



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL

CIIDIR IPN UNIDAD DURANGO

USO DE ASTILLAS DE MADERA DE MEZQUITE
(*Prosopis*) EN UN SISTEMA DE BIOFILTROS
PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES
MUNICIPALES

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN
CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL

PRESENTA:

DOLORES BEATRIZ SOSA HERNÁNDEZ

DIRECTOR: DR. JUAN MANUEL VIGUERAS CORTÉS

CO-DIRECTOR: DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA



Victoria de Durango, Dgo., Julio de 2015



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Durango, Dgo. siendo las 12:00 horas del día 13 del mes de julio del 2015 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación del: CIIDIR-IPN Unidad Durango para examinar la tesis titulada:

Uso de astillas de madera de mezquite (Prosopis) en un sistema de biofiltros para tratar aguas residuales municipales

Presentada por el alumno:

SOSA

HERNÁNDEZ

DOLORES BEATRIZ

Apellido paterno

Apellido materno

Nombre(s)

Con registro:

B	1	3	0	6	6	1
---	---	---	---	---	---	---

aspirante de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

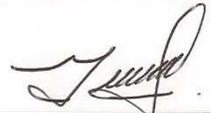
LA COMISIÓN REVISORA

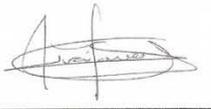
Directores de tesis


DR. JUAN MANUEL VIGUERAS CORTES

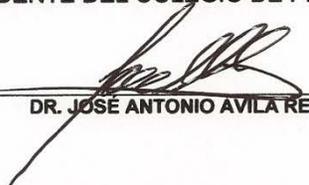

DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA


DRA. MARÍA ELENA PÉREZ LÓPEZ


M. EN C. MARÍA GUADALUPE VICENCIO DE LA ROSA


DR. IVÁN MORENO ANDRADE

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


DR. JOSÉ ANTONIO AVILA REYES



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R
UNIDAD DURANGO
I.P.N.



SIP-13-BIS

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTORES DE TESIS

México, D.F. a 09 de julio del 2015

El Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR-IPN Durango en su sesión Extraordinaria No. 4 celebrada el día 19 del mes de mayo conoció la solicitud presentada por el(la) alumno(a):

<u>SOSA</u>	<u>HERNÁNDEZ</u>	<u>DOLORES BEATRIZ</u>							
Apellido paterno	Apellido materno	Nombre (s)							
Con registro:									
<table border="1" style="display: inline-table; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="padding: 2px 5px;">B</td> <td style="padding: 2px 5px;">1</td> <td style="padding: 2px 5px;">3</td> <td style="padding: 2px 5px;">0</td> <td style="padding: 2px 5px;">6</td> <td style="padding: 2px 5px;">6</td> <td style="padding: 2px 5px;">1</td> </tr> </table>			B	1	3	0	6	6	1
B	1	3	0	6	6	1			

Aspirante de: Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:
Uso de astillas de madera de mezquite (*Prosopis*) en un sistema de biofiltros para tratar aguas residuales municipales

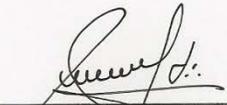
De manera general el tema abarcará los siguientes aspectos:
Evaluación de un sistema de biofiltros, en un arreglo continuo aire-sin aire usando como medio filtrante astillas de madera de mezquite en la remoción de materia orgánica, material suspendido y patógenos de aguas residuales domésticas tal que el efluente cumpla con la normatividad para reúso en riego.

2.- Se designan como Directores de Tesis a los Profesores:
Dr. Juan Manuel Viguera Cortés y Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga

3.- El trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesina será elaborado por el alumno en:
El CIIDIR-IPN Unidad Durango
que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente hasta la aceptación de la tesis por la Comisión Revisora correspondiente:

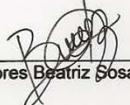
Directores de Tesis



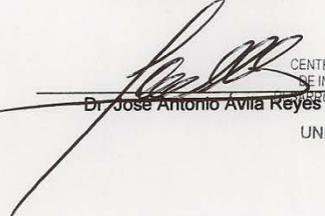
Dr. Juan Manuel Viguera Cortés
Aspirante



Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga
Presidente del Colegio



Ing. Dolores Beatriz Sosa Hernández



Dr. José Antonio Avila Reyes


 CENTRO INTERDISCIPLINARIO
 DE INVESTIGACIÓN PARA EL
 DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
 C.I.I.D.I.R.
 UNIDAD DURANGO
 I.P.N.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de México, D.F. el día **13** del mes de **julio** del año **2015**, la que suscribe **Dolores Beatriz Sosa Hernández** alumna del Programa de **Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental**, con número de registro **B130661**, adscrita al **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango. CIIDIR-IPN Unidad Durango**, manifiesta que es la autora intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del **Dr. Juan Manuel Vigueras cortés** y del **Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga** y cede los derechos del trabajo titulado **Uso de astillas de madera de mezquite (*Prosopis*) en un sistema de biofiltros para tratar aguas residuales municipales**, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso de la autora y/o directores del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones bet_2186@hotmail.com, jmvigueras@hotmail.com y marco.cuerna@gmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



ING. DOLORES BEATRIZ SOSA HERNÁNDEZ

Esta tesis se realizó en el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, CIIDIR IPN Unidad Durango, en el Laboratorio de Ciencias Ambientales, bajo la dirección del Dr. Juan Manuel Viguera Cortés y codirección del Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga, es parte complementaria del proyecto “Sistema híbrido de biofiltros empacados con astillas de mezquite (*Prosopis leavigata*) para tratamiento de aguas residuales” con registro SIP20144701.

DEDICATORIA

A Dios por permitirme vivir esta etapa de mi vida, por darme salud, fortaleza y brindarme la oportunidad de disfrutar a mi familia y conocer gente valiosa en mi vida.

A mis padres, el Sr. Juan Manuel Sosa Ávila y la Sra. Lucía Guadalupe Hernández Moreno, por su aliento y motivación en los momentos difíciles, principalmente por su apoyo incondicional y su amor, por sus consejos y enseñanzas de vida que me han hecho crecer cada día y mejorar como persona.

A mis hermanos, Juan, Ricardo, Jessica y Perla, por su cariño, apoyo, amor y consejos, por las vivencias que hemos compartido, por todo lo que he aprendido de ellos y por impulsarme a cumplir mis metas.

A Juan Pablo, por compartir su vida conmigo, porque me motivó a luchar por mis metas profesionales y sobre todo por su paciencia, cariño y amor.

AGRADECIMIENTOS

Al CIIDIR-IPN-Unidad Durango por facilitarme las instalaciones para llevar a cabo el trabajo de tesis, además de contribuir con mi formación profesional y personal.

A CONACYT por la beca otorgada para la realización de la Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental.

Al Dr. Juan Manuel Vigueras Cortés y al Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga por su dirección, apoyo incondicional y por compartirme su experiencia durante la realización de este trabajo, por sus consejos y recomendaciones para la mejora continua del proyecto de tesis y de mi formación profesional.

A la Dra. Maria Elena Pérez López, a la M. en C. Maria Guadalupe Vicencio de la Rosa y al Dr. Iván Moreno Andrade por la asesoría brindada durante el desarrollo del proyecto, por su valioso tiempo dedicado a las revisiones y contribuciones para mejorar la calidad del presente trabajo.

A la Ing. Sandra Janett Alvarado Reyes por su apoyo y enseñanza durante la fase experimental y por su amistad.

Al personal del Laboratorio de Ciencias Ambientales por las facilidades otorgadas y por sus consejos en el ámbito profesional y personal.

Al personal de apoyo del CIIDIR-IPN-Unidad Durango por su ayuda en el abastecimiento de aguas residuales que se usaron durante el desarrollo del proyecto.

A los profesores de las asignaturas del CIIDIR-IPN-Unidad Durango por compartirme sus conocimientos y experiencias tanto personales como profesionales.

A las autoridades de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) oriente por facilitar la toma de muestras del agua residual.

A la Empresa Forestal Nueva Vizcaya por facilitar el uso de maquinaria para la preparación del material filtrante en la primera fase experimental.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS.....	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE ACRÓNIMOS.....	vi
RESUMEN.....	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	3
2.1 Tratamiento de aguas residuales.....	3
2.1.1 Plantas de tratamiento.....	6
2.1.2 Sistemas naturales de tratamiento.....	10
2.2 Costos de tratamientos de aguas residuales	13
2.3 Biofiltración.....	16
2.3.1 Principio de funcionamiento de la biofiltración	17
2.3.2 Formación de biopelícula.....	18
2.3.3 Medio filtrante.....	19
2.3.4 Biofiltración sobre cama orgánica (BFCO).....	22
2.3.4.1 Ventajas y desventajas de la biofiltración sobre cama orgánica	23
2.3.4.2 Aplicaciones de la biofiltración orgánica	24
2.4 Leyes y normas en materia de reúso de aguas residuales tratadas.....	27
2.5 El mezquite.....	28
III. JUSTIFICACIÓN	30
IV. HIPÓTESIS.....	31
V. OBJETIVOS.....	31
5.1 Objetivo general	31
5.1 Objetivos específicos.....	31
VI. MATERIALES Y MÉTODOS	32
6.1 Obtención del material filtrante orgánico.....	32
6.1.1 Preparación y caracterización del MFO	33
6.2 Agua residual municipal.....	34
6.3 Análisis del comportamiento del sistema de biofiltración.....	35

6.3.1	Montaje de unidad experimental	35
6.3.2	Fase I: Acondicionamiento de unidad experimental	37
6.3.3	Fase II: Evaluación de las CHS en el sistema de biofiltración	37
6.3.4	Medición de pérdida de carga.....	37
6.3.5	Evaluación de eficiencias del sistema de biofiltración	38
6.3.6	Montaje de técnicas de laboratorio	39
6.3.7	Análisis estadístico de los datos	39
VII.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
7.1.	Caracterización del influente	40
7.2	Características del material filtrante orgánico (MFO)	41
7.3	Análisis del comportamiento del sistema de biofiltración.....	42
7.3.1	Fase I: Acondicionamiento de unidad experimental	42
7.3.2	Fase II: Evaluación del sistema de biofiltración.....	44
7.3.2.1	Remoción de DBO ₅	44
7.3.2.2	Remoción de DQO	47
7.3.2.3	Remoción de CF	49
7.3.2.4	Remoción de SST	52
7.3.2.5	pH y CE	54
7.3.2.6	Pérdida de carga	57
7.3.2.7	Efecto de la CHS sobre la eficiencia de remoción de contaminantes	58
7.4.	Comparación de la astilla de mezquite con otros materiales filtrantes orgánicos.....	59
VIII.	CONCLUSIONES	63
IX.	RECOMENDACIONES	64
X.	BIBLIOGRAFÍA	65

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Costos de construcción, operación y mantenimiento para un módulo de 1000 L/s..	16
Tabla 2. Eficiencias de remoción de materiales filtrantes orgánicos en aguas residuales sanitarias, domésticas y municipales	25
Tabla 3. Eficiencias de remoción de materiales filtrantes orgánicos en aguas residuales industriales.	26
Tabla 4. Límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratadas para su reúso en áreas públicas NOM-003-SEMARNAT-1997	27
Tabla 5. Límites máximos permisibles para el reúso de agua USEPA 2004	28
Tabla 6. Composición de agua residual cruda	40
Tabla 7. Características del material filtrante orgánico (MFO).....	41
Tabla 8. Eficiencia de remoción y concentración promedio de contaminantes en la evaluación del sistema de biofiltros	58
Tabla 9. Comparación de eficiencias de remoción de contaminantes con materiales filtrantes orgánicos	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Composición de agua residual cruda	4
Figura 2. Costos de construcción de seis tratamientos evaluados	14
Figura 3. Costos de operación y mantenimiento de seis tratamientos evaluados.....	15
Figura 4. Árbol de mezquite	29
Figura 5. Diagrama de flujo de proceso experimental	32
Figura 6. Poda y recolección de ramas de mezquite.....	33
Figura 7. a) Astillado del material filtrante orgánico, b) Tamizado de las astillas de mezquite	34
Figura 8. Toma de muestra de agua residual de la PTAR oriente del municipio de Durango	35
Figura 9. Sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite.....	36
Figura 10. Arreglo de biofiltros en serie; a) Unidad experimental, b) Vista de unidad experimental y su duplicado.....	38
Figura 11. Astillas de madera de mezquite empleadas como material filtrante orgánico (MFO) en el sistema de biofiltros	41
Figura 12. Vista del material filtrante orgánico después de 15 meses de operación, a) BF con aire, b) BF sin aire.	42
Figura 13. Efluentes de los biofiltros empacados con astillas de mezquite BF1-2 sin aire y BF3-4 con aire.	44
Figura 14. Eficiencia de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite	45
Figura 15. Comparación estadística de la remoción de demanda bioquímica de oxígeno del biofiltro con aire y la salida del sistema (n=4).....	47
Figura 16. Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite	48
Figura 17. Comparación estadística de la remoción de demanda química de oxígeno del biofiltro con aire y la salida del sistema (n=4).....	49
Figura 18. Eficiencia de remoción de coliformes fecales en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite	50

Figura 19. Comparación estadística de la remoción de coliformes fecales del biofiltro con aire y la salida del sistema (n=4)	52
Figura 20. Eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite	53
Figura 21. Comparación estadística de la remoción de sólidos suspendidos totales del biofiltro con aire y la salida del sistema (n=4).....	54
Figura 22. Comportamiento del pH en el sistema de biofiltros	55
Figura 23. Comportamiento de la conductividad eléctrica en el sistema de biofiltros	56
Figura 24. Pérdida de carga en los biofiltros aireados.....	57
Figura 25. Efluentes de los biofiltros empacados con astillas de madera de mezquite como medio soporte a una CHS de $1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, a) BFs con aire b) BFs sin aire	59

