



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**Evaluación del tratamiento final del efluente
de un reactor biológico de biomasa fija**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERA QUÍMICA**

PRESENTA:

Karla Esther Arroyo Capilla

CIUDAD DE MÉXICO

2019





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



JURADO ASIGNADO

PRESIDENTE: DRA. LUZ MARÍA LAZCANO ARRIOLA

VOCAL: M. EN. I. SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

SECRETARIO: DRA. GEMA LUZ ANDRACA AYALA

1er. SUPLENTE: M. EN C. ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS

2° SUPLENTE: DR. ALFONSO DURÁN MORENO

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

UNIDAD DE PROYECTOS Y DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL
LABORATORIOS 301 AL 303, CONJUNTO E, FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM
CIUDAD UNIVERSITARIA

ASESOR

M. EN I. SERGIO ADRIÁN GARCÍA
GONZÁLEZ

SUPERVISOR TÉCNICO

DR. ALFONSO DURÁN MORENO

SUSTENTANTE

KARLA ESTHER ARROYO CAPILLA



Agradecimientos

Investigación realizada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM (IT102415) Y (IT102118) **DISEÑO, CONTRUCCION Y PRUEBA DE UN NUEVO SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES E INDUSTRIALES EN REACTORES TUBULARES DE BIOPELICULA.**



Índice

1. Resumen	1
2. Problemática.....	3
3. Antecedentes.....	5
3.1. Reúso de Agua Residual en México y el Mundo.....	7
4. Objetivos	8
4.1 Objetivo General.....	8
4.2 Objetivos Particulares	8
5. Marco Teórico.....	9
5.1 Clasificación de las Aguas Residuales	9
5.1.1 Composición de las aguas residuales	12
5.2 Tratamientos de Aguas Residuales.....	12
5.2.1 Tratamiento Primario	13
5.2.2 Tratamiento Secundario.....	14
5.2.3 Tratamiento Terciario.....	16
5.3 Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales.....	20
5.4 Necesidades de investigación para nuevas tecnologías.....	23
5.5 Medidas de conservación de la energía	24
5.6 Parámetros evaluados en el tratamiento final del efluente basados en la NOM-003-SEMARNAT-1997	25
5.6.1 Coliformes Fecales	25
5.6.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).....	26
5.6.3 Grasas y Aceites.....	27
5.6.4 Huevos de Helmintos.....	28
5.6.5 Sólidos Suspendedos Totales (SST).....	29
5.7. Uso del carbón activado en el Tratamiento de Aguas Residuales	29
5.7.1 Isotermas de Adsorción.....	32
5.8 Pruebas de Cloración con Ácido Tricloro isocianurico	35
5.8.1 Diferencia entre el hipoclorito de calcio y el ácido tricloro isocianúrico.....	36
5.9 Reúso de aguas residuales basadas en la normatividad mexicana.....	36



5.9.1 Normatividad actual.....	36
6. Metodología	38
7. Resultados y Análisis de Resultados.....	42
7.1 Coliformes Fecales.....	43
7.2 Grasas y Aceites.....	44
7.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	46
7.4 Huevos de Helminto	48
7.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	50
7.6 Isotermas con carbón activado.....	52
7.6.1 Modelo de Freundlich	52
7.6.2 Modelo de Langmuir	53
8. Conclusiones	55
9. Anexos.....	57
Anexo 1. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).....	57
Anexo 2. Determinación de Grasas y Aceites	70
Anexo 3. Determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST)	76
Anexo 4. Determinación de Coliformes Fecales (UFC)	80
Anexo 5. Determinación y Cuantificación de Huevos de Helminto	84
10. Bibliografía.....	90

Índice de Figuras

Figura 1. Porcentaje de reusó de aguas tratadas en actividades donde no se requiere agua de primer uso. Fuente <i>California Environmental Protection Agency 2009</i>	5
Figura 2. Clasificación esquemática de los procesos para el tratamiento de las aguas residuales.....	22
Figura 3. Clasificación de los Huevos de Helminto	28
Figura 4. Reacción entre el ácido tricloro-isocianúrico y el agua	35
Figura 5. Reactor Biológico Tubular (RBT) instalado en Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Ciudad Universitaria	39
Figura 6. Metodología para la elaboración de este trabajo	40
Figura 7. Muestras del Reactor Biológico Tubular (RBT) Efluente (izquierda) Influyente	



(derecha) 42

Índice de Tablas

Tabla 1. Comparación de los desinfectantes utilizados en el tratamiento terciario	19
Tabla 2. Cuantificación e Identificación de Huevos de Helminto en el Influyente del RBT .	49
Tabla 3. Cuantificación e Identificación de Huevos de Helminto en el Efluente del RBT ..	49
Tabla 4. Turbidez de muestras con Carbón Activado.....	55
Tabla 1A. Diferentes tipos de agua para dilución.....	64
Tabla 2A: Variación del volumen de GAG	66

Índice de Gráficas

Gráfica 1. Coliformes Fecales en el efluente e influente del RBBF	43
Gráfica 2. Coliformes Fecales con adición de Ácido Tricloro-isocianúrico	44
Gráfica 3. Grasas y Aceites en el efluente e influente del RBBF	45
Gráfica 4. Grasas y Aceites después del tratamiento con carbón activado.....	46
Gráfica 5. Sólidos Suspendidos Totales efluente e influente del RBBF	47
Gráfica 6. Sólidos Suspendidos Totales después de la filtración.	48
Gráfica 7. DBO ₅ en el efluente e influente del RBBF	50
Gráfica 8. DBO ₅ con 50mg/L de carbón activado	51
Gráfica 9. Isoterma de Freundlich	52
Gráfica 10. Isoterma de Langmuir	53
Gráfica 11: DBO ₅ con 60 mg/L de Carbón Activado	54
Gráfica 12: Control del inóculo	67



ABREVIATURAS

BID	Banco Internacional de Desarrollo
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COT	Carbón Orgánico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DTO	Demanda Total de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Environmental Protection Agency
GAG	Glucosa – Ácido Glutámico
I_e	Inóculo entrada
I_s	Inóculo salido
NTU	Nefelómetros de Turbidez
OD	Oxígeno Disuelto
pH	Potencial de Hidrogeno
PROMARNAT	Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
RBBF	Reactor Biológico de Biomasa Fija
RBT	Reactor Biológico Tubular
SEMARNAT	Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SST	Sólidos Suspendidos Totales
UFC	Unidades Formadoras de Coliformes



1. Resumen

Este trabajo se enfoca en la evaluación del tratamiento final de un Reactor Biológico de Biomasa Fija (RBBF) que al tratarse de una novedosa tecnología y un sistema compacto puede ser instalado en las grandes urbes para tratamiento de aguas residuales *in situ*, minimizando así el costo por el transporte de agua. Es por esto que día a día se busca nuevas tecnologías que permitan el cumplimiento de la normatividad mexicana permitiendo así que el efluente generado pueda ser comercializado con la finalidad de ayudar a sectores vulnerables, sólo por mencionar algunas de sus ventajas como:

- Facilitar la separación líquido y biomasa
- Poseer un mecanismo de auto limpieza que impide el atascamiento del sistema
- Tiempo de retención que oscilan entre 11 a 55 min

Que son de gran importancia en cuanto a la relación que se tiene entre el costo y la eficiencia de las tecnologías habituales.

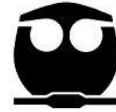
Se ha demostrado en anteriores trabajos que el reactor presenta ventajas con respecto a las tecnologías convencionales que existen en el mercado siendo la más importante la remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) cuyo porcentaje de remoción asciende a 54%, mientras que para la Demanda Química de Oxígeno (DQO) este porcentaje es del 70%.



En este trabajo se propone el tratamiento final al efluente de un reactor biológico de biomasa fija, para que cumpla con la normatividad requerida, esto se lograra con un tren de tratamiento basado en el uso de carbón activado y desinfectado con ácido tricloro isocianurico.

El uso de carbón activado nos permitirá reducir el valor de la DBO_5 , hasta llega al límite máximo permisible (20mg/L) que establece la normatividad mientras que el uso del ácido tricloro isocianurico permitirá la eliminación de algas, bacterias y virus que se desarrollan en medios húmedos, es decir funciona como un antiséptico de alta eficiencia siendo estable, conveniente y seguro para ser almacenado.

Se evaluaron parámetros fisicoquímicos como son Coliformes Fecales, Demanda Bioquímica de Oxígeno, Grasas y Aceites, Huevos de Helminto, así como Sólidos Suspendidos Totales presentando porcentajes de remoción que permiten el cumplimiento de la normatividad en la que nos estamos basando, en este caso se pretende el cumplimiento de la NOM-003-SEMARNAT-1997 que estable los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.



2. Problemática

La reducción cada vez más acentuada de las masas de aguas continentales ha supuesto un incremento del uso de aguas depuradas y regeneradas para diversas actividades que no requieren agua de primer uso. Es por ello que deben cumplirse unas premisas que hagan que la reutilización de aguas no genere un riesgo a la salud o al medio ambiente.

El tratamiento y reutilización de las aguas residuales ha evolucionado y avanzado a lo largo de la historia humana, el reúso de agua tratada genera una alternativa que ayuda a subsanar la escasez del agua, así como disminuir el daño ambiental (Gikas 2014).

Actualmente la urbanización, la industrialización y el crecimiento demográfico presentan un gran problema en el mundo pues se está generando una demanda mayor de agua, esto dificultara la actividad de sectores económicos que dependen de la disponibilidad de los recursos hídricos, como la producción alimentaria, generación de energía y conservación ambiental, además del suministro de agua potable y saneamiento, es por ello que para hacer frente a este problema se considera desarrollar estrategias de adaptación considerando al agua como el principal eje temático. Se prevé que el 90% del crecimiento en la producción agrícola a nivel mundial (80% en los países desarrollados) se deba a rendimientos más altos y a la intensificación de cultivos, y el resto a la ampliación de la superficie en las tierras. La superficie de tierras cultivables se incrementaría en unos 70 millones de hectáreas (Angelakis y Snyder 2015) dando así un panorama



alentador para el fomentar el reúso de aguas tratadas minimizando los costos que se espera tener con el crecimiento en la producción agrícola beneficiando así a todo sector que sea capaz de aceptar estos efluentes previamente tratados.

Las zonas urbanas son grandes productoras de agua residual, proporcionar servicios de saneamiento con las tecnologías actuales en áreas densamente pobladas implica una planificación significativa, así como una grande y costosa infraestructura. Una tendencia para solucionar esta problemática es construir plantas de tratamiento cada vez más compactas y con los menores requerimientos de energía para que puedan ser utilizadas dentro de las grandes urbes. El escenario óptimo para la administración de aguas residuales municipales es la construcción de pequeños sistemas de tratamiento que se encuentren distribuidas dentro de las ciudades donde el agua tratada pueda ser utilizada cerca del punto de tratamiento (G. y. Tchobanoglous 2009).

La reutilización de aguas residuales ha sido reconocida como una solución alentadora para hacer frente a la escasez de agua en el mundo. Sólo en América latina alrededor de 400 m³/s de agua residual cruda es entregada a fuentes superficiales como aguas residuales no tratadas y más de la mitad de esta cantidad se genera en México (Post 2006).

Como se puede observar en la Figura 1, existen muchas fuentes hidráulicas en las que el uso de agua residual tratada de calidad puede ser utilizada beneficiando a si a más sectores de la población.



Figura 1. Porcentaje de reusó de aguas tratadas en actividades donde no se requiere agua de primer uso. Fuente California Environmental Protection Agency 2009.

3. Antecedentes

Los recursos hídricos en México, al igual que en el resto del mundo se encuentran bajo una creciente presión. El crecimiento demográfico, la urbanización y el incremento en el consumo de agua en los hogares, la agricultura y la industria, han aumentado significativamente el uso global del agua. Este desarrollo conduce a la escasez y perjudica gravemente el avance hacia el logro de los objetivos del milenio. A pesar de esta condición, los usuarios del agua y demás actores involucrados en el sector siguen satisfaciendo sus necesidades sin tomar en cuenta el impacto sobre los demás. Las diferentes actividades productivas al generar diversos desechos son las fuentes principales de contaminación de los diferentes cuerpos de agua; lo que se traduce en la desaparición de la vegetación natural, así como en la muerte de peces y demás animales acuáticos. Por otra



parte, la descarga directa a cuerpos de agua de las aguas residuales generadas en estas actividades limita el uso del recurso para los diferentes usos productivos como el riego o la pesca y la agricultura; el consumo (agua potable) y recreación de contacto (De la Peña 2013).

Actualmente en México se tiene registrado un valor de producción de aguas residuales en el Valle de México que asciende a 1, 255.8 millones de metros cúbicos al año, se estima que este volumen aumente en el 2030 (CONAGUA 2012). La capacidad instalada de tratamiento de aguas urbanas es de 8,655 l/s y solamente se procesan 4,353 l/s, lo que nos lleva a pensar que se pueden obtener beneficios si se desarrollan planes a largo plazo que permitan visualizar el tratamiento de aguas residuales como una oportunidad de negocio para actividades donde no se requiere agua de primer uso.

En 2012 la cobertura nacional de tratamiento de aguas residuales fue de 47.5%. De acuerdo con el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (PROMARNAT) se espera que para el año 2018 la cobertura sea de 63% del volumen total de las aguas residuales.

En 2013 datos del Banco Internacional de Desarrollo (BID), nos revelan que el 5% de agua que se genera en el país tiene calidad aceptable, un 22% está disponible para su reúso, el 49% presenta efluentes poco contaminados y el 24% presenta condiciones tan malas que no es considerada como sujeta a tratamientos fisicoquímicos (De la Peña 2013).



3.1. Reúso de Agua Residual en México y el Mundo

Conforme al crecimiento de la población, la demanda de agua se incrementa y la disponibilidad del vital líquido decrece. Existen alternativas para dar solución a este problema como: Incrementar y mejorar los programas para su uso eficiente, generar nuevos y mejores proyectos de monitoreo, recuperación y control. Fortalecer la participación entre la sociedad, políticos, administradores del agua, técnicos y científicos; desarrollar, abaratar y transferir nuevas tecnologías para el suministro y tratamiento, además de hacer más eficientes las tecnologías existentes, e indiscutiblemente propiciar y dar prioridad a los proyectos de reúso del agua, lo que contribuirá considerablemente a reducir su demanda, contaminación y sobreexplotación, generando una reducción de los costos que estos aspectos requiere, además de obtener un ambiente más limpio.

En los países industrializados se han manifestado de una manera más temprana los problemas de escasez del agua, de su contaminación y de los impactos ambientales generados por su uso inadecuado, razones por las cuales se han generado y desarrollado programas para su conservación, y cuidado de tal manera que se cree la alternativa de que el reúso de agua puede ser una alternativa para minimizar la escasez del agua no sólo en el Valle de México, sino también en el mundo.

El tratamiento de aguas residuales se ha convertido en una prioridad dentro de las agendas políticas en México. En el sexenio 2000-2006 se lograron avances



importantes al incrementar el porcentaje de agua residual tratada del 23% al 36.1% (De la Peña 2013). El tratamiento de aguas residuales es un proceso productivo cuyo producto es el agua tratada, siendo una de sus finalidades la mejora del ambiente y de las condiciones sociales, al reducir el volumen de los cuerpos de agua. Por esta razón, el reúso debe ser una práctica común, informando a los usuarios acerca de los beneficios de usar agua residual tratada, y sobre todo destacar en el reúso agrícola los beneficios económicos que esto conlleva.

4. Objetivos

4.1 Objetivo General

Evaluar el proceso de pulimiento y desinfección del efluente de un sistema biológico de biopelícula que trata agua residual de Ciudad Universitaria, utilizando como reactivo el Carbón Activado en polvo y el Ácido Tricloro-isocianúrico para que cumpla con la NOM-003-SEMARNAT-1997

4.2 Objetivos Particulares

- ✦ Determinar la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) en el efluente de un tratamiento biológico que se lleva a cabo en un reactor biológico de biomasa fija mediante carbón activado
- ✦ Determinar la dosis de ácido tricloro-isocianúrico para lograr la desinfección en el efluente de un tratamiento biológico que se lleva a cabo en un reactor biológico de biomasa fija



- ✦ Cuantificar mediante técnicas analíticas los coliformes fecales, huevos de helmintos, grasas y aceites, DBO_5 y SST en el efluente del reactor biológico de masa fija.

5. Marco Teórico

5.1 Clasificación de las Aguas Residuales

Las aguas residuales son un producto inevitable de la actividad humana, en la antigüedad diferentes civilizaciones hicieron uso de la capacidad de asimilación o autodepuración del agua, pero con descargas tan pequeñas que el verterlas no representaban mayor problema, no obstante, la densificación actual de las ciudades y el crecimiento poblacional e industrial entre otros aspectos ha ocasionado que esta capacidad limitada de auto purificación de los cuerpos hídricos haya sido excedida.

Las aguas residuales se clasifican según su lugar de origen, y la composición que poseen al momento de ser descargadas, son aquellas aguas de desecho que contienen una gran cantidad de sustancias contaminantes y que han sido empleadas en alguna actividad humana, ya sea doméstica, industrial, pecuaria, agrícola o recreativa.

De acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, las aguas residuales son definidas como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícola, pecuarios,



domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

De acuerdo a su origen, las aguas residuales pueden ser clasificadas como (Corominas 2014).

Domesticas: aquellas utilizadas con fines higiénicos, consisten básicamente en residuos humanos que llegan a las redes de alcantarillado por medio de descargas de instalaciones hidráulicas de las edificaciones, así como también de residuos originados en establecimientos comerciales y públicos.

- Industriales: son líquidos generados en los procesos industriales, poseen características específicas, dependiendo del tipo de industria que las generara.
- Infiltración y flujos adicionales: las aguas de infiltración penetran en los sistemas de alcantarillado a través de los empalmes de las tuberías, paredes defectuosas, fisuras o en limpieza.
- Pluviales: son aguas de lluvia, parte de esta agua es drenada y otra escurre por la superficie, arrastrando arena, tierra, hojas y otros residuos presentes en el suelo.

