



SEP
SECRETARÍA
DE EDUCACIÓN
PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

**SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO**

**INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL
RÍO**

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E
INVESTIGACIÓN**

**Reactor de lecho fijo para la reducción de materia
orgánica
para aguas de descarga.**

TESIS

**PRESENTA:
IBQ. ALDO TIBURCIO RUIZ.**

**DIRECTORA:
DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ.**

**CODIRECTOR:
M.I.A MANUEL ALBERTO SUSUNAGA MIRANDA.**

**ASESORA:
DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO.**

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ, MÉXICO.



EDUCACIÓN

SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
Subdirección Académica
División de Estudios de Posgrado e Investigación

"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro: **A-0722-130818**

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 12:00 horas del día 11 del mes de mayo de 2020 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

"REACTOR DE LECHO FIJO PARA LA REDUCCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA AGUAS DE DESCARGA"

Que presenta el (la) alumno(a):

ALDO TIBURCIO RUIZ

Aspirante al Grado de:

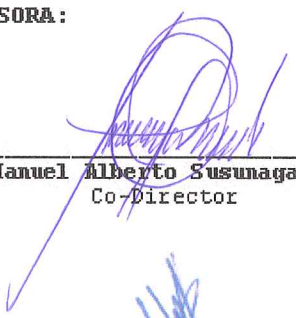
Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

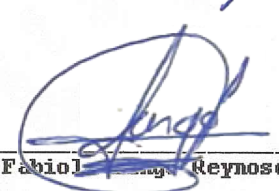
LA COMISIÓN REVISORA:

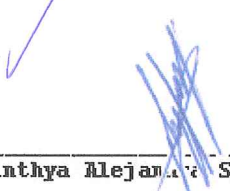

Dra. María del Refugio Castañeda Chávez

Director


M.I. Manuel Alberto Susumaga Miranda

Co-Director


Dra. Fabiola Reynoso Asesor


Dra. Cinthya Alejandra Sosa Villalobos

Asesor



Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. U.P. 94290
Tel. (229) 596 5010 correo: dir@itbo.ca | dir@itbo.ca
www.tecra.mx | www.bdelrio.tecra.mx





EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
Subdirección Académica
División de Estudios de Posgrado e Investigación

"2020, Año de Isela Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

Boca del Río, Ver **19/JUNIO/2020**

ASUNTO: **AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN**

ALDO TIBURCIO RUIZ
PASANTE DEL PROGRAMA MAESTRÍA EN
CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE

De acuerdo con el fallo emitido por los integrantes del Comité Revisor de la TESIS PARA OBTENCIÓN DE GRADO, desarrollada por usted cuyo título es:

"REACTOR DE LECHO FIJO PARA LA REDUCCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA AGUAS DE DESCARGA"

Esta División de Estudios de Posgrado e Investigación le concede **AUTORIZACIÓN** para que proceda a su impresión.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®
Por nuestros mares responderemos

M.C. ANA LETICIA PLATAS PINOS
JEFA DE LA DIVISION DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN



c.c.p. Coordinación del Programa MCIAMB
c.c.p. Expediente



Rm. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290
Tel. (229) 690 3010 correo: dir01_bdelrio@tecnm.mx
www.tecnm.mx | www.bdelrio.tecnm.mx



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca para realizar mis estudios de postgrado.

Agradezco al Tecnológico Nacional de México, a los Campus Boca del Río y Veracruz por haberme permitido estudiar en sus aulas para seguir formándome profesionalmente y personalmente, por permitirme realizar mi investigación con el equipamiento de sus laboratorios del más alto nivel. Gracias en especial a las doctoras María del Refugio Castañeda Chávez y Fabiola Lango Reynoso por tolerar mi insistencia al tratar de resolver las dudas que me surgieron en este trayecto, gracias por ayudarme a ver siempre el lado positivo de las cosas y tener la mejor disposición de ayudar.

Agradezco también al M.I.A Manuel Alberto Susunaga Miranda por todos los consejos siempre atinados y por su valiosa amistad, por estar siempre pendiente de mi avance, y guiarme cuando más lo necesitaba, además, de motivarme a seguir con mi formación académica para buscar la excelencia como profesionista.

Gratifico también, a mi padre Jacinto Tiburcio Meza, que sin su apoyo no hubiera podido continuar mis estudios de posgrado, siempre brindándome a manos llenas lo necesario para salir adelante y ser un hombre de bien al igual que él y que la culminación de ésta maestría no es sólo un logro mío, sino también de él.

A mi novia Paula Arminda González Alfonso, por ser un valioso pilar que siempre estuvo presente cuando lo necesité para darme ánimos con todo el amor que tiene para dar, pero sobre todo hacerme ver los errores que a veces pasé por alto durante este proyecto e inspirarme a ser un profesionista con humanidad y ética para la mejora de mi trabajo de tesis, gracias por tu infinito amor y apoyo incondicional.

Gracias Totales.

RESUMEN

En este trabajo se muestran los resultados obtenidos en la fase experimental, de un reactor de lecho fijo de flujo descendente que utiliza como medio de soporte arena sílica, para la remoción de materia orgánica. La arena sílica es un agente oxidante de manera natural que ayuda a la degradación de ciertos compuestos mediante una acción catalítica. Se preparó agua residual sintética (ARS) con niveles altos de materia orgánica, que están fuera de los límites de la normatividad para aguas residuales, ésta decisión se tomó, para evitar variación en las lecturas, que se pueden presentar si se utilizan muestras de aguas residuales crudas. El agua residual sintética, alcanzó valores de DQO= 374 mg/L y de OD final = 7.4 mg/L. Se determinó la altura de lecho de 20 cm, 30 cm y 40 cm en un reactor cilíndrico de acrílico. El tiempo de residencia para la altura de 20 cm fue de 170 s con un 60 a 65% de remoción, para una altura de 30 cm el tiempo de residencia fue de 220 s y 70 a 75% de remoción y para una altura de 40 cm el tiempo de residencia fue de 360 s con una eficiencia de remoción de 80 a 85%.

ABSTRACT

In this work we find the results obtained in the experimental phase of a down-flow fixed bed reactor that uses silica sand as a support medium, for the removal of organic matter. Silica sand is a naturally oxidizing agent that aids in the degradation of composite components through catalytic action. Synthetic wastewater (SWW) was prepared with high levels of organic matter, which are outside the limits of the regulations for wastewater, this decision will be affected, to avoid the variation in the readings, what can occur if samples are felt of raw wastewater. Synthetic residual water, COD values = 374 mg / L and final OD = 7.4 mg / L. The bed height of 20 cm, 30 cm and 40 cm was determined in a cylindrical acrylic reactor. The residence time for the height of 20 cm was 170 s with 60 to 65% removal, for a height of 30 cm the residence time was 220 s and 70 to 75% removal and for a height of 40 cm The residence time was 360 s with a removal efficiency of 80 to 85%.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	I
ABSTRACT	III
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
ÍNDICE DE TABLAS	VIII
1. INTRODUCCIÓN	- 1 -
2. Marco Teorico.	- 4 -
2.1 Niveles de tratamiento de aguas residuales.	- 4 -
2.2 Porcesos unitarios para remediación	- 5 -
2.2 Procesos biológicos para remediación.	- 8 -
2.3 Generación de aguas residuales.	- 11 -
2.3.1 Composición de aguas residuales domésticas.	- 13 -
2.4 Tratamiento de aguas residuales domésticas urbanas.	- 15 -
2.4.1. Sistemas externos.	- 15 -
2.4.2 Sistemas in-situ.	- 15 -
2.5 Procesos aerobios y anaerobios en el tratamiento de aguas residuales. -	
18 -	
2.5.1 Clasisifcación de los procesos aerobios y anaerobios.	- 19 -
2.6 Procesos químicos de remediación.	- 24 -
2.7 Arena sílica, origen y uso como reactante.	- 25 -
2. JUSTIFICACIÓN	- 26 -
4. HIPÓTESIS	- 26 -
5.OBJETIVOS.	- 27 -
5.1 Objetivo general.	- 27 -
5.2 Objetivos específicos.	- 27 -
6. MATERIALES Y METODOS.	- 28 -
6.1 Diseño experimental.	- 28 -
6.2. Toma de muestra para medición de DQO y DBO en ARS.	- 33 -
6.3. Área de estudio.	- 37 -
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	- 38 -
7.1. Caracterización del agua residual sintética.	- 38 -

7.2. Reactores.	- 39 -
7.3. Funcionamiento del reactor de arena.	- 41 -
7.3.1. Durante el proceso.	- 42 -
7.4. Pruebas de remoción y análisis usando Minitab.	- 43 -
9. CONCLUSIONES.	- 49 -
10. REFERENCIAS.	- 50 -

Lista de abreviaturas

SEMARNAT.....Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

M³/S.....medidas volumétricas.

CONAGUA.....Comision Nacional del Agua.

DQO...Demanda química de oxígeno.

DBO₅.....Demanda Bioquímica de oxígeno.

SST....Solidos suspendidos totales.

NTK...Nitrogeno Kendhal.

Mg/L.... medidas de masa/volumen.

INEGI...Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

M³.....medida volumétrica.

pH.....potencial de hidrogeno.

O₂...Oxígeno.

OD....Oxígeno disuelto.

CaO₂....Peroxido de calcio.

MgO₂.....Peroxido de magnesio.

MOB....Materia orgánica biodegradable.

s....segundos

ARS....Agua residual sintética.

mL....mililitros.

mm...milímetros.

cm....centímetros.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Pruebas de efectividad de reducción de materia orgánica	- 28 -
Figura 2. Tubos de acrílico con diferentes alturas de lecho.....	- 31 -
Figura 3. Tubos de digestión marca Hach	- 33 -
Figura 4. Estufa de calentamiento.	- 33 -
Figura 5. Colorímetro Hach DR-890.	- 34 -
Figura 6. Recipiente de 60 mL	- 35 -
Figura 7. Adición de reactivos.....	- 35 -
Figura 8. Coloración de agentes reactantes..	- 35 -
Figura 9. Cubetas de medición	- 36 -
Figura 10. Cubetas en zona de lectura.	- 36 -
Figura 11. Localización satelital del ITVer, tomado de google maps	- 37 -
Figura 12. Capas del reactor de arena.....	- 39 -
Figura 13. Componentes del reactor de arena	- 40 -
Figura 14. Zonas del filtro de arena.....	- 41 -
Figura 15. Gráficas de remoción de los diferentes lechos.	- 46 -
Figura 16. Análisis estadísticos realizados en Minitab 18.....	- 47 -
Figura 17. Comparación entre gráficas de remoción.	- 47 -

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones típicas de aguas residuales. Elaboración propia a partir de CONAGUA, 2016, citando a Romero, 2001.	- 2 -
Tabla 2. Efectos provocados por las propiedades de diferentes compuestos... -	14 -
Tabla 3. Materiales para elaboración de ARS.	- 30 -
Tabla 4. Valores obtenidos durante el proceso de tamizado.	- 32 -
Tabla 5. Valores generales del ARS.	- 38 -
Tabla 6. Valores obtenidos durante las corridas del reactor.	- 43 -

1. INTRODUCCIÓN

La actividad antropogénica genera residuos que propician la contaminación de acuíferos subterráneos y acuíferos de superficie. La contaminación del agua se puede definir como cualquier cambio químico, físico o biológico en la calidad del agua, que tenga un efecto perjudicial para algunos usos. Estos residuos pueden ser: residuos industriales, fosas sépticas, áreas para la agricultura, ocasionando la contaminación con diferentes compuestos, entre ellos la materia orgánica. Esto se debe a la mala disposición de dichos residuos y efluentes, los cuales no son tratados de la forma adecuada para su liberación, (Manoli y Samara, 1999; Tredoux, *et al.*, 2004), quedando fuera de las Normas Oficiales NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996 que son las que rigen los “niveles máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales” y niveles máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal”, respectivamente.

La descarga de aguas residuales de origen urbano proviene de viviendas, edificios públicos y la escorrentía urbana que se colecta en el drenaje. Los principales contaminantes son el nitrógeno, fosforo, compuestos orgánicos, bacterias coliformes fecales, materia orgánica, entre otros (Tabla 1). Los centros urbanos generan 230.2 m³ /S de aguas residuales (Comision Nacional del agua, CONAGUA, 2014).

Tabla 1. Concentraciones típicas de aguas residuales. Elaboración propia a partir de CONAGUA, 2016, citando a Romero, 2001.