LISTA DE ACRÓNIMOS

AR	Agua residual
BF	Biofiltro
BFCO	Biofiltración sobre cama orgánica
BOD ₅	Biochemical oxygen demand
CE	Conductividad eléctrica
CF	Coliformes fecales
CHS	Carga hidráulica superficial
CNA	Comisión Nacional del Agua
CO ₂	Dióxido de carbono
COD	Chemical oxygen demand
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno
DCE	Dicloroetano
DOF	Diario Oficial de la Federación
DQO	Demanda química de oxígeno
EC	Electrical conductivity
FC	Fecal Coliform
H ₂ O	Agua
HFS	Humedal de flujo superficial
HH	Huevos de helminto
HLR	Hydraulic loading rate
HS	Humedal de flujo sub-superficial
INE	Instituto Nacional de Ecología
INIFAP	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
MFO	Material filtrante orgánico
N	Nitrógeno

N-NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
P	Fósforo
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
SINIA	Sistema Nacional de Información Ambiental
SST	Sólidos suspendidos totales
TSS	Total suspended solids
USA	United States of America
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WW	Wastewater

RESUMEN

La biofiltración sobre cama orgánica es un proceso para tratar aguas residuales que utiliza un medio filtrante orgánico, el cual se ha venido desarrollando en las dos últimas décadas. En este estudio se emplearon astillas de madera de mezquite (*Prosopis*) como material filtrante orgánico en un sistema de biofiltración a escala laboratorio, evaluando el efecto de la carga hidráulica superficial (CHS) sobre la remoción de materia orgánica, material suspendido y microorganismos patógenos, tal que el efluente cumpla con la normatividad ambiental de México y Estados Unidos de América para reúso en riego. Se construyó y probó por duplicado un sistema de dos biofiltros conectados en serie, empacados con astillas de madera de mezquite, el primero aireado ($0.62 \text{ m}^3 \text{ aire m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y el segundo sin aire para el tratamiento de agua residual, proporcionada por la planta de tratamiento Oriente de la ciudad de Durango recolectada después del tratamiento primario. Los cuales fueron alimentados a flujo continuo, previa fase de acondicionamiento, consecutivamente con diferentes CHS: 0.54, 1.07 y $1.34 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, denominadas etapa I, II y III respectivamente. La astilla de mezquite mostró alta eficiencia de remoción a una CHS de $1.07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, de 92% de DBO_5 , 78% DQO, 95% SST y 4 unidades logarítmicas de CF, agua tratada que cumple con la normatividad vigente. La CE del agua tratada tuvo un valor promedio de $637 \pm 38 \mu\text{S cm}^{-1}$. De acuerdo a los resultados las astillas de madera de mezquite pueden emplearse como medio de soporte en biofiltros orgánicos en el tratamiento de aguas residuales de pequeños generadores; con el arreglo del sistema de biofiltros probado, el efluente reusarse en el riego agrícola y áreas verdes ya que cumple con los estándares nacionales e internacionales. Por la concentración de coliformes fecales, los efluentes no requieren aplicación de desinfección, por lo que el tratamiento de aguas de pequeños usuarios resulta económico.

Palabras clave: biofiltración, medio filtrante orgánico, sistema descentralizado, tratamiento de agua residual en zonas áridas.

ABSTRACT

Biofiltration on organic bed is a process for treating wastewater that uses an organic filter material, which has been developing over the past two decades. In this study, a biofiltration system was evaluated at laboratory scale using mesquite (*Prosopis* sp.) woodchips as an organic filter material evaluating the effect of hydraulic loading rate (HLR) on the removal of organic matter, suspended material and microorganisms pathogens during the municipal wastewater treatment, such that the effluent met Mexican and United States of America environmental regulations for reuse in irrigation. It was installed and tested in duplicate two biofilters connected in series, packed with mesquite wood chips, the first aerated ($0.62 \text{ m}^3 \text{ air m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) and the second unaerated. The source of wastewater (WW) was provided of the treatment plant of Durango City, Mexico. For 200 days, three HLRs: 0.54, 1.07 and $1.34 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, were consecutively tested and called stage I, II and III respectively, previous to the conditioning step. The mesquite wood chips showed high removal efficiency of pollutants to HLR of $1.07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ reaching 92% of BOD_5 , COD 78%, TSS 95% and FC four log units, achieved meet with regulatory standards. EC with an average value of $637 \pm 38 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$. The results showed that mesquite wood chips are an good material used as a support in organic filters for treating wastewater of small generators; the arrangement of the biofilter system produces effluents that meet national and international standards for reuse in agricultural irrigation and green areas. Effluents do not require applying disinfection, so that its application for wastewater treatment for small users is economic.

Keywords: biofiltration, decentralized system, organic filter media, wastewater treatment in arid semiareas.

I. INTRODUCCIÓN

El incremento de la población, el desarrollo industrial y las necesidades de producción de alimentos ocasiona la generación de grandes volúmenes de agua residual y su falta de tratamiento y/o tratamiento inadecuado provoca contaminación ambiental y problemas de salud en la población, debido a la presencia de materia orgánica en exceso y de organismos patógenos que en ocasiones llegan a los cuerpos receptores, por descargas urbanas, agrícolas e industriales, siendo un grave problema en varias partes del mundo; focalizadas principalmente en comunidades rurales y pequeñas industrias que no cuentan con tratamiento para sus efluentes. Por tal motivo, debe ser prioritario el control, la reducción y el tratamiento de las descargas.

Aunado a lo anterior, la necesidad de personal capacitado, los altos costos de operación y mantenimiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales convencionales limitan su implementación en diversos sectores de la población por falta de recursos económicos y tecnología adecuada para sus condiciones.

Ante esta situación, en las dos últimas décadas, se ha venido desarrollando el proceso de Biofiltración sobre cama orgánica (BFCO) como una alternativa a la necesidad de saneamiento de estos sectores, ya que es un sistema que requiere poca intervención técnica, además de ser una tecnología limpia, de bajo costo y fácilmente adaptable (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011), altamente eficiente en la remoción de contaminantes físicos y químicos (Buelna, 1994), y la calidad de los efluentes cumplen con los parámetros que exige la normatividad nacional e internacional para su reúso o disposición en cuerpos receptores.

Una ventaja de la BFCO es que utiliza materiales orgánicos autóctonos y disponibles en cada región como material filtrante orgánico (MFO) y una desventaja es que hay pocos MFO evaluados e identificados como adecuados para ser utilizados.

Para zonas semiáridas de México, se ha reportado el uso de fibra de agave, desecho de la industria del mezcal, el cual no está disponible en muchas regiones. A fin de desarrollar la tecnología de biofiltración con materiales regionales, se buscó utilizar una especie abundante en estas zonas, seleccionando al mezquite (*Prosopis*) que se distribuye en la altiplanicie de México, y por tanto disponible en Durango. Bajo este esquema la finalidad de este trabajo fue evaluar las astillas de madera de mezquite como medio filtrante en un sistema de biofiltros en el tratamiento de agua residual municipal.

II. ANTECEDENTES

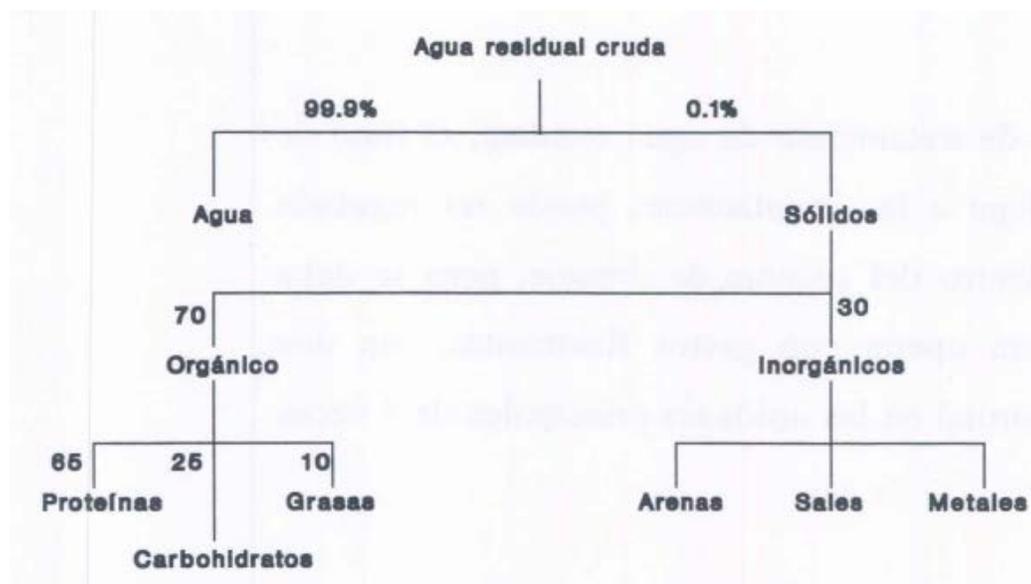
2.1 Tratamiento de aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícola, pecuaria, doméstica, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (DOF, 1997) que eventualmente pueden ser dispuestas en aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Capra, 1998 citado por Delgadillo-Zurita y Condori-Carrillo, 2010). La mayor contaminación de cuerpos de agua proviene de las descargas de aguas residuales no tratadas que contienen un amplio rango de contaminantes (Fernández-Alba *et al.*, 2010).

Algunos de los efectos negativos que provocan al medio ambiente y a la salud humana son (Vollenweider, 1968):

- Olores y sabores desagradables en los cuerpos receptores debido a las sustancias presentes en el agua residual, como consecuencia de su descomposición en ausencia de oxígeno, con desprendimiento de gases.
- Toxicidad de algunos compuestos minerales y orgánicos, con acción sobre la fauna y la flora de los cuerpos receptores y los consumidores posteriores de agua de los causes.
- Infecciones provocadas por la presencia de bacterias, virus u otros microorganismos, los cuales encuentran en las aguas residuales un modo de propagación.
- Contaminación térmica, que algunos efluentes de tipo industrial pueden provocar.
- Eutrofización por altas concentraciones de compuestos como nitratos y ácidos ortofosfóricos, que estimulan el crecimiento de la microflora.
- Alteraciones en las cadenas tróficas del sistema receptor (Dyer *et al.* 2003).

La composición del agua residual depende de la cantidad de agua utilizada por habitante y de sus hábitos de vida. En promedio el agua residual cruda contiene alrededor de 1000 mg/L de sólidos en solución y en suspensión (Noyola *et al.*, 2000). En la figura 1 se muestra su composición típica.



Fuente: Noyola *et al.* (2000)

Figura 1. Composición de agua residual cruda

Los constituyentes principales encontrados en aguas residuales son (Mihelcic y Zimmerman, 2012):

- pH: Mide la concentración de iones de hidrógeno presentes, puede afectar los métodos de tratamiento biológico si su valor sale del rango entre 6.5 y 8.5, además de provocar problemas de corrosión en los equipos expuestos con el agua residual.
- Demanda Química de Oxígeno (DQO): Es la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación química de la materia orgánica. Esta prueba proporciona un medio indirecto de la concentración de materia oxidable (orgánica e inorgánica) en el agua residual.

- Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días (DBO_5): Es la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable durante cinco días y a 20°C y corresponde a la cantidad de oxígeno necesaria para oxidarla biológicamente en CO_2 y en nuevo material celular. La relación DQO/DBO_5 proporciona una indicación de la biodegradabilidad de las aguas residuales.
- Sólidos Suspendidos Totales (SST): Sólidos constituidos por sólidos sedimentables y materia orgánica en suspensión y/o coloidal, que son retenidos en el elemento filtrante. Están compuestos por partículas orgánicas o inorgánicas.
- Patógenos: Son microorganismos que provienen del tracto intestinal y son un riesgo para la salud humana, ya que provocan enfermedades como fiebre tifoidea, cólera, gastroenteritis. Entre ellos se encuentran bacterias, virus, protozoos y helmintos (Vargas, 1996).
- Contenido de nutrientes (nitrógeno (N) y fósforo (P)): Estos compuestos, conjuntamente con la materia carbonácea o DBO_5 indican si las aguas residuales tienen la adecuada proporción de nutrientes como para facilitar la degradación de la materia orgánica presente en las aguas residuales. Si se presentan en exceso pueden causar impacto en la calidad del cuerpo receptor (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Para obtener una imagen de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes parámetros mediante análisis que ayuden a determinar sus características físicas, químicas y biológicas. Las propiedades físicas comúnmente usadas para determinar las impurezas en el agua residual son la turbiedad, sólidos y el color (Noyola *et al.*, 2000). Estos proporcionan información importante del origen de las aguas residuales, el grado de contaminación y cómo se van a reutilizar después de tratarlas. Las características químicas tienden a ser más específicas, entre ellas se encuentran el pH, la DQO, diferentes formas de nitrógeno y fosfatos, principalmente. En cuanto a constituyentes biológicos se consideran la DBO_5 , coliformes fecales (CF)

y huevos de helminto (HH), que son los objetivos básicos de remoción en el tratamiento biológico de aguas residuales.

2.1.1 Plantas de tratamiento

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son instalaciones donde el agua residual es recolectada de diferentes fuentes (domésticas, industriales, etc.) que pasa por una serie de operaciones unitarias (físicas), procesos químicos y biológicos, con el fin de degradar y estabilizar los contaminantes que contienen, para que al disponerla en un cuerpo receptor o al reusarla en otras actividades, no ocasione riesgos a la salud y/o al ambiente, tomando como base los límites máximos permisibles de contaminantes que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996 y la NOM-003-SEMARNAT-1997. Las PTAR son instalaciones costosas que por lo regular se diseñan para tener una vida útil de 30 años o más (Noyola *et al.*, 2000).

