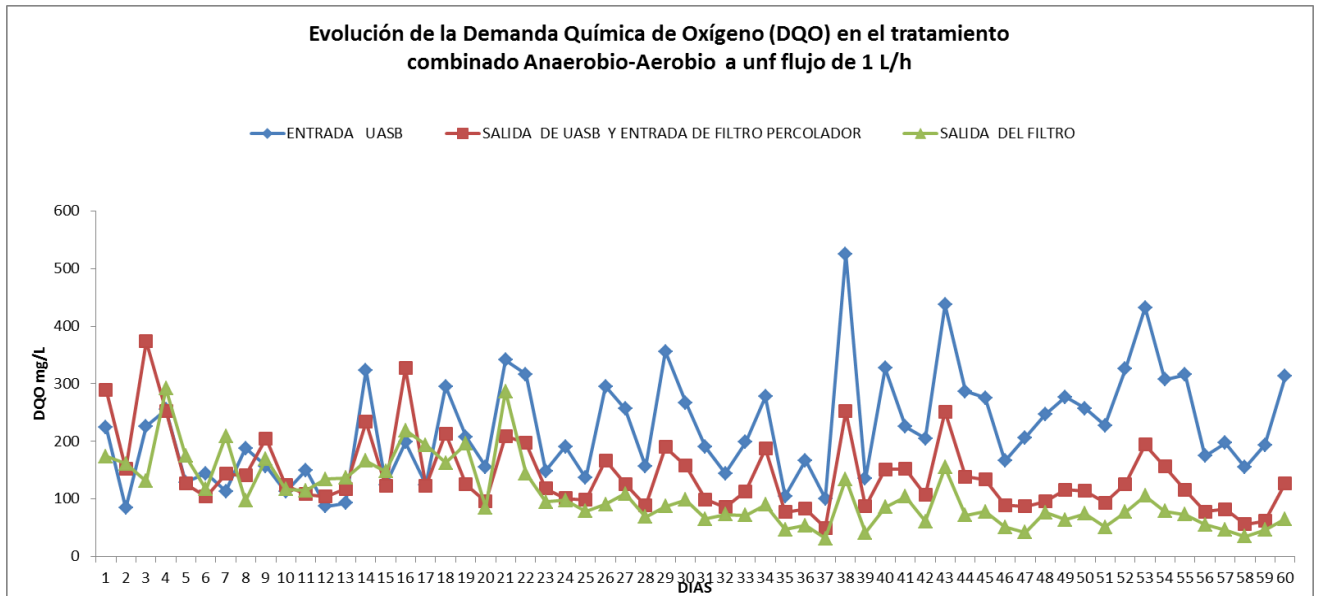
La caracterización fisicoquímica del agua residual antes (alimentación) y después del tratamiento (efluente) se da en términos del DQO_{total} (mg/L), $DQO_{soluble}$ (mg/L), sólidos sedimentables (SST) (mg/L), así como temperatura y pH. El proyecto tuvo una duración de 120 días divididas en dos etapas con duración de 60 días cada una, cada una de ellas se cambiando el flujo ascendente de alimentación de 0.7L/h para la primera etapa y 1.0 L/h para la segunda.