Estos diferentes tipos de aguas residuales reciben en conjunto la denominación de “aguas residuales domesticas” y están presentes en los sistemas de alcantarillado de las ciudades. Por lo tanto, las aguas residuales municipales consisten



principalmente en aguas de origen doméstico y agua de infiltración; agua de lluvia, cuyo porcentaje es mayor o menor dependiendo de las condiciones locales.

Las aguas residuales contienen diversas sustancias de origen natural o artificial, que pueden ser dañinas para el hombre, los animales y el medio ambiente. La composición de las aguas residuales depende de su origen y de su tratamiento antes de ser descargadas.



5.1.1 Composición de las aguas residuales

Aparte de sus propiedades físicas, todas las aguas naturales contienen diferentes componentes (sustancias activas e inactivas). En las aguas superficiales también se pueden encontrar plantas y animales, aún en agua proveniente de la lluvia, el agua adquiere partículas orgánicas e inorgánicas (gases, microorganismos y trazas de amoníaco y nitratos) en su paso por la atmósfera. En zonas industriales, se ha encontrado hasta 50mg/L de ácido sulfúrico en el agua de la lluvia. En la cercanía de las fábricas, el agua de lluvia también puede llegar a contener ácido clorhídrico, ácido nítrico, óxidos de plomo, zinc, cobre y otros metales. Muchas sustancias solubles e insolubles presentes en el suelo, incluyendo el excremento de animales son acarreadas por el agua de lluvia hasta las aguas superficiales y subterráneas, originando una fuerte contaminación en dichas aguas, dando lugar a focos de infección, el grado de contaminación de las aguas residuales se representa utilizando criterios tales como la DBO, la DQO, el contenido de nitrógeno amoniacal, el COT y la DTO.

5.2 Tratamientos de Aguas Residuales

Los tratamientos para las aguas residuales pueden mostrarse conforme a su ubicación en el proceso de limpieza, como primarios, secundarios y avanzados (terciario), los últimos tienen fines muy específicos.

Aquellos métodos de tratamiento en los que predominan los fenómenos físicos se conocen como operaciones unitarias, mientras que aquellos métodos en los que la eliminación de los contaminantes se realiza con base en procesos químicos o



biológicos se conocen como procesos unitarios (Tchobanoglous, Burton y Stensel 2003).

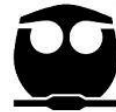
Al referirse a operaciones y procesos unitarios es porque se agrupan entre sí para constituir los tratamientos primario, secundario y terciario.

5.2.1 Tratamiento Primario

El principal objetivo es el de remover aquellos contaminantes que pueden sedimentar, como por ejemplo, los sólidos sedimentables y algunos suspendidos o aquellos que pueden flotar como las grasas. El tratamiento primario presenta diferentes alternativas según la configuración general y el tipo de tratamiento que se haya adoptado. Se puede hablar de una sedimentación primaria como último tratamiento o precediendo un tratamiento biológico, de una coagulación cuando se opta por tratamientos de tipo fisicoquímico (Grady 2011).

Sedimentación primaria: se realiza en tanques ya sean rectangulares o cilíndricos en donde se remueve de un 60 a 65% de los sólidos sedimentables y de 30 a 35% de los sólidos suspendidos en las aguas residuales. En la sedimentación primaria el proceso es de tipo floculante y los lodos producidos están conformados por partículas orgánicas.

Un tanque de sedimentación primaria tiene profundidades que oscilan entre 3 y 4 m y tiempos de detención entre 2 y 3 horas. En estos tanques el agua residual es sometida a condiciones de reposo para facilitar la sedimentación de los sólidos sedimentables. El porcentaje de partículas sedimentadas puede aumentarse con

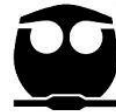


tiempos de detención más altos, aunque se sacrifica eficiencia y economía en el proceso; las grasas y espumas que se forman sobre la superficie del sedimentador primario son removidas por medio de rastrillos que ejecutan un barrido superficial continuo.

Precipitación química – coagulación: la coagulación en el tratamiento de las aguas residuales es un proceso de precipitación química en donde se agregan compuestos químicos con el fin de remover los sólidos. El uso de la coagulación ha despertado interés sobre todo como tratamiento terciario y con el fin de remover fósforo, color, turbiedad y otros compuestos orgánicos (Ramalho , Lora y Jimenez 2013).

5.2.2 Tratamiento Secundario

El objetivo de este tratamiento es remover la demanda biológica de oxígeno (DBO) soluble que escapa a un tratamiento primario, además de remover cantidades adicionales de sólidos sedimentables. El tratamiento secundario intenta reproducir los fenómenos naturales de estabilización de la materia orgánica, que ocurre en el cuerpo receptor. La ventaja es que en ese proceso el fenómeno se realiza con más velocidad para facilitar la descomposición de los contaminantes orgánicos en períodos cortos de tiempo. Un tratamiento secundario remueve aproximadamente 85% de la DBO y los SS, aunque no remueve cantidades significativas de nitrógeno, fósforo, metales pesados, demanda química de oxígeno (DQO) y bacterias patógenas.



Además de la materia orgánica se va a presentar gran cantidad de microorganismos como bacterias, hongos, protozoos, rotíferos, etc., que entran en estrecho contacto con la materia orgánica la cual es utilizada como su alimento. Los microorganismos convierten la materia orgánica biológicamente degradable en CO_2 y H_2O y nuevo material celular. Además de estos dos ingredientes básicos (microorganismos y materia orgánica biodegradable), se necesita un buen contacto entre ellos, la presencia de un buen suministro de oxígeno, aparte de la temperatura, pH y un adecuado tiempo de contacto (Tchobanoglous, Burton y Stensel 2003).

Para llevar a efecto el proceso anterior se usan varios mecanismos tales como: lodos activados, biodisco, lagunaje, filtro biológico.

Lodos Activados: En este sistema las bacterias utilizan el oxígeno suministrado artificialmente para desdoblar los compuestos orgánicos que a su vez son utilizados para su crecimiento. A medida que los microorganismos van creciendo se aglutinan formando los lodos activados; éstos más el agua residual fluyen a un tanque de sedimentación secundaria en donde sedimentan los lodos. Los efluentes del sedimentador pueden ser descargados a una corriente receptora; parte de los lodos son devueltos al tanque con el fin de mantener una alta población bacteriana para permitir una degradación rápida de la materia orgánica.

Biodisco: Es tan eficaz como los lodos activados, requiere un espacio mucho menor, es fácil de operar y tiene un consumo energético inferior. Está formado por una estructura plástica de diseño especial, dispuesto alrededor de un eje



horizontal. Según la aplicación puede estar sumergido de un 40 a un 90% en el agua a tratar, sobre el material plástico se desarrolla una película de microorganismos, cuyo espesor se autorregula por el rozamiento con el agua, en la parte menos sumergida, el contacto periódico con el aire exterior es suficiente para aportar el oxígeno necesario para la actividad celular.

Lagunaje: El tratamiento se puede realizar en grandes lagunas con largos tiempos de retención (1 a 3 días) que les hace prácticamente insensibles a las variaciones de carga, pero que requieren terrenos muy extensos. La agitación debe ser suficiente para mantener los lodos en suspensión excepto en la zona más inmediata a la salida del efluente.

Filtro Biológico: Está formado por un reactor, en el cual se ha situado un material de relleno sobre el cual crece una película de microorganismos aeróbicos con aspecto de lamas. La altura del filtro puede alcanzar hasta 12m. El agua residual se descarga en la parte superior mediante un distribuidor rotativo cuando se trata de un tanque circular. A medida que el líquido desciende a través del relleno entra en contacto con la corriente de aire ascendente y los microorganismos. La materia orgánica se descompone lo mismo que con los lodos activados, dando más materia orgánica residual y CO₂ (Ramalho , Lora y Jimenez 2013).

5.2.3 Tratamiento Terciario

Tiene el objetivo de remover contaminantes específicos, usualmente tóxicos o compuestos no biodegradables o aún la remoción complementaria de contaminantes no suficientemente removidos en el tratamiento secundario.



Es el más sofisticado y costoso; con él se eliminan elementos específicos, como el nitrógeno, el fósforo, los sólidos en suspensión adicionales. Los metales pesados y los sólidos disueltos. Se utiliza el tratamiento terciario para reducir el riesgo de enfermedades en casos en que la exposición del público al afluente sea alta (por ejemplo, cuando se usa el riego por aspersión en los parques públicos o en los campos de golf). Dado que en el proceso de tratamiento se extraen los nutrientes de las plantas, el riego con aguas residuales depuradas no es ventajoso con respecto a la productividad.

A menudo se realiza la desinfección después de los tratamientos secundarios o terciarios para disminuir la cantidad de virus u otros organismos patógenos que podrían quedar en el aparato. Esto se lleva a cabo añadiendo una sustancia química (normalmente cloro).

Como medio de filtración se puede emplear arena, grava antracita o una combinación de ellas. El pulido de efluentes de tratamiento biológico se suele hacer con capas de granulometría creciente, duales o multimedia, filtrando en arena fina trabajando en superficie. Los filtros de arena fina son preferibles cuando hay que filtrar flóculos formados químicamente y aunque su ciclo sea más corto pueden limpiarse con menos agua. La adsorción con carbón activo se utiliza para eliminar la materia orgánica residual que ha pasado el tratamiento biológico (Gordon 2011).

Respecto a el cloro, en este trabajo se utilizará el ácido tricloro-isocianúrico, el cual se utiliza debido a su alto porcentaje de cloro libre, así como para la eliminación de



algas, bacterias y virus que pueden desarrollarse dentro de lugares húmedos, por ser un medio fértil para el desarrollo de las mismas. Adicionalmente, es utilizado como antiséptico de alta eficiencia, es estable, conveniente y seguro para su almacenamiento y uso.

Dentro de los tratamientos terciarios la eliminación de materia particulada y coloidal presente en los efluentes depurados, puede lograrse mediante la aplicación de tratamientos fisicoquímicos (coagulación – floculación) y la posterior etapa de separación (decantación, filtración).

Mientras que para la eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo), se recurre cada vez más al empleo de procesos biológicos. No obstante, el caso del fósforo los procesos de precipitación química empleando sales de hierro y de aluminio continúan siendo los de mayor aplicación.

En la eliminación biológica de nitrógeno se opera de forma secuencial bajo condiciones óxicas y anóxicas que dan como resultado final su liberación a la atmósfera en forma de nitrógeno gaseoso.

Para la eliminación biológica del fosforo se combinan reactores operando bajo condiciones anaerobias, óxicas y anóxicas quedando el fósforo almacenado en los microorganismos que posteriormente se extraen como lodos en exceso. Combinando los procesos anteriores también es posible la eliminación conjunta de ambos nutrientes (CENTA 2013).



Con relación a la desinfección de los efluentes depurados, si bien el cloro ha sido y continua siendo el desinfectante típico en el campo de las aguas residuales, al incrementarse el número de requisitos para lograr bajas o indetectables cantidades de cloro residual en los efluentes tratados, se hace precisa la implementación de procesos posterior de decloración o bien la sustitución de los sistemas de cloración por sistemas de desinfección alternativos, tales como la radiación UV, el empleo de ozono o bien el uso de membranas (Crites, Middlebrooks y Reed 2006). En la Tabla 1 se enlistan los principales tipos de desinfectantes que se utilizan de acuerdo con la aplicación que se requiera.

Tabla 1. Comparación de los desinfectantes utilizados en el tratamiento terciario

Desinfectante	Ventajas	Desventajas	Aplicación
Cloro	Efectivo Barato Fácil aplicación Elimina NH ₃ Desinfectante primario y secundario	Subproductos peligrosos pH ácido Elimina Fe(II) y Mn(II)	Desinfectante secundario
Ozono	Muy efectivo Elimina materia orgánica Oxidante /Desinfectante	Costo elevado Desinfectante primario Difícil aplicación	Antes de desinfección secundaria
Radiación UV	Efectivo para virus y bacterias Sin productos secundarios Fácil aplicación	No utilizable con aguas coloreadas o alta DBO Desinfectante primario	Hacia el final de tratamiento del efluente
Dióxido de Cloro		Caro Generación de subproductos peligrosos	Antes de la filtración Tratar con carbón activado



Monocloroaminas	Amplio tiempo de almacenaje	Generación de subproductos peligrosos No elimina NH3 No efectivo contra virus	Al final del proceso
Permanganato de Potasio	No produce subproductos Elimina Fe(II) y Mn(II) Fácil aplicación Es barato	Es mal desinfectante No elimina amoniaco	Antes de la filtración

5.3 Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales

El objetivo de depurar un agua residual se logra mediante la integración de operaciones (físicas) y procesos (químicos y biológicos) unitarios, que serán seleccionados en función de las características del agua residual a tratar y de la calidad deseada del agua tratada. Dependiendo de ello, es posible generar emisiones gaseosas a la atmósfera e, invariablemente, la producción de material de desecho que puede ser un residuo sólido, como el material retenido en las rejillas o tamices, o semi-sólido en forma de lodos.

En un sistema de tratamiento de aguas residuales, la ley de la conservación de la materia hace que al retirar de alguna forma el material contaminante del agua residual, éste sólo se transforme o transfiera, donde las cantidades, así como la calidad de estos residuos dependerán de las características del agua residual a tratar y evidentemente de la configuración del sistema de tratamiento (Sutton 2008).

En la Figura 2 se esquematiza un abanico de posibilidades tecnológicas para integrar un tren de tratamiento de aguas residuales. En esta figura se resalta la división en dos grandes grupos, los tratamientos fisicoquímicos y los biológicos.



Los primeros hacen uso, de procesos físicos (uso de la gravedad, filtración por retención física, atracción electrostática, etc.) y de procesos químicos (coagulación, adsorción, oxidación, precipitación, etc.). El segundo tipo involucra la degradación o transformación del material orgánico por medio de microorganismos (Lewis y Hunter 2012).

Dentro de los sistemas biológicos existen los sistemas aerobios (requieren oxígeno molecular disuelto) y los anaerobios (funcionan sin oxígeno). Un rubro aparte merece los sistemas naturales constituidos, los cuales aprovechan las transformaciones que se llevan a cabo en el medio natural, solamente que en estas unidades se busca incrementar su capacidad de tratamiento en unidades de proceso controlados. Tal es el caso de los humedales artificiales o el tratamiento mediante descargas directas al suelo.

Por otro lado, los sistemas anaerobios se pueden clasificar en tres generaciones que a su vez se integran según el nivel de interacción que posee el microorganismo con el sustrato a degradar (facilidad de transferencia de masa) y la relación entre el tiempo de retención del microorganismo en el sistema (denominado tiempo de retención celular, TRC) y el tiempo de retención hidráulica del sistema TRH.

Es necesario hacer notar que la oferta tecnológica en el mercado es amplia y se presenta bajo distintitos nombres o denominaciones que en ocasiones tienen el carácter de marcas registradas.

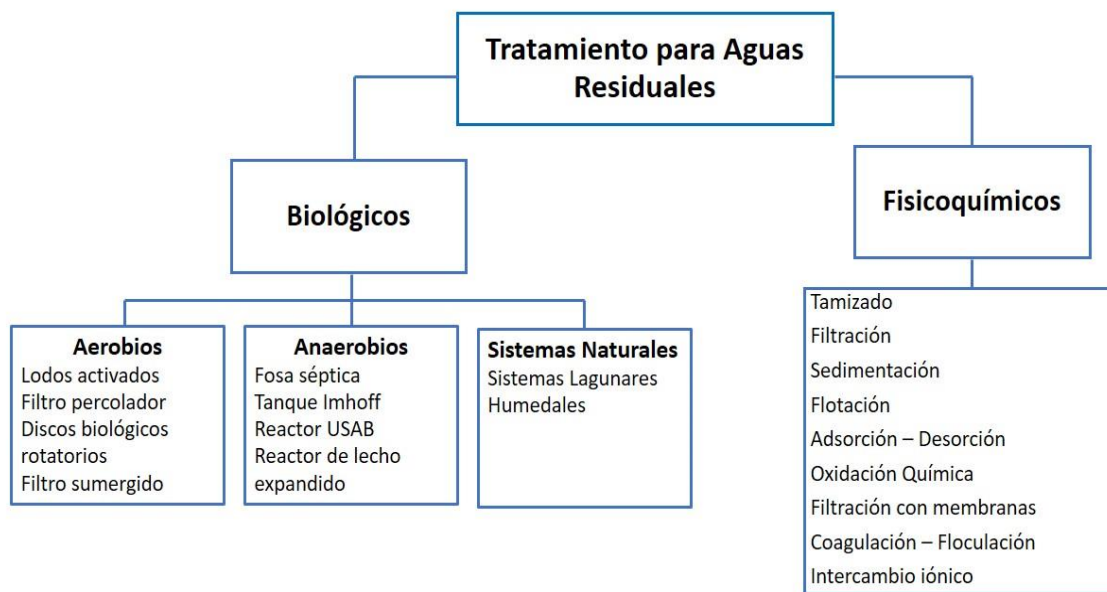


Figura 2. Clasificación esquemática de los procesos para el tratamiento de las aguas residuales.

La materia orgánica contaminante (sustrato) sigue un flujo de energía química según sea procesada por vía anaerobia o aerobia. En el sistema aerobio, un 65% de la energía producida por el metabolismo microbiano se transforma en nuevas células (denominadas en forma general como lodos) mediante la síntesis. El 35% se disipa como resultado de la liberación de energía que acompaña a los procesos vitales de la célula. Por otra parte, si este mismo sustrato se trata por vía anaerobia, el 90% de la energía contenida en él se encuentra en la molécula de metano, gas combustible que puede ser usado como fuente de energía para generar calor o electricidad entre otros usos (Noyola, Morgan-Sagastume y Güereca 2013).