En el tratamiento de aguas residuales, se conocen como operaciones unitarias a los métodos donde predominan los fenómenos físicos para la eliminación de contaminantes. La remoción de compuestos o contaminantes químicos o biológicos se conoce como procesos. Estas operaciones y procesos se asocian entre sí para conformar los llamados trenes de tratamiento, que incluyen; 1) pretratamiento, 2) tratamientos primario, 3) secundario, 4) terciario para remover nutrientes y 5) desinfección (Metcalf y Eddy, 1991).

De acuerdo con Ramalho (1996), la selección del tratamiento de aguas residuales depende de los siguientes factores:

- a) Características del agua residual: DBO₅, pH, materia en suspensión y productos tóxicos.
- b) Calidad del efluente de salida, según del destino que se le desee dar, requerido principalmente por criterios de la legislación ambiental.

- c) Costo y disponibilidad de terrenos, por ejemplo ciertos tratamientos biológicos (lagunaje, estanques de estabilización) que son costeables cuando el terreno es de bajo costo.
- d) Costo local del agua, por ejemplo ciertos tratamientos sofisticados (osmosis inversa) podrían justificarse en ciertas regiones si el costo del agua es elevado mientras que estarían fuera de lugar en regiones donde el costo del agua es bajo.

El tratamiento preliminar acondiciona el agua residual para ser tratada en las siguientes etapas del tratamiento, a través de la eliminación de sólidos gruesos o materiales voluminosos (trapos, cartones, plásticos), sólidos pequeños (canicas, plásticos pequeños) y del azolve del agua residual que se acumula por sedimentación que pueden interferir en la eficiencia de los equipos (tuberías y bombas) y procesos de tratamiento de aguas subsecuentes (Delgadillo-Zurita y Condori-Carrillo, 2010), también se eliminan aceites y arenas, las cuales pueden interferir en los procesos biológicos. Los efluentes industriales pueden requerir adicionalmente pretratamiento físico-químico para la extracción de bases/ácidos, metales pesados o aceites (Mihelcic y Zimmerman, 2012).

El tratamiento primario es físico y su objetivo es remover sólidos de menor tamaño que en el tratamiento preliminar, utilizando la sedimentación, mejorando el tratamiento de las aguas subsecuentes. Remueve el 90% de los sólidos sedimentables, 65% de los sólidos en suspensión y hay disminución de alrededor de un 35% de la DBO₅ (Metcalf y Eddy, 1991). Las unidades típicas son cribado, mezclado, adsorción, desorción, transferencia de gas, sedimentación y flotación (Noyola *et al.*, 2000).

Después del tratamiento primario, el agua residual ha perdido una cantidad significativa de la materia que contenía, pero aún tiene una alta demanda de oxígeno, debido a la abundancia de materia orgánica disuelta (medida como DBO₅). De aquí la necesidad de removerla a través de un tratamiento secundario que utiliza

microorganismos (tratamiento biológico) para descomponer la materia orgánica biodegradable, tanto coloidal como disuelta, además de la eliminación de compuestos que contienen elementos nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P). La materia orgánica es la fuente de energía y de carbono que necesitan los microorganismos para su crecimiento, también es necesaria la presencia de nutrientes, que contengan los elementos esenciales para su desarrollo. En el caso de sistema aerobio es necesaria la presencia de oxígeno disuelto en el agua. Este último aspecto será crucial para elegir el proceso biológico más conveniente (Cyclus, 2012).

Algunos ejemplos de tratamientos biológicos son: lodos activados, filtros percoladores, zanjas de oxidación, lagunas aireadas, etc.

Dentro de los tratamientos secundarios se encuentran dos tipos: los procesos aerobios y los anaerobios. Los procesos aerobios eliminan los contaminantes orgánicos y los transforman en presencia de oxígeno en biomasa bacteriana, CO₂ y H₂O (1). Mientras que los procesos anaerobios transforman la sustancia orgánica en biogás (mezcla de metano y CO₂) en ausencia de oxígeno (2) (Gaudy y Gaudy, 1988).



De acuerdo a la interacción de la materia orgánica y los microorganismos responsables de la remoción de los contaminantes del agua residual, los sistemas de tratamiento secundarios también se clasifican en; a) procesos suspendidos, donde los contaminantes están en suspensión junto con los microorganismos responsables de la degradación (por ejemplo lodos activados) y b) en procesos de película adherida, donde los microorganismos responsables de la remoción requieren de una superficie (medio de soporte o material filtrante) donde crecen para formar lo que se

conoce como biopelícula (por ejemplo filtros rociadores, bio-discos y biofiltros orgánicos) (Ramalho, 1996).

El proceso de lodos activados consiste en poner las aguas residuales en contacto con una población microbiana mixta, que se encuentra en forma de suspensión floculenta en un sistema aireado y agitado. La materia en suspensión y coloidal se eliminan por medio de la absorción y aglomeración en flóculos. Esta masa microbiana floculenta es conocida como "lodo", la cual se separa por sedimentación. La mayor parte de este lodo concentrado en la etapa de separación se recircula al bioreactor para mantener la concentración de microorganismos a un nivel necesario para un tratamiento eficiente y para que actúe como un inóculo microbiano. El lodo restante se extrae para su estabilización y disposición, lo que representa un costo extra en el tratamiento del agua (Noyola *et al.*, 2000).

En cuanto a los lechos bacterianos son conocidos como filtros biológicos o filtros percoladores, están basados en los procesos biológicos aerobios con biomasa adherida a un soporte formando una biopelícula (Metcalf y Eddy, 1991). El proceso consiste en poner en contacto el agua a tratar con un soporte, donde se adhieren los microorganismos. Los lechos normalmente están rellenos con soporte inertes como rocas, plástico o cerámica, con formas especiales para que se desarrolle una superficie de contacto sobre la que se hace pasar el agua residual a tratar.

Los procesos anaerobios se utilizan especialmente cuando los efluentes a tratar contienen alta carga de contaminantes, se lleva a cabo en tanques completamente cerrados en los que participan varios tipos de microorganismos, por un lado las bacterias productoras de ácidos y por otro las bacterias productoras de metano. Las primeras transforman la materia orgánica compleja, en productos intermedios. Las bacterias productoras de metano actúan sobre dichos productos intermedios transformándolos en gases y subproductos estabilizados (Gaudy y Gaudy, 1998). El proceso es lento y requiere condiciones de pH y temperatura determinadas. La primera fase del proceso se denomina fase ácida, con pH por debajo de 6.8, la

segunda fase se denomina metanogénica, en la cual aumenta el pH a valores de 7.4. Estas bacterias son muy sensibles a los cambios de pH y su actividad se inhibe con valores inferiores a 6 (Metcalf y Eddy, 1991).

Respecto al tratamiento terciario, se pretende que en el efluente se eliminen constituyentes solubles, residuos de materia orgánica y coliformes fecales que no se alcanzaron a remover en el proceso anterior, antes de ser descargadas al medio ambiente. Entre los tratamientos terciarios se pueden encontrar; micro-filtración, adsorción con carbón activado, intercambio iónico, osmosis inversa, electrodiálisis, cloración y ozonación entre otros (Delgadillo-Zurita y Condori-Carrillo, 2010). También se incluye a las lagunas de alta tasa (aerobias) (Crites *et al.*, 2014) y humedales (Peña Varón *et al.*, 2003) donde se remueven nitratos y fosfatos así como CF.

2.1.2 Sistemas naturales de tratamiento

Son tecnologías donde el tratamiento del agua residual es proporcionado por componentes del medio natural. Se dividen en dos grupos: aplicación en el terreno y sistemas acuáticos (Metcalf y Eddy, 1991). En ambos casos la degradación se debe a la vegetación, suelo y microorganismos (terrestres y acuáticos), sin la intervención de aditivos químicos en el proceso.

Se caracterizan por una menor necesidad de personal de operación, menor consumo de energía y menor producción de lodos. Sin embargo requieren mayores superficies de terreno, siendo este factor limitante para que estos métodos sean apropiados solo para pequeños núcleos rurales. Además de que solo pueden tratar influentes que sean degradables, que no produzcan restos tóxicos porque se corre el riesgo de envenenar el sistema, con la consecuente contaminación del cuerpo receptor (Moreno-Merino *et al.*, 2003).

Entre los métodos de aplicación en terreno se incluyen tres tipos (Brix, 1994):

- Infiltración lenta
- Infiltración rápida
- Flujo superficial

En estos métodos la depuración se consigue a través de procesos físicos, químicos y biológicos en un sistema planta-suelo-agua.

El método por infiltración lenta consiste en la aplicación de un caudal controlado de agua residual sobre un terreno con cubierta vegetal, opera en ciclos de aplicación semanales, durante la temporada de crecimiento de cultivo. Las cargas hidráulicas de agua residual aplicadas anualmente varían entre 0.5 y 6 m³m⁻², con una eficiencia de remoción del 90-95% de DBO₅ y del 95-99% de SST. Tras su infiltración, el agua residual percola vertical y lateralmente a través del suelo. La cubierta vegetal juega un papel importante en el proceso de tratamiento donde la selección y cuidado dependen del grado de tratamiento a alcanzar. Este tipo de tratamiento tiene el mayor potencial de todos los sistemas de depuración debido a la aplicación de cargas relativamente bajas.

En el tratamiento mediante infiltración rápida, la aplicación de agua residual también es controlada sobre balsas superficiales construidas en suelos de permeabilidad media a alta. Generalmente, la aplicación se realiza de forma cíclica, para permitir la regeneración aerobia de la zona de infiltración y mantener la máxima capacidad de tratamiento. El agua residual requiere tratamiento primario previo, siendo las cargas hidráulicas anuales normales de 6 a 100 m³m⁻², con una eficiencia de remoción del 90-95 % en DBO₅ y SST.

El tratamiento mediante flujo superficial es adecuado para zonas con suelos relativamente impermeables. Consiste en forzar la escorrentía del agua residual sobre un suelo previamente acondicionado (en pendiente y vegetación), para ser posteriormente recogida mediante diques artificiales. Las aplicaciones de agua residual suelen realizarse en ciclos de horas, durante 5 a 7 días a la semana, tras un

escaso pretratamiento consistente en la separación de las fracciones sólidas de mayor tamaño. Las cargas hidráulicas anuales aplicadas son de 3 a 20 m³m⁻², con una eficiencia de remoción del 90-95% en DBO₅ y 70-80% de SST.

Los métodos acuáticos se basan en la creación de un flujo controlado, en el que los microorganismos y las plantas transforman los contaminantes. Incluyen tres tipos básicos:

- Lagunas
- Humedales
- Plantas flotantes

La depuración se ejerce en un medio acuático, participando en el proceso plantas (especialmente sus raíces) y su actividad microbiológica. Este tipo de sistemas pueden funcionar estacionalmente o en todo el año, dependiendo del clima.

En las lagunas, la degradación se produce gracias a reacciones biológicas, químicas y físicas que estabilizan el agua residual. Los fenómenos ocurridos se dan por la sedimentación, oxidación, fotosíntesis, aireación, evaporación y digestión (Crites *et al.*, 2014). Entre las ventajas de este sistema, se destaca su estabilidad frente a variaciones de caudal y carga contaminante y bajo costo de mantenimiento, por lo contrario entre sus principales desventajas es que necesita grandes superficies de terreno, hay presencia de olores cuando se alcanzan condiciones anaerobias y elevada concentración de microorganismos en el efluente (Moreno-Merino *et al.*, 2003).

Los humedales son sistemas en los que el agua fluye continuamente, manteniéndose en estado de saturación durante todo el año. Existen humedales creados en zonas naturales y humedales artificiales. Los de origen natural forman parte de la escorrentía superficial de la zona. Los artificiales tienen una base impermeable donde se deposita, grava u otro medio para el desarrollo de plantas. Existen dos

tipos de humedales construidos, dependiendo de la situación del nivel de agua: el denominado de flujo superficial (HFS), en el que el agua está en contacto con la atmósfera y constituye la fuente principal del oxígeno para aireación; y los denominados de flujo sub-superficial (HS), donde el agua se mantiene a nivel de la superficie del lecho permeable o por debajo de la misma. La transferencia de oxígeno se hace desde las hojas hasta las raíces de las plantas, y suministra oxígeno a los microorganismos que forman una biopelícula sobre el material de soporte (Peña Varón *et al.*, 2003). La presencia de plantas emergentes con raíces es esencial en ambos tipos de sistemas. La carga hidráulica anual aplicada varía dependiendo del tipo de sistema, características del agua de alimentación, límites impuestos al efluente, etc. (Brix, 1994).