Parámetro	Unidad	Rango Mínimo	Rango máximo	Rango Promedio
DBO ₅	mg/L	110	400	210
DQO	mg/L	250	1000	500
SST	mg/L	100	350	210
NTK	mg/L	20	85	35

La falta de agua apta para consumo humano a nivel mundial, ha provocado serias afectaciones. Se calcula que en la actualidad unas 6000 millones de personas, que en 2050 serán 9000 millones, carecen de una infraestructura de saneamiento adecuada (Bokova, 2017).

En 2016 más de 8, 000,000 de muertes alrededor del mundo, fueron a causa de enfermedades relacionadas al agua contaminada (Bokova, 2017). En los países en desarrollo, como México, las enfermedades relacionadas con la higiene, cuestan 5000 millones de horas de trabajo.

En México el 70% del agua potable que se consume, se extrae del subsuelo y el 63% se toma de algún cuerpo de agua, ya sea río o lago. Debido a esto, el aprovechamiento de las aguas ha pasado de una etapa de desarrollo a una de gestión tomando en cuenta la cantidad y calidad (Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI, s.f.). La disponibilidad se ha visto disminuida de manera considerable. En 1910 era de 31,000 m³ por habitante al año; para 2010 disminuyó a 4, 230 m³ por cada mexicano, es decir, 26,770 m³ menos. Considerado que la cantidad de personas ha aumentado, ahora es más complejo obtener agua de calidad.

En la entidad veracruzana, las enfermedades intestinales, provocadas por el consumo de agua fuera de los rangos de calidad, ocupan las primeras causas de morbilidad y mortandad infantil (Coutiño-Rodríguez, 2008).

Existen diferentes procesos de tratamiento de aguas, la filtración y el uso de reactores son algunos ejemplos de estos procesos. La unión de los procesos anteriormente mencionados, tienen como resultado la elaboración de reactores de lecho fijo, el cual es un medio filtrante y reactante que se encuentra dentro del reactor. El medio de soporte a utilizar es la arena sílica; la cual se propone por sus características catalíticas y oxidativas hacia algunos componentes de las aguas de descarga. Una de las ventajas que presenta éste proceso es, que en la superficie del medio de soporte se forma una película de microorganismos, que son capaces de degradar la materia orgánica, lo que ayuda al proceso de oxidación de la materia orgánica, propiciada por la arena sílica.

En el presente trabajo se realizará el proceso de ingeniería para el dimensionamiento y construcción del reactor de acuerdo a las características de las aguas de descarga de casa habitación.

2. Marco Teorico.

2.1 Niveles de tratamiento de aguas residuales.

En los estudios de planificación para la implementación del tratamiento de aguas residuales, se deben abordar claramente los siguientes puntos:

- Estudios de impacto ambiental en el organismo receptor.
- Objetivos del tratamiento.
- Nivel de tratamiento y eficiencia de remoción.

Los estudios de impacto ambiental que son necesarios para la evaluación del cumplimiento de las normas del organismo receptor se detalladas en la NOM-001-SEMARNAT-1996. Los requisitos que deben alcanzarse para el efluente también son una función de la legislación específica que define las normas de calidad para el efluente y para el cuerpo receptor. La eliminación de contaminantes durante el tratamiento con el fin de alcanzar la calidad deseada o el estándar de descarga requerido se asocia con los conceptos de nivel de tratamiento y eficiencia del tratamiento.

El tratamiento de aguas residuales generalmente se clasifica de acuerdo con los siguientes niveles:

- preliminar
- primario
- secundario
- terciario

El objetivo del tratamiento preliminar es solo la eliminación de sólidos gruesos, mientras que el tratamiento primario tiene como objetivo eliminar los sólidos sedimentables y parte de la materia orgánica. Los mecanismos físicos de eliminación de contaminantes son predominantes en ambos niveles. En el tratamiento secundario, el objetivo es la eliminación de materia orgánica y posiblemente nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante mecanismos predominantemente biológicos. El objetivo del tratamiento terciario es la eliminación de contaminantes específicos (generalmente compuestos tóxicos o no

biodegradables) o la eliminación complementaria de contaminantes que no se eliminaron suficientemente en el tratamiento secundario. El tratamiento terciario es raro en los países en desarrollo. La eficiencia de eliminación de un contaminante en el tratamiento o en una etapa de tratamiento viene dada por la fórmula:

Ecuación 1

$$E = \frac{C_o - C_f}{C_o}$$

Dónde: E = eficiencia de remoción (%).

C_o = Concentración del contaminante en el afluente.

C_f = concentración del contaminante en el efluente.

2.2 Porcesos unitarios para remediación

Existen diferentes procesos unitarios que son útiles para la remediación o purificación de algún cuerpo de agua, tal es el caso del proceso de filtración. El proceso de filtración tiene como uno de sus principales mecanismos la retención de las partículas sólidas por medio de una barrera denominada medio filtrante. Ésta operación se puede llevar a cabo mediante procesos físicos y procesos mecánicos. El principio de la filtración es hacer pasar un líquido, con sólidos suspendidos, a través de la fase sólida porosa, la cual retiene las partículas suspendidas en forma de fase separada permitiendo el paso del líquido sin la presencia de sólidos suspendidos. Las partículas retenidas por la fase sólida, pueden tener diferentes tamaños y conformaciones: muy finas, grandes, plásticas, esféricas o de forma irregular. El objetivo de esta operación es la clarificación de líquidos, recuperación de sólidos o líquidos, limpieza de aire, etc. Las variables que tienen mayor influencia o que pueden afectar al proceso de filtración y que deben tomarse en cuenta para seleccionar, diseñar u operar un equipo se pueden dividir en dos: variables de proceso y variables de diseño (Geankoplis, 1998).

Variables de proceso:

- El tamaño de partícula.
- La temperatura.
- El pH.
- La viscosidad y densidad.

Variables de diseño:

- Área de filtración.
- Caída de presión a través del filtro.
- Resistencia del medio filtrante.

- Flujo de filtrado.
- Cantidad de sólidos retenidos.
- Humedad de la torta.
- Tiempo de lavado.

Para el proceso de filtrado se deben de considerar 3 factores: a) naturaleza de los sólidos, b) el medio filtrante y c) la fuerza impulsora (Geankoplis, 1998).

- a) La naturaleza de los sólidos hace referencia al material que será retenido en el medio filtrante. Estos pueden ser compresibles e incompresibles, partículas rígidas o deformables de diferentes tamaños. Estas partículas del material suspendido formarán una capa en la superficie de contacto del medio filtrante con la fase continua. A esta capa también se le conoce como torta de filtrado.
- b) Las características del medio filtrante estarán en función del material que se desea retener. Existen diferentes tipos de medio filtrante tales como: telas metálicas, telas naturales o sintéticas, placas de asbesto o celulosa, hojas de papel o fibra de vidrio, sólidos sueltos tales como piedra caliza, arena o tezontle.

- c) La fuerza impulsora. La separación de los sólidos contenidos en un fluido es mediante una fuerza impulsora. Esta fuerza impulsora es un gradiente de presión hidrostática del líquido, que puede ser propiciada por la gravedad o mediante el uso de una bomba.

Actualmente existen algunos tratamientos de remediación en acuíferos en donde se ve involucrada la filtración. Un ejemplo es el presentado por Ramos-Sánchez, *et al.*, 2011, en donde se lleva a cabo la remediación de un acuífero contaminado con hidrocarburos. Dicho acuífero se filtró con carbón activado, el cual retuvo en su totalidad benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos y demás hidrocarburos del agua reinyectada al acuífero. También Morett-Salas *et al.*, 2017 llevó a cabo la construcción de un humedal para la remediación del río Ahuiculco en Jalisco. En ese trabajo, establecieron la filtración con arena como una alternativa al pretratamiento del agua del río, para remover patógenos del agua, así como remover materia suspendida y químicos disueltos.

El metabolismo aerobio es más rápido y logra una mayor eficiencia que el anaerobio, pero está limitado por la baja solubilidad del oxígeno, aun cuando se tengan reactivos que liberen O_2 . El metabolismo anaerobio se utiliza para mayores cargas orgánicas y en la degradación de ciertos compuestos que sólo la ruta anaerobia puede degradar (Eckenfelder *et al.*, 1988).

Para biorremediación de agua, la tecnología que más se debe utilizar o considerar, es aquella que incrementa el metabolismo aerobio que para el anaerobio. El déficit de oxígeno disuelto (OD) en el agua puede ser contrarrestado usando materiales que liberan oxígeno, los cuales proveen las condiciones aerobias ambientales y superan el estado de reducción causado por las condiciones anaerobias, con esto obteniendo una mayor eficiencia en la degradación. Los materiales que liberan oxígeno consisten en mezclas de CaO_2 , MgO_2 , cemento y arena entre otros, que

han sido investigados y aplicados en proyectos de remediación de agua subterránea contaminada. La eficiencia a largo plazo de estas sustancias puede extenderse de seis meses o hasta un año (Yeh *et al.*, 2010).

Por otra parte, los reactores de lecho fijo consisten en uno o más tubos empacados con partículas de algún catalizador. Las partículas catalíticas pueden variar de tamaño y forma: granulares, cilíndricas, esféricas, las cuales se acomodan de manera que llenan una cámara de reacción. La cámara de reacción puede ser dentro de un tubo o la sección anular dentro del mismo. Éste tipo de reactores, deben disponerse en forma vertical, ya que, si se dispone en forma horizontal, presentarían espacios vacíos. Con dicha disposición se aprovecha la fuerza de la gravedad, para hacer fluir con mayor naturaleza la fase líquida dentro del reactor. Estos equipos han demostrado que tienen una gran eficiencia por su capacidad de formación de biopelículas en la superficie del medio de soporte, las cuales aumentan la oxidación o reducción de algunos materiales que son afines a reaccionar con el medio de soporte del reactor.

2.2 Procesos biológicos para remediación.

El propósito del tratamiento de aguas residuales es remover los contaminantes que pueden dañar los ecosistemas acuáticos si estas son descargadas en ellos. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto, pueden ser perjudiciales en el ambiente marino. Por lo tanto, se debe enfocar a la remoción de contaminantes que agoten el oxígeno disuelto en las aguas receptoras de descargas. Estos contaminantes se convierten en una fuente de alimento para microorganismos acuáticos los cuales consumen el oxígeno disuelto en el agua para su metabolismo y pueden sobrevivir a niveles más bajos de oxígeno disuelto que formas de vida superiores. Los principales contaminantes demandantes de oxígeno, son los compuestos orgánicos, sin embargo, el nitrógeno amoniacal es otro contaminante inorgánico de

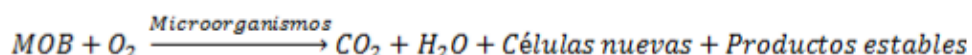
este tipo (Grady *et al.*, 1999., Galindo, *et al.*, 2016., Gonzalez y Saldarriaga, 2008., Rodriguez-Miranda, *et al.*, 2010).

De acuerdo con Metcalf y Eddy, 2003 los objetivos principales en el proceso de tratamiento de aguas son los siguientes:

- a) Oxidar los compuestos disueltos que son biodegradables, en productos menos dañinos para con el ambiente.
- b) Retener sólidos suspendidos y no sedimentables en flóculos biológicos o biopelículas que se forman en la superficie del medio filtrante.
- c) Remover nitrógeno y fósforo.
- d) Remover compuestos orgánicos específicos (materia orgánica).

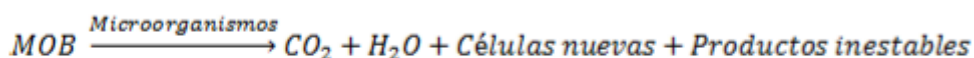
La materia orgánica biodegradable (MOB) presente en una masa de agua, puede ser consumida o degradada por los microorganismos (MOO), transformándola en sustancias orgánicas e inorgánicas más simples y estables, como lo son: son el dióxido de carbono (CO_2), sulfato (SO_4), fosfato (PO_4) y nitrato (NO_3). Estas transformaciones se llevan a cabo en un medio anaerobio como se muestra en la ecuación (ec.) 1. (Masters y Ela, 2008).

Ecuación 2



Si el oxígeno en la masa de agua no es suficiente para mantener a los MOO aerobios, se llevan a cabo una descomposición anaerobia, la cual es llevada a cabo por un grupo de MOO diferente, lo cual genera productos inestables como pueden ser el ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y metano (CH_4). En la ec. 2 se muestra de forma simplificada la reacción de tipo anaerobio (Masters y Ela, 2008).

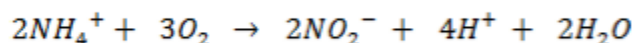
Ecuación 3.