La ventaja que posee el sistema aerobio sobre el anaerobio, y por lo cual es utilizado ampliamente, es que la calidad del agua tratada es superior al efluente



anaerobio y permite cumplir con regulaciones ambientales estrictas. Los efluentes anaerobios mantienen materia orgánica disuelta (DQO) y compuestos inorgánicos en su forma reducida (amonio, sulfuro de hidrogeno), que general mayores impactos al medio receptor (Nolasco 2010).

5.4 Necesidades de investigación para nuevas tecnologías

La ciencia y la investigación son fundamentales para impulsar la misión de proteger la salud y el medio ambiente. La necesidad surge con la idea de crear nuevas tecnologías que puedan tener un impacto significativo en el tratamiento de aguas residuales y el flujo húmedo, así como lograr mayores niveles de eliminación de contaminantes y minimizar el costo de mantenimiento del sistema de tratamiento, mejorando así las contribuciones de la industria hacia la sostenibilidad.

La sostenibilidad se basa en un principio simple: Todo lo que necesitamos para nuestra supervivencia y bienestar depende directa o indirectamente de nuestro entorno natural. El objetivo de ser sostenible es crear y mantener las condiciones bajo las cuales los seres humanos y la naturaleza coexistan en armonía productiva, tanto para las generaciones presentes como futuras. Establecer un objetivo de sustentabilidad es importante para lograr tener y continuar teniendo el agua protegiendo así la salud humana y el medio ambiente (Parker 2010).

La aplicación de nuevos conceptos y tecnologías para mejorar la sostenibilidad a largo plazo de gestión de aguas residuales puede acelerarse promoviendo la investigación necesaria para demostrar estos conceptos y tecnologías en este



momento la investigación y las cuestiones técnicas pueden agruparse en las siguientes áreas (Dalgger 2008).

- ✦ Modernización de antiguas PTAR's
- ✦ Eliminación y Recuperación de nutrientes (o la recuperación de recursos incluyendo energía y nutrientes)
- ✦ Eliminación de otros contaminantes
- ✦ Seguridad de los sistemas de agua
- ✦ Conservación de energía y fuentes de energía renovables
- ✦ Aguas residuales y optimización de tratamiento de sólidos

5.5 Medidas de conservación de la energía

El consumo de energía para el tratamiento de aguas residuales municipales representa entre el 15% y el 30% del costo de operación en grandes instalaciones de tratamiento y entre el 30% y el 40% en instalaciones pequeñas (WEF 2009). Se requiere energía en todo el proceso de tratamiento de aguas residuales y en las instalaciones, donde las operaciones de aireación, bombeo y manejo de sólidos representan la mayor parte del uso de energía de una empresa de servicios públicos. La demanda y el costo de esta energía a un servicio de aguas residuales continúan aumentando debido a una serie de factores que incluyen:

- ✦ Implementación de requisitos de descarga cada vez más estrictos.
- ✦ Tratamiento mejorado de biosólido, incluyendo secado y granulación.



- ✦ Requisitos más altos de bombeo y tratamiento y costos asociados con el aumento de la infiltración y el flujo de entrada de los sistemas de recolección de aguas residuales envejecidos.
- ✦ Aumento de las tarifas de electricidad asociadas al costo de los combustibles fósiles utilizados para la producción de energía y con la construcción de nueva infraestructura de generación y distribución de energía eléctrica para satisfacer la creciente demanda (Gass 2009).

5.6 Parámetros evaluados en el tratamiento final del efluente basados en la NOM-003-SEMARNAT-1997

5.6.1 Coliformes Fecales

La denominación genérica coliformes designa a un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común e importancia relevante como indicadores de contaminación del agua y los alimentos.

Coliformes significa con forma de *coli*, refiriéndose a la bacteria principal del grupo, la *Escherichia coli*, Las bacterias de este género se encuentran principalmente en el intestino de los humanos y de los animales de sangre caliente, es decir, homeotermos, pero también ampliamente distribuidas en la naturaleza, especialmente en suelos, semillas y vegetales.

Los coliformes se introducen en gran número al medio ambiente por las heces de humanos y animales. Por tal motivo suele deducirse la mayoría de los coliformes



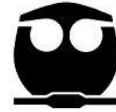
que se encuentran en el ambiente son de origen fecal. Sin embargo, aún existen muchos coliformes de vida libre.

Tradicionalmente se consideran como indicadores de contaminación fecal en el control de calidad del agua destinada al consumo humano en razón de que, en los medios acuáticos, los coliformes son más resistentes que las bacterias patógenas intestinales y porque su origen es principalmente fecal. Por tanto, su ausencia indica que el agua es bacteriológicamente segura. Asimismo, su número en el agua es directamente proporcional al grado de contaminación fecal (Ramos 2011).

5.6.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una prueba usada para la determinación de los requerimientos de oxígeno para la degradación bioquímica de la materia orgánica en las aguas municipales, industriales y residuales; su aplicación permite calcular los efectos de las descargas de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad de las aguas de los cuerpos receptores. Los datos de la prueba de la DBO se utilizan en ingeniería para diseñar las plantas de tratamiento de aguas residuales.

La prueba de la DBO es un procedimiento experimental, tipo bioensayo, que mide el oxígeno requerido por los organismos en sus procesos metabólicos al consumir la materia orgánica presente en las aguas residuales. Las condiciones estándar del ensayo incluyen incubación en la oscuridad a 20°C por un tiempo determinado, generalmente cinco días. Las condiciones naturales de temperatura, población biológica, movimiento del agua, luz solar y la concentración de oxígeno no pueden



ser reproducidas en el laboratorio. Los resultados obtenidos deben tomar en cuenta los factores anteriores para lograr una adecuada interpretación.

Las muestras de agua residual o una dilución conveniente de las mismas se incuban por cinco días a 20°C en la oscuridad. La disminución de la concentración de oxígeno disuelto (OD), medida por el método Winkler o una modificación del mismo, durante el periodo de incubación, produce una medida de la DBO (Tchobanoglous, Burton y Stensel 2003).

5.6.3 Grasas y Aceites

Las grasas y aceites son compuestos orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal, así como los hidrocarburos del petróleo.

Algunas de sus características más representativas son baja densidad, poca solubilidad en agua, baja o nula biodegradabilidad. Por ello, si no son controladas se acumulan en el agua formando natas en la superficie del líquido.

Su efecto en los sistemas de tratamiento de aguas residuales o en las aguas naturales se debe a que interfieren con el intercambio de gases entre el agua y la atmósfera. No permiten el libre paso del oxígeno hacia el agua, ni la salida del CO₂ del agua hacia la atmósfera; en casos extremos pueden llegar a producir la acidificación del agua junto con bajos niveles del oxígeno disuelto, además de interferir con la penetración de la luz solar (Cubillos 2000).



Las principales fuentes aportadoras de grasas y aceites son los usos domésticos, talleres automotrices y de motores de lanchas y barcos, industria del petróleo, rastros, procesadoras de carnes y embutidos e industria cosmética.

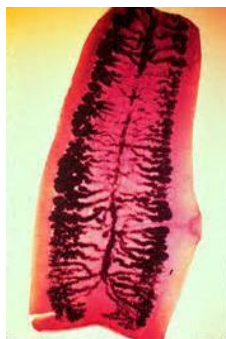
5.6.4 Huevos de Helmitos

Aunque los parásitos de Helmito no son estudiados generalmente por los microbiólogos, su presencia en aguas residuales es no obstante de gran preocupación con respecto a la salud humana. El huevo constituye la etapa contagiosa de los parásitos de Helmito; son excretados en las heces y se extienden a las aguas residuales, en el suelo o en los alimentos. El huevo es muy resistente a las tensiones ambientales y a la desinfección con cloro en la planta de tratamiento de aguas residuales. El tipo de huevecillos que comúnmente se pueden encontrar son los de *Áscaris lumbricoides*, *Taenia saginata*, y *Taenia solium*. (Esch y

Fernández 2005)



Áscaris lumbricoides



Taenia saginata



Taenia solium



Figura 3. Clasificación de los Huevos de Helminto

5.6.5 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Están constituidos por sólidos sedimentables, sólidos y materia orgánica en suspensión y/o coloidal, que son retenidas en el elemento filtrante (Rodríguez 2002).

5.7. Uso del carbón activado en el Tratamiento de Aguas Residuales

En el tratamiento de aguas residuales, el carbón activado suele aplicarse en la última etapa, denominada Tratamiento Terciario. En esta etapa se busca “pulir” el efluente, llevándolo a un mayor nivel de calidad que se puede obtener con ayuda de otro tratamiento fisicoquímico o biológico. Principalmente el carbón activado se utiliza cuando:

- Un contaminante específico ya sea color u olor, no está cumpliendo con la calidad requerida
- No sólo se busca cumplir con alguna norma de agua residuales, si no que se piensa en reutilizar el agua ya sea para servicios de riego u otros usos en los que se requiera una calidad de efluente mayor a la que se puede obtener con un tratamiento primario o secundario.

El carbón activado es capaz de retener contaminantes poco polares, covalentes y no disociados que suelen ser de origen orgánico en cualquier concentración, sin embargo, se aplica en el tratamiento terciario ya que en términos técnico -



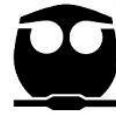
económicos es competitivo respecto a otros procesos, para llevar los niveles de contaminantes orgánicos a bajas cantidades.

Por ejemplo, si después de algún tratamiento primario y/o secundario, el agua aún contiene una DQO que oscila entre 30 – 100 mg/L, con carbón activado se puede disminuir a valores que pueden ir entre los 2 – 10 mg/L.

Otro punto a mencionar es que, aun cumpliéndose con el límite máximo permisible de algún contaminante orgánico, si se tiene presente algún color u olor de origen orgánico el carbón activado puede ser una alternativa eficiente para la remoción del mismo.

El carbón activado granular y el carbón activado en polvo son exactamente iguales, pero presentan ventajas y desventajas uno frente al otro, sin embargo, se fabrica con el mismo proceso la única diferencia es que el carbón en polvo es pulverizado. Se cree que el carbón activado en polvo tiene más capacidad de adsorción en comparación del carbón granular, pero el área del carbón activado está relacionada a nivel molecular y prácticamente no aumenta si este es pulverizado o no, la única diferencia que se presenta es que el carbón activado en polvo favorece la cinética con la que se trabaje, esto se debe a que disminuye la longitud de sus poros, mismos que se llenan por un fenómeno de capilaridad cuando el carbón activado se pone en operación.

Con base en lo anterior, el carbón activado granular y en polvo realizan la misma función fisicoquímica, es decir, adsorben compuestos poco polares, covalentes y no disociados principalmente orgánicos. La única diferencia entre ambos carbones



es de carácter mecánico radica en su tamaño y por ende en la manera de aplicarlos.

Un carbón activado en polvo se agrega al agua y se mezcla con ella, posteriormente se separa por coagulación – floculación – sedimentación y/o filtración, mientras que un carbón activado granular se instala en una cama fija de un tanque para ser percolado en el agua que va a tratar.

La ventaja de usar el carbón activado en polvo consiste en que se puede dosificar la cantidad necesaria de acuerdo con la calidad de cada lote a tratar (aunque también puede usarse en un proceso en continuo). Su desventaja radica en que hay que separarlo del agua.

Las ventajas de usar carbón activado granular se presentan porque:

- No se requiere un proceso de separación carbón – agua y la operación en un proceso continuo es muy sencilla.
- Se puede reactivar y reutilizar (la reactivación se realiza en un horno a 700°C)
- En su operación, se promueve la formación de biomasa que degrada la materia orgánica adsorbida y libera los espacios de adsorción, aumentando así la vida útil del carbón activado (CPL 2011).

Para tener éxito en la aplicación de carbón activado, hay que seleccionar el carbón activado cuyo diámetro de poro predominante sea ligeramente mayor que el diámetro de la molécula que se desea retener y si es necesario que no existan muchas moléculas del mismo tamaño y de similar adsorbilidad, para que no exista



competencia por los sitios activos del carbón activado de lo contrario el carbón se saturaría de todo tipo de compuestos orgánicos.

5.7.1 Isotermas de Adsorción

La adsorción puede definirse como la tendencia de un componente del sistema a concentrarse en la interfase, donde la composición interfacial es diferente a las composiciones correspondientes al seno de las fases.

El fenómeno de adsorción es de particular relevancia en la ciencia de los coloides y superficies. El proceso de adsorción de átomos y moléculas en las interfaces es una de las principales formas en que las interfaces de alta energía pueden modificarse para disminuir la energía total del sistema.

La adsorción puede ocurrir en cualquier tipo de interfase (L-G, S-G, L-S), sin embargo, las diferentes características de las interfaces sólidas y líquidas hacen necesario un análisis particular de cada caso.

En los procesos de adsorción hay dos aspectos que deben ser considerados:

1. El efecto de la adsorción sobre la energía interfacial del sistema en el equilibrio (termodinámica)
2. La rapidez del proceso de adsorción (cinética)

Una isoterma de adsorción, es la relación general entre la cantidad de gas adsorbido por un sólido, a temperatura constante como función de la presión del



gas. También puede definirse como la relación en el equilibrio entre la cantidad de gas adsorbido y la presión del gas a temperatura constante.

Según sus características la adsorción puede clasificarse en dos tipos:

Adsorción física (Fisisorción): Se da por fuerzas de Van der Waals, $\Delta H \sim 20$ KJ/mol, reversible \Rightarrow desorción \Leftarrow si se tienen altas temperaturas y bajas presiones, no es de naturaleza específica (sitios activos) se presenta una formación de multicapas y el adsorbato conserva su identidad.

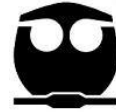
Adsorción química (Quimisorción): Se da por fuerzas análogas al enlace químico (atracción entre iones opuestos o coulombicos, coordinadas o covalentes) $\Delta H \sim 200$ KJ/mol, irreversible \Rightarrow no hay desorción \Leftarrow si se tienen altas temperaturas y bajas presiones a menos que sean cambios muy drásticos, es de naturaleza específica (sitios activos), se presenta la formación de monocapas, y aquí el adsorbato puede perder su identidad.

Existen factores que pueden afectar a la cantidad adsorbida los cuales son:

- ✦ Cantidad del adsorbente (m): Superficie disponible
- ✦ P o C del adsorbato: Cantidad de material disponible
- ✦ Temperatura: Generalmente la adsorción es exotérmica

Existen 5 tipos de isothermas, pero para este trabajo, sólo se trabajó con la isoterma de Langmuir y la de Freundlich (Tubert 2011).

Isoterma de Langmuir:



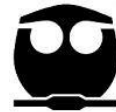
- Gracias al equilibrio de adsorción – desorción no hay formación de monocapas.
- El límite de capacidad del adsorbente es cuando la monocapa está completa.
- La velocidad de adsorción es proporcional a la P y a la fracción de superficie no cubierta.
- La velocidad de desorción sólo depende la fracción de superficie cubierta.
- A presiones bajas la cantidad adsorbida es directamente proporcional a la presión, mientras que a presiones altas se alcanza el límite de la capacidad del adsorbente (monocapa completa).
- La limitante más importante de la isoterma de Langmuir es que supone que el calor de adsorción es independiente del recubrimiento de la superficie.

Isoterma de Freundlich:

- Aunque esta isoterma tiene un origen empírico, puede demostrarse teóricamente considerando que la magnitud del calor de adsorción varía exponencialmente con el recubrimiento de la superficie.
- En esta isoterma no hay un recubrimiento límite ni se propone una adsorción monomolecular, sino multimolecular
- A presiones moderadamente bajas la dependencia de la cantidad adsorbida con la presión presenta un comportamiento del tipo:

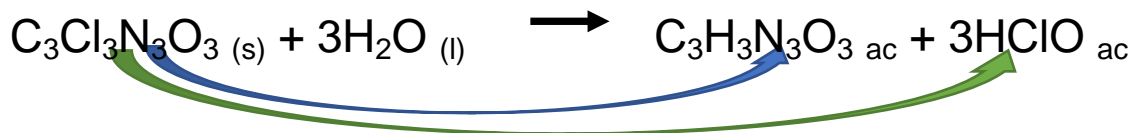
$$y = kP_n^{-1}$$

Donde k y n son constantes, mientras que el exponente 1/n varía entre 1 y 0.1 (Facultad de Química 2005).



5.8 Pruebas de Cloración con Ácido Tricloro isocianurico

El ácido tricloro isocianurico es parte de la familia de los isocianuratos clorados es un sólido seco que contiene una alta concentración de cloro y ha sido aprobado por la Environmental Protection Agency (EPA), para su uso como aditivo en el agua potable. Actualmente el ácido tricloro isocianurico es utilizado en la desinfección del agua debido a su alto contenido de cloro (90%) y lenta disolución, también presenta una estabilidad en solución acuosa ya que no se degrada a cloro gas por exposición a la luz ultra violeta del sol, a variaciones de pH, por concentración y por temperatura. En cuanto al efecto desinfectante, el ácido tricloro isocianurico a un pH cercano a 7 produce alrededor de un 50% de ácido hipocloroso y un 12% de hipoclorito manteniendo en la molécula isocianurada gran parte del cloro estabilizado que repone en pocos segundos el ácido hipocloroso consumido en la destrucción de microorganismos. La baja concentración de hipocloritos y la no formación de percloratos, minimiza la formación de cloraminas y trihalometanos.