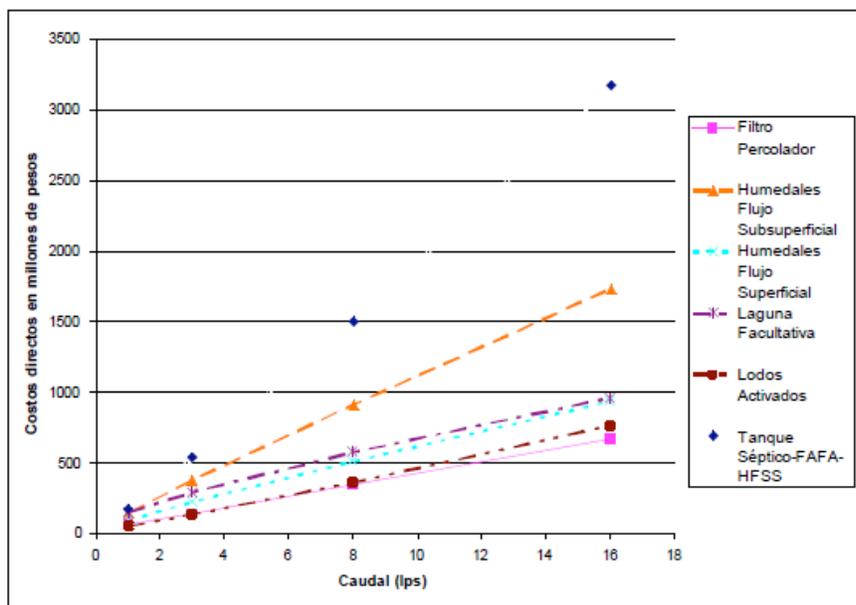
En cuanto a las plantas flotantes son una variante del lagunaje, se introduce el cultivo de plantas flotantes, cuyo objetivo es la eliminación de determinados componentes de las aguas a través de sus raíces, que constituyen un buen sustrato responsable de una parte importante del tratamiento. Además de aportar tratamiento, las plantas flotantes evitan la entrada de la luz solar al estanque, deteniendo así el crecimiento de las algas. Estos sistemas han sido utilizados también como medios de producción de proteínas o biomasa, en cuyo caso la depuración de agua constituye un objetivo secundario del proyecto. Las plantas más comúnmente cultivadas son los jacintos de agua, comúnmente conocido como lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). El clima es un factor que limita su rendimiento, ya que las plantas sólo crecen a determinadas temperaturas. Estos sistemas suelen utilizarse como tratamiento terciario (Metcalf y Eddy, 1991; Crites *et al.*, 2014).

2.2 Costos de tratamientos de aguas residuales

Los costos de un sistema de tratamiento de aguas residuales no son proporcionales al caudal de la planta, pues depende de las características del agua a tratar y del fin que se le desee dar el efluente. Los factores que determinan los costos de construcción, operación y mantenimiento de una instalación de tratamiento de aguas

residuales están asociados al tipo de la tecnología utilizada y el tamaño de la misma (CNA, 2007).

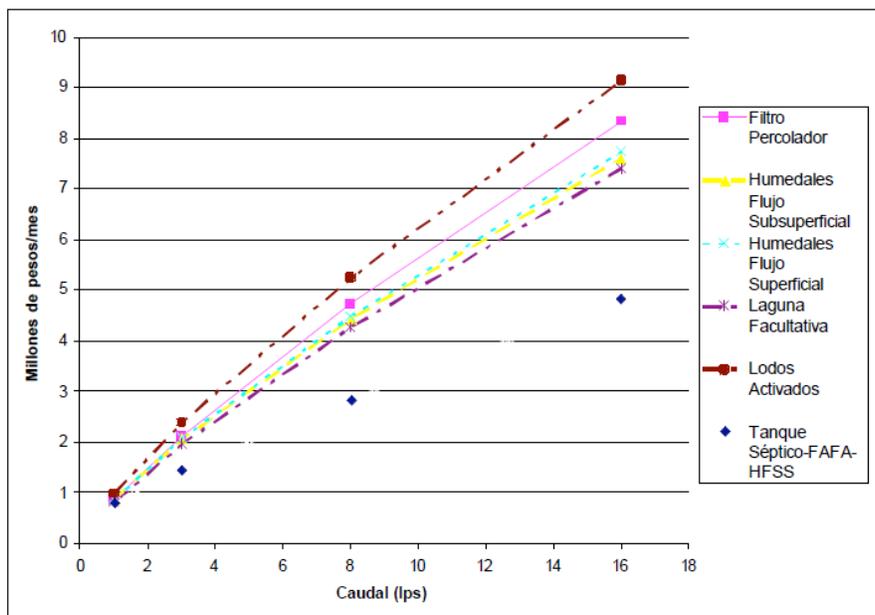
Se han realizado estudios que permiten establecer aproximaciones a los costos asociados con los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Por ejemplo, Salas Quintero *et al.* (2007) realizaron una evaluación para estimar los costos de construcción, operación y mantenimiento de algunos tratamientos convencionales y naturales de aguas residuales. Los resultados que obtuvieron se muestran en las Figuras 2 y 3. Los autores concluyeron que en los sistemas convencionales, los costos más significativos en inversión inicial están representados por la adquisición de equipos de automatización y control de los procesos, así como por los equipos de bombeo, en unidades como lodos activados o filtro percolador y unidades de manejo de lodos residuales. Además de que los costos más representativos de operación y mantenimiento incluyen personal capacitado para el funcionamiento de los equipos y los insumos químicos necesarios para el tratamiento, así como los costos por el confinamiento de los lodos residuales.



Fuente: Salas Quintero *et al.* (2007)

Figura 2. Costos de construcción de seis tratamientos evaluados

También indicaron que los costos más representativos en inversión inicial de sistemas naturales están constituidos por el costo del lote necesario para la construcción del sistema, por los costos de impermeabilización y por el costo del material filtrante en el caso de humedales de flujo subsuperficial.



Fuente: Salas Quintero *et al* (2007)

Figura 3. Costos de operación y mantenimiento de seis tratamientos evaluados

Por otra parte, la Comisión Nacional del Agua realizó estimaciones en costos de inversión y mantenimiento para el tratamiento de aguas residuales a diferentes caudales (CNA, 2007). En la Tabla 1 se muestran los costos para un caudal de 1000 L/s. Se puede observar que el tratamiento secundario de lodos activados es uno de los procesos que requiere mayores costos de inversión y de mantenimiento en el tren de tratamiento.

Tabla 1. Costos de construcción, operación y mantenimiento para un módulo de 1000 L/s

Clave		Lagunas Facultativas	Cloración	
			Prim.	Sec.
Inv. Inicial (M \$)		4,766	723	723
CAOM (M \$/año)		2,080	238	238
C.U. (\$/m ³)		80	9	9
Pretratamiento	Tratamiento Primario	Lodos Activa-dos	Nitrifica- ción	Trata- miento Químico
1,297	3,248	14,897	5,645	11,091
104	67	2,310	3,551	1,432
7	12	117	129	79
	Esp. de Lodos	Esp. de Lodos		Esp. de Lodos
	914	464		362
	27	16		14
	4	2		1
	Desaguado de Lodos	Desaguado de Lodos		Desaguado de Lodos
	7,784	470		7,784
	147	16		147
	28	2		28

Inv. Inicial= Inversión inicial (M\$- millones de pesos); COAM= Costo anual de operación y mantenimiento (M\$/año- millones de pesos al año); C.U.= Costo unitario (\$/m³- pesos por metro cúbico).
Fuente: CNA (2007)

Una de las tecnologías comúnmente utilizadas en nuestro país, es la de lodos activados, que si bien puede lograr resultados aceptables en cuanto a la calidad del agua tratada, resulta inadecuada desde el punto de vista costo - beneficio, cuando se analizan los aspectos de su gasto energético, costos de operación y mantenimiento y sobre todo el impacto ambiental por la producción de lodos de desecho (Oropeza García, 2006).

2.3 Biofiltración

Es un proceso en el que el mecanismo principal de remoción de materia orgánica se basa en la adsorción y asimilación biológica en un soporte. Generalmente no requiere recirculación a diferencia de los lodos activados donde ésta es determinante para mantener los microorganismos en el licor mezclado. Sin embargo ambos

procesos dependen de la oxidación biológica de la materia orgánica presente en el agua residual, produciendo CO₂ y energía, la cual es el sustento y promotor para el crecimiento de la biomasa (Noyola *et al.*, 2000).

La biofiltración utiliza procesos físicos, químicos y biológicos a bajas tasas de filtración, lo que permite establecer un equilibrio entre la tasa de deposición de contaminantes y el crecimiento de las poblaciones de microorganismos (Garzón-Zúñiga, 2004; Viguera-Cortés *et al.*, 2013), promoviendo la formación de una biopelícula sobre la superficie de un medio filtrante, responsable de retener y degradar los contaminantes del agua y los microorganismos patógenos como coliformes fecales, a través de la acción de microorganismos (Chávez *et al.*, 2004). Incluye también la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) reduciendo la turbidez y favoreciendo la penetración de la luz dentro del agua tratada (Sánchez-Román *et al.*, 2007).

Esta tecnología se caracteriza por su sencillez, ya que no hay necesidad de adicionar nutrientes, coagulantes, floculantes u otro aditivo, solo requiere que el agua a tratar llegue con características tales que permita la existencia de organismos vivos, entre ellas un pH entre 6.2 y 7.8 (SINIA, 2007; Buelna, 1994).

2.3.1 Principio de funcionamiento de la biofiltración

En el diseño de un sistema de biofiltración se consideran varios parámetros como son: las características del efluente a tratar, la selección del material filtrante y su contenido de humedad, así como los microorganismos que actuarán en el proceso (INE, 2007).

Este sistema se compone de tres fases (Sekoulov *et al.*, 2009):

- Una fase sólida: medio filtrante que ejerza la función de desarrollar una población bacteriana y permita la retención de sólidos mediante filtración.
- Fase líquida: agua a tratar.

- Fase gaseosa: en el caso de biofiltros aerobios.

La materia orgánica es oxidada total o parcialmente y transformada a compuestos no peligrosos como dióxido de carbono (CO_2), agua (H_2O), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y nitrógeno (N_2) (Gaudy y Gaudy, 1988). Los mecanismos pueden cambiar a lo largo del proceso de biofiltración, debido a que si en un inicio se dio la adsorción por haber lugares disponibles para las partículas, luego el medio se satura y las condiciones cambian (Noyola *et al.*, 2000). Es importante el mantenimiento del sistema para tener consistentemente altas eficiencias de remoción y debe operarse por debajo de la capacidad de eliminación máxima (Chávez *et al.*, 2004).

El oxígeno se disuelve en la superficie de la capa del líquido en movimiento y es transferido a través de la superficie de la biopelícula. El oxígeno y la materia orgánica se propagan hacia dentro de la biopelícula para ser degradados por los microorganismos adheridos al medio. Los sólidos suspendidos y coloidales que contiene el agua residual se aglomeran y adsorben también en la biopelícula (Cohen, 2001). Como se lleva a cabo una oxidación de la materia orgánica, es importante medir la DBO_5 para verificar la eficiencia del sistema.

2.3.2 Formación de biopelícula

Previo al arranque del sistema, se lleva a cabo la etapa de acondicionamiento, que consiste en la formación de la biopelícula, la cual juega un papel importante y trascendental para lograr una estructura y propiedades fisicoquímicas que permitan el desarrollo de una biopelícula madura (Fletcher y Floodgate, 1973), dichas propiedades están influenciadas por el tipo de sustrato disponible y nutrientes (Speitel y DiGiano, 1987; Wijeyekoon *et al.*, 2004) y se debe hacer a bajas tasas para permitir la adaptación del sistema. En esta etapa se inicia con un medio filtrante limpio, el crecimiento microbiano comienza en el momento en que hay sustrato disponible y bajo condiciones adecuadas de temperatura, humedad y/o aire,

principalmente, por lo que se necesitará de un lapso de tiempo para alcanzar el desarrollo de la biopelícula sobre el medio.

Cuando existen condiciones favorables y se dispone de los nutrientes para el desarrollo de los microorganismos, la biopelícula se hace más gruesa hasta que se separa del medio y eventualmente el flujo del agua que escurre entre el medio filtrante y la arrastra fuera del sistema (Mihelcic y Zimmerman, 2012). De ahí la importancia de aplicar cargas hidráulicas superficiales óptimas que eviten la separación de la biopelícula (Cohen, 2001).

Se han identificado los microorganismos establecidos sobre algunos MFO, como por ejemplo en las astillas de maderas subtropicales donde se encontraron bacterias, hongos, algas diatomeas, protozoos ciliados, rotíferos y una alta incidencia de amebas tecadas (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008) y en fibra de agave en el que se observaron diferentes clases de bacterias nitrificantes, desnitrificantes, celulolíticas y bacilos (Vigueras- Cortés, 2012).

También se han realizado sobre medios filtrantes naturales (esferas de cerámica y tezontle) y sintéticos (granos de polietileno de alta y baja densidad y polipropileno), en los cuales se encontraron, bacterias, incluyendo muchos tipos de filamentos, heterótrofos y bacterias nitrificantes, bacilos, levaduras, hongos y algunos protozoos (Nacheva *et al.*, 2008).

2.3.3 Medio filtrante

La selección del medio es de gran importancia para garantizar la eficiencia y estabilidad operacional a largo plazo del biofiltro. Debido a que se requiere de gran cantidad, éste debe ser de bajo costo y localmente disponible para que el proceso sea económicamente viable (Hernández *et al.*, 2010; Ramirez-López *et al.*, 2010).

El medio filtrante ocupa generalmente entre el 50 y 70% de la altura total del biofiltro y sus principales finalidades son (Torres *et al.*, 2003):

- Facilitar el contacto entre el efluente y los sólidos biológicos contenidos en el biofiltro.
- Facilitar un flujo uniforme en el biofiltro.
- Permitir la acumulación de una gran cantidad de biomasa.
- Actuar como una barrera física, evitando que los sólidos sean sacados del sistema de tratamiento.
- Actuar como separador de sólidos y gases.
- Principalmente servir de soporte para la formación de la biopelícula que es el principal mecanismo de remoción de contaminantes.

Algunos de sus requerimientos son los siguientes (Pinto y Chernicharo, 1996 citado por Torres *et al.*, 2003):

- Debe ser estructuralmente resistente, debido a que es importante que soporte su propio peso y el peso de los sólidos biológicos adheridos a su superficie.
- Ser suficientemente liviano, que permita la construcción de filtros más altos para aumentar áreas de tratamiento.
- Poseer superficie específica y porosidad elevada, que permita la adherencia de microorganismos y reduzca la posibilidad de acumulación de sedimentos (colmatación).
- Que permita la rápida proliferación de microorganismos para que disminuya el tiempo de arranque del biofiltro.
- Tener una buena capacidad de retención de agua; los microorganismos requieren de una importante cantidad de agua para crecer. La humedad óptima del material debe ser entre 40 y 60%. Un bajo contenido reduce el espesor de la biopelícula disminuyendo la actividad microbiológica y por consiguiente la eficiencia del biofiltro. Por otro lado, un alto contenido de

humedad puede crear una saturación, provocando zonas anaerobias o incrementar la caída de presión.