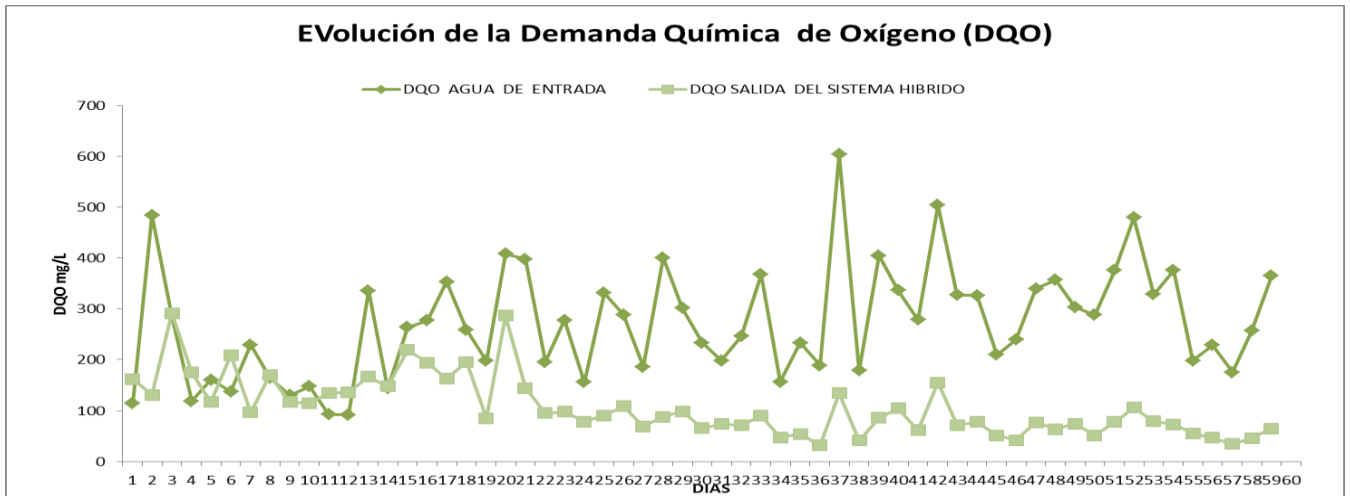




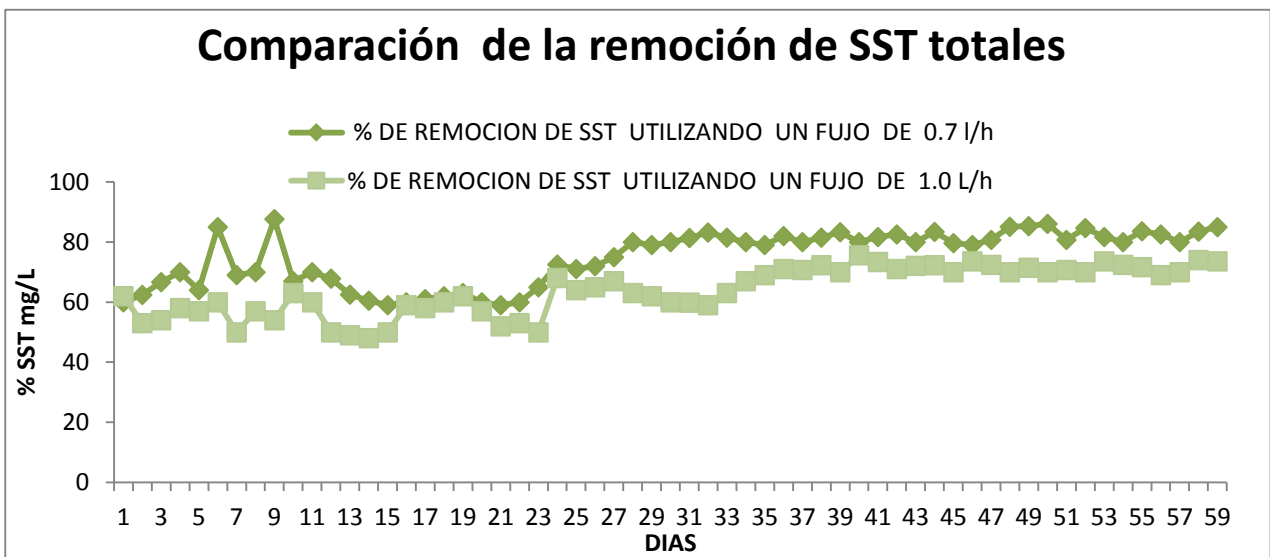
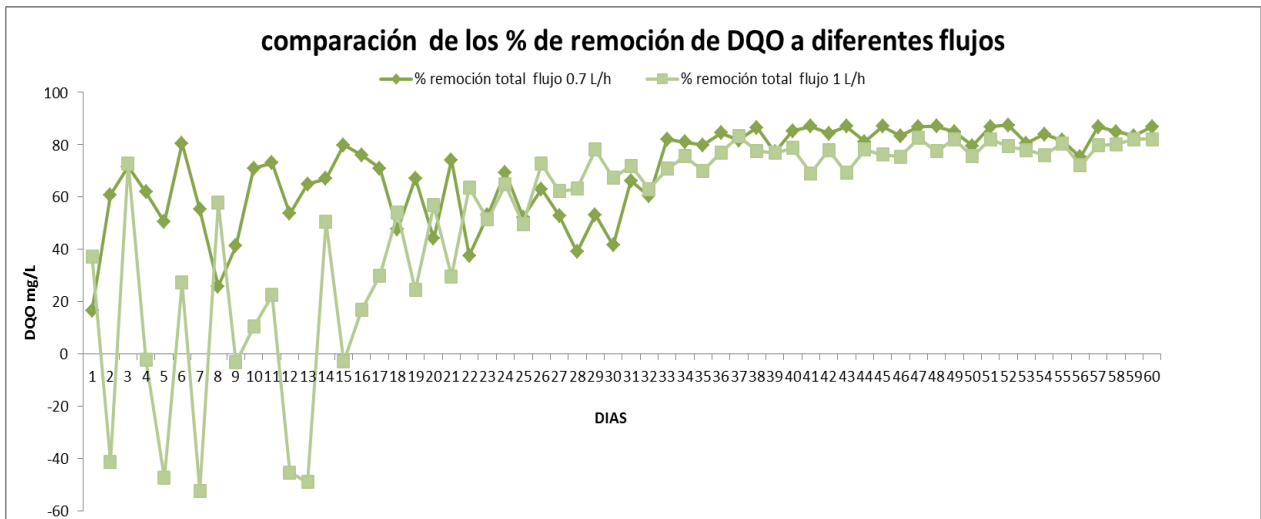
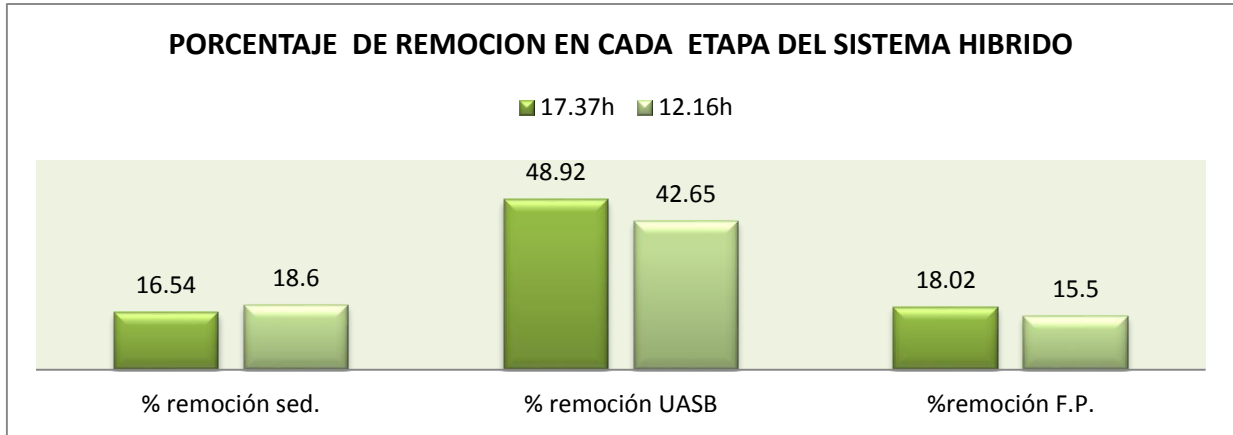
Para la primera etapa del tratamiento correspondiente a la evaluación del proceso se mantuvo durante 60 días continuos con un flujo de 0.7 L/ h y un tiempo de retención de 17.34 h, las muestras fueron recolectadas en distintos momentos, los valores de la DQO se mantuvieron en el rango de 100 hasta 1000 mg/ L. A la salida del reactor UASB los rangos de DQO están entre 50 Y 400 mg /L, con un porcentaje de remoción del 48 .92 %. Estos resultados corroboran la alta biodegradabilidad anaerobia que presenta esta

agua. El efluente de este reactor sufrió luego un post-tratamiento aerobio, durante esa fase la degradación alcanzó un porcentaje promedio de 16.54 % y rangos de DQO 20 y 250 mg /L. La remoción total durante la combinación de tratamientos alcanza el 83.74 % en promedio mayor que la degradación obtenida para los tratamientos por separados. La estabilización del sistema se obtiene a partir del día 33 con un porcentaje de remoción en ese punto es de 82.12 %. El pH del sistema se mantuvo constante lo cual es otro factor para la estabilización del sistema.