3 átomos de N se reducen de $+2$ a $+3$, mientras que 3 átomos de Cl se oxidan de 0 a $+1$

Figura 4. Reacción entre el ácido tricloro-isocianúrico y el agua



5.8.1 Diferencia entre el hipoclorito de calcio y el ácido tricloro isocianúrico

El ácido tricloro isocianurico se disuelve más lento que el hipoclorito de calcio, la diferencia principalmente radica en el tipo de cloro, ya que el hipoclorito de calcio es un producto que se encuentra en concentraciones al 65%, altamente soluble en agua y se utiliza en sistemas de cámara seca, mientras que el ácido tricloro isocianurico, tiene una concentración del 90% de cloro y la molécula de dicho cloro está hecha para liberarse en forma lenta, de ahí es que se necesita que el reactivo este completamente sumergido en un flujo constante de agua y se utilice en sistemas de cámara húmeda porque requiere de un mayor tiempo de contacto en el agua para liberar al cloro (Mata, Mora y Portuguez 2010).

5.9 Reúso de aguas residuales basadas en la normatividad mexicana

5.9.1 Normatividad actual

Los beneficios de contar con agua de calidad son innumerables, por esta razón en México se ha creado un marco normativo que se encarga de regular las descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a través de las normas (SEMARNAT 2016)

En nuestro país, la normatividad ambiental tiene sus orígenes en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en los artículos 4° (protección a la salud), 27° (Propiedad, cuidado y conservación de las aguas y recursos naturales) y 73° fracción XVI (consejo de Salubridad General). De estos artículos se deriva la



Ley Federal de Aguas Nacional y las Leyes Generales en lo que respecta a la salud y el ambiente.

De las Leyes se derivan los Reglamentos como:

Reglamento de las Aguas Nacionales

Reglamento para Prevenir y Controlar la Contaminación de las Aguas Donde

se establecen las características de los cuerpos del agua.

Y finalmente de los reglamentos se derivan las Normas, que establecen las características de las descargas a los cuerpos receptores y otras que determinan las características físicas, químicas y bacteriológicas del agua. En materia de agua las principales normas a considerar son:

- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos de agua y bienes nacionales.
- Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado municipal
- Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público



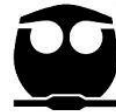
- Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece los límites máximos permisibles de lodos y biosólido para su aprovechamiento y disposición final.

La preocupación por las descargas de las aguas residuales y sus efectos al medio ambiente ha dado lugar a la promulgación de leyes como la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente y la Ley de Aguas Nacionales que establecen la necesidad de prevenir y controlar la contaminación del agua y proteger los recursos hídricos (SEMARNAT 2016).

Desde el 2001 se planteó la necesidad de elevar el nivel de cobertura a fin de restaurar la calidad del agua en las corrientes y acuíferos de México. A partir de ese sexenio y dentro de la iniciativa de fomento a la ampliación de la cobertura y la calidad de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento, se estableció como meta, alcanzar el 36 % de tratamiento de las aguas residuales recolectadas en las redes de alcantarillado para 2006, lo cual significaba incrementar la cobertura de tratamiento en más de 13 puntos porcentuales; situación que alcanzó satisfactoriamente un 36.1% para ese año (CONAGUA 2006).

6. Metodología

La planta de tratamiento de aguas residuales (COPILCO, UNAM) recolecta y trata las aguas residuales generadas en Ciudad Universitaria y colonias cercanas,



cubre el tratamiento primario (separación de sólidos), tratamiento secundario (reactor biológico y un proceso de desinfección final).

Dentro de esta planta se encuentra instalado el Reactor Biológico Tubular (RBT) que se muestra en la Figura 5, el cual utiliza materiales no tejidos como soporte para la fijación de la biomasa y está integrado por cinco módulos tubulares horizontales de 15 cm de diámetro, 2 m de longitud y una altura de 1.90m con un volumen total de 0.25 m³.



Figura 5. Reactor Biológico Tubular (RBT) instalado en Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Ciudad Universitaria



El RBBF es alimentado por el efluente del tratamiento primario de la PTAR atraviesa un filtro que remueve sólidos suspendidos y materia flotante evitando así el atascamiento del sistema, después del filtro el agua residual llega al tanque de alimentación que transporta el agua al reactor, el agua fluye a través de los módulos A la salida del RBBF se tiene una válvula que ayuda a controlar el flujo de salida, así como la recirculación del sistema.

La metodología general utilizada para realizar la experimentación se describe en la Figura 6:

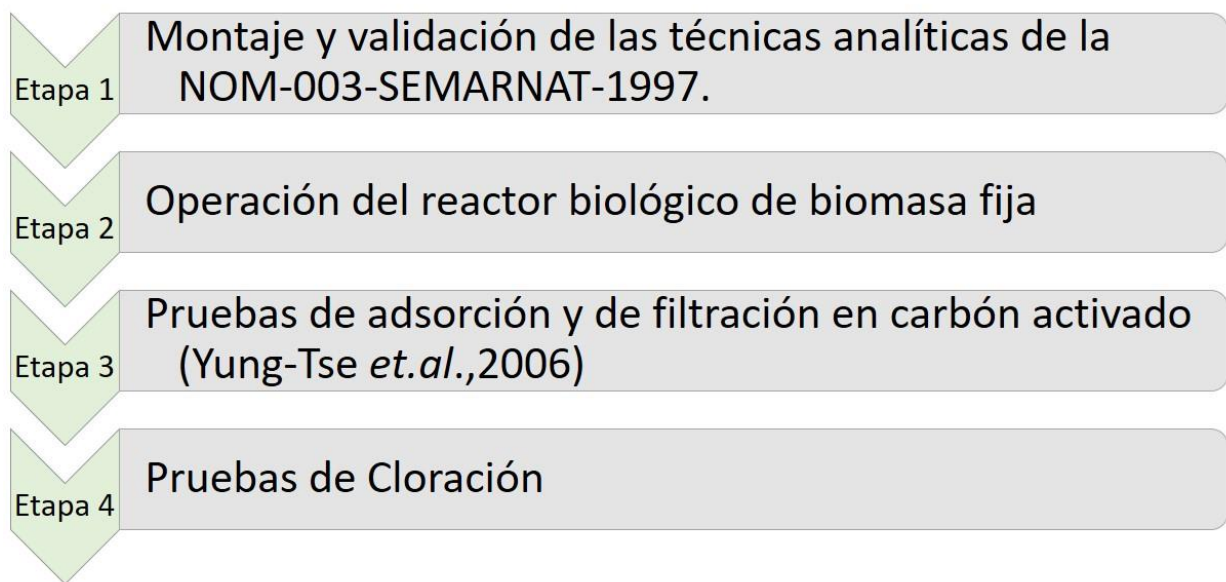


Figura 6. Metodología para la elaboración de este trabajo

Etapa 1 Montaje y validación de las técnicas analíticas de la NOM-003SEMARNAT-1997

En esta etapa se cuantificaron parámetros fisicoquímicos como son DBO_5 , Coliformes Fecales, Sólidos Suspendidos Totales, Huevos de Helminto, así como Grasas y Aceites con la finalidad de tener valores antes y después del tratamiento



empleado para poder determinar la calidad del efluente que se genera en el RBBF, así como, para validar las técnicas analíticas que se mencionan en la normatividad de referencia para este trabajo.

Durante esta etapa fue necesario montar DBO_5 desde cero, ya que se probaron diferentes tipos de agua de dilución para finalmente encontrar la que mejor resultados nos arrojará al momento de ser inoculadas e incubada generando así datos de mayor confiabilidad, este proceso se puede visualizar de mejor manera en el ANEXO 1 Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno.

Mientras que para la determinación de los otros parámetros se basó en la NMX de referencia de modo que no existía algún factor que pueda arrojar resultados erróneos.

Etapa 2 Operación del Reactor Biológico de Biomasa Fija (RBBF)

El proceso de operación del RBBF para este trabajo se realizó durante un periodo de 7 semanas donde el reactor fue alimentado a un flujo de 5 L/min y una carga orgánica superficial de 50 ± 10 g DQO /m² d.

Etapa 3 Pruebas de adsorción y filtración en carbón activado

A muestras compuestas del efluente del reactor se le realizaron pruebas de adsorción con carbón activado en polvo (Lignítico Gama L Carbotecnia) para determinar la dosis adecuada para el tratamiento usando la metodología descrita en Yung-Tse *et.al* (2006), se cuantificaron los parámetros de la norma de



referencia y se determinó la dosis recomendada de carbón activado que se necesita para obtener un efluente con un valor de DBO_5 de 20mg/L.

Etapa 4. Pruebas de Cloración

En esta etapa se utilizó el reactivo ácido tricloro-isocianúrico con la finalidad de llevar a cabo un proceso de desinfección del efluente generado por el RBBF asignando una dosis establecida de 0.020mg/L de ácido tricloro-isocianúrico.

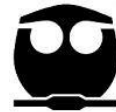
Mientras que para cuantificar UFC se utilizaron placas Petriflim 3M incubadas a 45°C durante un intervalo de 24 horas.

7. Resultados y Análisis de Resultados

Los resultados que a continuación se presentan corresponden a la operación del Reactor Biológico Tubular durante un lapso de 7 semanas, durante las cuales se tomaban muestras de influente y efluente una vez al día para su análisis al llegar al laboratorio, en la Figura 7 se puede apreciar cómo se encuentran el influente y efluente del RBT sin tratamiento de pulimiento y desinfección

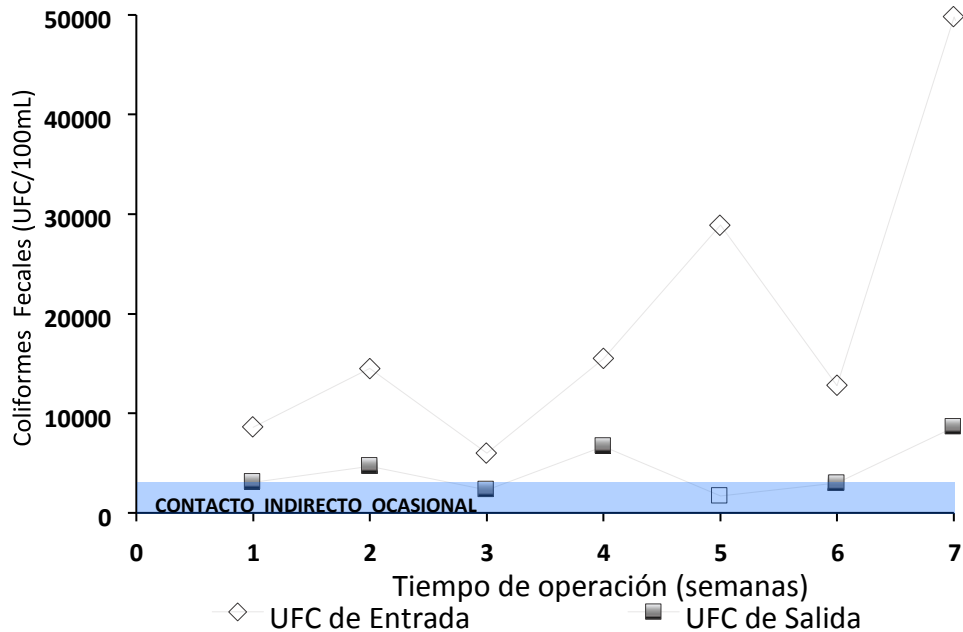


Figura 7. Muestras del Reactor (RBBF) Efluente (izquierda) Influyente (derecha)



7.1 Coliformes Fecales

En la gráfica 1. Se puede observar la cantidad de UFC que se tienen en el efluente e influente del RBBF



Gráfica 1. Coliformes Fecales en el efluente e influente del RBBF

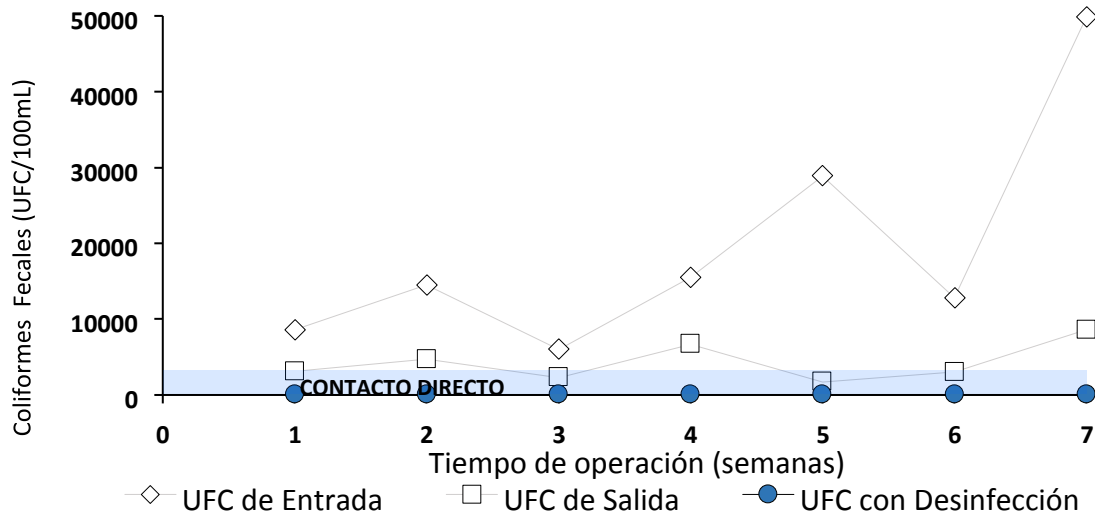
A pesar de que no se cumple con los límites máximos permisibles para contacto indirecto y directo, se puede apreciar una remoción en la cantidad de UFC que se presentan a la entrada del reactor en comparación con la salida del mismo, esto es función del buen tratamiento que realiza la tecnología del RBBF.

Si queremos obtener un efluente libre de Coliformes Fecales es necesario aplicarle un proceso de pulimiento, tal es el caso de la adición de ácido tricloro-isocianúrico el cual nos brinda una mejora en la calidad del efluente por su alto poder antibacterial, es por ello que se adiciono una cantidad de este reactivo para desinfectar este efluente. En la Gráfica 2 se puede visualizar la cantidad de coliformes presentes, una vez que se realizó el tratamiento de desinfección del



efluente del RBBF, tomando valores que cumplen con la normatividad en la cual se basa este trabajo NOM-003-SEMARNAT-1997. Lo cual se puede visualizar en la

Gráfica 2 donde se tienen valores de 0 UFC



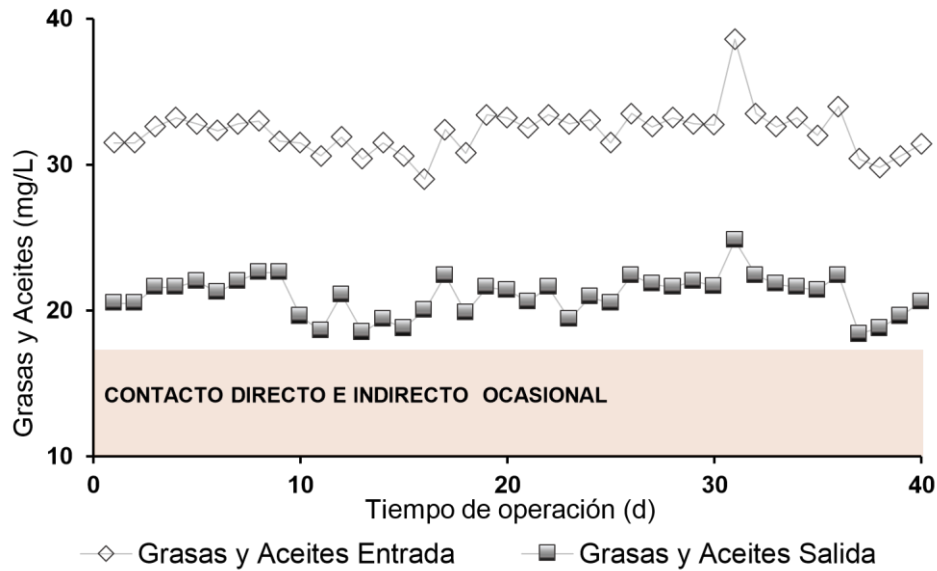
Gráfica 2. Coliformes Fecales con adición de Ácido Tricloro-isocianúrico

Los coliformes que se cuantificaron durante este trabajo se pueden dividir en coliformes fecales ácidos y no ácidos, para este trabajo se afirma que en la mayoría de los coliformes fecales encontrados pertenecen a no ácidos, como se puede observar a continuación.

Coliformes Fecales	Entrada 1	Entrada 2	Entrada 3	Entrada 4	Entrada 5	Entrada 6	Entrada 7
Coliformes Fecales Ácidos	9	23	11	28	51	3	35
Coliformes Fecales No Ácidos	77	122	49	127	238	125	463
Coliformes Fecales	Salida 1	Salida 2	Salida 3	Salida 4	Salida 5	Salida 6	Salida 7
Coliformes Fecales Ácidos	0	5	2	12	0	3	22
Coliformes Fecales No Ácidos	31	42	21	55	17	27	30

7.2 Grasas y Aceites

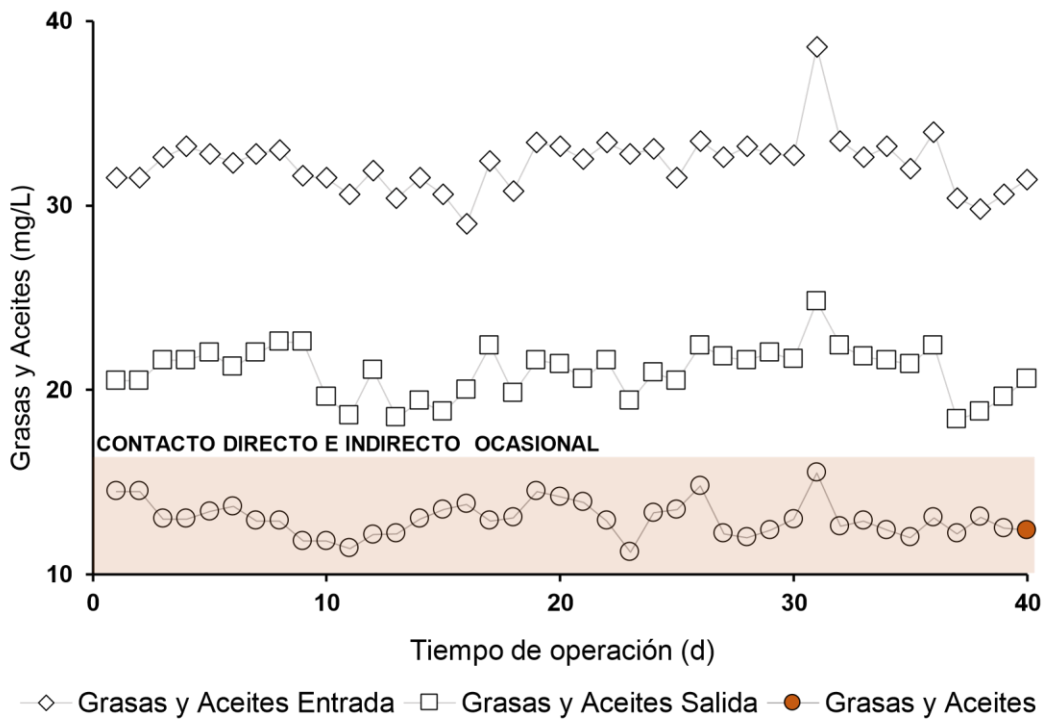
Para la cuantificación de grasas y aceites se tienen valor de entrada y salida del RBBF obteniendo un efluente con valores bajos que oscilan entre los 19 - 23mg/L como se puede observar en la Gráfica 3.