- Ser duradero (por lo tanto, mecánicamente y químicamente estable y no generar valores de caída de alta presión)(Hernández *et al.*, 2010)

Los tipos de medio filtrante se pueden clasificar en dos grupos:

1) materiales inertes que incluyen materiales naturales como arena, antracita, carbón activado, calcita, grava y roca de escoria volcánica (tezontle) (Nacheva *et al.*, 2008), también se han utilizado materiales más baratos, como los escombros de ladrillos, pero se desmoronan con el tiempo, impidiendo el paso del agua a tratar (García *et al.*, 2010). Estos medios son efectivos en procesos de baja tasa o de pulimiento. También existen medios filtrantes sintéticos como esferas de polietileno y polipropileno, entre otros, que se denominan comúnmente medios de alta tasa, debido a la carga orgánica que soportan (Correa y Sierra, 2004). La ventaja más importante es que tienen una porosidad, en general mayor del 80% y son muy ligeros. Esta propiedad permite aplicar grandes cargas orgánicas sin riesgo de obstruir el lecho, por el excesivo crecimiento de la película microbiana.

2) materiales de origen orgánico: Turba (Buelna y Bélanger, 1990), corteza y astillas de madera subtropicales (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008), palma datilera (Riahi *et al.*, 2009), fibra de agave (Vigueras-Cortés *et al.*, 2013), residuos de poda de tabachin (*Caesalpinia pulcherrima*) y Jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*) (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011), anillos de guadua (*Guadua angustifolia*), cáscara de coco y aserrín (Torres *et al.*, 2003) entre otros. Estos medios han sido utilizados principalmente para tratar aguas residuales sanitarias (sanitarios y lavabos) (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011), industriales (Torres *et al.*, 2003) y municipales (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008; Vigueras-Cortés *et al.*, 2013), obteniendo altas eficiencias de remoción de los contaminantes del agua residual.

Los medios orgánicos son degradables y tienen una vida útil diferente. Al respecto Talbot *et al.* (1996) y Garzón-Zúñiga y Buelna (2011) evaluaron los materiales que emplearon; turba y tabachin y jacaranda respectivamente, de acuerdo a los resultados que obtuvieron concluyeron que la vida útil era de al menos entre tres y cinco años. Al término de ésta pueden ser utilizados como mejoradores de suelo, previo compostaje. Este tipo de medios pueden ser autóctonos, lo que los hace accesibles y por lo tanto minimiza el costo del proceso, aprovechando de manera sustentable los recursos con los que cuenta la población (Buelna *et al.*, 2011).

2.3.4 Biofiltración sobre cama orgánica (BFCO)

Es una tecnología de tipo pasivo que necesita poca intervención técnica, basada en la capacidad que tienen ciertos materiales orgánicos de actuar como una resina biológica natural que gracias a sus propiedades filmógenas, adhesivas y por ser insoluble al agua (Matteini y Moles, 2001) es capaz de fijar diferentes sustancias contaminantes y de favorecer la implantación de microorganismos capaces de degradarlas en CO₂, H₂O y N₂ (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005). Las aguas residuales que alimentan a los biofiltros de materiales orgánicos, pasan a través del medio filtrante y son tratadas por cuatro mecanismos que actúan de manera simultánea; 1) filtración lenta y pasiva 2) absorción, adsorción e intercambio iónico 3) biodegradación 4) desinfección (Buelna *et al.*, 2011); llevándose a cabo la remoción de nitrógeno, principalmente por procesos de volatilización, filtración, asimilación, nitrificación, desnitrificación y reacciones de óxido-reducción (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005).

El control de la carga hidráulica permite el crecimiento de microorganismos y la degradación pasiva de los contaminantes sin que se generen lodos residuales (Buelna *et al.*, 2011). Al principio, la eficiencia es baja, de hecho se incrementa la DBO₅ y DQO en el agua residual (Vigueras-Cortés *et al.*, 2013) pero disminuye a medida que crece y se desarrolla la biopelícula.

2.3.4.1 Ventajas y desventajas de la biofiltración sobre cama orgánica

La biofiltración con medios orgánicos presenta ventajas como:

- Permiten remover > 90% de SST, >90% de DBO₅, > 80% de fosfatos (PO₄⁻³) (Buelna, 1994).
- Puede nitrificar y desnitrificar al mismo tiempo, removiendo >65% de nitrógeno total (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).
- Pueden remover entre 4 y 6 unidades logarítmicas de CF (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).
- Remueven entre 98 y 100% HH (Riahi *et al.*, 2009; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).
- Pueden tratar efluentes líquidos y gaseosos mismo tiempo (Verma *et al.*, 2006).
- Requieren 3 kW/10³ m³ mientras que filtros percoladores 2–4 kW/10³m³ (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).
- Bajos costos de operación y mantenimiento (Buelna *et al.*, 2011).
- Producen efluentes sin olores desagradables y son más eficientes en la remoción de DBO₅ a temperaturas superiores a 25°C (Vigueras-Cortés, 2012).

En cuanto a las desventajas se presentan:

- La carga hidráulica es 10 veces más baja comparada con respecto a los filtros percoladores (Verma *et al.*, 2006; Talbot *et al.*, 1996).
- Cargas hidráulicas altas produce efectos cortantes en la biopelícula ocasionando su desprendimiento (Cohen, 2001).

2.3.4.2 Aplicaciones de la biofiltración orgánica

En los últimos años se ha probado la eficiencia de distintos MFO. Buelna *et al.* (2001) trataron aguas residuales sanitarias (sanitarios y lavabos) utilizando virutas de coníferas y turba con remociones de 96% de DBO₅, 90% nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK) y 99% de SST. Por su parte Garzón-Zúñiga y Buelna (2011) probaron residuos de poda de tabachin (*Caesalpinia pulcherrima*) y Jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*), para tratar aguas residuales sanitarias (lavabos y sanitarios) de una escuela secundaria, donde se removió el 97% de DBO₅, 71% de DQO, el 93% N-NTK, 95% de SST, 4 unidades logarítmicas de CF, 100% HH y 65% del nitrógeno total.

Batista *et al.* (2011) utilizaron composta, aserrín y bagazo de caña de azúcar, para tratar agua residual doméstica, de la que removieron 60, 80 y 66% de DQO y 65, 71 y 80% de DBO₅, respectivamente. Posteriormente Batista *et al.* (2013), obtuvieron remociones del 82% de sólidos en suspensión y 46% de los sólidos totales.

Recientemente, Viguera-Cortés *et al.* (2013), utilizaron fibra de agave, para dar tratamiento a aguas residuales municipales, obteniendo eficiencias de remoción > 99% en CF, > 98% en HH, 92% en DBO₅, 80 % en DQO, 91% en SST y la conductividad eléctrica (CE) de 736± 14 μS cm⁻¹.

Lo anterior se resume en la Tabla 2, donde se muestran las eficiencias obtenidas en el tratamiento de aguas residuales domésticas, municipales y sanitarias.

Tabla 2. Eficiencias de remoción de materiales filtrantes orgánicos en aguas residuales sanitarias, domésticas y municipales

Autores	Material filtrante orgánico	Tipo de influente	DBO ₅	DQO	SST	N-NTK	HH	CF
			Remoción %					
Buelna <i>et al.</i> (2001)	Virutas de coníferas y turba	Sanitarias (sanitarias y lavabos)	96	-	99	90		-
Garzón-Zúñiga y Buelna (2011)	Tabachin y jacaranda	Sanitarias (sanitarios y lavabos)	97	71	95	93	100	4
Batista <i>et al.</i> (2011)	Composta	Doméstica	65	60				
	Aserrín		71	80				
	Bagazo de caña		80	66				
Batista <i>et al.</i> (2013)	Composta	Doméstica			72			
	Aserrín				78			
	Bagazo de caña				86			
Viguera-Cortés <i>et al.</i> (2013)	Fibra de agave	Municipales	92	80	91		98	3

Por otro lado, también se han probado en el tratamiento de aguas residuales industriales. Por ejemplo, Dubé *et al.* (2002) con mezcla de astillas coníferas y turba trataron aguas residuales industriales y sanitarias de un rastro avícola con eficiencias promedio del 85% de N-NTK y del 99% para DBO₅ y SST.

Torres *et al.* (2003) con biofiltros de fibra de cáscara de coco, anillos de guadua (*Guadua angustifolia*) y lecho mixto compuesto por residuos de tejas de barro y cáscara de coco trataron aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca, obtuvieron eficiencias de remoción de 70 y 90% de DQO y SST con cascara de coco, 65 y 85% con anillos de guadua y 60 y 75% en un lecho mixto (residuos de ladrillera y cáscara de coco).

En otro estudio, Garzón-Zúñiga (2004), probó turba y trozos de madera de conífera para tratar tres tipos de agua residual: agua de granja de cerdos, obteniendo

eficiencias de remoción del 96% de DQO, 99 % DBO Y 99% SST ; agua con colorante naranja ácido 24 (AO24), obtuvo una remoción de 99% del color y de 90% DQO y en agua residual de una industria petroquímica con una concentración de 8894 $\mu\text{g/L}$ de 1,2 dicloroetano (DCE) y conductividad eléctrica de 3600 $\mu\text{S cm}^{-1}$, encontraron eficiencias diferentes que dependieron de la composición inicial del agua residual, la cual se caracterizó por ser muy variable. Se obtuvieron remociones entre 56% y 90% de la DQO, >99% de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y en la conductividad eléctrica no hubo efecto significativo, removiéndose solamente cerca del 3%.

Lo anterior se resume en la Tabla 3, donde se muestran las eficiencias obtenidas en el tratamiento de aguas residuales industriales.

Tabla 3. Eficiencias de remoción de materiales filtrantes orgánicos en aguas residuales industriales.

Autores	Material filtrante orgánico	Tipo de influente	DBO ₅	DQO	SST	N-NTK	Color	COV	CE
			% Remoción						
Dubé <i>et al.</i> (2002)	Astillas de coníferas y turba	Industriales y sanitarias de rastro avícola	99	-	99	85	-	-	-
Torres <i>et al.</i> (2003)	Fibra de cáscara de coco		70	-	90				
	Anillos de gradua	Proceso de extracción de yuca	65	-	85				
	Lecho mixto (residuos de tejas de barro y cáscara de coco)		60	-	75				
Garzón-Zúñiga (2004)	Turba y trozos de madera de conífera	Porcícola	99	96	99				
		Colorante naranja ácido 24 (AO24)	-	90	-		99	-	-
		Industria petroquímica	-	56-90	-		-	99	3

2.4 Leyes y normas en materia de reúso de aguas residuales tratadas

Existen regulaciones en materia de tratamiento de aguas residuales que establecen los criterios para su descarga en cuerpos de agua o para su reúso. En el caso de México, la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, ya sea en contacto directo o indirecto (Tabla 4).

Tabla 4. Límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratadas para su reúso en áreas públicas NOM-003-SEMARNAT-1997

Tipo de reúso	Promedio mensual				
	Coliformes Fecales NMP/100 mL	Huevos de Helminto (H/L)	Grasas y aceites (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)
Servicios al público con contacto directo	240	≤ 1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1000	≤ 5	15	30	30

Fuente: DOF (1998)

El reúso con contacto directo es el que se destina a actividades donde el público usuario está expuesto directamente o en contacto físico. Algunos de los reúsos son: llenado de lagos y canales artificiales recreativos con paseos en lancha, remo, canotaje y esquí; fuentes de ornato, lavado de vehículos, riego de parques y jardines. En el caso de reúso en servicios al público con contacto indirecto u ocasional es el que se destina a actividades donde el público está expuesto indirectamente o en contacto físico incidental y que su acceso es restringido, como los siguientes reúsos: riego de jardines y camellones en autopistas, camellones en avenidas, fuentes de ornato, campos de golf, abastecimiento de hidrantes de sistemas contra incendio, lagos artificiales no recreativos y panteones (DOF, 1998).

En el caso de Estados Unidos, la norma de la Agencia de Protección Ambiental (United States Environmental Protection Agency), USEPA por sus siglas en inglés, establece las directrices para el reúso del agua tratada. La Tabla 5 muestra los límites máximos permisibles de esta norma para uso directo e indirecto.

Tabla 5. Límites máximos permisibles para el reúso de agua USEPA 2004

Tipo de reúso	Promedio semanal		
	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	CF (NMP/100 mL)
Directo	≤ 10	≤ 30	No detectable
Indirecto	≤ 30	≤ 30	≤ 200

Fuente: USEPA (2004)

Para uso directo se consideran los reúsos en el área urbana (lavado de carros, aires acondicionados), en el riego de cultivos de alimentos no procesados comercialmente o que se comen crudos y en el caso de lagos recreativos donde haya contacto inmediato con el público. El reúso indirecto se refiere a riego en la agricultura de pastura y forrajes para animales y jardines donde el público tenga contacto ocasional (USEPA, 2004).

2.5 El mezquite

El mezquite (del náhuatl mizquitl) es una especie botánica de leguminosa del género *Prosopis* (Figura 4), es una planta extremadamente dura y tolerante a la sequía debido a su extensísima red radicular y gruesa raíz principal, es originario del norte de Sudamérica (Venezuela y Colombia), Panamá, Centroamérica hasta México y las Antillas. En México, se encuentra principalmente en la vertiente del pacífico desde Michoacán hasta Oaxaca y en el Golfo de México en Nuevo León, Tamaulipas, el norte de Veracruz y en las regiones centrales de altura del país hasta

los 2,300 m. Preponderantemente en San Luis Potosí, Guanajuato, Zacatecas, Durango, Coahuila; también se han reportado poblaciones en Hidalgo (Palacios, 2006; INIFAP, 2011).