La cantidad DBO es la demanda bioquímica de oxígeno, la cual es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar residuos orgánicos mediante la reacción aerobia y esta a su vez es un parámetro indirecto utilizado para determinar la cantidad de materia orgánica disuelta en el agua. Debido a que el consumo total de la materia orgánica en algunas ocasiones tarda más de 20 días, la prueba de DBO se estandarizó a un tiempo de cinco días. La DBO de cinco días, o DBO₅ es la cantidad total de oxígeno consumida por los microorganismos durante los primeros cinco días de biodegradación. La DBO₅ es la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la muestra al principio del test y al cabo de cinco días. La diferencia de OD dividida por el volumen de desperdicio sería la DBO₅ (Habit, *et al.*, 2005., Herrera, *et al.*, 2005).

Posteriormente a éste proceso, se lleva a cabo la nitrificación, la cual es originada por MOO nitrificantes como: *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* (Reynolds y Richards, 1996). Durante el proceso de nitrificación, las bacterias anteriormente mencionadas, degradan la materia orgánica en nitrógeno amoniacal, el cual posteriormente, mediante reacciones bioquímicas, se transforma a nitrito y posteriormente a nitrato ec. 3 (Clabaugh, 2001).

Ecuación 4



2.3 Generación de aguas residuales.

La actividad antropogénica genera residuos que propician la contaminación de acuíferos subterráneos y acuíferos de superficie. La contaminación del agua se puede definir como cualquier cambio químico, físico o biológico en la calidad del agua, que tenga un efecto perjudicial para algunos usos (Silva, *et al.*, 2008). Estos residuos pueden ser: industriales, fosas sépticas, áreas para la agricultura, ocasionando la contaminación con diferentes compuestos, entre ellos la materia orgánica. Esto se debe a la mala disposición de dichos residuos y efluentes, los cuales no son tratados de la forma adecuada para su liberación, (Manoli y Samara, 1999; Tredoux, *et al.*, 2004), quedando fuera de las Normas Oficiales NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996 que son las que rigen los “niveles máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales” y niveles máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal”, respectivamente. La descarga de aguas residuales de origen urbano proviene de viviendas, edificios públicos y la esorrentía urbana que se colecta en el drenaje. Los principales contaminantes son el nitrógeno, fosforo, compuestos orgánicos, bacterias coliformes fecales, materia orgánica, entre otros. Los centros urbanos generan 230.2 m³ /S de aguas residuales (CONAGUA, 2016). En promedio, los países de altos ingresos tratan alrededor del 70% de las aguas residuales municipales e industriales que generan. Esa proporción se reduce al 38% en los países de ingresos medios altos y al 28% en los países de ingresos medios bajos. En los países de bajos ingresos, solo el 8% recibe tratamiento de cualquier tipo. Con base en estas estimaciones se dice a menudo que, a nivel mundial, más del 80% de todas las aguas residuales se vierten sin tratamiento. En los países de altos ingresos, se lleva a cabo el tratamiento avanzado de aguas residuales; esto con la finalidad de mantener la calidad ambiental o proporcionar una fuente de agua alternativa cuando se enfrenta a la escasez de agua. Sin embargo, la liberación de aguas residuales no tratadas sigue siendo una práctica común, especialmente en los países en desarrollo, debido a la falta de infraestructura, capacidad técnica e

institucional y financiamiento. Según la base de datos AQUASTAT, perteneciente a la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO por sus siglas en inglés), estima las extracciones mundiales de agua dulce en 3.928 km³ por año; donde el 44% (1,716 km³ por año) de esta agua se consume, principalmente por la agricultura a través de la evaporación en tierras de cultivo irrigadas. El 56% restante (2.212 km³ por año) se libera al medio ambiente como aguas residuales en forma de efluentes municipales e industriales y agua de drenaje agrícola. También parece haber una variabilidad significativa entre las diferentes regiones. En Europa, el 71% de las aguas residuales municipales e industriales generadas reciben tratamiento, mientras que, en América Latina, solo el 20% se trata. En el Medio Oriente y África del Norte, se estima que el 51% de las aguas residuales municipales e industriales son tratadas (Sato *et al.*, 2013; ONU-AGUA, 2017).

En México el 70% del agua potable que se consume, se extrae del subsuelo y el 63% se toma de algún cuerpo de agua, ya sea río o lago. Debido a esto, el aprovechamiento de las aguas ha pasado de una etapa de desarrollo a una de gestión tomando en cuenta la cantidad y calidad (Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI, s.f.). La disponibilidad se ha visto disminuida de manera considerable. En 1910 era de 31,000 m³ por habitante al año; para 2010 disminuyó a 4, 230 m³ por cada mexicano, es decir, 26,770 m³ menos. Considerado que la cantidad de personas ha aumentado, ahora es más complejo obtener agua de calidad.

2.3.1 Composición de aguas residuales domésticas.

Las aguas residuales domésticas están constituidas por diversos componentes que modifican su composición fisicoquímica original y la calidad de la misma que, generalmente están libres de sustancias peligrosas pero existe una creciente preocupación por los contaminantes emergentes, incluidos los medicamentos de uso común que, incluso en bajas concentraciones, pueden tener impactos a largo plazo. El uso de productos de limpieza, detergentes, vertido de grasas y aceites al drenaje, el uso de compuestos clorados, etc., son las principales causalidades de la modificación de los parámetros fisicoquímicos (Tabla 2). Los cuales son; pH, turbidez, sólidos suspendidos, olor, color, alcalinidad, dureza, nitrógeno y fósforo presentes en el agua, entre otros. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) determinan el grado de contaminación que tiene el agua residual. La DBO es la cantidad de oxígeno consumido en la eliminación de la materia orgánica del agua, mediante procesos biológicos aerobios y la DQO cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en el agua residual. Si la relación DBO: DQO para aguas residuales sin tratar es de 0.5 o mayor, se considera que los residuos son fácilmente tratables por medios biológicos. Si la relación es inferior a 0,3 aproximadamente, los residuos pueden tener algunos componentes tóxicos o pueden requerirse microorganismos aclimatados para su estabilización (Barba, L., E *et. al.*, 2010; Madera, C., A., *et. al.*, 2005; von Sperling, M., 2007; Tonetti, A. L., *et al.*, 2005; FAO, 1999 citado por Silva, J., *et al.*, 2008; Ramón, J. A., 2005; Herrera, L., *et al.*, 2014; Rodríguez-Miranda, J.P., *et al.*, 2010; Habit, E., *et al.*, 2005; Cooper, P., 1999; Elias, J.M., y col., 2001; Cárdenas, C., *et al.*, 2012; Bernal-Martínez, L., A., *et. al.*, 2010; Galindo, A., *et al.*, 2016; Mujeriego, R., 1990; García-Trujillo, Z., M., 2012; González, M., y Saldarriaga, J. C., 2008; Morett-Salas, H., M., *et al.*,; Olguin, E., *et al.*, 2010).

Tabla 2. Efectos provocados por las propiedades de diferentes compuestos.

Contaminante	Principales parámetros representativos	Posibles efectos del contaminante
Sólidos suspendidos	Sólidos suspendidos totales	Problemas estéticos, depósitos de lodos, absorción de contaminantes, protección de patógenos
Materia orgánica biodegradable	Demanda Bioquímica de oxígeno	Consumo de oxígeno, muerte de peces, condiciones sépticas.
Nutrientes	Nitrógeno, fósforo	Crecimiento excesivo de algas, toxicidad para los peces (amoníaco), enfermedades en recién nacidos (nitrato), contaminación de las aguas subterráneas.
Patógenos	Coliformes	Transmisión de enfermedades.
Materia inorgánica biodegradable	Pesticidas, algunos detergentes	Espuma (detergentes), reducción de la transferencia de oxígeno (detergentes), no biodegradabilidad, mal olor (es decir, fenoles).
Metales	Arsénico, cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo, níquel, zinc, etc.	Toxicidad, inhibición del tratamiento biológico de aguas residuales, problemas en el uso agrícola de lodos,

		contaminación de aguas subterráneas.
Sólidos inorgánicos disueltos	Sólidos disueltos totales	Salinidad excesiva: daño a las plantaciones (riego), toxicidad para las plantas, problemas con la permeabilidad del suelo (sodio).

2.4 Tratamiento de aguas residuales domésticas urbanas.

El tratamiento de aguas residuales consiste en una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos para eliminar los componentes de las aguas residuales. Existen dos tipos de sistemas de recolección y tratamiento de aguas residuales:

2.4.1. Sistemas externos.

donde los residuos se transportan a través de una red de alcantarillado a una planta de tratamiento o punto de eliminación. La desventaja de este proceso se representa en la utilización de maquinaria para el traslado de las aguas residuales; donde se necesitan: bombas, tuberías, codos y sobre todo, energía eléctrica. El uso de la energía eléctrica incrementa considerablemente el costo total del proceso de remediación, el cual, está sujeto a la existencia de los factores anteriormente mencionados.

2.4.2 Sistemas in-situ.

donde los desechos se acumulan en un pozo o tanque séptico. Este tanque se puede vaciar periódicamente o se puede abrir un nuevo tanque. Ciertos sistemas in-situ tienen lechos de lixiviación o de reacción, donde el agua residual al entrar en contacto con ellos, recibe un tratamiento de eliminación de material contaminante. En el caso del vaciado, los residuos se transportan para su tratamiento y / o eliminación. Los sistemas in-situ, también pueden incluir sistemas de alcantarillado a pequeña escala que transportan las aguas residuales a las plantas de tratamiento ubicadas en las cercanías. El tratamiento de aguas residuales puede seguir un

enfoque centralizado o descentralizado. En los sistemas centralizados, las aguas residuales se recolectan de un gran número de usuarios, como un área urbana, y se tratan en uno o más sitios. Los costos de recolección representan más del 60% del presupuesto total para la gestión de aguas residuales en un sistema centralizado, particularmente en comunidades con baja densidad de población (Massoud *et al.*, 2009).

Los procesos físicos permiten la eliminación de sustancias mediante el uso de fuerzas naturales (es decir, la gravedad), así como barreras físicas, como filtros y membranas o ultravioleta (UV), que se utilizan principalmente para la desinfección. El uso de membranas está aumentando debido a la alta calidad del efluente después del tratamiento y para la eliminación efectiva de microcontaminantes orgánicos, desde pesticidas hasta productos farmacéuticos y de cuidado personal (Liu *et al.*, 2009). Los sistemas de membrana se caracterizan por un alto consumo de energía y altos niveles de operación y mantenimiento (Visvanathan *et al.*, 2000).

Los procesos químicos se utilizan a menudo para la desinfección y para la eliminación de metales pesados. El tratamiento primario asistido químicamente, por ejemplo con sales férricas o polielectrolito, puede eliminar la DBO y los sólidos, pero el lodo generado es a menudo difícil de tratar y eliminar. Se ha demostrado que la oxidación químicamente avanzada elimina los compuestos químicos, ajena al cuerpo humano o a la especie animal a la que afecta, que es capaz de alterar el equilibrio fisiológico de los organismos de una especie (Liu *et al.*, 2009).

Los procesos biológicos en el tratamiento de aguas residuales reproducen la degradación que ocurre naturalmente en los ríos, lagos y arroyos. Estos procesos se utilizan en plantas de tratamiento de aguas residuales donde los reactores biológicos están diseñados para estimular la degradación bioquímica en condiciones cuidadosamente controladas, lo que mejora la eliminación de

contaminantes y la estabilización de los lodos. Los tratamientos biológicos de aguas residuales tienen en común el uso de microorganismos, para llevar a cabo la eliminación de compuestos contaminantes, ya sean orgánicos e inorgánicos. La función de estos procesos es, aprovechar la capacidad de los microorganismos de asimilar la materia orgánica y los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, que están disueltos en el agua residual (Cardenas *et al.*, 2012., Cobas, *et al.*, 2013).

El objetivo del tratamiento es producir agua limpia o reutilizable y un fango o lodo. Los tratamientos secundarios en su totalidad son procesos biológicos. Las principales aplicaciones de estos procesos son las siguientes (Noyola, *et al.*, 2013., Ramon, 2005):

- Eliminación de la materia orgánica normalmente medida como DBO₅.
- Nitrificación.
- Desnitrificación.
- Eliminación de fósforo.
- Estabilización de lodos.

Existen los siguientes cuatro grupos principales de procesos biológicos:

- Procesos aerobios: el proceso básico de este tratamiento es la aireación.
- Procesos anaerobios: el tratamiento se efectúa en ausencia de oxígeno.
- Procesos anóxicos: el tratamiento se efectúa en ausencia de oxígeno gas.
- Procesos aerobios, anaerobios y anóxicos combinados.