Gráfica 3. Grasas y Aceites en el efluente e influente del RBBF

Como es de esperarse la cantidad de grasas y aceites (mg/L) de grasas y aceites es casi despreciable si se compara con otro tipo de aguas, si bien existe una diferencia significativa entre el influente y efluente del RBBF generada por el proceso que se tiene en el reactor es necesario adicionar algún tipo de tratamiento posterior para que pueda cumplir con el límite máximo permisible que nos reporta la normatividad

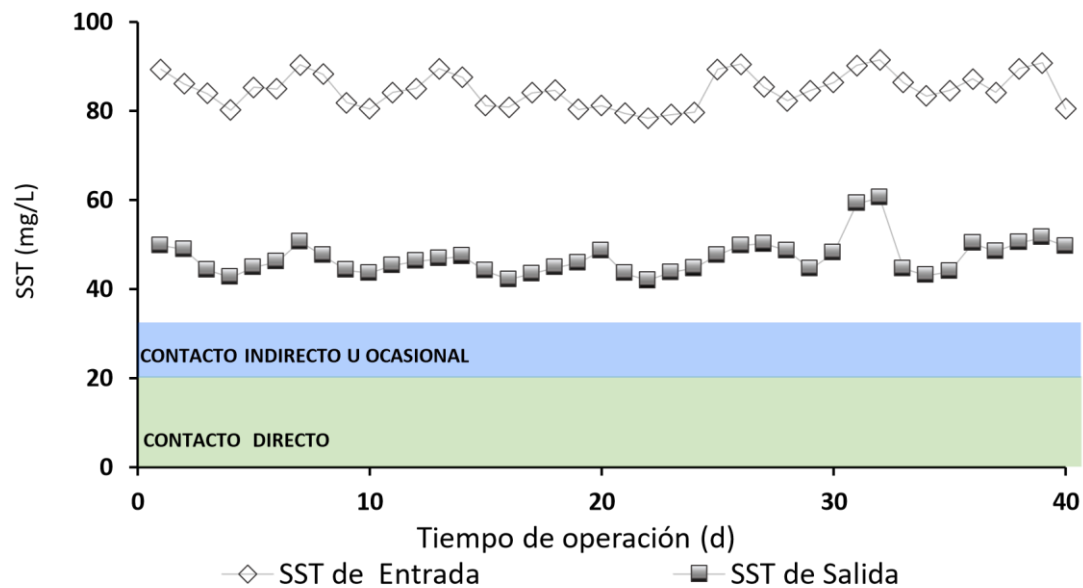
Para poder disminuir la cantidad de grasas y aceites (mg/L) que presenta este efluente se agregó carbón activado en polvo, con lo cual se logró disminuir el valor de éste parámetro llegando a cumplir el límite máximo permisible que nos permite la normatividad estos resultados se pueden observar en la Gráfica 4.



Gráfica 4. Grasas y Aceites después del tratamiento con Carbón Activado

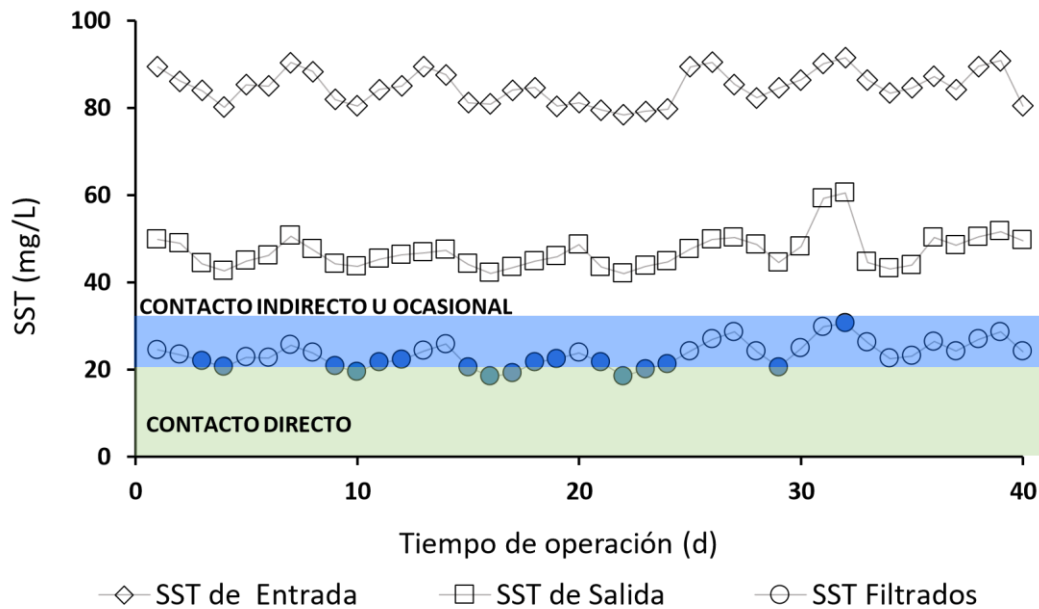
7.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La determinación de sólidos suspendidos totales nos permite obtener un control de la alimentación que se tiene en el reactor y que al pasar por cada uno de los módulos del mismo se presentara un mecanismo que permite la adherencia de los sólidos en el soporte, es por ello que se debe tener un monitoreo de este parámetro en este caso se presentan valores del influente y efluente del RBT que se pueden observar en la Gráfica 5.



Gráfica 5. Sólidos Suspendidos Totales en el efluente e influente del RBBF

Una vez que se realizaron las pruebas de filtración con ayuda de papel filtro de poro grueso podemos visualizar que el valor de los sólidos suspendidos totales del efluente está cumpliendo con el límite máximo permisible que nos permite la normatividad para el contacto indirecto u ocasional Gráfica 6.



Gráfica 6. Sólidos Suspendedos Totales después de la filtración

7.4 Huevos de Helminto

La cuantificación de huevos de helminto se realizó a muestras del reactor biológico, donde se puede observar en los que aún sin adicionar un tratamiento de desinfección el efluente del RBBF cumple con los límites máximos permisibles que nos emite la normatividad a la que se hace referencia en esta tesis, al igual que los parámetros antes mencionados se tienen valores para entrada del reactor lo cuales se pueden visualizar en la Tabla 2 donde se enlista la cantidad de huevos de helminto por género que fueron identificados con ayuda de la Bióloga Nora Salinas.



Por otra parte se puede decir que el influente aún sin tratamiento puede cumplir con la NOM-003-SEMARNAT-1997 para el servicio al público con contacto indirecto u ocasional ya que el límite máximo permisible es de ≤ 5 (h/L)

Tabla 2. Cuantificación e Identificación de Huevos de Helminto en el Influyente del RBT

Género	N° de Determinación				
	1	2	3	4	5
<i>Trichuristrichiura</i>	2	2	2	2	2
<i>Taenia spp</i>	1	1	2	1	1
<i>Hymenolepis nana</i>	1	1	2	1	2
<i>Hymenolepis diminuta</i>	---	1	---	---	2
<i>Dipyliduum caninum</i>	2	1	2	2	1
<i>Ascaris lumbricoides</i>	2	2	1	2	1
Total /5L	8	9	9	6	9
Huevos de Helminto (h/L)	1.6	1.8	1.8	1.2	1.8

Para el efluente del RBT de igual manera se cuantificó e identificó a los Huevos de Helminto, donde aun sin recibir un tratamiento de desinfección se tienen valores muy por debajo del límite máximo permisible que se reporta en la NOM-003-SEMARNAT-1997, estos resultados se pueden visualizar en la Tabla 3

Tabla 3. Cuantificación e Identificación de Huevos de Helminto en el Efluente del RBT

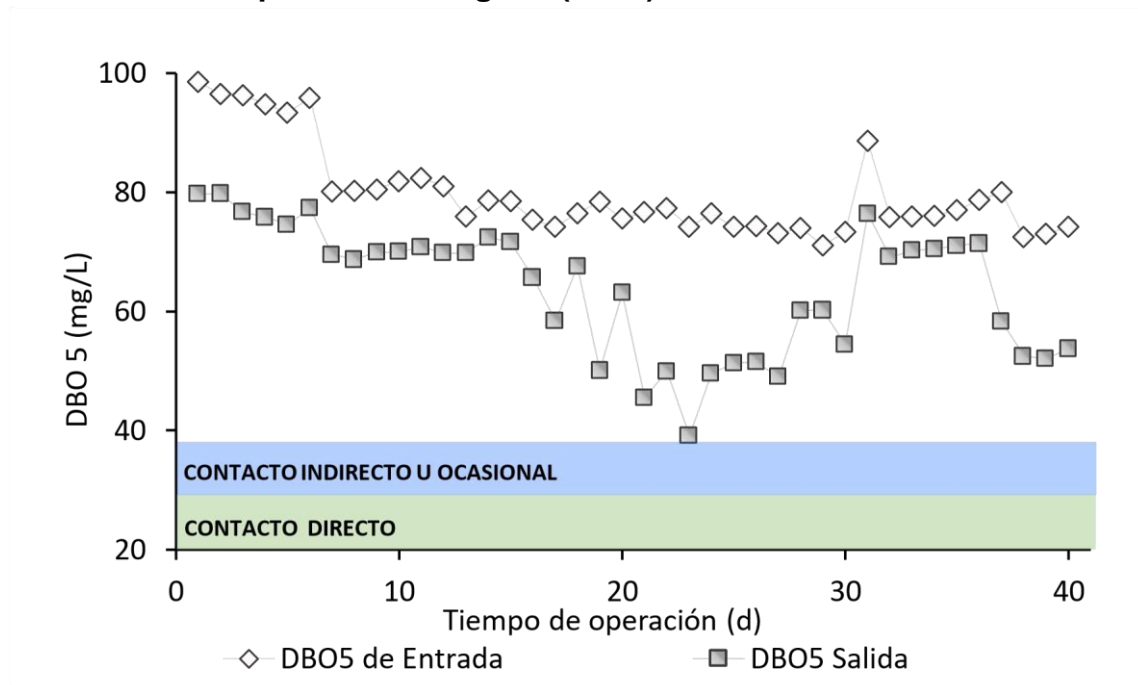
Género	N° de Determinación				
	1	2	3	4	5
<i>Trichuristrichiura</i>	---	---	---	---	---
<i>Taenia spp</i>	1	---	---	---	---
<i>Hymenolepis nana</i>	---	---	---	---	---
<i>Hymenolepis diminuta</i>	---	---	---	---	---
<i>Dipyliduum caninum</i>	---	---	---	---	---



<i>Ascaris lumbricoides</i>	1	2	2	1	2
Total/5L	2	2	2	1	1
Huevos de Helminto (h/L)	0.4	0.4	0.4	0.2	0.2

Considerando que los límites máximos permisibles que se permiten oscilan entre 1 y 5 para contacto directo e indirecto u ocasional respectivamente, es entonces que se puede afirmar que aún sin tratamiento posterior el RBBF es capaz de generar un efluente libre de huevos de helminto y si el influente llega a poseer, durante su paso por el reactor se eliminarán, abasteciendo de un efluente de calidad aceptable tanto para contacto directo como para el indirecto u ocasional

7.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)



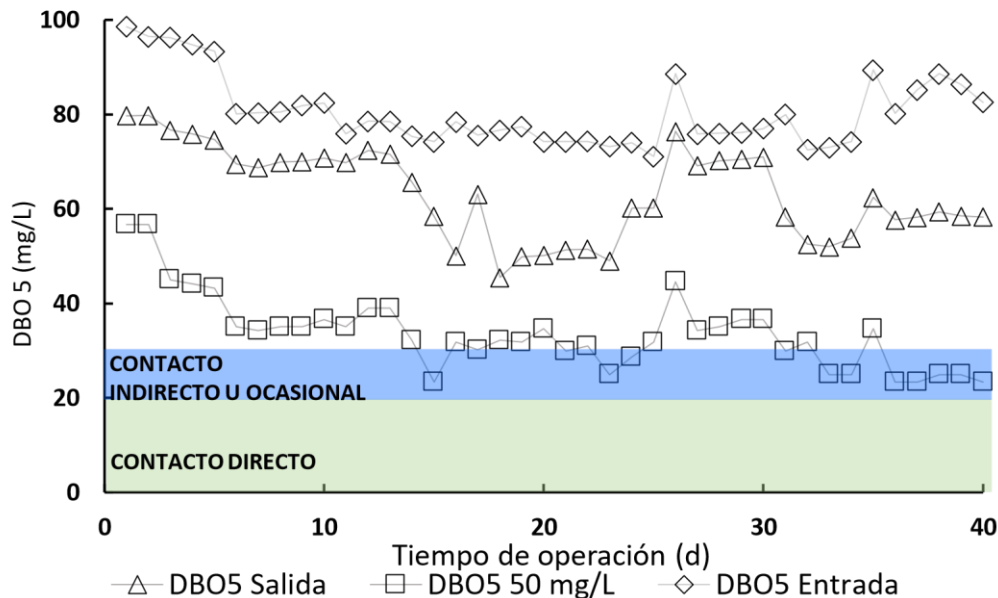
Gráfica 7. DBO₅ en el efluente e influente del RBBF

La demanda bioquímica de oxígeno hace referencia a la cantidad de materia orgánica disponible para ser oxidada por los microorganismos presentes, es por



ello que es de gran importancia para este trabajo, como se puede observar el efluente proporcionado por el RBT, aún no cumple con los límites máximos permisibles que permite la normatividad, es por ello que se decide agregar carbón activado en polvo con diferentes dosis que oscilaron entre 10 a 100 mg/L, pero se observó que a partir de la dosis de 50 mg/L se logró reducir la cantidad de DBO_5 , estos resultados se muestran en la siguiente tabla ,desplegados por cada semana que se realizó la operación del RBBF

Aun agregando estas dosis, en especial la de 50mg aún no se cumple con un efluente de 20 mg/L, pero sí se tiene valores que cumplen con servicios al público con contacto directo u ocasional como se puede ver en la Gráfica 8.