En el estado de Durango se reportan 44 211 hectáreas de mezquite, distribuidas en 14 de los 39 municipios: Cuencamé, Durango, Indé, Mapimí, Nombre de Dios, Ocampo, Peñón Blanco, Poanas, San Juan del Rio, San Pedro del Gallo y Tlahualilo, destacando con mayor superficie los municipios de Hidalgo, San Juan de Guadalupe y Simón Bolívar (Ríos *et al.*, 2011).



Figura 4. Árbol de mezquite

Dentro de sus requerimientos ambientales está la altitud (msnm): Media: 190, mínima: 0, máxima: 2,300. Requiere suelos profundos a someros, con profundidad <50 cm, arenoso, arcillo-arenoso, pH neutro. Requiere una temperatura (°C) media: 20.5, mínima: 13.5 y máxima: 28.5 y una precipitación (mm) media: 552 (Palacios, 2006).

El mezquite empieza la producción de vaina a partir del cuarto año, estabilizándose en el décimo, esto depende tanto de las condiciones de humedad como de suelo que se presenten en el lugar donde se desarrolle la planta, además de la especie y el sistema de cultivo. Al tercer año de vida, un mezquite de formación arbórea puede producir 7.8 m³ de leña. Es considerado un recurso natural muy importante para las zonas áridas y semiáridas, debido a los diferentes usos, tales como: alimento para el ganado (hojas y vainas), alimentación humana en forma de harinas, bebidas fermentadas y en vainas (INE, 2007a). De la corteza se extraen curtientes, la madera es utilizada para duela, madera aserrada, mangos de herramientas, hormas para zapatos en escala industrial, gomas y taninos y elaboración de carbón (PRONARE, 1999).

III. JUSTIFICACIÓN

Los tratamientos convencionales son inaccesibles para comunidades rurales y pequeñas industrias, de manera que el agua residual es descargada sin tratamiento, causando graves problemas de contaminación ambiental y en la salud de la población, por lo que es prioritario el control y saneamiento de los efluentes, con el fin de hacer un uso eficiente del agua a través de su reutilización en forma segura, ya sea para riego o para descarga en cuerpos receptores cumpliendo con la normatividad ambiental vigente.

La BFCO es una alternativa viable, eficiente y de menor costo comparada con otros sistemas de tratamiento de aguas residuales, ya que utiliza materiales orgánicos autóctonos y disponibles en cada región como material de soporte y no requiere de personal calificado para su operación. Para su implementación se deberá tomar en cuenta que el material orgánico en la zona geográfica no esté restringido, sea abundante, económico y de fácil obtención. Sin embargo existen pocos evaluados e identificados como adecuados para ser utilizados como medio filtrante. En el caso del mezquite (*Prosopis*), es un árbol que se distribuye desde Sudamérica (Argentina),

hasta el sur de los Estados Unidos de Norteamérica (Carrillo-Parra *et al.*, 2011), por lo que su uso no está restringido ni limitado y puede ser una buena alternativa para usarse en un sistema de biofiltración para tratar agua residual de pequeñas comunidades.

IV. HIPÓTESIS

El sistema de biofiltros orgánicos, a escala laboratorio, con arreglo en serie (con aire y sin aire), empacados con astillas de madera de mezquite (*Prosopis*) como medio filtrante puede producir efluentes que cumplen con los parámetros que establece la normatividad ambiental para su reúso en riego agrícola y áreas verdes.

V. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar un sistema de biofiltros a escala laboratorio, con un arreglo continuo aire-sin aire empleando como medio filtrante astillas de madera de mezquite en la remoción de materia orgánica, material suspendido y organismos patógenos de aguas residuales municipales tal que el efluente cumpla con la normatividad para reúso en riego.

5.1 Objetivos específicos

- Caracterizar físicamente el material filtrante orgánico.
- Evaluar el efecto de cargas hidráulicas superficiales (0.54, 1.07 y 1.34 m³m⁻²d⁻¹) en la eficiencia de remoción de DBO₅, DQO, SST y CF, con la finalidad de aplicarlos al escalamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales para generadores pequeños.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

En la figura 5 se presenta el diagrama de flujo que muestra cada paso del procedimiento durante las fases de experimentación. Posteriormente se hace una descripción de las actividades implicadas de cada etapa del proceso.

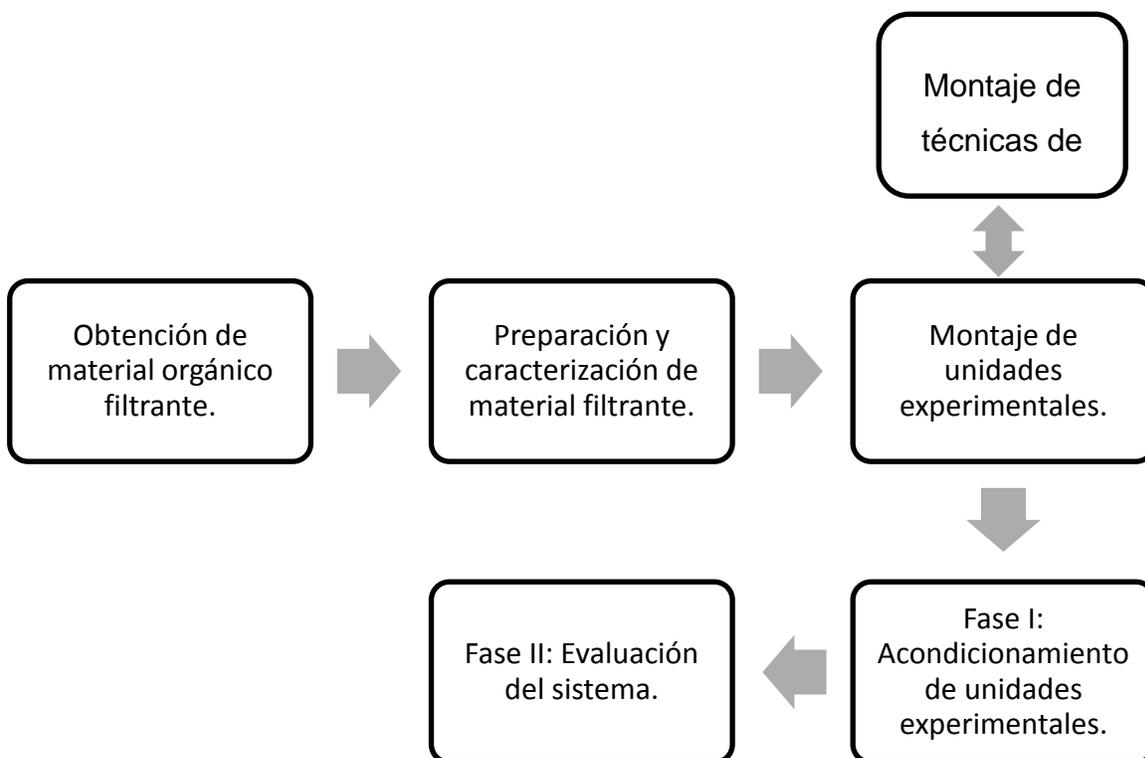


Figura 5. Diagrama de flujo de proceso experimental

6.1 Obtención del material filtrante orgánico.

El MFO utilizado fue la astilla de madera de mezquite (*Prosopis*), el cual se obtuvo de la poda de árboles del predio Estación Guadiana del municipio de Durango, México (Figura 6). La madera de mezquite fue trasladada al Centro Interdisciplinario de

Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Unidad Durango (IPN-CIIDIR-DURANGO) para su posterior preparación y caracterización.



Figura 6. Poda y recolección de ramas de mezquite

6.1.1 Preparación y caracterización del MFO

Los troncos y ramas gruesas de mezquite se descortezaron y secaron al sol posteriormente, se trituraron con una astilladora de 100 hp propiedad de la Empresa Forestal Vizcaya S.A. de C.V. (Figura 7a), después fue tamizado en una malla de 12.7 mm de abertura (Figura 7b). El MFO obtenido se caracterizó físicamente con respecto al tamaño de partícula, densidad aparente y porosidad.



a)

b)

Figura 7. a) Astillado del material filtrante orgánico, b) Tamizado de las astillas de mezquite

6.2 Agua residual municipal

El agua residual municipal usada en este trabajo fue traída de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) oriente de la ciudad de Durango, México. Las muestras fueron tomadas en garrafones de 40 L, después del tratamiento primario al medio día durante todo el tiempo que se realizó el experimento (Figura 8). Fue almacenada en un tanque de 400 L, herméticamente tapado para evitar una oxigenación pasiva. Con ella se alimentó a los biofiltros con bombas peristálticas MasterFlex con tubería de silicón. Se registró diariamente el flujo, ajustando inmediatamente en caso necesario para mantenerlo constante.



Figura 8. Toma de muestra de agua residual de la PTAR oriente del municipio de Durango

6.3 Análisis del comportamiento del sistema de biofiltración

6.3.1 Montaje de unidad experimental

Las dimensiones de los biofiltros (BFs) y condiciones de operación empleadas, son similares a las aplicadas por Vigueras-Cortés *et al.* (2013), con la excepción de que en el presente estudio se instaló un sistema de dos BFs se conectaron en serie con un arreglo aire-sin aire, para conformar el sistema de biofiltración. Éste estuvo compuesto por dos cilindros de PVC de 2.0 m de altura y 0.185 m de diámetro interno, cerrados en los extremos con tapas del mismo material.

Ambos biofiltros (BFs) fueron llenados hasta 1.80 m de MFO. El primero se alimentó con una tasa de aireación de $0.62 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ a contracorriente del flujo de agua, por la parte inferior del biofiltro (BF) con salida en la parte superior y el segundo no fue

aireado. El flujo del aire fue controlado diariamente con un flujómetro Dwyer™ de 0-1 SCFH.

En ambos BFs se colocó un soporte de 4 placas de separación de acrílico con perforaciones de $\frac{1}{4}$ de pulgada con el propósito de evitar la compactación del MFO durante la experimentación (Figura 9).

El procedimiento de empacado y pruebas de vaciado para determinar la porosidad de los BFs se realizaron de acuerdo a Garzón-Zúñiga *et al.* (2003), cada uno contenía un peso promedio aproximado de 15 kg de material orgánico. Se realizaron pruebas de hermeticidad para asegurar que no hubieran fugas en los puntos de muestreo o en la base de los BFs. El tren de tratamiento se evaluó por duplicado y se mantuvo en un área techada protegida de la radiación solar.

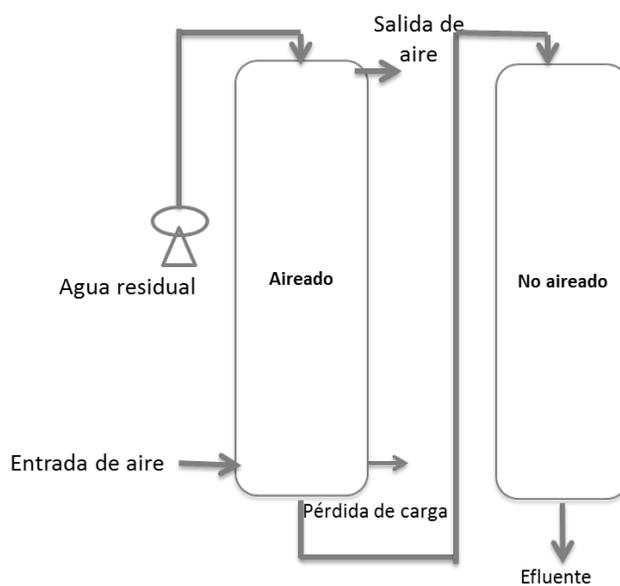


Figura 9. Sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite.

6.3.2 Fase I: Acondicionamiento de unidad experimental

Una vez que se probó la hermeticidad y se realizó la prueba de vaciado, se inició la fase de acondicionamiento que consistió en comenzar con la adición del agua residual a los BFs para formar la biopelícula sobre el MFO, aplicando una CHS de $0.27 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y una tasa de aireación $0.62 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$.

El periodo de adaptación durante el cual crecieron los microorganismos sobre el MFO se basó principalmente en el parámetro de la DBO_5 y consistió en alcanzar una concentración igual o menor a la permitida por la normatividad (30 mg L^{-1}) y así pasar a la fase II.

6.3.3 Fase II: Evaluación de las CHS en el sistema de biofiltración

Posteriormente a la fase de acondicionamiento los cilindros fueron alimentados a flujo continuo, consecutivamente con diferentes CHS: 0.54 , 1.07 y $1.34 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ por 200 días, las cuales fueron clasificadas como etapa I, II y III respectivamente. Estas CHS fueron probadas previamente por Vigueras-Cortés *et al.* (2013) utilizando fibra de agave como MFO.

El agua residual municipal con la que se alimentaron los sistemas y los efluentes de los BFs fueron analizados semanalmente, para determinar la eficiencia de cada etapa de operación evaluada. El tiempo de duración de cada etapa dependió de que el sistema tuviera una eficiencia tal que cumpliera con el límite máximo permisible de la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reúso del agua tratada, tomando como referencia la DBO_5 (30 mg L^{-1}) para cambiar de etapa a etapa.

6.3.4 Medición de pérdida de carga

La caída de presión o pérdida de carga fue interpretada como un indicador de asolvamiento o compactación del MFO y fue registrada en los BFs aireados con un

manómetro hidráulico en forma de “U”, construido con tubería de silicón, registrándose el desplazamiento de la columna de agua en milímetros (mm).