2.5 Procesos aerobios y anaerobios en el tratamiento de aguas residuales.

Existen diferentes tratamientos de aguas residuales domésticas, los cuales pueden clasificarse en: Físicos, químicos y biológicos. Estos últimos son los de mayor interés, debido a que tienen mayor eficiencia de remoción de componentes orgánicos, mismos que son oxidados por actividad microbiana presente en el proceso. Los procesos biológicos, a su vez, pueden clasificarse en aerobios y anaerobios. La digestión anaerobia es mucho más favorable económicamente debido a no necesitar aireación y que se da la generación de biogás, mismo que se puede captar y utilizar en la misma planta con finalidades energéticas. En la digestión anaerobia más del 90 % de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10 % de la energía en el crecimiento bacteriano frente a un 50% consumido en el proceso aerobio. Otro aspecto de mayor ventaja es, que la generación de lodos en exceso es mucho menor en el proceso anaerobio que en el aerobio, por lo que también se reducen los costos de tratamiento de los lodos. La digestión aeróbica consiste en procesos realizados por diversos grupos de microorganismos, principalmente bacterias y protozoos que, en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica disuelta, transformándola en productos finales inocuos y materia celular. La digestión aeróbica es un proceso mediante el cual los lodos son sometidos a una aireación prolongada en un tanque separado y descubierto. El proceso involucra la oxidación directa de la materia orgánica biodegradable y la auto oxidación de la materia celular. En las primeras fases del proceso de digestión aeróbica, cuando una población de microorganismos se pone en contacto con una fuente ilimitada de sustrato, los microorganismos se reproducen con gran rapidez, la cual sólo está limitada por su propia habilidad de reproducirse. La tasa de consumo de oxígeno aumenta rápidamente debido a la absorción y asimilación de materia orgánica. A medida que progresa la oxidación de la materia orgánica disponible, la tasa de crecimiento bacteriano empieza a disminuir. Las fuentes de carbono orgánico disponibles se hacen limitantes, por consiguiente, también se presenta una disminución en la tasa de consumo de oxígeno. Cuando la cantidad de materia orgánica disponible es apenas suficiente para garantizar la subsistencia de las distintas especies de microorganismos, éstos

comienzan a auto oxidarse mediante su metabolismo endógeno. Los productos de ésta descomposición son el dióxido de carbono, agua, compuestos inorgánicos y biomasa (materia orgánica no digerida).

2.5.1 Clasificación de los procesos aerobios y anaerobios.

AEROBIOS

- **Lagunas aeróbicas.**

En este tipo de instalación aparece dos tipos de microorganismo vivos: 1. las algas microscópicas; que se alimentan del oxígeno del aire para efectuar sus funciones de clorofila durante el día, para posteriormente cederlo en disolución al medio acuoso durante la noche. Este oxígeno disuelto, es aprovechado por bacterias aerobias, las cuales son capaces de asimilar la materia orgánica residual en presencia de oxígeno necesario, generando la oxidación de la materia orgánica.

- **Lagunas facultativas.**

Son aquellas en donde en la parte superior se dan condiciones de presencia de oxígeno y donde no llega el oxígeno del aire, los microorganismos se desarrollan en condiciones de anaerobiosis, produciéndose la descomposición de moléculas orgánicas de largas cadenas en otras más pequeñas y biomasa decantable originando gran cantidad de lodos.

- **Lodos activos.**

En ésta tecnología de tratamiento de aguas residuales, se llevan a cabo una serie de procedimientos en los que se destaca, como elemento común, contacto del agua residual con una masa biológica o lodo en suspensión, en un tanque aireado. Esta biomasa está constituida por un cultivo mixto de microorganismos (generalmente bacterias) que forma, junto con otras sustancias orgánicas e inorgánicas un conglomerado floculante. En menor proporción se encuentran los hongos, levaduras y mohos. Entre las bacterias nitrificantes pueden estar presentes las nitrosomonas

y las nitrobacterias. En el proceso del lodo activado las bacterias son los microorganismos más importantes debido a que son ellas las responsables de la descomposición de la materia orgánica contenida en el agua residual a tratar. Para la composición del lodo activado, dependerá de la composición del sustrato que le sirve de alimentación y de los parámetros tecnológicos del proceso: tiempo de retención hidráulico, tiempo de retención medio celular y la remoción específica de sustrato (carga de lodo).

- **Lodos activados aerobios.**

Es un proceso biológico de depuración de aguas residuales. La biomasa se encuentra como lodo activado en suspensión, dentro del tanque de aireación, donde el agua residual tiene contacto continuo con el mismo. Aquí se airea también el agua residual para suministrar oxígeno a los microorganismos.

- **Lodos floculentos.**

Estos lodos se forman en condiciones óptimas, la cuales dependerán del microorganismo que se utilizará para la formación de los flóculos. La formación de buenos flóculos no es necesariamente una condición para una alta eficiencia en la remoción de los compuestos orgánicos solubles presentes en un agua residual, sin embargo, cuando se desea tener un lodo denso para su recirculación, y un efluente claro, se requiere que el lodo activado forme buenos flóculos.

- **Filtros biológicos percoladores.**

El filtro percolador es un relleno cubierto de lodo, a través del cual atraviesa el agua residual en flujos laminares en forma descendente a través del relleno. Normalmente el agua residual se distribuye en forma de pulverización uniforme sobre el lecho de relleno mediante un distribuidor rotativo del flujo. El efluente se toma del fondo del tanque. Las dos propiedades más importantes de los filtros

percoladores son la superficie específica y el porcentaje de huecos. La superficie específica se define como los m^2 de superficie de relleno por m^3 de volumen total. Cuanto mayor sea la superficie específica mayor será la cantidad de limo biológico por unidad de volumen. Por otra parte, a mayor porcentaje de huecos se consiguen cargas hidráulicas superiores sin peligro de inundación. En la filtración por percolación puede requerirse un pretratamiento similar al que se efectúa en el proceso de lodos activos. Puede resultar necesario ajustar el pH mediante neutralización hasta un valor óptimo entre 7 y 9, debido a que el exceso de alcalinidad o de acidez perturba el proceso biológico.

- **Contador Biológico Rotatorio (CBR).**

Este sistema es utilizado principalmente para la reducción de la DBO. Consiste en una serie de discos de plástico de 3 a 4 m de diámetro, colocados en una flecha (eje) horizontal e instalados en un tanque de concreto. Los discos giran a velocidades entre 1 y 2 r.p.m. y aproximadamente el 40% del área superficial de los discos está sumergida en el agua residual que está contenida en un tanque de concreto. Los discos internos, al girar, remueven la materia orgánica presente en el agua residual, bajo condiciones aeróbicas. Los microorganismos presentes en el agua residual comienzan a fijarse y multiplicarse en la superficie de los discos en donde se crea una biopelícula de 2 a 4 mm de espesor. La forma de operación de éste equipo se lleva a cabo durante la rotación: el reactor toma una película de agua residual, la cual absorbe oxígeno del aire, lo que lo hace un proceso aerobio. Los microorganismos de la película, previamente formada, remueven la materia orgánica soluble, en presencia del oxígeno.

- **Filtro aerobio sumergido.**

Este sistema consiste de un tanque empacado con elementos plásticos, cerámicos o piedras de pequeño tamaño (inferior a los 2 cm). El empaque provee área para la adherencia de los microorganismos y se encuentra sumergido en el agua residual.

El oxígeno debe ser incorporado al agua mediante difusores colocados en el fondo del reactor y acoplados a un sistema de compresión de aire. Un filtro sumergido no contiene en el interior del tanque partes móviles y combina un tratamiento con base en biopelícula y biomasa en suspensión, características que le permiten alcanzar una concentración alta de microorganismos, proporcionándole capacidad para el tratamiento de altas cargas de materia orgánica y estabilidad en su operación.

PROCESOS ANAEROBIOS

- **Fosa séptica.**

El tanque séptico es la unidad fundamental del sistema de fosa séptica ya que en éste se separa la parte sólida de las aguas residuales por un proceso de sedimentación simple, o bien por flotación natural. En los lodos sedimentados se realiza la digestión anaerobia en condiciones desfavorables, debido a la falta de mezclado y a la temperatura ambiente. Estas limitaciones se ven reducidas en cierto grado por el largo tiempo de residencia del lodo dentro del sistema, normalmente de uno a dos años (Madera, *et al.*, 2005).

En ésta tecnología en particular, los procesos de digestión anaerobia no se llevan a cabo totalmente, debido a las limitaciones ya señaladas, lo que se traduce en la liberación de materia orgánica soluble como resultado de la hidrólisis de los sólidos orgánicos retenidos como lodos.

- **Lagunas anaerobias.**

Es donde el proceso de depuración se lleva a cabo en ausencia de oxígeno. Durante éste proceso suceden 2 etapas: En la primera etapa (ácidogénesis), un grupo de bacterias sintetizadoras de ácido se encarga de romper los polímeros de la masa residual, transformándolas en sus monómeros, tales como ácidos, aldehídos, cetonas y alcoholes. En una segunda etapa (metanogénesis): otro grupo de

bacterias transforman los compuestos antes mencionados, en metano (CH_4), amoníaco (NH_3), dióxido de carbono (CO_2) e hidrogeno (H_2) (Elias, et al., 2001).

- **Digestor anaerobio convencional (sin mezcla).**

Consiste de un tanque cerrado sin agitación y sin calentamiento, en donde el desecho a tratar se estratifica en zonas definidas. La zona microbiana activa ocupa cerca del 30% del volumen total del tanque. Posee tiempos de retención hidráulica mayores a 60 días.

- **Digestor anaerobio de alta tasa (con mezcla y calentamiento).**

Posee el mismo sistema que el digestor anaerobio convencional, pero a diferencia de éste, tiene un sistema de mezcla y calentamiento. El mezclado del tanque favorece la interacción entre la materia orgánica y el microorganismo lo cual, incrementa la eficacia de digestión frente a la variante convencional, en conjunción con la temperatura en sus valores óptimos (entre 34 y 37 °C). Esto genera la reducción del tiempo de retención hidráulica (y celular) a valores que van entre los 15 a 20 días y tanques de volumen menor.

- **Filtro anaerobio.**

Consiste en un reactor inundado de flujo ascendente o descendente empacado con soportes. El agua residual atraviesa el lecho empacado permitiendo la interacción entre el sustrato en el agua residual y el microorganismo adherido al empaque. Debido a que en este sistema el microorganismo se encuentra adherido al empaque, su tiempo de retención celular es mayor al tiempo de retención hidráulica. Este sistema puede aplicarse en el tratamiento de aguas residuales de casas habitación debido a su alta resistencia a la fluctuación en caudales. En tales casos, este sistema regularmente se coloca después de una fosa séptica con el fin de

retener sólidos y flotantes. La eficiencia de remoción para DQO está alrededor del 65% para aguas residuales de tipo doméstico (Madera, *et al.*, 2005).

- **Reactor anaerobio de lecho con flujo ascendente.**

También conocido como UASB, por sus siglas en inglés (upflow anaerobic sludge blanket). La característica que define a éste reactor, es que no requiere de un medio de soporte para la retención de los microorganismos y que éstos estén en contacto con el agua residual. La retención se da mediante sedimentación de los microorganismos en forma de gránulos o flóculos densos, lo que aumenta considerablemente el tiempo de retención celular. Con esto es posible operar el sistema con tiempos más reducidos de retención hidráulica y con volúmenes de reactor limitados, conservando buenas eficiencias en la remoción de materia orgánica. Esto se favorece debido a la turbulencia que provocan las burbujas de gas que ascienden hacia la superficie y al flujo ascendente del agua que atraviesa la cama (Cooper, 1999).

2.6 Procesos químicos de remediación.

Después de que los métodos biológicos aerobios son aplicados durante el tratamiento de aguas residuales, ocurre un proceso biológico anaeróbico, el cual se debe a que aún permanece una cierta cantidad de materia orgánica difícil de degradar, denominada recalcitrante, que se mide como Demanda Química de Oxígeno (DQO). Se puede denominar a la DQO como la cantidad de oxígeno necesaria para llevar a cabo la oxidación de la materia orgánica presente en un agua residual. Además, que la DQO representa tanto la materia orgánica biodegradable como la no biodegradable.

En la actualidad, ya se llevan a cabo trabajos relacionados con la remediación de aguas residuales con alto contenido orgánico en el ámbito agrícola, pero hasta el momento no se ha encontrado en la literatura revisada, alguno que proponga ser

acoplado en la salida de las aguas residuales de una casa habitación. En cuanto a su diseño y manejo, existen diferentes trabajos aplicados a reactores de lecho fijo, en el cual se modifica la conformación de los mismos (flujo ascendente y flujo descendente) así como el comportamiento hidrodinámico, para evitar que el reactor se sature contemplando también el régimen de mezcla dentro del reactor para lograr una mejor eficiencia. También se considera la granulometría del lecho que va desde los 0.92 mm hasta los 4.43 mm y la altura del lecho, que va desde los 0.40 m hasta los 0.90 m, así como el flujo operacional, que va desde 1 L/ min hasta 5 L/min (Borja, *et al.*, 1998; Rivas-Lucero, *et al.*, 2003 Bernal-Martinez, 2010).