Gráfica 8. DBO_5 con 50mg/L de carbón activado

Como se puede observar en el gráfico anterior la cantidad de mg/L presenta una disminución al utilizar el tratamiento con carbón activado, llevando así a que el

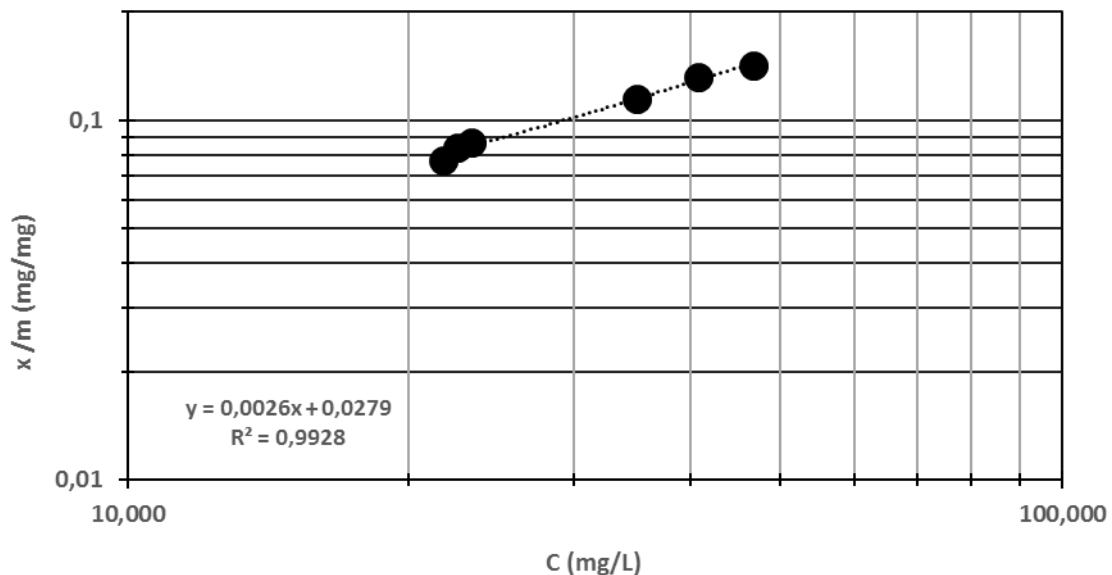


efluente del reactor una vez que es sometido al proceso de pulimiento cumple con los límites máximos permisibles tanto para contacto directo, como para indirecto u ocasional

7.6 Isotermas con carbón activado

Para obtener la cantidad de dosis necesaria de carbón activado que se debe utilizar para cumplir con la normatividad de nuestro efluente se realizaron pruebas con carbón activado tomando como primer parámetro trabajar con dosis que oscilaban entre los 10 – 100 mg de carbón activado, durante éste proceso se apreció que a partir de una dosis de 50 mg de carbón activado, nuestro efluente tenía una remoción de DBO_5 que nos permitía cumplir con la normatividad, es por ello que se tomaron esos valores para poder construir las isotermas que a continuación se presentan

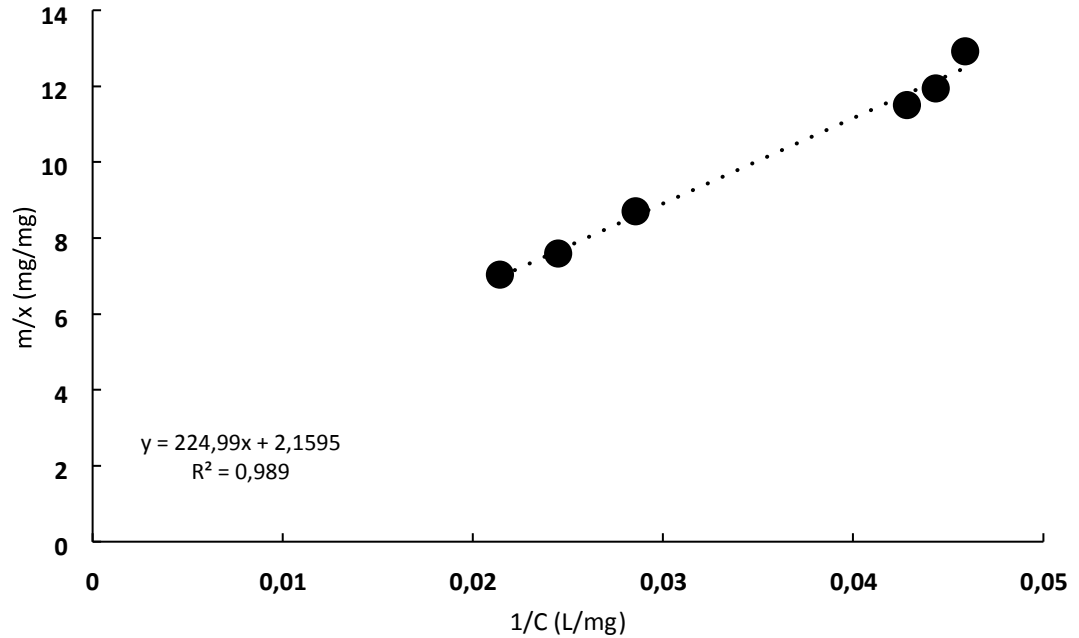
7.6.1 Modelo de Freundlich





Gráfica 9. Isoterma de Freundlich

7.6.2 Modelo de Langmuir



Gráfica 10. Isoterma de Langmuir

Una vez que se realizaron las pruebas de adsorción con carbón activado, y siguiendo la metodología descrita en Yung-Tse *et.al* (2006) se puede conocer la cantidad de mg de carbón activado necesarios para que, al ser agregados al efluente, este pueda cumplir con la normatividad, La cantidad de carbón activado necesario para el cumplimiento de la DBO₅, se obtuvo de la siguiente manera:

$$\frac{x}{m} = \frac{1}{n} * C + k$$

$$\frac{x}{m} = 0.0026 C + 0.0279$$

x



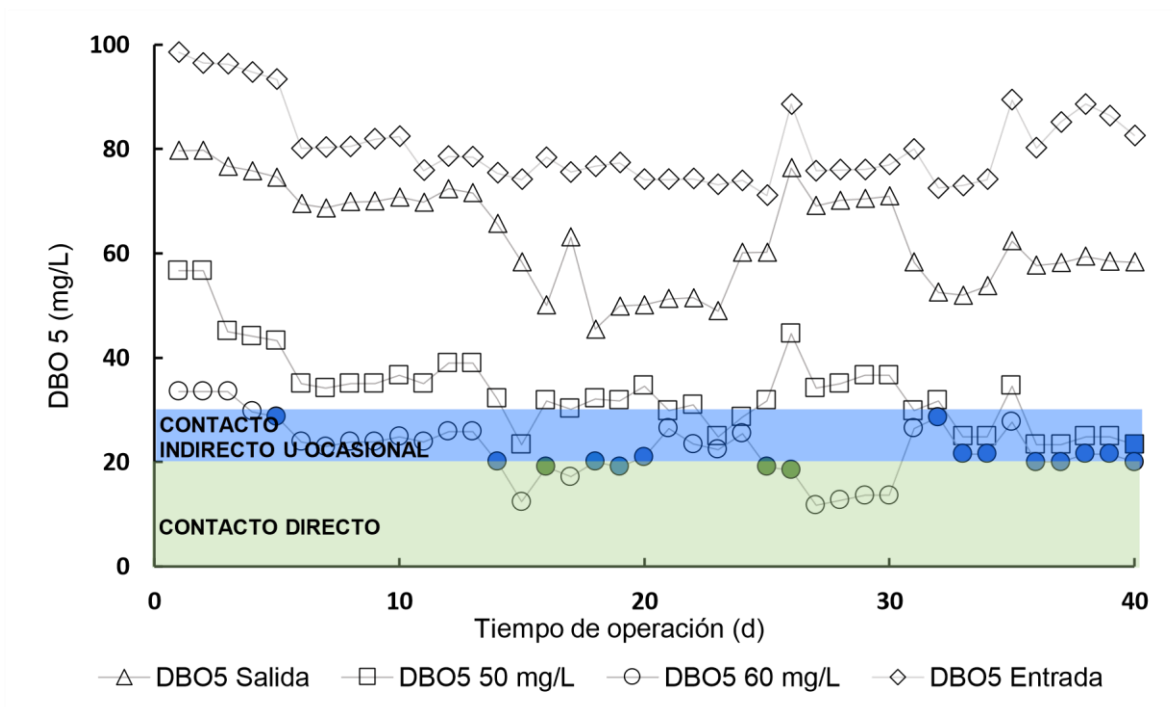
$$\frac{x}{m} = 0.0026 (20) + 0.0279$$

$$\frac{4.7938}{m} = 0.0799$$

$$\frac{4.7938}{0.0799} = m$$

$$m = 59.9975 \text{ mg}$$

La cantidad de carbón activado obtenida (60mg) se agregó al efluente, por lo que se logró disminuir la cantidad de DBO₅ como se puede observar en la Gráfica 11.



Gráfica 11. Valores de DBO₅ con 60mg/L de Carbón Activado



Si bien se logró reducir la cantidad de DBO_5 hasta llegar al límite máximo permisible para contacto directo, es importante mencionar que a medida que se agregó carbón activado la cantidad de turbidez iba en aumento debido a que el carbón activado al llegar al punto de saturación volvía a incrementar la cantidad de DBO_5 y esto también se ve reflejado en datos de turbidez que se presentan a continuación

Tabla 4. Turbidez de muestras con Carbón Activado

Dosis (mg)	NTU 1	NTU 2	NTU 3	NTU 4	NTU 5	NTU 6	NTU 7
10	4.12	4.32	4.15	4.05	4.09	4.01	4.02
15	4.36	4.54	4.32	4.25	4.16	4.12	4.15
25	4.98	4.97	4.86	4.95	4.81	4.32	4.28
50	5.12	5	5.28	5.01	5.21	4.86	4.75
75	5.58	5.61	6.89	6.52	6.34	5.69	5.05
100	9.87	7.89	7.64	7.89	7.91	6.84	6.63
125	9.74	10.51	10.21	11.02	10.51	7.56	7.94

Es por ello que se decidió elegir la cantidad de 50 mg/L para tratamiento del efluente y posteriormente una dosis de 60mg/L impidiendo así la saturación de sitios vacíos dentro del carbón activado.

8. Conclusiones

La presente tesis muestra el comportamiento de diferentes parámetros fisicoquímicos que se monitorearon para dar cumplimiento con la NOM-003SEMARNAT-1997 durante la operación del RBBF.



A lo largo de la evaluación del efluente se puede mostrar que este, al no estar recibiendo un tratamiento de pulimiento y desinfección, arroja resultados lejanos a los límites máximos permisibles que nos señala la NOM-003-SEMARNAT-1997, pero con el uso de un tratamiento posterior se puede cumplir con la normatividad de referencia y ser reutilizado para agua de riego u otro servicio.

Dentro de los parámetros caracterizados, se tiene a la DBO_5 donde una vez que se encontró la cantidad de inóculo necesaria para ser incubado, así como la cantidad de carbón activado necesario para abatir la concentración de DBO, el valor obtenido se encuentra por debajo del límite máximo permisible (>20 mg/L DBO_5), lo que nos lleva a decir que el RBBF sumado a un proceso de pulimiento hace posible el cumplimiento de la normatividad.

Por otra parte, las dosis determinadas de carbón activado(60mg) y de ácido tricloro - isocianúrico (0.020mg/L), nos ayudan a tener un control sobre los parámetros de nuestro efluente pues si estas cantidades son determinadas con precisión, se puede crear un tratamiento terciario adicional al reactor biológico de biomasa fijando como resultado la disminución de los diferentes parámetros fisicoquímicos evaluados.

Los parámetros caracterizados en este trabajo arrojaron porcentajes de remoción favorables, lo cual nos permite concluir que el proceso de desinfección que se llevó a cabo es de gran importancia para dar cumplimiento con la normatividad.

El efluente del reactor biológico tubular puede tratarse de una manera efectiva con carbón activado y ácido tricloro-isocianúrico para obtener un efluente que cumpla



la NOM-003-SEMARNAT-1997 y pueda ser utilizado para el tratamiento de aguas residuales a pequeña escala.

La evaluación realizada al efluente de la tecnología propuesta (Reactor Biológico Tubular (RBT)) muestra que este sistema puede llevar a cabo el tratamiento de aguas residuales urbanas y acoplado a las tecnologías de pulimiento y desinfección pueden ser una herramienta útil que permita el reúso del agua residual tratada dentro de las grandes ciudades a pequeña escala.

9. Anexos

Anexo 1. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Para esta determinación se toma como referencia a la NMX-028-SFCI-2001 que establece el método de análisis para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, donde se determina la cantidad de oxígeno utilizada por una población microbiana heterogénea para transformar la materia orgánica, en un periodo de incubación de 5 días

Principio

En el método de la azida de sodio se adiciona una disolución de manganeso divalente y una disolución alcalina yoduro-azida de sodio a una muestra de agua contenido en un frasco de vidrio que debe permanecer cerrado. El oxígeno disuelto, OD, oxida al hidróxido de manganeso disuelto, en cantidad equivalente, para producir un precipitado de manganeso con valencia más alta. Se acidifica la



muestra y los iones yoduro reducen al manganeso a su estado divalente produciéndose yodo equivalente al contenido de OD origina. El yodo se titula con una disolución normalizada de tiosulfato de sodio. El punto final de la valoración se detecta visualmente con un indicador de almidón.

Reactivos y Patrones

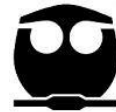
Todos los reactivos químicos usados deberán ser de grado reactivo a menos que se indique otro grado.

Agua: Deberá utilizarse agua que cumpla con las siguientes características a 25°C

Resistividad megohm-cm	Conductividad $\mu\text{S/cm}$	pH
0.2	5.0	5.0 - 8.0

Las disoluciones que a continuación se enlistan fueron las utilizadas de acuerdo al método yodométrico que se siguió para determinación de DBO_5

1. Disolución amortiguadora de fosfato. Pesar aproximadamente 8.5g de fosfato monobásico de potasio, 21.75 g de fosfato dibásico de potasio, 33.4g de fosfato dibásico de sodio heptahidratado, 1.7g de cloruro de amonio, disolver en 500mL de agua y aforar a 1L. El pH de la disolución debe ser de 7.2



Nota. Desechar el reactivo si hay un signo de crecimiento biológico en el frasco de almacenamiento.

2. Disolución de sulfato de magnesio. Pesar aproximadamente 22.5 g de sulfato de magnesio heptahidratado, disolver en agua y diluir a 1L.
3. Disolución de cloruro de calcio. Pesar aproximadamente 27.5 g de cloruro de calcio anhidro, disolver en agua y diluir a 1L.
4. Disolución cloruro férrico. Pesar aproximadamente 0.25g de cloruro férrico hexahidratado, disolver en agua y diluir a 1L.
5. Disolución patrón de glucosa-ácido glutámico. Secar glucosa y ácido glutámico a 103°C durante 1 hora. Pesar aproximadamente y con precisión 150.0 mg de glucosa y 150.0 mg de ácido glutámico, diluir en agua y aforar a 1L. Preparar inmediatamente antes de usarla.

Nota. Esta disolución tiene una DBO_5 de 198 mg/L

6. Disolución de sulfato manganoso. Disolver en agua 480g de sulfato manganoso, filtrar y diluir a 1L. Esta disolución debe usarse siempre y cuando no de color al adicionarle una disolución ácida de yoduro de potasio en presencia de almidón.
7. Disolución alcalina de yoduro-azida de sodio. Disolver en agua 500 g de hidróxido de sodio, 700 g de hidróxido de potasio y 150 g de yoduro de potasio, diluir a 1L con agua destilada. A esta disolución agregar 10 g de



azida de sodio disueltos en 40mL de agua. Esta disolución no debe dar color con la disolución de almidón cuando se diluya y acidifique.

8. Disolución indicadora de almidón. Disolver en 1L de agua destilada caliente, 20g de almidón soluble y 2 g de ácido salicílico como conservador. Mantener en refrigeración siempre que no esté en uso.
9. Disolución estándar de tiosulfato de sodio (aprox. 0.025M). Pesar aproximadamente 6.205 g de tiosulfato de sodio y disolver en agua destilada y diluir a 1L; agregar un gramo de hidróxido de sodio en lentejas. Se debe calcular la concentración de esta disolución con una disolución de biyodato de potasio 0.002 M o con una disolución de dicromato de potasio 0.025N, usando la disolución de almidón como indicador (1mL de la disolución valorada de tiosulfato 0.025 M es equivalente a 1 mg de oxígeno disuelto)
10. Disolución de dicromato de potasio (0.025N). Pesar aproximadamente y con precisión 1.226g de dicromato de potasio previamente secado a 105°C durante 2 h y aforar a 1L con agua destilada.

Equipos y Materiales ○ Equipo de aireación con difusor ○ Incubadora: Controlado por termostato a $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$. Eliminar toda luz para evitar la posibilidad de producción fotosintética de oxígeno disuelto.



- Balanza analítica con precisión de 0.1 mg
- Bureta
- Botellas Winkler de vidrio para incubación con capacidad de 300mL de aforo total y con boca estrecha, reborde y tapón de vidrio esmerilado, de forma cónica.
- Contratapa de politetrafluoroetileno u otro material plástico para botella Winkler

Nota: Los contenedores de las muestras deberán lavarse con disolución de detergente no iónico, libre de metales, enjuagarse con agua.

Recolección, Preservación y Almacenamiento de Muestras

En el caso de aguas residuales (DBO_5 mayores a 50mg/L) debe tomarse mínimo 100 mL, pueden utilizarse muestras simples o compuestas.

No se debe agregar ningún preservador a las muestras, sólo deben conservarse a 4°C hasta su análisis, el tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 24 h

Procedimiento

1. Preparación de agua para dilución
 - 1.1 Colocar el volumen requerido de agua en un frasco y añadir por cada litro de agua 1mL de cada una de las siguientes disoluciones: disolución de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico y disolución amortiguadora de fosfatos.

Nota: Analizar y almacenar el agua de dilución de tal forma que siempre se tenga a mano agua de calidad garantizada. Antes de usar el agua de dilución



debe ponerse a una temperatura aproximada de 20°C. Saturar con oxígeno aireando con aire filtrado, libre de materia orgánica durante 1 h por lo menos.

Es necesario que una vez transcurrida esa 1 h el agua de dilución sea utilizada ya que puede causar interferencias en la medición del oxígeno disuelto tanto en las muestras como en el blanco ya que si se deja en espera el agua captura oxígeno del medio ambiente.

2. Control del agua de dilución

2.1 Utilizar este procedimiento como una comprobación aproximada de la calidad del agua de dilución. Si la disminución de oxígeno disuelto del agua excede de 0.2 mg/L, obtener agua de mejor calidad mejorando la purificación o usar agua de otra fuente. Alternativamente si se requiere inhibir la nitrificación, almacenar el agua de dilución sembrada en una habitación oscura a temperatura ambiente hasta que la captación de oxígeno disuelto se haya reducido lo suficiente para cumplir con los criterios de comprobación del agua de dilución. No se recomienda su almacenamiento cuando la DBO5 se va a determinar sin inhibir la nitrificación ya que puede desarrollarse microorganismos nitrificantes durante ese tiempo. Si el agua de dilución no ha sido almacenada para mejorar su calidad, añadir suficiente inóculo como para consumo de OD de 0.05 mg /L a 0.1 mg/L en cinco días a 20°C. Al incubar en un frasco Winkler lleno de agua de dilución durante cinco días, el consumo no debe ser mayor a 0.2 mg/L y preferiblemente no menor a 0.1 mL/g.



En la Tabla 1A se puede ver los diferentes tipos de agua de dilución que fueron utilizadas a lo largo de la experimentación con la finalidad de encontrar la mejor según la referencia de no exceder 0.2mg/L.