6.3.5 Evaluación de eficiencias del sistema de biofiltración

Para la toma de muestras y medición de los parámetros dependientes se establecieron tres puntos de muestreo (Figura 10a): el primero estuvo ubicado en la alimentación del agua residual cruda, a la entrada del sistema (P1). El segundo punto (P2) a la salida del BF aireado y el tercero en la salida del sistema (BF no aireado, P3). En cada punto de muestreo se determinó semanalmente DBO_5 , DQO, SST, CF, pH y CE. Lo anterior se llevó a cabo en los dos sistemas (S1 y S2) (Figura 10b).

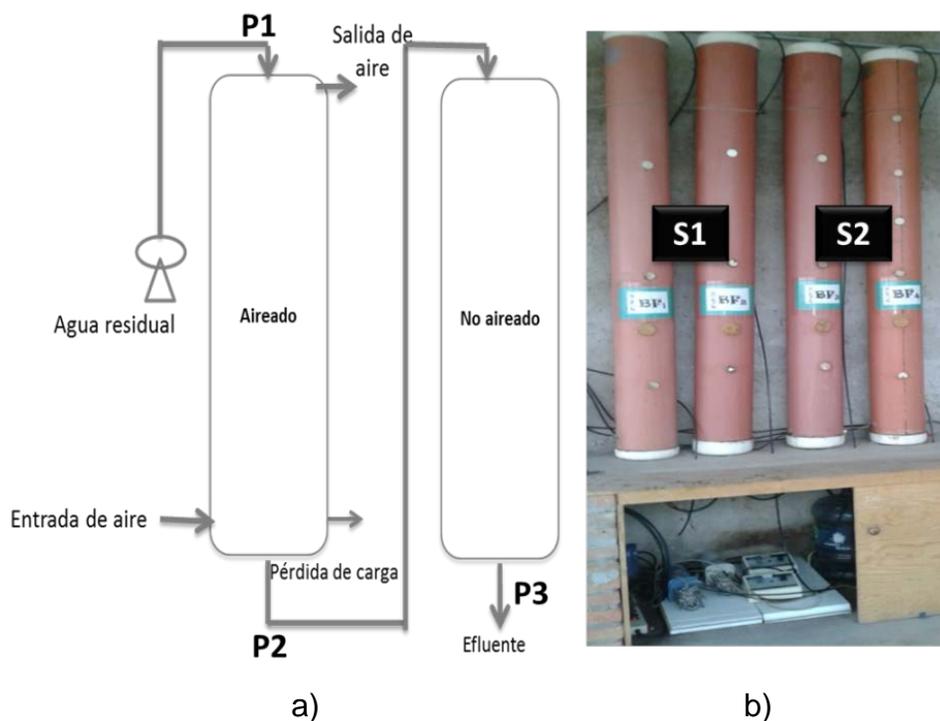


Figura 10. Arreglo de biofiltros en serie; a) Unidad experimental, b) Vista de unidad experimental y su duplicado

Para determinar la eficiencia de remoción en cada parámetro medido tanto en la salida del BF aireado (P2) como en la salida del sistema (P3) respecto a la entrada del sistema (P1), se utilizó la Ecuación 1:

$$\% \text{ Eficiencia de remoción} = \left(100 - \left(\left[\frac{F}{I} \right] * 100 \right) \right) \quad (1)$$

Dónde: F= concentración del parámetro medido en el P2 y P3; I= concentración del parámetro medido en P1. Esta determinación se realizó para estimar el efecto del BF sin aire en el tren de tratamiento.

Los resultados obtenidos se organizaron en tablas y gráficas. Las variables medidas se compararon con respecto a la normatividad en materia de aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (NOM-003-SEMARNAT-1997).

6.3.6 Montaje de técnicas de laboratorio

Las técnicas de laboratorio que se emplearon se basaron en los métodos estándar (APHA et al., 1998):

- Materia orgánica a través de la DBO₅ por el método de prueba de 5 días 5210 (B) y DQO por el método de reflujos cerrados 5220 (C),
- Material suspendido por medio de SST por el método de peso seco 2540 (D)
- Patógenos con CF por método de Número Más Probable 9320 (B).
- El pH y la CE se midieron por método electrométrico.

6.3.7 Análisis estadístico de los datos

Se realizó un análisis comparativo de los datos mediante un ANOVA con el software Statistica 7, para determinar si había diferencia significativa en la eficiencia de remoción de los parámetros medidos en los puntos P2 y P3 del sistema.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. Caracterización del influente

La caracterización del agua residual empleada a lo largo del periodo experimental se muestra en la Tabla 6. De acuerdo a la clasificación de Metcalf y Eddy (1991), los parámetros DBO₅, DQO, CF y SST, corresponden a un agua residual municipal de composición media. La concentraciones promedio de DBO₅ y DQO en el influente fueron mayores que los reportados en estudios previos, los cuales manejaron valores promedio entre 70 y 255 mg L⁻¹ en DBO₅ y de 423 a 555 mg L⁻¹ en DQO (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011) y similares a los obtenidos por Viguera-Cortés *et al.* (2013), con una concentración promedio de 270±38 mg L⁻¹ en DBO₅ y de 640±170 mg L⁻¹ en DQO.

Tabla 6. Composición de agua residual cruda

Parámetro	Concentración promedio ± D.E.	Número de muestras
DBO ₅ (mg/L)	269 ± 42	31
DQO (mg/L)	680 ± 32	32
CF (NMP/100 mL)	7.52 × 10 ⁶ ± 1.82 × 10 ⁶	32
SST (mg/L)	200 ± 70	22
pH (unidades)	7.23 ± 0.60	32
CE (µS/cm)	784 ± 30	22

D.E.= Desviación estándar, NMP= Número más probable

La relación DQO / DBO₅ fue de 2.5, por lo tanto de acuerdo con Hernández-Muñoz (1996) es un influente biodegradable, que es apto para ser depurado a través de tratamiento biológico.

7.2 Características del material filtrante orgánico (MFO)

Los resultados de la caracterización del MFO se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Características del material filtrante orgánico (MFO)

Densidad aparente	281 kg/m ³
Tamaño de partícula	Largo: 4.5 ± 0.6 cm Ancho: 1.5 ± 0.5 cm
Porosidad	84%

El MFO (Figura 11) le proporcionó una porosidad al sistema del 84%, esta característica de acuerdo a Torres *et al.* (2003), lo hace un buen material filtrante, que permite el paso del aire y el flujo de agua, evitando con ello la pérdida de carga sin que ocurra un atascamiento.



Figura 11. Astillas de madera de mezquite empleadas como material filtrante orgánico (MFO) en el sistema de biofiltros

En cuanto a la pérdida de altura del MFO en los BFs, se observó que durante los 15 meses que el sistema ha estado en operación, se ha reducido en un 7% (Figura 12) por lo tanto su vida útil podría ser de al menos 10 años. Debido posiblemente a que la madera de mezquite es dura y resistente (Palacios, 2006).



Figura 12. Vista del material filtrante orgánico después de 15 meses de operación, a) BF con aire, b) BF sin aire.

7.3 Análisis del comportamiento del sistema de biofiltración

7.3.1 Fase I: Acondicionamiento de unidad experimental

Al inicio de la fase de acondicionamiento de los BFs ($CHS: 0.27 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), se presentó un incremento en la concentración de la DBO_5 y después de los 60 días empezó a disminuir (Figura 14), comportamiento que concuerda con lo reportado por Garzón- Zúñiga *et al.* (2008). Lens *et al.* (1994) mencionaron que esto se debe al lavado del material filtrante.

Una vez que la concentración de DBO_5 en el efluente empezó a disminuir, en 18 días (día 77 de operación) alcanzó el límite permisible de la NOM-003-SEMARNAT-1997 de 30 mg L^{-1} . Al final de esta etapa se obtuvo una eficiencia de remoción promedio del 93% en el BF con aire y del 90% en el BF sin aire, por lo tanto el segundo BF (sin aire) disminuyó la eficiencia de sistema, resultando menor a la obtenida por Garzón-Zúñiga *et al.* (2008), quienes aplicaron una CHS de $0.30 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ con una DBO_5 de $270 \pm 13 \text{ mg L}^{-1}$.

El comportamiento de la DQO (Figura 16) fue similar al de la DBO_5 , la concentración aumentó en esta fase en un 282% en el BF con aire y en un 343% en el BF sin aire,

respecto al influente, pero a partir del día 40 comenzó a disminuir, logrando al final de esta etapa (día 77 de operación) una remoción del 40% en el BF con aire y una disminución en la concentración influente a 134%, denotando una tendencia en la reducción del contaminante. De lo anterior se observa que la segunda parte del tren de tratamiento (BF sin aire) disminuye la eficiencia de remoción del sistema.

En cuanto al comportamiento de CF (Figura 18), durante los primeros 60 días de operación, se presentó una mínima disminución de la concentración (menor a una unidad logarítmica), pero a partir del día 63 comenzó a disminuir de forma exponencial, logrando al final de esta etapa (día 77 de operación) una remoción equivalente a dos unidades logarítmicas en ambos BFs del sistema de tratamiento. Con estas eficiencias no se cumplió con la normatividad.

Los efluentes del sistema mostraron valores bajos de pH, entre 4.5 y 5.6 (Figura 22), debido posiblemente a la presencia de ácidos carboxílicos y fenólicos extraídos de la madera por el lavado del material durante esta etapa (Pomar García *et al.*, 2006).

La fase de acondicionamiento duró aproximadamente 3 meses, lo que concide con lo reportado por Garzón- Zúñiga *et al.* (2008), cuando se usan astillas de maderas subtropicales como MFO.

En la figura 13, se muestran los efluentes obtenidos de los BFs con aire y sin aire a los 7 días de operación de esta fase, donde se observan las coloraciones intensas debido a la solubilización de los componentes de las astillas de madera de mezquite.



Figura 13. Efluentes de los biofiltros empacados con astillas de mezquite BF1-2 sin aire y BF3-4 con aire.

7.3.2 Fase II: Evaluación del sistema de biofiltración

Posteriormente a la etapa de acondicionamiento los BFs fueron alimentados a flujo continuo, consecutivamente con diferentes CHS, 0.54, 1.07 y 1.34 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ por 200 días, las cuales fueron denominadas etapa I, II y III respectivamente. A continuación se hace una descripción del comportamiento de los parámetros medidos en cada una de ellas.

7.3.2.1 Remoción de DBO_5

El comportamiento de la DBO_5 en las diferentes CHS probadas se muestra en la Figura 14. Al inicio de la **etapa I** (CHS: 0.54 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) en el día 82 de operación, se aumentó la CHS al doble, por lo que se presentó un incremento en la concentración respecto al influente del 51% en el BF aireado y del 91% en el BF no aireado, pero el aumento fue momentáneo porque posteriormente empezó a disminuir paulatinamente hasta alcanzar nuevamente el límite permisible después de 81 días (día 163 de operación) con una eficiencia de remoción del 95% en el BF aireado y

del 91% en el BF no aireado, por lo que este último disminuyó la eficiencia de remoción final del sistema.

En la **etapa II** (CHS: $1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), al igual que en la etapa I, la DBO_5 se incrementó con el aumento de la CHS, pero fue menor con respecto a las etapas anteriores, mostrando en la primera semana una eficiencia de remoción del 71% en el BF con aire y del 61% en el BF sin aire, el comportamiento mostró tendencia a disminuir la concentración, alcanzando el límite permisible por la normatividad a los 30 días (día 184 de operación), con una eficiencia de remoción del 94% en el BF aireado y del 92% en el BF sin aire. Esta eficiencia de remoción y calidad del efluente del sistema fueron iguales a las obtenidas por Viguera-Cortés *et al.* (2013), con fibra de agave como MFO y una CHS de $0.80 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