2.7 Arena sílica, origen y uso como reactante.

La arena sílica es una molécula estable resultante de la combinación de un átomo de Silicio y dos de Oxígeno (SiO_2). Los usos industriales de la arena sílica derivan de sus importantes propiedades físicas y químicas, destacándose especialmente su dureza, resistencia química, alto punto de fusión, piezoelectricidad y piroelectricidad. Además, la arena sílica es un material altamente oxidativo y permite un intercambio iónico con aquello que tiene contacto, funcionando como un catalizador. Se sabe que éste material, propicia la degradación de diferentes compuestos orgánicos y si se utiliza en reactores, éste material propicia la formación de una biopelícula en la superficie de los granos de arena. Esto se da, debido a que la arena sílica, permite la acumulación de algunos microorganismos por su facilidad de contribuir en las reacciones aerobias como anaerobias. El aumento y disminución de dicha biopelícula se encuentra en función de la velocidad con la que fluye el líquido en la superficie de la arena (Sokolovski, *et al.*, 1994; Tabares, *et al.*, 1995).

2. JUSTIFICACIÓN

Las aguas residuales urbanas representan un foco de contaminación severo, al no recibir el tratamiento adecuado para su disposición en los cuerpos de agua, quedando fuera de los límites máximos permisibles de las NOM-SEMARNAT-001-1996 y SEMARNAT-002-1996.

Algunos de los métodos de remediación de aguas residuales tienen altos costos, debido a que se necesita de maquinaria para realizar ciertas labores durante el proceso, la cual necesita suministro de energía eléctrica para su funcionamiento (Warner, 2011). Estos procesos pueden llegar a necesitar de productos químicos para facilitar el trabajo o llevar a cabo alguna reacción como floculación o coagulación, entre otros.

Los reactores de lecho fijo son de fácil construcción y disposición, ya que no requieren de algún tipo de energía externa (bombas o partes mecánicas) para funcionar. La puesta en marcha de ésta tecnología únicamente consta de colocar el dispositivo en la pluma del agua que se requiere remediar. Para la fase reactante que se propone usar en el reactor de lecho fijo, es arena sílica, por su disponibilidad en la región y sus propiedades oxidantes. Además, tiene capacidad de formar una biopelícula a partir de diferentes microorganismos degradadores de materia orgánica.

Este estudio tiene como propósito lograr un reactor experimental para la remoción de materia orgánica y generar el conocimiento científico de su aplicación, en diseño de casas habitación con características ecológicas.

4. HIPÓTESIS

Mediante el uso de un reactor de lecho experimental, con medio de soporte de arena sílica, se logrará la remoción de materia orgánica en un 100% en agua residual de una casa habitación.

5.OBJETIVOS.

5.1 Objetivo general.

Determinar la eficiencia de un reactor de lecho experimental con medio de soporte de arena sílica como barrera reactiva absorbente para la remoción de materia orgánica en agua residual de una casa habitación.

5.2 Objetivos específicos.

- Caracterizar el agua residual sintética para comparar similitud con agua residual de casa habitación.
- Determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica del medio de soporte de arena sílica, con base a las diferentes alturas del lecho.
- Evaluar la capacidad y eficiencia del reactor experimental con matriz de arena sílica en la remoción de materia orgánica en agua residual de una casa habitación.

6. MATERIALES Y METODOS.

6.1 Diseño experimental.

Se evaluó la capacidad de remoción de la arena sílica a diferentes alturas de lecho (20 cm, 30 cm y 40 cm), así como la velocidad de saturación de la columna y el tiempo de residencia hidráulica. Con los datos obtenidos, se generaron las curvas de saturación de los lechos para poder estimar la velocidad de saturación, el porcentaje de remoción y el tiempo de residencia hidráulica, en el supuesto que se tuviera un agua residual con valores mayores a los que registro el ARS. Además, se determinó que las pruebas de efectividad se realizarían por triplicado (**Figura 1**).

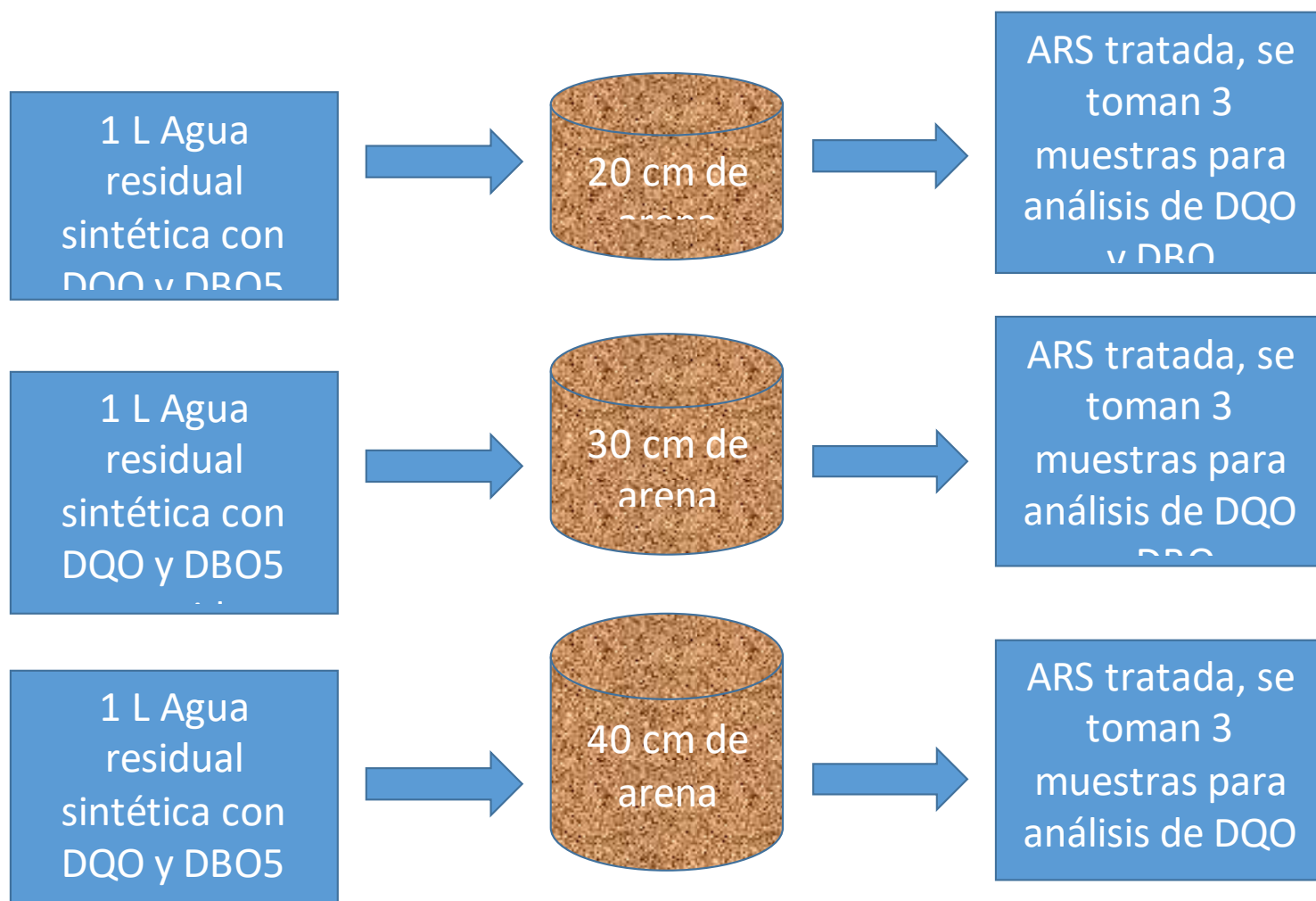


Figura 1. Pruebas de efectividad de reducción de materia orgánica

Para alcanzar los objetivos planteados en el presente trabajo, la metodología fue dividida en tres partes de acuerdo con cada uno de los objetivos específicos a alcanzar: en el primero objetivo es caracterizar el agua residual sintética para comparar similitud con con agua residual de casa habitación. Se identificó y caracterizó la composición y parámetros de los efluentes, mediante la medición de la DQO con un fotómetro Hanna 83200 y la medición de la DBO mediante el colorímetro Hach DR-890. Para ello se elaboró un agua residual sintética para reactores prototipo y de laboratorio (Tabla 3), que fuera similar en cuanto a concentraciones de DQO y DBO a las aguas residuales que se generan las casas habitación (Rodríguez-Sánchez y Lozano-Rivas, 2012).

Para la preparación del ARS se llevaron a cabo los siguientes pasos.

1. Se prepararon soluciones altamente concentradas de cada uno de los constituyentes seleccionados en 1 L de agua de la red de abastecimiento.
2. Los constituyentes de difícil dilución (como la fécula y la leche en polvo) fueron agitados en agua a 300 RPM durante 3 minutos para evitar la formación de grumos.
3. En la solución de aceite se adicionaron unas gotas de detergente líquido con el propósito de emulsionar las grasas y porque el detergente es un constituyente normal en ARD
4. Se mezclaron las soluciones de cada constituyente empelando alícuotas establecidas a partir de la DQO, de manera que la DQO de la composición resultante se asemejara a la de la ARD.
5. Las soluciones concentradas pueden permanecer refrigeradas por espacio no mayor de un mes, tiempo después del cual se presenta degradación de los constituyentes.
6. El sustrato sintético compuesto se deja 24 horas a temperatura ambiente para permitir la formación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) que se encuentran comúnmente en ARD.

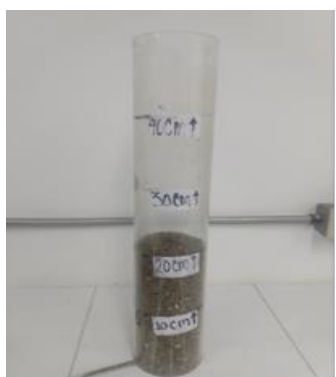
Tabla 3. Materiales para elaboración de ARS.

Material	Cantidad
Leche en polvo	100 mg/L
Gelatina sin sabor	35 mg/L
Almidón	170 mg/L
Sal común	7 mg/L
Azúcar	28 mg/L
Urea	3 mg/L
Fosfato Bicalcico	40 mg/L
Sulfato de magnesio	2.5 mg/L
Inoculo de microorganismos	70 mL/L
Aceite de soya	15 gotas
Jabón de tocador	3 gotas

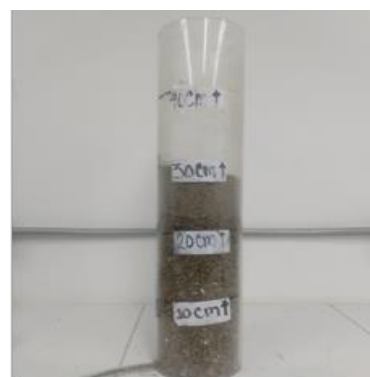
El segundo objetivo fue determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica del medio de soporte de arena sílica, con base a las diferentes alturas de lecho (Figura 2). Para la elaboración del reactor experimental con lecho de arena sílica se utilizó arena con una densidad de 1.60 g/cm^3 , misma que se vertió dentro de tubos de acrílico traslucido de 64 cm de alto, 6 cm de diámetro y un volumen del reactor de 1800 cm^3 .

Se utilizaron 3 diferentes alturas de lecho: 20 cm (45% del volumen total del reactor), 30 cm (65% del volumen total del reactor) y 40 cm (85% del volumen total del reactor). Se realizó el tamizado de la arena sílica para conocer las características granulométricas que ésta tiene. Se utilizaron 4 tamices de diferentes números de malla: 35 (500 μm), 45 (345 μm), 60 (250 μm) y 100 (150 μm) y una alimentación de

1 kg de arena sílica. La malla 35 fue la que mayor retención presentó, al retener casi el 97% del total del peso de la arena (Tabla 4).



20 cm.
TRH:
170 s



30 cm
TRH:
220 s



40 cm
TRH:
360s

Figura 2. Tubos de acrílico con diferentes alturas de lecho.

Tabla 4. Valores obtenidos durante el proceso de tamizado.