Para la segunda etapa del tratamiento correspondiente a la evaluación del proceso se mantuvo durante 60 días continuos con un flujo de 1.0 L/h y un tiempo de retención de 12.16 h, las muestras fueron recolectadas en distintos momentos, los valores de la DQO se mantuvieron en el rango de 50 hasta 500 mg/L. A la salida del reactor UASB los rangos de DQO varían 50 y 400 mg/L, con un porcentaje de remoción de 43.94. El efluente sufrió un post-tratamiento aerobio. Durante esa fase la degradación alcanzó un porcentaje promedio de 15.50% y rangos de DQO 20 y 300 mg/L. La remoción total durante la combinación de tratamientos alcanza el 78.04. la estabilización del sistema es a partir del día 48 y un porcentaje de remoción en ese punto de 77.43 y manteniendo un pH estable durante toda la evolución del proyecto.



En la primera fase de tratamiento correspondiente al reactor UASB se observó una reducción promedio de la DQO de 48.92 %, y alrededor del 17 % para el tratamiento del afluente a la salida del reactor aerobio y para la combinación de tratamiento se obtuvo una eficiencia total del 83.74 % en promedio. Mientras que en la segunda etapa se tuvo una eficiencia total del 73.44 % , una reducción de DQO en el reactor UASB del 42.65 % y 15.50 % en filtro percolador .Si se compara este resultado se puede observar que la degradación de es inferior en el flujo de 1.0 L/ h que el encontrado para el flujo de 0.7 L/h . Sin embargo las concentraciones finales se encuentran dentro de los límites aceptados para descarga en cuanto a este parámetro (DQO < 320 mg/L).

Para ambos casos la degradación biológica obtenida para cada tratamiento por separado fue menor que el obtenido para la combinación demostrándose así la factibilidad del uso de esta alternativa de tratamiento.

Puede observarse que luego de la combinación de los tratamientos y para ambas aguas con excepción a los aceites y grasas los resultados encontrados estuvieron por encima del 70 % de remoción y por debajo de los valores exigidos para descarga para estos parámetros tanto para DQO totales y SST.

Los valores de pH del agua residual sin tratar estuvieron en un rango entre 7 y 8 por lo que no fue necesario algún ajuste antes de bombearse al reactor anaerobio, ya que el pH óptimo para un reactor de este tipo debe estar entre 6.6 y 7.6. Los valores de temperatura del agua residual estuvieron en un rango entre 28.7 y 35.0°C, valores que tampoco pueden afectar el comportamiento del reactor, ya que en este rango de temperatura no se afectan la hidrólisis de los contaminantes como tampoco la actividad de las bacterias metanogénicas.

Las eficiencias de remoción en términos de DQO_{total} fueron más altas cuando el sistema híbrido se operó con velocidad de alimentación de 0.7 L/h la remoción fue 83.74%. En cambio, el comportamiento más pobre fue para la velocidad de alimentación más alta, esto es, para las velocidades de 1.0 L/h las

remociones fueron de 77.43%. En términos generales, pudiera concluirse que a menor velocidad ascendente de alimentación, mayor eficiencia en el tratamiento del agua residual. Con relación a los sólidos sedimentables, se puede apreciar que a menor velocidad ascendente de alimentación, menor la pérdida de estos sólidos.

Al variar la velocidad ascendente de alimentación, se varió también el tiempo de residencia hidráulico (TRH) .El TRH puede manifestarse en efecto, como el resultado de su relación directa a la velocidad de alimentación y al tiempo de contacto de los sólidos en el reactor, aumentado así la posibilidad de los sólidos a unirse o a ser entrampados en el manto del lodo. El TRH es el mejor parámetro para determinar el tiempo de residencia de los sólidos (TRS). El TRS puede influir indirectamente en la remoción de sólidos así como en el cambio de las características biológicas y fisicoquímicas del manto del lodo, además por supuesto de la producción de biogás.