Tabla 1A. Diferentes tipos de agua para dilución

Tipo de Agua	Volumen inicial (mL)	OD inicial (mg/L)	Volumen final (mL)	OD final (mg/L)	OD _i – OD _f (mg/L)
Destilada	4.5	9.12	3.4	6.56	2.56
Desionizada	5.1	10.33	3.9	7.90	2.43
Filtro UV	4.7	9.52	3.1	6.28	3.24
LIQ	3.2	6.48	2.8	5.67	0.81
LIQ	3.4	6.88	2.6	5.27	1.61

LIQ: Agua destilada del Laboratorio de Ingeniería Química, Facultad de Química

3. Control de la glucosa - ácido glutámico

3.1 Comprobar en cada lote analítico la calidad del agua de dilución, la efectividad del inóculo y la técnica analítica mediante determinaciones de la DBO₅ en muestras estándar de concentración conocida. Utilizar la disolución de glucosa-acido glutámico como disolución madre de control. La glucosa tiene una tasa excepcionalmente alta y variable de oxidación,



pero cuando se utiliza con ácido glutámico, dicha tasa se estabiliza y es similar a la obtenida en muchas aguas residuales municipales. Alternativamente, si un agua residual particular contiene un componente principal identificable que contribuya a la DBO_5 , utilizar este compuesto en lugar de la glucosa-acido glutámico (GAG). Determinar la DBO_5 de una disolución al 2% de la disolución del control patrón de glucosa cuyo valor debe ser cercano a 194.04 mg/L.



Tabla 2A: Variación del volumen de GAG

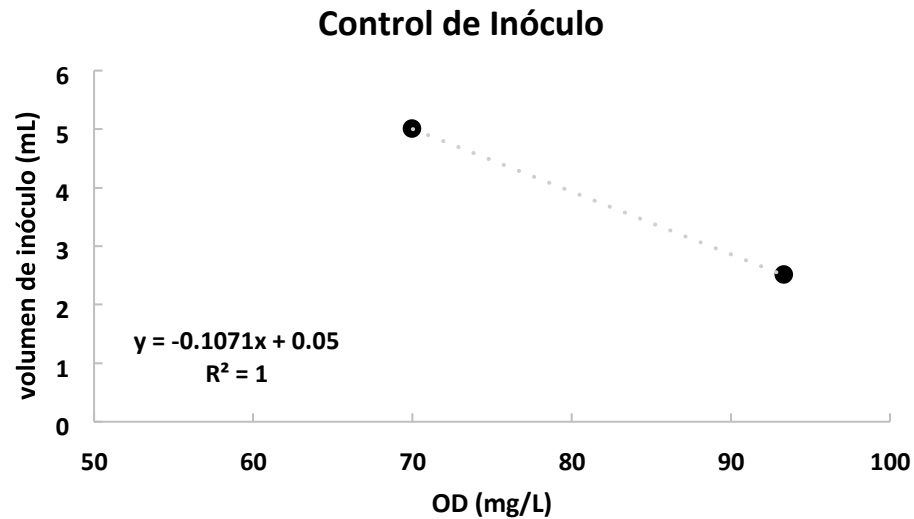
Muestra	volumen inicial (mL)	OD inicial (mg/L)	volumen final (mL)	OD final (mg/L)	OD_i - OD_f (mg /L)	DBO₅ (mg/L)
2.5mL GAG + I _e	3.00	5.84	1.80	3.50	2.34	200.08
2.5 mL GAG + I _s	3.00	5.84	1.90	3.69	2.15	183.41
5 mL GAG + I _e	3.00	5.84	1.10	2.14	3.70	184.80
5 mL GAG+ I _s	3.00	5.84	1.00	1.95	3.89	194.50

4. Control del inóculo

4.1 Determinar la DBO₅ del material de siembra como para cualquier otra muestra. Esto es una siembra control. A partir de este valor y de uno conocido de la dilución del material de siembra (en el agua de dilución) determinar el consumo de OD de la siembra. Lo ideal es hacer disoluciones tales de la siembra que la mayor cantidad de los resultados presenten una disminución de al menos el 50% del OD. La representación de la disminución del OD (mg/L) con respecto a los mililitros de siembra, tiene que ser una línea recta cuya pendiente corresponde a la disminución de OD por mililitro del inóculo. La intersección del eje de las abscisas (OD)



debe ser inferior a 0.1 mg/L. Para determinar el consumo de OD de una muestra, se resta el consumo de OD de la siembra, del consumo del OD total. La captación del OD total del agua de dilución sembrada debe oscilar entre 0.6 mg/L y 1.0mg/L.



Gráfica 12: Control del inóculo

5. Determinación del Oxígeno Disuelto OD inicial

La determinación del OD inicial se realiza por medio del método yodométrico modificado, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-012-SFCI2001.

5.1 Valoración de la disolución de tiosulfato de sodio. En un matraz Erlenmeyer, disolver 1 g de yoduro de potasio exento de yodato en 60 mL de agua. Agregar 0.5mL de ácido sulfúrico concentrado y 10mL de la disolución de dicromato de potasio, diluir a 100mL con agua y valorar el



yodo con la disolución de tiosulfato, agregar el almidón hasta el final de la determinación, cuando se alcance un color amarillo pálido.

Al sustituir valores en la ecuación anterior se puede determinar la N del tiosulfato de sodio, al ser valorada con dicromato de potasio.

$$N_{Na_2S_2O_3} = \frac{mLV_{gastados} K_2Cr_2O_7 * N_{de} K_2Cr_2O_7}{V_{de} Na_2S_2O_3}$$

$$V_{K_2Cr_2O_7} = 10 \text{ mL } N$$

$$K_2Cr_2O_7 = 0.025 \text{ N}$$

$$\text{volumen gastado de } Na_2S_2O_3 = 10.4 \text{ mL}$$

$$10 \text{ mL} * 0.025 \text{ N} = \frac{N_{Na_2S_2O_3} * 10.4 \text{ mL}}{10.4 \text{ mL}}$$

$$N_{Na_2S_2O_3} = 0.024 \text{ N}$$

5.2 Para fijar el oxígeno, adicionar a la botella tipo Winkler que contiene la muestra (300mL), 2mL de sulfato manganoso.

5.3 Agregar 2 mL de la disolución alcalina de yoduro-azida

5.4 Tapar la botella tipo Winkler, agitar vigorosamente y dejar sedimentar el precipitado.



5.5 Titular 100 mL de la muestra con la disolución estándar de tiosulfato de sodio 0.025 M agregando almidón hasta el final de la titulación, cuando se alcance un color amarillo pálido. Continuar hasta la primera desaparición del color azul.

6. Cálculos

6.1 Las concentraciones de OD se toman directamente de la lectura del instrumento y se calcula el OD como:

$$OD \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{M_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3} * \text{mL de Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 * 8 * 1000}{98.7}$$

8: son los gramos/equivalente de oxígeno; 98.7: es el volumen corregido por el desplazamiento de los reactivos agregados a la botella tipo Winkler.

Después de 5 días de incubación se determina el OD en las diluciones de la muestra, en los controles y en los blancos. La medición del OD debe ser realizada inmediatamente después de destapar la botella de Winkler, para evitar la absorción de oxígeno del aire por la muestra. 6.2 Cálculo de la DBO_5

$$DBO_5 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = OD_i \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) - OD_f \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$$

Donde:

OD_i ($\frac{\text{mg}}{\text{L}}$) Es el oxígeno disuelto inicial



OD_f (mg/L) Es el oxígeno disuelto al quinto día

Sí se tiene una dilución habrá que considerarse el factor de dilución para el cálculo de la DBO_5 .

$$DBO_5 = \frac{\text{mg} \quad \text{mg}}{\% \text{ de dilución expresado en decimales}} \quad OD_i (L) - OD_f (L)$$



Anexo 2. Determinación de Grasas y Aceites

Este método permite una estimación del contenido de grasas y aceites en aguas naturales, residuales y residuales tratadas al determinar gravimétricamente las sustancias que son extraídas con hexano de una muestra acuosa acidificada. La determinación de grasas y aceites es indicativa del grado de contaminación del agua por usos industriales y humanos.

En la determinación de grasas y aceites no se mide una sustancia específica sino un grupo de sustancias con una misma característica fisicoquímica (solubilidad).

Entonces la determinación de grasas y aceites incluye ácidos grasos jabones, grasas, cera, hidrocarburos, aceites y cualquier otra sustancia susceptible de ser extraída con hexano.

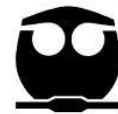
Principio

Este método se basa en la adsorción de grasas y aceites en tierra de diatomeas, los cuales son extraídos en un Soxhlet empleando hexano como disolvente. Una vez terminada la extracción se evapora el hexano y se pesa el residuo que ha quedado en el recipiente; siendo este valor el contenido de grasas y aceites.

Reactivos y Patrones

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

1. Agua: Deberá utilizarse agua que cumpla con las siguientes características a 25°C



Resistividad megohm-cm	Conductividad $\mu\text{S/cm}$	pH
0.2	5.0	5.0 - 8.0

2. Ácido Clorhídrico concentrado (1:1) Mezclar volúmenes iguales de ácido y agua
3. Hexano
4. Ácido Sulfúrico concentrado (1:1) Mezclar volúmenes iguales de ácido y agua
5. Suspensión de tierra de diatomeas-sílice o tierra Sílice de aproximadamente 10g/L de agua
6. Aceite de referencia: Pesar aproximadamente y con precisión la cantidad requerida de una mezcla de aceite de referencia acorde a la cantidad esperada de grasas y aceites en la muestra y agregar la mezcla a 1L de agua.

Equipo y Materiales ○ Cartuchos de extracción de celulosa para Soxhlet ○ Papel filtro con tamaño de poro fino



- Embudo Büchner
- Desecador
- Equipo de extracción Soxhlet
- Bomba de vacío u otra fuente de vacío
- Estufa eléctrica capaz de mantener 103°C
- Balanza analítica con precisión de 0.1 mg
- Equipo de filtración a vacío

Recolección, Preservación y Almacenamiento de muestras

De la superficie del cuerpo de agua coleccionar un volumen de aproximadamente 1 L de muestra en un frasco de vidrio de boca ancha y tapa de cubierta de politetrafluoroetileno, poliamida, PVC polietileno o metálica. Ya que pueden ocurrir pérdidas de grasas y aceites por el equipo de muestreo, no se permite colecta de una muestra compuesta. Dado que la muestra entera se ocupa en esta prueba, no se pueden tomar alícuotas de la muestra para realizar otro tipo de análisis.

La muestra debe preservarse por acidificación con ácido clorhídrico 1:1 a un valor de pH menor a dos y refrigerarlas a 4°C.

El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 28 días.

Procedimiento

1. Medir el pH de las muestras el cual debe ser menor a dos, si no tiene este valor acidifique con ácido clorhídrico 1:1 o ácido sulfúrico 1:1.



2. Para muestras con un pH menor de 8 unidades generalmente es suficiente con adicionar 5mL de ácido clorhídrico 1:1 o 2mL de ácido sulfúrico 1:1.
3. Preparar los matraces de extracción introduciéndolos a la estufa a una temperatura de 103°C – 105°C, enfriar en desecador y pesarlos, repetir el procedimiento hasta obtener el peso constante de cada uno de los matraces.
4. Prepara el material filtrante colocando un papel filtro en el embudo Büchner, colocar el embudo en un matraz Kitazato y agregar 100mL de la suspensión de tierra de diatomeas-sílice sobre el filtro, aplicar vacío y lavar con 100 mL de agua.
5. Transferir el total de la muestra acidificada al embudo Büchner preparado aplicando vacío hasta que cese el paso de agua. Medir el volumen de la muestra.
6. Con ayuda de unas pinzas, transferir el material filtrante a un cartucho de extracción. Limpiar las paredes internas del embudo y el frasco contenedor de la muestra, así como la parte interna de la tapa del frasco con trozos de papel filtro previamente impregnados de disolvente (hexano) tener cuidado en remover la película de grasa y los sólidos impregnados sobre las paredes; colocar los trozos de papel en el mismo cartucho.
7. Secar el cartucho en una estufa a 103°C - 105°C por un periodo de 30 min. Transcurrido este periodo colocar en el equipo Soxhlet.



8. Adicionar el volumen adecuado de hexano al matraz de extracción previamente puesto a peso constante y preparar el equipo Soxhlet. Evitar tocar con las manos el cartucho y el matraz de extracción, para ello utilizar pinzas o guates.
9. Colocar el equipo de extracción sobre la parrilla de calentamiento, controlar la temperatura del reflujo y extrae a una velocidad de 20 ciclos /hora durante un período de 4 h.
10. Una vez terminada la extracción retirar el matraz del equipo Soxhlet, y evaporar el disolvente.
11. El matraz de extracción libre de disolvente se coloca en el desecador hasta que alcance temperatura ambiente.
12. Pesar el matraz de extracción y determinar la concentración de grasa y aceites recuperables.
13. Cálculos

13. 1 calcular las grasas y aceites recuperables (G y A) en la muestra usando la siguiente ecuación:

$$G \text{ y } A \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{A - B}{V}$$

Donde:

A: es el peso final del matraz de extracción (mg)

B: es el peso inicial del matraz de extracción (mg)



V: es el volumen de muestra (L)



Anexo 3. Determinación de Sólidos Suspendedos Totales (SST)

Las aguas naturales o residuales con altos contenidos de sólidos suspendidos o sales disueltas no pueden ser utilizadas en forma directa por las industriales o por las plantas potabilizadoras. De ello se deriva el interés por determinar en forma cuantitativa estos parámetros.

Principio

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas, así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, según sea el caso, a temperatura específica, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

Equipo y Material ○ Estufa eléctrica, para operar de 103°C – 105°C

- Balanza analítica con precisión de 0.1mg
- Mufla eléctrica para operar a 500°C ± 50°C
- Cápsulas de evaporación adecuadas al volumen de la muestra
- Desecador, provisto con un desecante que contenga un indicador colorido de humedad
- Crisol Gooch de poro fino con adaptador de hule para el equipo de filtración
 - Matraz Kitazato de 1 L a 2 L de capacidad
- Filtro de fibra de vidrio de tamaño adecuado al crisol Gooch utilizado con una porosidad de 2μ o menor
- Pinzas para crisol

Recolección, Preservación y Almacenamiento de muestras



Deben tomarse un mínimo de 500 mL de muestra en envases de polietileno y taparse después de la colecta. Pueden utilizarse muestras compuestas o simples.

No se requiere de ningún tratamiento específico en campo

Debe preservarse la muestra a 4°C hasta su análisis

El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 7 días. Sin embargo, se recomienda realizar el análisis dentro de las 24h posteriores a su colecta. Las muestras deben estar a temperatura ambiente al momento del análisis.

Procedimiento

1. Preparación de crisoles Gooch

- 1.1 Introducir el filtro de fibra de vidrio en el crisol con la cara rugosa hacia arriba, mojar el filtro con agua para asegurar que se adhiera al fondo del crisol.
- 1.2 Los crisoles se introducen a la mufla a una temperatura de $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas a la estufa a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min.
- 1.3 Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.
- 1.4 Pesar los crisoles y repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtiene hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0.5 mg. Registrar como G3.

2. Preparación de la muestra



2.1 Sacar las muestras del sistema de refrigeración y permitir que alcancen la temperatura ambiente. Agitar las muestras para asegurar la homogenización de la muestra.

3. Determinación de los sólidos suspendidos totales (SST)

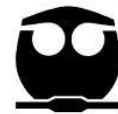
3.1 Medir con una probeta, un volumen adecuado de la cantidad seleccionada de muestra previamente homogenizada la cual depende de la concentración esperada de sólidos suspendidos.

3.2 Filtrar la muestra a través del crisol Gooch preparado anteriormente aplicando vacío, lavar el disco tres veces con 10mL de agua, dejando que el agua drene totalmente en cada lavado.

3.3 Suspender el vacío y secar el crisol en la estufa a una temperatura de $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ durante 1h aproximadamente. Sacar el crisol, dejar enfriar en un desecador a temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como G4

3.4 Introducir el crisol que contiene el residuo y el disco a la mufla, a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 15min a 20 min. Sacar el crisol, de la mufla e introducirlo a la estufa a una temperatura de $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ durante 20 min aproximadamente. Sacar y enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como G5.

Cálculos



$$\text{SST} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \frac{(G_4 - G_3) (1000)}{V} \right) =$$

Donde:

G₄: Es el peso del crisol con el disco y el residuo seco (mg)

G₃: Es el peso del crisol con el disco a pesos constante (mg)

V: Es el volumen de muestra (mL)



Anexo 4. Determinación de Coliformes Fecales (UFC)

La determinación de UFC se realizó con la ayuda de Placas Petriflim 3M. Las placas Petriflim CC contienen los nutrientes del Violeta Rojo Bilis (VRB) modificado, un agente gelificante soluble en agua fría y un indicador de tetrazolio que facilita la enumeración de colonias. El film superior atrapa el gas producido por la fermentación de la lactosa por los coliformes.

Almacenamiento

Conservar las bolsas cerradas a $\leq 8^{\circ}\text{C}$. Usar antes de la fecha de caducidad impresa en la bolsa. En zonas con alta humedad donde puede haber condensación, es mejor dejar que las bolsas alcancen la temperatura ambiente antes de abrirlas.

Para cerrar las bolsas que se están utilizando, doblar los extremos y cerrarlos con celo.

Mantener las bolsas una vez cerradas a $\leq 25^{\circ}\text{C}$, a HR < 50%. No refrigerar las bolsas abiertas. Usar las placas Petriflim en un mes desde su apertura.

Preparación de la muestra

1. Pesar o pipetear el producto alimenticio en un contenedor estéril adecuado, como una bolsa tipo Stomacher, frasco de dilución, bolsa Whirl – Pak o cualquier otro contenedor estéril.