Tamiz	Número de malla	Abertura de malla nm	Peso g	Peso acumulado g	Porcentaje %	Porcentaje acumulado %
1	35	500	968.00	968.00	96.80%	96.80%
2	45	345	7.03	975.03	0.70%	97.50%
3	60	250	11.43	986.46	1.14%	98.65%
4	100	150	8.58	995.04	0.86%	99.50%
	Cernido		1.36	996.40	0.14%	99.64%

La finalidad de este proceso unitario, fue conocer las proporciones granulométricas propias de la arena sílica y entender el comportamiento probable que tendrá este material, al ser dispuesto y confinado en un recipiente; si algunas partículas tenderán a ir al fonde del mismo, o se quedarán en la superficie, que es donde existe el menor contacto con el agua a tratar.

Para el tercer objetivo específico es evaluar la capacidad y eficiencia del reactor experimental con matriz de arena sílica en la remoción de materia orgánica en agua residual de una casa habitación, se realizó la medición de DQO con el equipo Hanna 83200 antes y después del proceso en el reactor, así como la medición de DBO antes y después del proceso en el reactor con el equipo Hach DR-890; Esto con la finalidad de analizar los cambios en la concentración inicial del ARS respecto a la concentración final de la misma y determinar cual fue la eficiencia de remoción, así como el tiempo de residencia hidráulica y conocer cual fue la altura de lecho idónea para la mayor remoción de la materia orgánica. Estos valores son necesarios para llevar a cabo los cálculos de ingeniería posteriores para el escalamiento del proceso.

En las mediciones de DQO se llevó a cabo el método descrito por el fabricante del equipo (Hach) y para las mediciones de DBO₅ se llevó a cabo el método Winckler o de incubación.

6.2. Toma de muestra para medición de DQO y DBO en ARS.

Para la medición de la DQO se utilizó el método de digestión rango bajo (3-150 mg/L) aprobado por la EPA como prueba rápida, mediante los tubos de digestión de la marca Hach (Figura 3.).

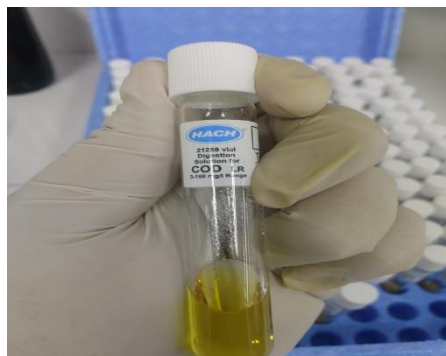


Figura 3. Tubos de digestión marca Hach

Se tomaron 2mL de muestra de ARS los cuales fueron vertidos a los tubos de digestión Hach, se agitaron manualmente por 30 segundos y se metieron en una estufa de calentamiento (Figura 4.) durante 2 horas a 150°C.



Figura 4. Estufa de calentamiento.

Para poder utilizar el colorímetro Hach DR-890, primero fue necesario encenderlo. Después, se introdujo un tubo de digestión con agua destilada (como blanco), mismo que debió sufrir el mismo procedimiento que los tubos con muestra, se le colocó el capuchón y se presionó la tecla zero.

Una vez que los tubos se enfriaron por al menos 20 minutos, se procedió a realizar las lecturas; esto introduciendo los tubos al adaptador que se encuentra en la parte superior del colorímetro Hach DR-890 (Figura 5.).



Figura 5. Colorímetro Hach DR-890.

Se colocó el capuchón y se presionó la tecla READ. Acto seguido, el valor del ARS aparecía en la pantalla.

Para la DBO_5 , se utilizó método Winkler (OD) que es aquel donde se mide el oxígeno disuelto inicial presente en el ARS y posteriormente se incubó en total oscuridad a $30^{\circ}C$ dentro de una botella Winkler; para así medir nuevamente el oxígeno disuelto presente en el ARS. La diferencia que exista entre ambas lecturas, es la cantidad de oxígeno disuelto en el ARS. Las mediciones se realizan con el fotómetro multiparamétrico Hanna HI 83200. El análisis es una adaptación del método Winkler con modificación de Azida de Standard Methods for examination of waste water.

Se toman 60 mL de muestra (Figura 6.), a continuación se hace la adición de los reactivos A,B y C proporcionados por el fabricante del equipo Hanna HI 83200 (Figura 7.). La muestra se tornó de color anaranjado (Figura 8.), en donde se tomaron 10 mL para la lectura con el equipo.



Figura 6. Recipiente de 60 mL



Figura 7. Adición de reactivos.



Figura 8. Coloración de agentes reactantes..

Para realizar la lectura con el equipo, fue necesario introducir la cubeta de medición (Figura 9.), dentro de la zona de incidencia del haz de luz con 10 mL de muestra (Figura 10.), la cual previamente se limpió por el exterior con una toalla de papel para eliminar las huellas dactilares que podrían interferir con la medición del equipo.



Figura 9. Cubetas de medición



Figura 10. Cubetas en zona de lectura.

Se baja la tapa de la zona de incidencia y se presiona la tecla READ. La primer lectura fue la del blanco (se elaboró con agua destilada en vez de ARS) para calibrar el equipo. A continuación, se introdujeron las cubetas con la muestra del ARS proveniente de la columna utilizada en turno. Este paso se repitió 3 ocasiones.

6.3. Área de estudio.

La realización de las corridas experimentales, se llevaron a cabo en el laboratorio de físico-química del Instituto Tecnológico Nacional de México Campus Veracruz (Figura 11.).

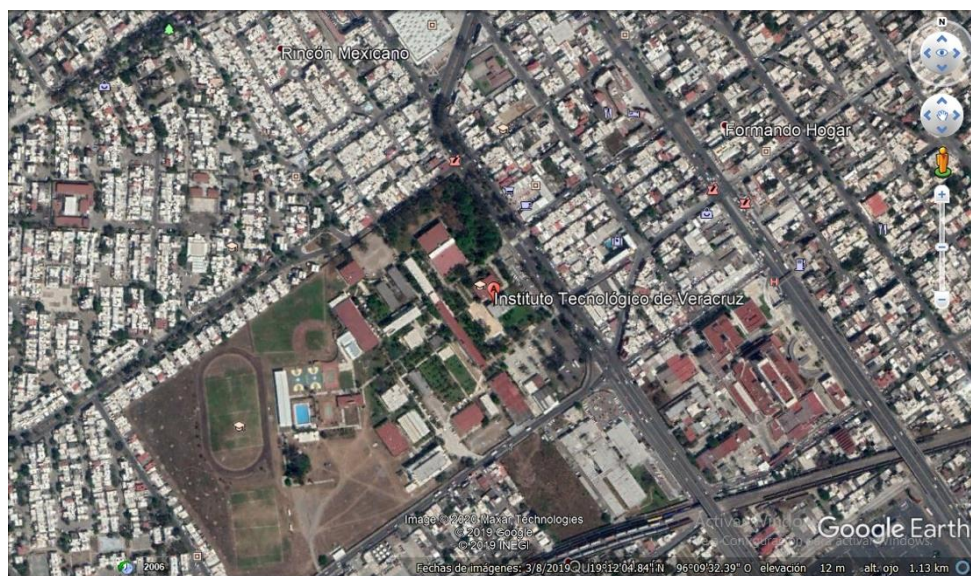


Figura 11. Localización satelital del ITVer, tomado de google maps

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

7.1. Caracterización del agua residual sintética.

Para el objetivo 1, se caracterizó el ARS elaborada en el laboratorio. El ARS presentó valores similares a los del agua residual proveniente de casas habitación, mismos que se detallan en la tablas 5, 6 y 7.

Tabla 5. Valores generales del ARS.

Parámetro	Valor muestra 1 (mg/L)	Valor muestra 2 (mg/L)	Valor muestra 3 (mg/L)	Valores medios (mg/L)
DQO	386	361	375	374
Sólidos Disueltos	40	40	40	40
pH	7.11	7.24	7.20	7.20
Nitritos (NO ₂)	0.0	0.0	0.0	0.0
Nitratos (NO ₃)	0.0	0.0	0.0	0.0
Fósforo (P)	4	6.5	5.4	5.3

Aunque los valores no son exactamente iguales entre ambas aguas residuales, los parámetros medidos en el ARS fueron representativos y se tomaron para llevar a cabo los análisis.

La obtención de estos datos respalda la decisión de utilizar un ARS para el análisis de eficiencia del reactor, ya que de haberse hecho con agua residual de casas habitación, pudo existir un error en la medición de los parámetros, mismo que sería causado por la presencia de otras sustancias que pudieran modificar la composición del agua residual.

7.2. Reactores.

Cumpliendo con la realización del objetivo 2, con los cálculos necesarios, de acuerdo con la información encontrada en la literatura y los datos obtenidos de la caracterización del agua residual sintética, se elaboraron los reactores prototipo. Cada prototipo de filtración se compone de dos capas; la capa ubicada en el fondo corresponde al material de soporte, se trata de arena con un tamaño en su mayoría de 0.0005 mm, inmediatamente y hacia arriba sigue la capa superior o capa de filtración que es donde se forma la biopelícula por acción de los microorganismos que ayudan a la degradación de materia orgánica (Figura 12).

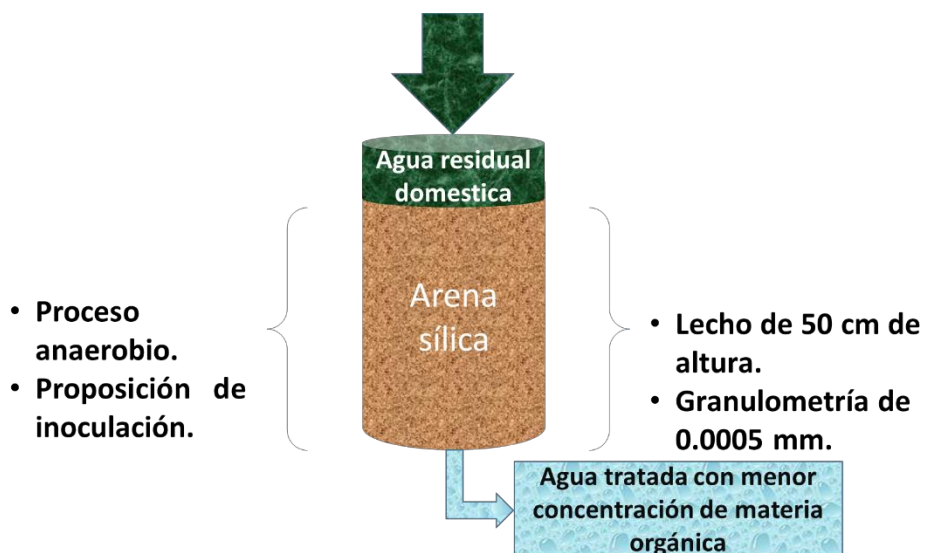


Figura 12. Capas del reactor de arena.

La capa de filtración es la responsable de remover la mayor cantidad de carga contaminante debido a la estrechez entre los granos que la componen ya que contiene las partículas más finas de material granular. La capa de filtración también controla el caudal a la salida del filtro (Figura 13). La función de la capa de soporte es permitir el drenaje del agua proveniente de la capa superior de arena hacia la salida del filtro. Esta capa debe tener la altura suficiente para cubrir y proteger a la tubería de infiltración, de manera que esta se encuentre en contacto con el fondo del filtro. La altura debe ser de al menos 5 cm.



Figura 13. Componentes del reactor de arena

Aunque Tabares, et al., 1995, reportaron cerca del 90 % de eficiencia, en su reactor de flujo ascendente, este requiere maquinas de aeración lo cual genera un gasto en energía eléctrica, además que el proceso dura 5 días.

7.3. Funcionamiento del reactor de arena.

El filtro de arena cuenta con cinco zonas bien definidas (Figura 14):

1. Zona de reservorio para el agua de entrada, que es en donde se vierte el agua en el filtro.
2. Zona de agua estancada, esta agua mantiene la arena mojada a la vez que deja que el oxígeno pase a la biocapa.
3. Zona biológica, se desarrolla en los 5-10 cm superiores de la superficie de arena. La arena de filtración extrae los patógenos, las partículas suspendidas y otros contaminantes. Al igual que en los filtros de arena lentos, se forma una capa biológica de microorganismos (también conocida como biocapa o schmutzedecke) en los 1-2 cm superiores de la superficie de arena.
4. Zona no-biológica, virtualmente no contiene microorganismos vivos, debido a la falta de nutrientes y oxígeno.
5. Zona de grava, mantiene la arena en su lugar y evita que el tubo de salida se tapone.