CONCLUSIONES

El tratamiento combinado anaerobio-aerobio fue efectivo para reducir las concentraciones de DQO y SST. Los porcentajes de remoción en el proceso global fueron mayores que la de los procesos anaerobio y aerobio por separado, a los límites permisibles de descargas a cuerpos de agua Norma Mexicana: NMX-030 (2001) y sólidos suspendidos totales (SST, mg/L) Norma: NOM-002 SEMARNAT-1996. Por lo tanto, la combinación anaerobio-aerobio puede ser considerada una alternativa viable para el tratamiento biológico de las agua de producción.

De acuerdo a los resultados de este estudio se concluye que a menores flujos de alimentación, se obtienen porcentajes más bajos de remoción de DQO soluble y total, menor volumen de agua residual tratada y menor carga orgánica al reactor, por lo que también fue menor la producción de biogás. Por otro lado, al disminuir la velocidad de alimentación, fue menor la pérdida de SST, por lo que con el tiempo esto influyó a que aumentara la cantidad de biomasa dentro del reactor. Al disminuir el volumen de agua residual tratada en el reactor anaerobio, lógicamente disminuirán los costos de operación en el tratamiento posterior aerobio, trayendo consigo un ahorro económico en los gastos de energía en la operación de los aireadores.

RECOMENDACIONES

Al trabajar con reactores híbridos se recomienda velocidades de flujo bajas ya que es uno de los principales factores que afectan la eficiencia de los sistemas híbridos. La velocidad del flujo alto afecta la retención del lodo en el reactor UASB, ya que ésta se basa en las características de sedimentación de los agregados del lodo. Además de que la velocidad del flujo pudiera ser un factor restrictivo respecto al volumen de reactor requerido al tratar aguas residuales con muy baja concentración de carga orgánica, así como con aguas residuales con un alto contenido de sólidos suspendidos.

Las velocidades altas tiene dos efectos opuestos: por un lado, al aumentar la velocidad del flujo ascendente, se aumenta la tasa de colisión o choque (entre las partículas de agua del afluente y las partículas que componen el manto o lecho de lodo) y el área de contacto entre partículas suspendidas del afluente y el lodo, pudiendo así mejorar la eficiencia de remoción; por otro lado, al aumentar la velocidad del flujo ascendente, pudiera aumentar la fuerza hidráulica de corte, la cual contrarresta el mecanismo de remoción por exceder a la velocidad de sedimentación de más partículas y la separación de los sólidos capturados y, en consecuencia, empeorar la eficiencia de remoción .

FUENTES BIBLIOGRAFICAS

- (1) Metcalf & Eddy, "Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. Madrid, 1995, .3ª ed. (1ª en español), McGraw-Hill,
- (2) Carrión B, "Manual IV: Evaluación: Análisis de flujos y factores que determinan los periodos los periodos de retención, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Cali Colombia (1992).
- (3) Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
- (4) Solís Segura Luz María, "Principios Básicos de contaminación ambiental". Universidad Autónoma de México, 1ª edición 2003
- (5) http://www.frbb.utn.edu.ar/carreras/efluentes/tema_9.pdf
- (6) http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/Sistemas_secundarios.pdf
- (7) http://es.wikipedia.org/wiki/Tratamiento_de_aguas_residuales
- (8) http://cidta.usal.es/residuales/libros/logo/pdf/FILTROS_PERCOLADORES.pdf
- (9) http://www.akvo.org/wiki/index.php/Filtro_Percolador
- (10) http://cidta.usal.es/residuales/libros/logo/pdf/FILTROS_PERCOLADORES.pdf
- (11) <http://www.aquanet.info/NWL07/uasb.htm>
- (12) <http://www.adiveter.com/ftp/articles/A31008.pdf>
- (13) <http://www.ingenieroambiental.com/4014/tratamiento545.pdf>

(14) http://www.drcalderonlabs.com/Metodos/Analisis_De_Aguas/Determinacion_de_D_QO.htm

(15) <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-030-SCFI-2001.pdf>

(14) <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/humed.pdf>.