2. Si es necesario, utilizar diluyentes estériles apropiadas: Agua peptonada al 10%, solución salina (0.85 – 0.90%), caldo letheen sin bisulfito o agua destilada.
3. Mezclar u homogenizar la muestra según el procedimiento habitual.
4. Ajustar el pH de la muestra diluida entre 6.6 y 7.2.
 - 4.1 Para productos ácidos, usar NaOH 1N
 - 4.2 Para productos alcalinos, usar HCL 1N
5. Inoculación
 - 5.1 Colocar la placa Petrifilm en una superficie plana. Levantar el film superior. Con una pipeta colocada de forma perpendicular a la placa Petrifilm, colocar 1mL de la muestra en el centro del film inferior.
 - 5.2 Bajar el film superior con cuidado evitando introducir burbujas de aire.
 - 5.3 Con la cara lisa hacia abajo, colocar el aplicador en el film superior sobre el inóculo.

Con cuidado, ejercer presión sobre el aplicador para repartir el inóculo sobre el área circular antes de que se forme el gel.

Levantar el aplicador. Esperar al menos un minuto a que solidifique el gel.
6. Incubación
 - 6.1 Incubar las placas caras arriba en pilas de hasta 20 placas. El tiempo e incubación varían según el método.



Coliformes Termo tolerantes (fecales)

Método validado AFNOR 3M 01/2-09/89C: Incubar 24 h \pm 2h a 44°C \pm 1°C

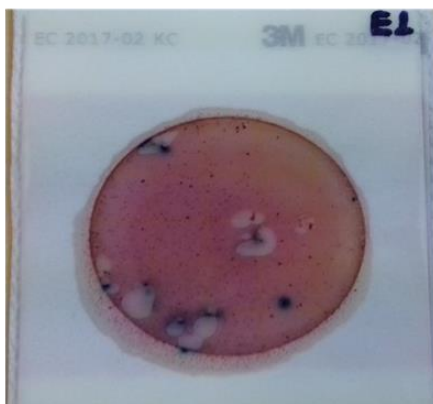
7. Interpretación

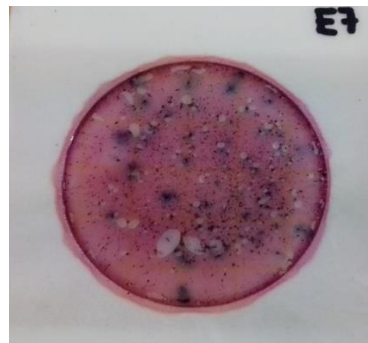
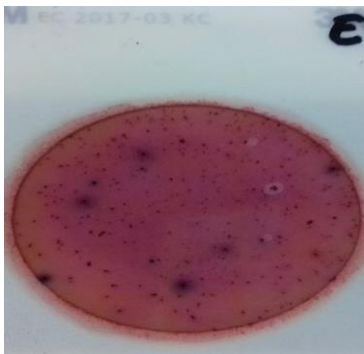
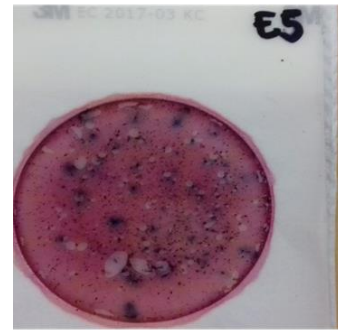
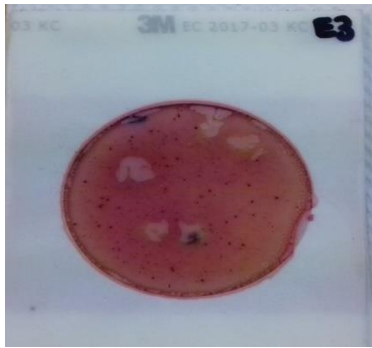
7.1 Las placas Petrifilm pueden leerse con un contador de colonias standard u otra lente de aumento iluminada. Para leer los resultados, consultar la Guía de Interpretación.

7.2 Las colonias pueden aislarse para una posterior identificación. Levantar el film superior y seleccionar la colonia del gel.

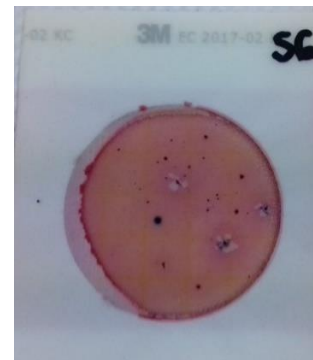
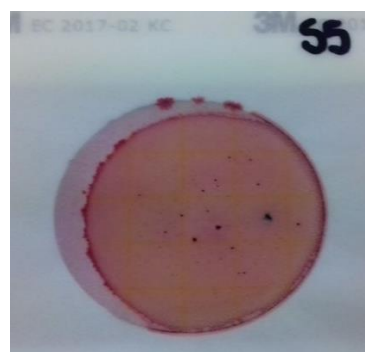
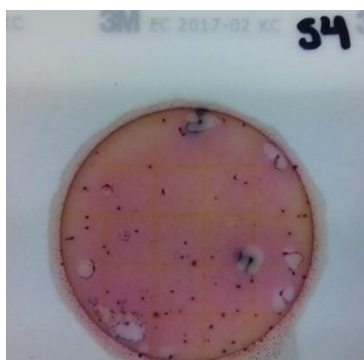
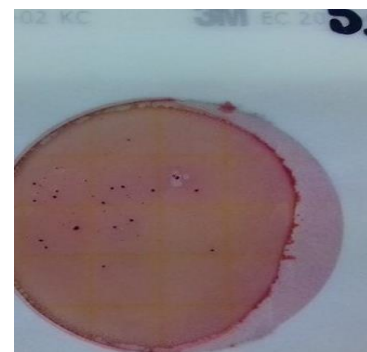
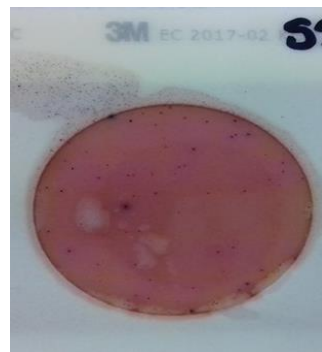
A continuación, se presenta el resultado de las placas Petrifilm que se utilizaron para este trabajo.

Entrada





Salida





Anexo 5. Determinación y Cuantificación de Huevos de Helminto

Los helmintos representan un elevado riesgo a la salud humana debido a que sus diversos estadios infecciosos (huevos embrionados o larvas) son altamente persistentes en el agua contaminada. Así, el agua constituye un vehículo directo o indirecto de diseminación de helmintos, aun cuando se encuentren en bajas concentraciones, dando lugar a enfermedades gastrointestinales, sobre todo cuando ésta se emplea para el riego de cultivos.

Objetivo y Campo de aplicación

Esta norma mexicana (NMX-AA-113-SFCI-2012) establece el método para la cuantificación e identificación de huevos de helminto en aguas residuales y residuales tratadas con el fin de evaluar la calidad del agua y la eficiencia de los sistemas de tratamiento de la misma. Es de aplicación nacional.

Principio

Este método de análisis se basa en la diferencia de densidades entre los huevos de helminto, las demás sustancias presentes en las aguas residuales y las que se agregan para permitir la separación. El método comprende los procesos de



sedimentación, flotación, decantación, y la técnica bifásica para recuperar los huevos de helminto y efectuar el conteo.

Reactivos y Materiales

○ Ácido sulfúrico ○

Alcohol etílico

○ Acetato de etilo ○ Hipoclorito de sodio o calcio aproximadamente al 6% (de concentración comercial) ○ Sulfato de zinc heptahidratado ○ Aplicadores de madera ○ Barras magnéticas ○ Espátula ○ Garrafrones de plástico rígido de 5 L o de mayor capacidad ○ Gradillas para tubos de centrifuga ○ Matraz Kitazato ○ Pipetas de plástico ○ Probetas graduadas ○ Recipientes de plástico rígido ○ Tamiz de 150 – 170 μm ○ Tubos de centrifuga ○ Vasos de precipitados ○ Celda de Sedgwich – Rafter o cámara de conteo de Doncaster o cámara de Neubauer o alguna cámara de conteo celular equivalente ○ Parrilla con agitación magnética ○ Agitador de tubos ○ Centrifuga capaz de mantener de 400G a 1000 G

1. Preparación de disoluciones

1.1 Disolución de sulfato de zinc heptahidratado con gravedad específica de 1,3 g/mL. Disolver 800 g de sulfato de zinc heptahidratado en 1000mL de agua destilada; mezclar hasta homogenizar totalmente. Medir la densidad con el densímetro. Ajustar la densidad a 1.3 g/mL \pm 0.1 g/mL agregando sulfato de zinc o agua destilada, según sea el caso.



1.2 Disolución de alcohol – ácido. Homogenizar 650 mL de ácido sulfúrico 0.1 N, con 350 mL de alcohol etílico. Almacenar la disolución en un recipiente hermético.

Recolección, preservación y almacenamiento de muestras.

1.3 Preparar los garrafones desinfectados previamente con una disolución de hipoclorito de sodio o de calcio.

1.4 Lavar los garrafones de plástico rígido con agua y enjuagarlos varias veces con agua destilada.

1.5 Se toman muestras de aproximadamente 5 L

1.6 Las muestras deben mantenerse a una temperatura de $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ hasta su llegada al laboratorio.

1.7 Las muestras se deben procesar dentro de las 48h después de su toma, o en caso contrario deben preservarse en refrigeración para realizar su análisis antes de 2 meses.

2. Procedimiento

2.1 Concentración y separación de los huevos de helminto

La recuperación de los huevos de helminto de la muestra se debe realizar efectuando los siguientes pasos:

Dejar reposar la muestra al menos 3 h, o centrifugar a 400G de 3 a 5 minutos.



Aspirar por vacío o por decantación lenta sin agitar cuidando siempre la integridad del sedimento, desechar el sobrenadante.

Filtrar el sedimento a través del tamiz

Lavar el tamiz con 5L de agua (potable o destilada) y recuperar el agua de lavado junto con el sedimento filtrado.

Colocar el filtrado y el agua de enjuague en el garrafón donde originalmente se encontraba la muestra o en los recipientes utilizados para la centrifugación.

Dejar reposar la muestra al menos 3 h o centrifugar a 400 G de 3 a 5 minutos.

Aspirar o decantar con cuidado todo el sobrenadante y desecharlo.

Depositar el sedimento en los recipientes para la centrifuga.

Enjuagar 3 veces el garrafón perfectamente con suficiente agua (potable o destilada) y colocar en los recipientes para centrifugación.

Centrifugar a 400G de 3 a 5 minutos.

Decantar o aspirar nuevamente el sobrenadante por vacío. Asegurarse que en el fondo del recipiente se encuentre el paquete sólido (sedimento); en caso contrario, centrifugar nuevamente.

Resuspender el paquete sólido en 150 mL de la disolución de sulfato de zinc.



Homogenizar el paquete sólido con el agitador de tubos o con un aplicador de madera.

Centrifugar a 1000G de 3 a 5 minutos y recuperar el sobrenadante vertiéndolo en un recipiente de plástico.

Diluir cuando menos en 1000 mL de agua destilada y dejar sedimentar al menos 3 h o centrifugar a 400 G de 3 a 5 minutos.

Decantar o aspirar por vacío con cuidado todo el sobrenadante y resuspender el paquete sólido por agitación utilizando suficiente agua potable o destilada.

Verter la suspensión resultante en un tubo de centrifuga, incluyendo el agua de enjuague del recipiente y centrifugar a 400G durante 3 minutos.

Decantar o aspirar por vacío el sobrenadante y resuspender el paquete sólido con agua destilada en un tubo y centrifugar a 400 G durante 3 min.

Decantar o aspirar por vacío el sobrenadante, resuspender el paquete sólido en 15 mL de la disolución de alcohol – ácido por medio de un agitador de tubos y agregar 10 mL de acetato de etilo.

Agitar suavemente y de vez en cuando destapar cuidadosamente los tubos para dejar escapar el gas que se desprenda. Por seguridad



realizar esta operación en sitios ventilados utilizando la mascarilla o en la campana de extracción.

Centrifugar a 600 G durante 3 minutos.

Aspirar el sobrenadante, dejando menos de 1mL del mismo y evitando la pérdida del paquete de sólidos.

Homogenizar el paquete y proceder a la cuantificación.

2.2 Cuantificación de los huevos de helminto

Para evitar la superposición de las estructuras y de residuos no eliminados, repartir el paquete obtenido en alícuotas de 0.1 mL a 1mL con el fin de facilitar el conteo. Distribuir cada alícuota en una celda Sedgwich – Rafter, o bien en una cámara de conteo de Doncaster o cámara de Neubauer. Se debe examinar la totalidad del paquete obtenido.

Identificar visualmente una a una las estructuras, anotando los géneros encontrados con ayuda de bibliografía especializada.

Utilizar la técnica de conteo adecuada al número de huevos de helminto presentes en la muestra.

3. Cálculos

3.1 Para calcular las revoluciones por minuto (rpm) de la centrifuga, se utiliza la siguiente ecuación.



$$\text{rpm} = \frac{\sqrt{K \cdot G}}{r}$$

Donde

K: Es la constante cuyo valor es de 89, 456 G:

Es la fuerza relativa de la centrifugación

r: Es el radio de la centrífuga (cm)

10. Bibliografía

- Angelakis, Andreas N, y Shane A Snyder. «Wastewater Treatment Reuse: Past, Present, and Future.» *Water* 7, 2015: 4887 - 4895.
- CENTA. «Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas .» *Alianza por el Agua*, 2013: 264.
- CONAGUA. *Programa Nacional Hidráulico 2001-2006*, 2006.
- CONAGUA. «Agenda mundial del Agua.» 2012.
- CONAGUA. «Estadísticas del Agua en México.» *Comisión Nacional del Agua* , 2013.
- CONAGUA. «Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación .» 2014.
- Corcoran, E., Nelleman, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., & Savelli, H. «Sick water the central role of wastewater management in sustainable development.» 2010.
- Corominas, L., Marc, B.,. «Ecosystem-based management of a Mediterranean urban wastewater system: a sensitivity analysis of the operational degrees of freedom.» *Journal of Environmental Management*, 2014: 80-87.
- CPL. «Properties of activated carbon .» 2011.
- Crites, Middlebrooks, y Reed. «Natural Wastewater Treatment Systems.» *CRC Press, Taylor & Francis Group*, 2006.
- Cubillos. *Párametros y características de las aguas residuales*. Proyecto de desarrollo tecnológico de las instituciones de abastecimiento de agua potable y alcantarillado, 2000.



- Dalgger. «New Approaches and Technologies for Wastewater Management.» *The Bridge National Academy of Engineering* ; Vol 38 ; Number 3, 2008.
- De la Peña, M.E., Ducci, J., Zamora, V. «Tratamiento de Aguas Residuales .» *Banco Internacional del Desarrollo*, 2013: 42.
- Esch, George, y Juan Carlos Fernández. «A functional biology of parasitism. Ecological and evolutionary implications.» *Chapman and Hall . Great Britain*, 2005: 12.
- Facultad de Química. «Fenomenos de superficie Adsorción.» *Facultad de Química*, 2005: 10.
- Frank, y Smith . «The Evolution of Three High Rate Process Technologies for wet weather Treatment.» *WEFTEC*, 2006.
- Gass. «Scoping the Energy Saving Opportunities in Municipal Wastewater Treatment.» *Presented at the Consortium for Energy Efficiency Partner's Meeting*, 2009.
- Gikas, Angelakis y. «Water reuse: Overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states.» *Water Reuse* , 2014.
- Gordon. *Ingeniería sanitaria y aguas residuales: purificación de aguas y tratamiento de aguas residuales*. México: Limusa, 2011.
- Grady. «Biological wastewater treatment.» *IWA Publishing England*, 2011.
- Law, y Stinson. «Sidestream Treatment Overview.» *IWEA Watercon* , 2012 .
- Lewis, y Hunter. «Top Ten Biggest Wastewater Treatment Plants.» *Engineering New Record*, 2012.
- Mata, Ana, Darner Mora, y Carlos Portuguez . «Acceso a agua para consumo humano y saneamiento. Evaluación del periodo 1990-2010 en Costa Rica.» *Laboratorio Nacional de Aguas, Instituto costarricense de acue*, 2010.
- Nolasco. «Desarrollo de proyectos MDL en plantas de tratamiento de aguas residuales .» *Banco Interamericano de Desarrollo*, 2010.
- Noyola, Adalberto, Juan Manuel Morgan-Sagastume, y Leonor Patricia Güereca. «Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales.» *Instituto de Ingeniería*, 2013: 140.
- Parker. «Introduction of New Process Technology into the Wastewater Treatment Sector.» *WEFTEC*, 2010.
- Post, J. «Wastewater treatment and reuse in the eastern mediterranean region .» *Water 21* , 2006 .
- Ramalho , R., F. Lora, y D. Jimenez. *Introduction to wastewater treatment processes*. Reverte 2da edición, 2013.



Ramos. *Prescencia de coliformes fecales y totales en el agua del rio Matlacobalt, Xico Veracruz México*. Veracruz , México: Tesis de Licenciatura, 2011.

Rodríguez. «Tratamiento de aguas residuales en un reactor biologico .» 2002: 4.

SEMARNAT. «Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales.» *Normas Oficiales Mexicanas* , 2016: <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/normas-oficialesmexicanas>.

Sutton, P. et al. «Rotating Belf Screens: An Attractive Alternative for Primary Treatment of Municipal Wastewater.» *WEFTEC*, 2008.

Tchobanoglous, George , Franklin L Burton , y David H Stensel . *Ingeniería de aguas residuales tratamiento vertido y reutilización*. México: Mc Graw Hill, 2003.

Tchobanoglous, Gikas y. «Sustainable use for water in the Aegean Islands.» *J. Environ Manage* 90, 2009: 2601 - 2611.

Tubert, Talanquer. «Sobre adsorción.» *Educación Química*, 2011: 182-190.

Vivek, V., Vinay, M. «Industrial wastewater treatment, recycling, and reuse. on overview.» 1-80. Butter-woth-Heinemann, 2014.

WEF. *Energy Conservation in Water an Wastewater Facilities*. New York : Mc. Graw Hill , 2009.