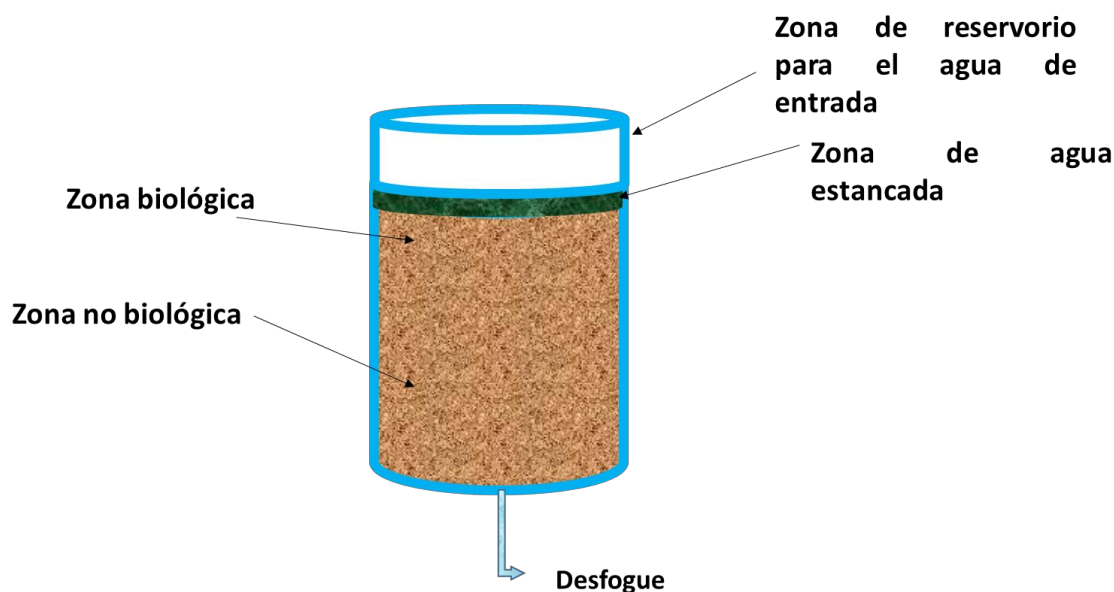


Figura 14. Zonas del filtro de arena.

Los patógenos y los sólidos suspendidos se extraen a través de la combinación de procesos biológicos y químicos que se dan lugar en la biocapa y dentro de la capa de arena. Estos procesos incluyen: atrapamiento mecánico, depredación, adsorción y muerte natural.

a. Atrapamiento mecánico. Los sólidos suspendidos y los patógenos quedan físicamente atrapados en los espacios existentes entre los granos de arena.

b. Depredación. Los patógenos son consumidos por otros microorganismos que se encuentran en la biocapa.

c. Adsorción. Los patógenos se adhieren entre ellos, a los sólidos suspendidos que se encuentran en el agua y a los granos de arena.

d. Muerte natural. Los patógenos terminan su ciclo de vida o mueren porque no tienen suficiente alimento u oxígeno para su supervivencia.

El agua contaminada se coloca en el reservorio de manera constante. El agua pasa lentamente a través del difusor y se filtra hacia abajo a través de la biocapa, la arena y la grava. Luego, el agua tratada fluye naturalmente hacia la manguera de salida.

7.3.1. Durante el proceso.

El agua que se encuentra en la parte de arriba del filtro empuja el agua a través del difusor y el filtro (también se le denomina carga hidráulica). El nivel de agua en el reservorio va bajando a medida que el agua va fluyendo uniformemente a través de la arena. El caudal irá disminuyendo con el tiempo, ya que habrá menos presión que fuerce al agua a que vaya a través del filtro. El agua que ingresa tiene oxígeno disuelto, nutrientes y contaminantes, proporcionando así el oxígeno que necesitan los microorganismos existentes en la biocapa para sobrevivir. Las partículas más grandes y los patógenos quedan atrapados en la parte de arriba de la arena, bloqueando parcialmente los espacios porosos que existen entre los granos de arena, esto también hace que el caudal disminuya.

Para el correcto funcionamiento de los reactores fue necesario dividir la alícuota de 1L en tres partes iguales: es decir en 3 partes de 335mL, esto con la finalidad de que el lecho se permeara de manera correcta. En las pruebas que no se realizó de esa manera, algunas zonas del lecho, quedaban sin permear y, para efectos del análisis, se requería el lecho fuera permeado en su totalidad.

7.4. Pruebas de remoción y análisis usando Minitab.

En la tabla 6 se plasmaron los valores de DQO obtenidos después del uso del reactor, así como el porcentaje de remoción alcanzado en cada una de las columnas con las alturas de lecho propuestas. En ésta sección de ensayo experimental, se determinaron los tiempos de medición en lapsos de 5 segundos, esto para agrupar los datos y que su procesamiento fuera mas sencillo de incorporar al minitab y minimizar el error latente en este tipo de análisis.

Tabla 6. Valores obtenidos durante las corridas del reactor.

Tiempo	20 cm	30 cm	40 cm
5	69%	73%	75%
10	68%	72%	74%
15	67%	72%	74%
20	66%	71%	73%
25	65%	71%	73%
30	65%	70%	72%
35	64%	69%	72%
40	63%	69%	72%
45	62%	68%	71%
50	61%	68%	71%
55	60%	67%	70%
60	59%	66%	70%
65	59%	66%	69%
70	58%	65%	69%
75	57%	65%	69%

80	56%	64%	68%
85	55%	64%	68%
90	54%	63%	67%
95	53%	62%	67%
100	53%	62%	66%
105	52%	61%	66%
110	51%	61%	65%
115	50%	60%	65%
120	49%	59%	65%
125	48%	59%	64%
130	48%	58%	64%
135	47%	58%	63%
140	46%	57%	63%
145	45%	57%	62%
150	44%	56%	62%
155	43%	55%	62%
160	42%	55%	61%
165	42%	54%	61%
170	41%	54%	60%
175	40%	53%	60%
180	39%	52%	59%
185	38%	52%	59%
190	37%	51%	58%
195	36%	51%	58%
200	36%	50%	58%
205	35%	50%	57%
210	34%	49%	57%
215	33%	48%	56%
220	32%	48%	56%
225	31%	47%	55%

230	30%	47%	55%
235	30%	46%	54%
240	29%	46%	54%
245	28%	45%	54%
250	27%	44%	53%

Con un diagrama de dispersión se puede determinar el tipo de relación que existen entre dos variables cuantitativas, las utilizadas para éste análisis fueron el porcentaje de remoción contra tiempo en que el agua recorria, de manera vertical, el lecho del reactor (Figuras 15 y 16). Los resultados obtenidos en las pruebas de eficiencia de remoción en el reactor se presentan del reactor de 20 cm de altura de lecho, posteriormente el reactor con 30 cm de altura del lecho y finalmente el reactor de 40 cm de altura de lecho. Se utilizó el programa minitab con el método de ANOVA, para realizar el análisis de los datos obtenidos y conocer si existe alguna diferencia significativa entre los métodos aplicados (Figura 17).

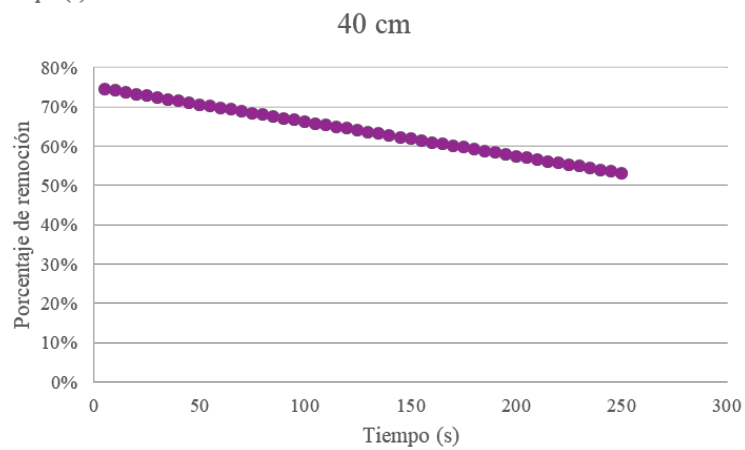
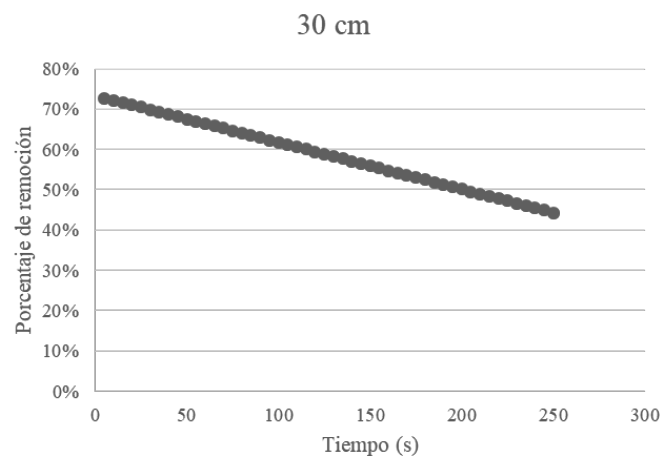
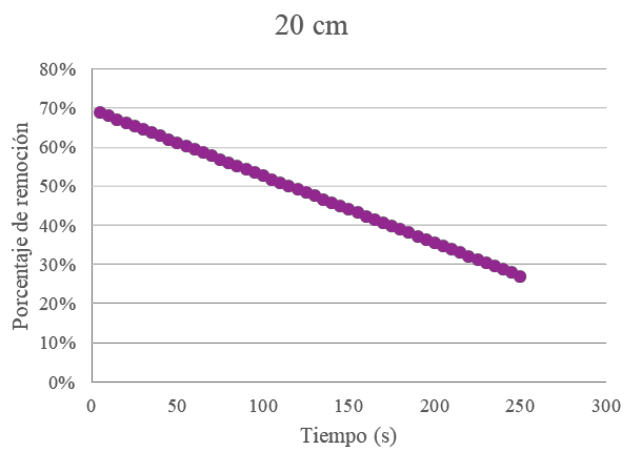


Figura 15. Gráficas de remoción de los diferentes lechos.

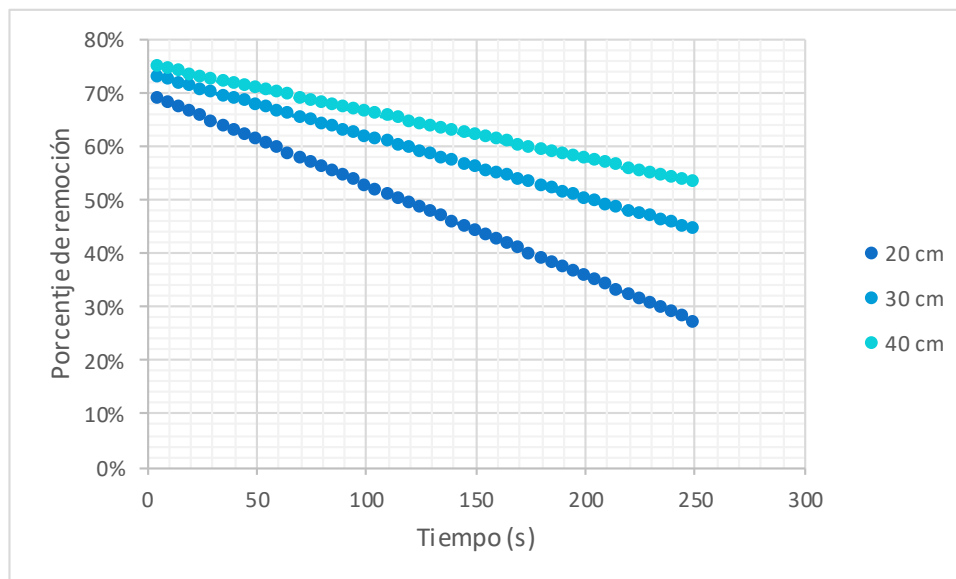


Figura 17. Comparación entre gráficas de remoción.

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
20 cm	50	23.97200591	0.479440118	0.01538926
30 cm	50	29.29426082	0.585885216	0.007177115
40 cm	50	31.95965756	0.639193151	0.004088309

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.66155544	2	0.33077772	37.2292279	8.29553E-14	3.057620652
Dentro de los grupos	1.306079504	147	0.008884895			
Total	1.967634943	149				

Figura 16. Análisis estadísticos realizados en Minitab 18.

Se sabe que si $P < \alpha = H_0$, se rechaza la hipótesis nula, donde $\alpha = 0.05$ y $P = 8.29553 \times 10^{-14}$ por lo tanto, se comprueba que existe una diferencia significativa en al menos uno de los reactores propuestos.

El reactor de lecho fijo de arena sílica, a diferencia de otros trabajos, no requirió un sistema de aereado o de algún equipo para la preservación de los microorganismos con ello el ahorro energético se vió beneficiado (Rivas-Lucero, *et al.*, 2003; Houbbron, *et al.*, 2016; Tonetti, *et al.*, 2005), sin embargo no se logró una eficiencia tan alta, atribuible al tiempo de residencia del agua dentro del reactor. El porcentaje de remoción máximo que se logró en el reactor de lecho fijo, fue de 75% con un tiempo de retención hidráulica corto en comparativa con Rodríguez, *et al.*, 2002, donde el tiempo de residencia hidráulica fue de hasta 80 días con un porcentaje de remoción apenas superior al 80% y Rodríguez-Miranda, *et al.*, 2010, lograron entre 60% y 70% de efectividad en la degradación de materia orgánica con un humedal artificial de más de 90 días de tiempo de retención hidráulica.

Para el objetivo 3: Para el uso como sistema de tratamiento de aguas casas habitación, una vez atendiendo las necesidades de diseño para aumentar el tiempo de residencia hidráulica, se estimó que podría llegar a ocuparse como un sistema de tratamiento de aguas insitu. El reactor de lecho fijo de arena sílica demostró su capacidad oxidativa sin necesidad de utilizar un catalizador como el oxígeno a diferencia de Sokolovskii, *et al.*, 1999, donde no pudieron prescindir de la alimentación con oxígeno.

9. CONCLUSIONES

El reactor logró porcentajes de remoción del 80% con tiempos de retención bajos. Los tiempos de retención fueron bajos debido al diseño de reactor (flujo descendente). Si se plantea el rediseño del reactor se alcanzarán mayores tiempos de retención hidráulica, esto se traducirá en un mayor porcentaje de remoción. La baja retención hidráulica, no favoreció la formación total de la biopelícula que ayuda a la degradación de materia orgánica, por lo tanto, si se rediseña el reactor, podría esperarse que porcentaje de remoción aumente por acción de la biopelícula, además, el lecho podría ser inoculado con algún microorganismo que coadyuve a la degradación de los contaminantes, aunque se elevarían los costos de producción del mismo.

Si bien el efluente del reactor no se encuentra dentro de los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-SEMARNAT-001 y 002- 1996, el reactor alcanza porcentajes de remoción de hasta el 75%, por lo tanto, es conveniente modificar el efluente del reactor para aumentar el tiempo de residencia hidráulica y con ello, aumentar la eficiencia de remoción del mismo. Es necesario realizar un lavado de la arena sílica antes de disponerla en el reactor, debido a que de manera natural, esta contiene materia orgánica que puede ocasionar variaciones en las lecturas de DQO y DBO₅. El lecho de mayor altura 40 cm, es el que presenta una mayor eficiencia de remoción.

10. REFERENCIAS.

Barba, L., E., Torres, P., Rodríguez, J., A., Marmolejo, L., F. y Pizarro, C., A. (2010). *Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas*. INGENIERÍA E INVESTIGACIÓN VOL. 30 No. 1, ABRIL DE 2010 (75-79).

Bernal-Martínez, L. A., Barrera-Díaz, C., Solís-Morelos, C., Natividad, R. (2010). Synergy of electrochemical and ozonation processes in industrial wastewater. Chemical Engineering Journal. 2010, 165 (2010) 71-77.

Bokova, I., G. (2017). *Aguas residuales, el recurso desaprovechado*. Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017.

Borja-Padilla, R., Alba, J., Martín-Martín, A. y Mancha, Á., (1998). *Influencia de la velocidad de carga orgánica sobre el proceso de digestión anaerobia de aguas de lavado de aceitunas de almazara en reactores de lecho fluidizado*. Grasas y Aceites Vol. 49. Fase. 1 (1998), 42-49.

Cárdenas, C., Suher, C. Y., Benítez, A., Páez, K., Perruolo, T., Angulo, N., Araujo, I. y Herrera, L. (2012). *Desempeño de un reactor biológico secuencial (RBS) en el tratamiento de aguas residuales domésticas*. Rev. Colomb. Biotecnol. Vol. XIII No. 1 Julio 2011 85-93 Rev. Colomb. Biotecnol. Vol. XIV No. 2 Diciembre 111-120.

Clabaugh, M.M. (2001). *Nitrification of landfill leachate by biofilm columns*. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.

CONAGUA (Comision Nacional del Agua). (2016). *Numeragua Mexico 2016*.

Cobas, M., Ferreira, Lz, Tavares, T., Sanromán, M. a, Pazos, M. (2013). *Development of permeable reactive biobarrier for the removal of PAHs by Trichoderma longibrachiatum*. Chemosphere. 2013 Apr;91(5):711-6. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.028.

Cooper, P. (1999). *A REVIEW OF THE DESIGN AND PERFORMANCE OF VERTICAL-FLOW AND HYBRID REED BED TREATMENT SYSTEMS*. Wat. Sc«. Tech. Vol. 40, No.3, pp. 1-9, 1999.

Coutiño Rodríguez, E., M Del R. (2008). *Agua, como un riesgo para la salud*. Revista Medica de la Universidad Veracruzana.

Elias, J.M., Salati, F. y Salati, E. (2001). *Performance of constructed wetland system for public water supply*. Water Science and Technology Vol 44 No 11–12 pp 579–584.

Eckenfelder, W.W., Patoczka, J.B., Pulliam, G.W. (1988). *Anaerobic versus aerobic treatment in the U.S.A*. Proceedings of the 5th International Symposium of Anaerobic Digestion, Bologna, Italia.

FAO, 1999 citado por Silva, J., *et al.*, (2008). FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (1999). *Wastewater treatment and use in agriculture*.

Galindo, A., Toncel, E. y Rincón, N. (2016). *Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como material de soporte*. rev.ion. 2016;29(2):39-50. Bucaramanga (Colombia).

Geankoplis, C., J. (1998). *Procesos de transporte y operaciones unitarias*. CECSA, tercera edición.

González, M., y Saldarriaga, J. C. (2008). *REMOCIÓN BIOLÓGICA DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y FÓSFORO EN UN SISTEMA TIPO ANAEROBIO-ANÓXICO-AEROBIO*. Revista EIA, ISSN 1794-1237 Número 10, p. 45-53. Diciembre 2008.

Grady, L.C.P., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D.M. (1999). *Biological Wastewater Treatment*, Tercera edición, Journal of Chemical Information and Modeling.

Habit, E., Parra, O. y Valdovinos, C. (2005). *ICTIOFAUNA DE UN SISTEMA FLUVIAL RECEPTOR DE AGUAS SERVIDAS: RESPUESTAS A UNA NUEVA PLANTA DE TRATAMIENTO (RIO QUILQUE, CHILE CENTRAL)*. Gayana 69(1): 94-103, 2005 ISSN 0717-652X

Herrera, L., Flores, P., Mejías, P., Vargas, L., Cárdenas, C., Araujo, I., Del Villar, Nilian y Delgado, J. (2014). *Tratamiento de aguas residuales domésticas para su potencial reutilización industrial*. Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas ISSN 0375-538X ~ Vol. 48. Nº 2, Mayo-Agosto 2014, Pp. 101 – 114.

INEGI. (2017). Medio ambiente, Agua. Consultado en línea en <https://www.inegi.org.mx/temas/agua/>.

Liu, Z., Kanjo, Y. and Mizutani, S. (2009). *Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment – Physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: A review*. Science of The Total Environment, Vol. 407, No. 2, pp. 731–748.

Madera, C. A., Silva, J., P. y Peña, M. R. (2005). *Sistemas combinados para el tratamiento de aguas residuales basados en tanque séptico - filtro anaerobio y humedales subsuperficiales*. Ingeniería y Competitividad, Volumen 7, No. 2, p. 5 - 10.

Manoli, E. y Samara, C. (1999). *Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: sources, occurrence and analysis*. TrAC Trends in Analytical Chemistry. Volume 18, Issue 6, June 1999, Pages 417-428.

Massoud M., A., Tarhini A. y Nasr, J.A. (2009). *Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries*. J Environ Manage. 2009 Jan;90(1):652-9. doi: 10.1016/j.jenvman.2008.07.001. Epub 2008 Aug 12.

Masters, G.M., Ela, W. (2008). *Introducción a la ingeniería medioambiental*, Tercera edición. Prentice Hall. Madrid, España.

Metcalf y Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*. (McGrawHill).

Morett-Salas, H., M., Flores-Nuño, L., O. y Vázquez-Beas, M., S. (2017). *Construcción de un humedal para la remediación del Río Ahuisculco, Tala, Jalisco*. Repositorio Institucional del ITESO.

Mujeriego, R. (1990). *Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada*. Generalitat de Catalunya, Universitat Politècnica de Catalunya.

Norma Oficial Mexicana- 001- SEMARNAT. (1996). *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*.

Norma Oficial Mexicana- 002- SEMARNAT. (1996). *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal*. Diario Oficial de la Federación.

Noyola, A; Morgan-Sagastume, J., M; Güereca, L., P. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas*. (Instituto de ingeniería). Diario Oficial de la Federación.

Olguin, E., González-Portela, R. y Sánchez-Galván, G. (2010). *Contaminación de ríos urbanos: El caso de la subcuenca del río Sordo en Xalapa, Veracruz, México*. Rev Latinoam Biotecnol Amb Algal 1(2):178-190

ONU-AGUA, (2017). Wastewater the untapped resource. The united nations world water development report.

Pérez, A y Torres, P. (2008). *Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo*. Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia N.º 45 pp. 27-40. Septiembre, 2008.

Ramón, J. A. (2005). *Tratamiento de aguas residuales urbanas utilizando la depuración simbiótica*. Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas, vol. 3, núm. 2, julio, 2005, pp. 26-33.

Reynolds, T.D., Richards, P.A. (1996). *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering*. Segunda edición.

Rigola-Lapeña, M., (1990). *Tratamiento de aguas residuales: aguas de proceso y residuales*. (Marcombo, S. A.).

Rincón, A; Angulo-García, F; Olivar-Tost, G., (2008). *Análisis y control de un biorreactor anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente*. Dyna, Año 76, Nro. 157, pp. 123-132.

Rivas-Lucero, B.A., Nevárez-Moorillon, Virginia; Margulis, B; Pérez-Hernández, A; Saucedo-Teran, R. (2003). *Tratamiento de aguas residuales de uso agrícola en un biorreactor de lecho fijo*. Agrociencia, vol. 37, núm. 2, marzo-abril, 2003, pp. 157-166.

Rodriguez-Miranda, J.P., Gómez, E., Garavito, L. y López, F. (2010). *Estudio de comparación del tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando lentejas y*

buchón de agua en humedales artificiales. Tecnología y ciencias del Agua, enero-marzo de 2010.

Sato, T., Qadir, M., Yamamotoe, S., Endoe, T. y Zahoor, A. (2013). *Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use.* Agricultural Water Management.

Silva, J., Torres, P. y Madera, C. (2008). *Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión.* AGRONOMIA 26-2 -PROFE194).indd 347 06/10/2008 19:41:40.

Sokolovskii, V; Parmalina, A; Miceli, D; Arena, F; Giordano, N. (1994). *On the Nature of the Catalytic Activity of Silica-Based Oxide Catalysts in the Partial Oxidation of Methane to Formaldehyde with O₂.*

Tavares, C.R.G., Sant'anna, J.R., Capdeville, B. (1995). *The effect of air superficial velocity on biofilm accumulation in a three-phase fluidized-bed reactor.* Wat. Res. Vol. 29, No. 10, pp. 2293-2298, 1995.

Tonetti, A. L., Coraucci, F., B., Feijo de Figueiredo, R. y Okano, Sao P., C., C. (2005). *REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, COLIFORMES TOTAIS E NITRIFICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS POR FILTROS DE AREIA.* Eng. sanit. ambient. Vol.10 - Nº 3- jul-set 2005, 209-218.

Tredoux, G., Cavé, L., Engelbrecht, P. (2004). *Groundwater pollution: are we monitoring appropriate parameters?* Water SA Vol. 30 No. 5 (Special edition).

Visvanathan C., Ben Aim, R. and Parameshwaran, K. (2000). *Membrane separation bioreactors for wastewater treatment*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Vol. 30, No. 1, pp. 1–48.

von Sperling, M. (2007). *Wastewater Characteristics Treatment and Disposal*. Biological Wastewater Treatment Series.

Yeh, C.-H., Lin, C.-W., Wu, C.-H. (2010). *A permeable reactive barrier for the bioremediation of BTEX-contaminated groundwater: Microbial community distribution and removal efficiencies*. Journal of Hazardous Materials.