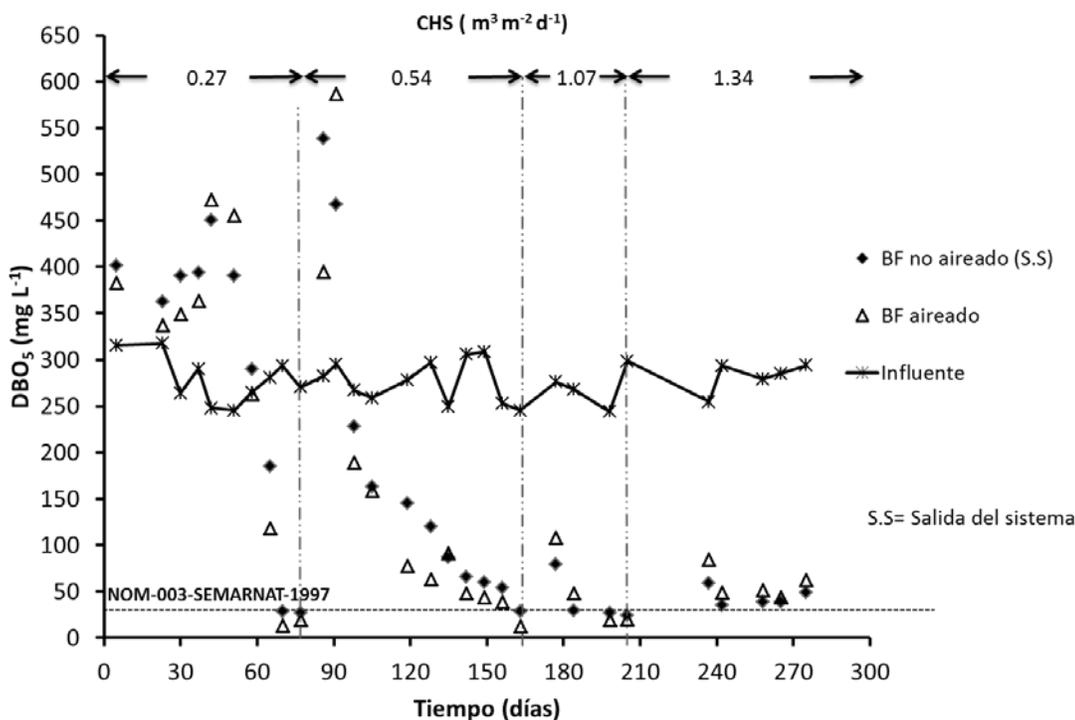


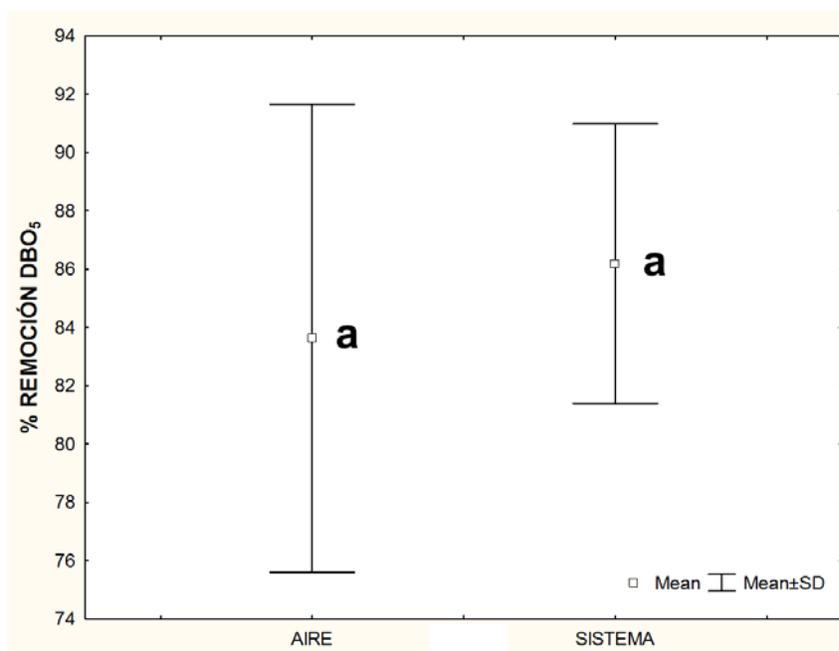
Figura 14. Eficiencia de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite

Al aumentar nuevamente la CHS, en la **etapa III** (CHS: $1.35 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), la concentración de la DBO_5 en el efluente no se incrementó en la misma proporción que en las etapas anteriores y también se observó la misma tendencia a disminuir. A partir del día 242, los efluentes del sistema se mostraron estables, sin variaciones importantes en la concentración. Sin embargo, hasta el día 277 de operación el efluente del sistema siguió presentando una concentración $>30 \text{ mg L}^{-1}$, con una eficiencia de remoción del 71% en el BF aireado y del 83% en el no aireado, aumentando éste último la remoción final del sistema pero no lo suficiente para cumplir con normatividad.

Estos resultados indicaron que la máxima CHS que soporta el sistema para cumplir con la normatividad en cuanto a la BDO_5 fue de $1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

Es importante resaltar que el primer BF (con aire) logró remover la mayor cantidad de DBO_5 , alcanzando el límite permisible por la normatividad sin necesidad del segundo BF (sin aire) a una $\text{CHS} \leq 1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, lo que indicó que no se requiere el arreglo de los biofiltros para remover este parámetro.

Para confirmar lo anterior, al aplicar la prueba de ANOVA se concluyó que no hubo diferencia significativa entre el BF con aire y la salida del sistema en la remoción de DBO_5 ($p > 0.05$), por lo tanto el BF sin aire no produjo un efecto significativo en la eficiencia del sistema (Figura 15).



Nota: Letras iguales indican que no hay diferencias significativas

Figura 15. Comparación estadística de la remoción de demanda bioquímica de oxígeno del biofiltro con aire y la salida del sistema (n=4)

7.3.2.2 Remoción de DQO

Durante la fase de evaluación del sistema (Figura 16), en la **etapa I**, la tendencia fue que la concentración en la DQO del efluente continuara disminuyendo, hasta el final de esta etapa (día 163 de operación), el efluente del BF con aire presentó una eficiencia de remoción de 54%, mientras que el BF sin aire no mostró remoción, afectando la eficiencia final del sistema.

En la **etapa II** (CHS: $1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), con el aumento de la CHS, hubo un incremento en la concentración del efluente, mayor a la del AR pero con menor magnitud que en la etapa anterior; 24 días después se presentó una remoción del 70% en el BF con aire y del 32% en el BF sin aire y al término de esta etapa la eficiencia aumentó al 83% en el BF con aire y a 78% en el BF sin aire, de igual manera que en la etapa anterior eficiencia del sistema se vio afectada por el segundo BF. La eficiencia del

sistema fue similar a la obtenida por Viguera-Cortés *et al.* (2013) en un 80% con una CHS de $0.80 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

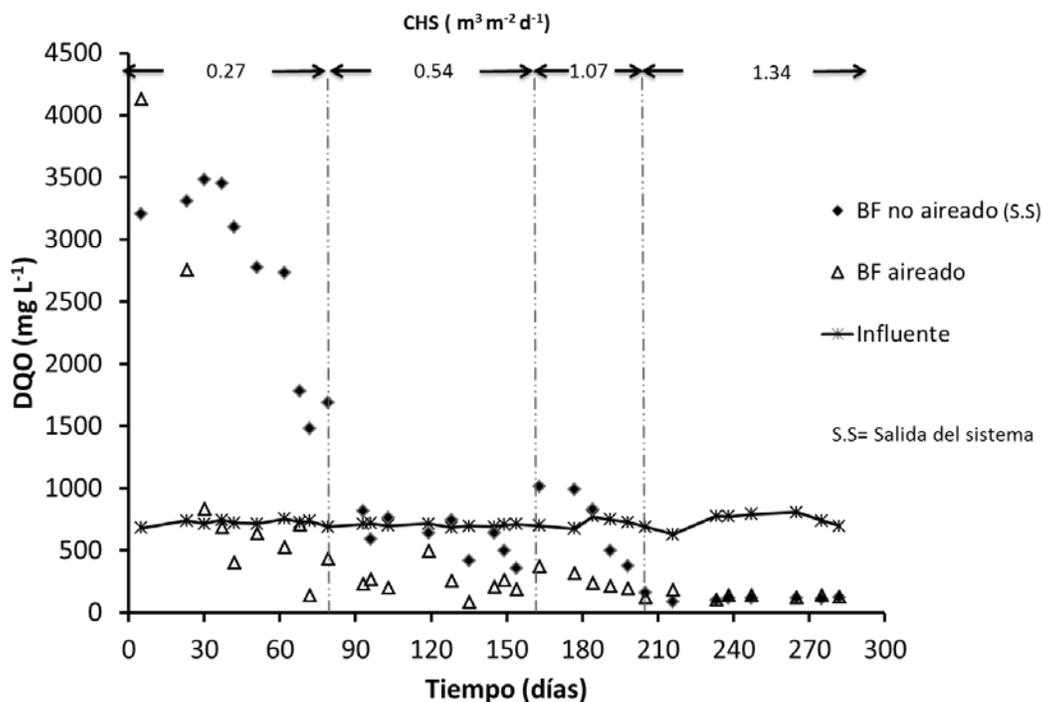
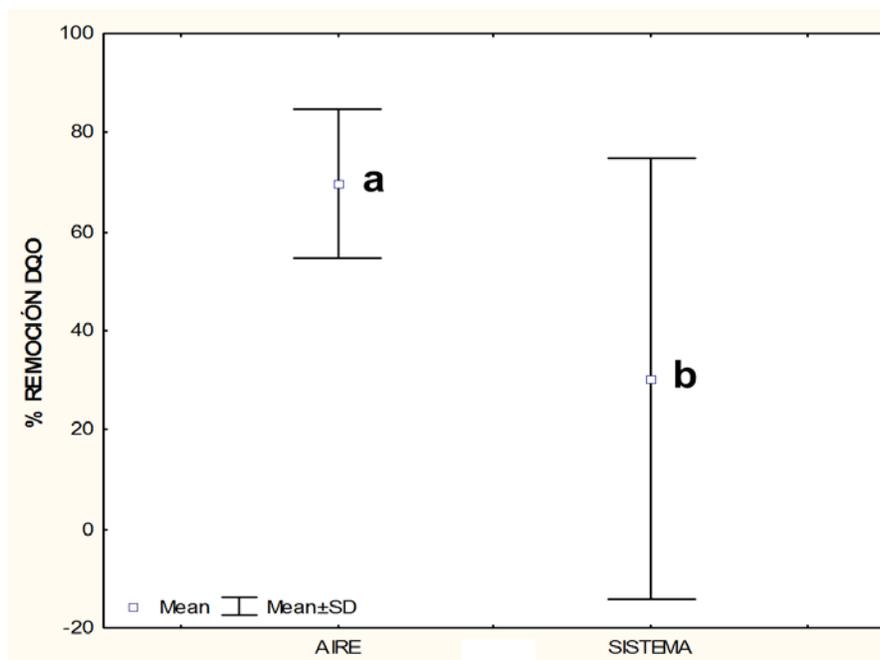


Figura 16. Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite

En la **etapa III** (CHS: $1.35 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) el sistema mostró estabilidad obteniendo una remoción promedio del 83%, similar a la obtenida por Garzón-Zúñiga *et al.* (2008) con una CHS de $0.30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

En el tren de tratamiento se observó que el BF con aire obtuvo mayor eficiencia de remoción de la DQO, con respecto al BF sin aire, el cual incrementó la concentración, disminuyendo la eficiencia del sistema, por lo que la combinación de BFs no es necesaria.

Al aplicar la prueba de ANOVA, se concluyó que si hubo diferencia significativa en la remoción de DQO entre el BF con aire y la salida del sistema ($p < 0.05$), el BF sin aire produjo un efecto negativo en la eficiencia final del tren de tratamiento (Figura 17).



Nota: Letras iguales indican que no hay diferencias significativas

Figura 17. Comparación estadística de la remoción de demanda química de oxígeno del biofiltro con aire y la salida del sistema ($n=4$)

7.3.2.3 Remoción de CF

El comportamiento de CF se muestra en la Figura 18, al inicio de la **etapa I** (CHS: $0.54 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), al aumentar la CHS al doble, se observó que la cantidad de estos microorganismos en los efluentes no se incrementó. Ésta continuó disminuyendo, hasta que en el día 133 el sistema alcanzó el límite permisible de la norma ($1000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$). Al final de esta etapa se logró una remoción de remoción de cuatro unidades logarítmicas en ambos BFs. Este resultado concuerda con lo reportado por Viguera-Cortés *et al.* (2013) a una CHS de $0.27 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y con lo reportado por Garzón- Zúñiga *et al.* (2008) con una CHS de $0.30 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, éstos últimos autores indican que la remoción inicial (primeros 60 días) podría estar dada por fenómenos

físicos de filtración y a partir de que aumenta la remoción (día 60 al 120) se debería principalmente a un proceso de predación por amebas tecadas que se identificaron en los BFs de su estudio, que de acuerdo a Nicolaeus *et al.* (2005) se alimentan de bacterias de vida libre (CF). Lo cual se pudo haber dado en este sistema de tratamiento.

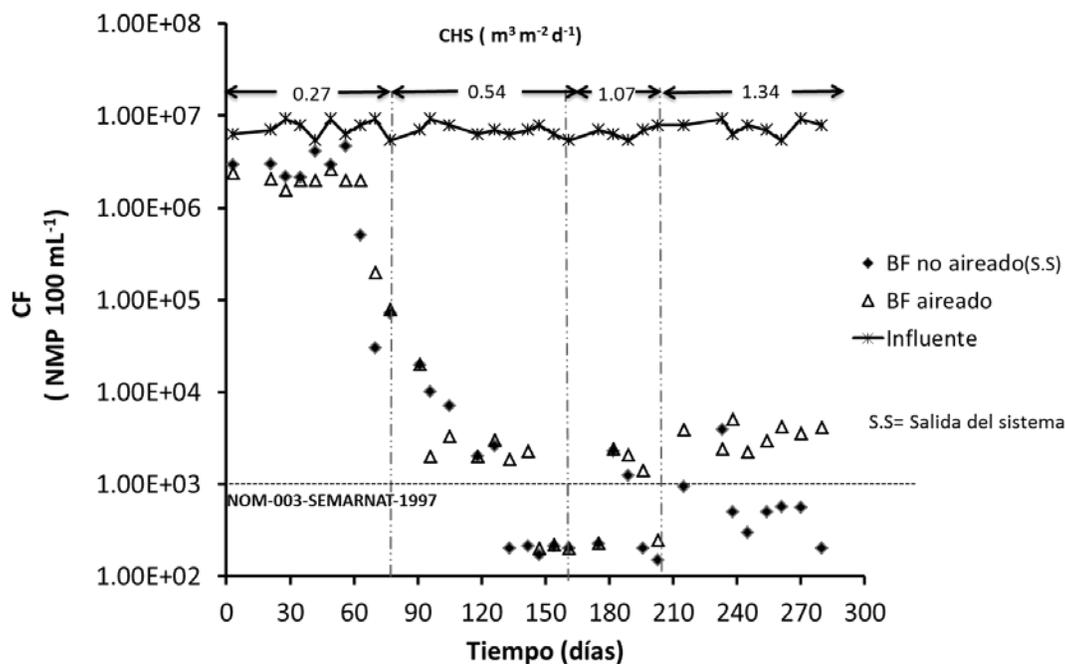


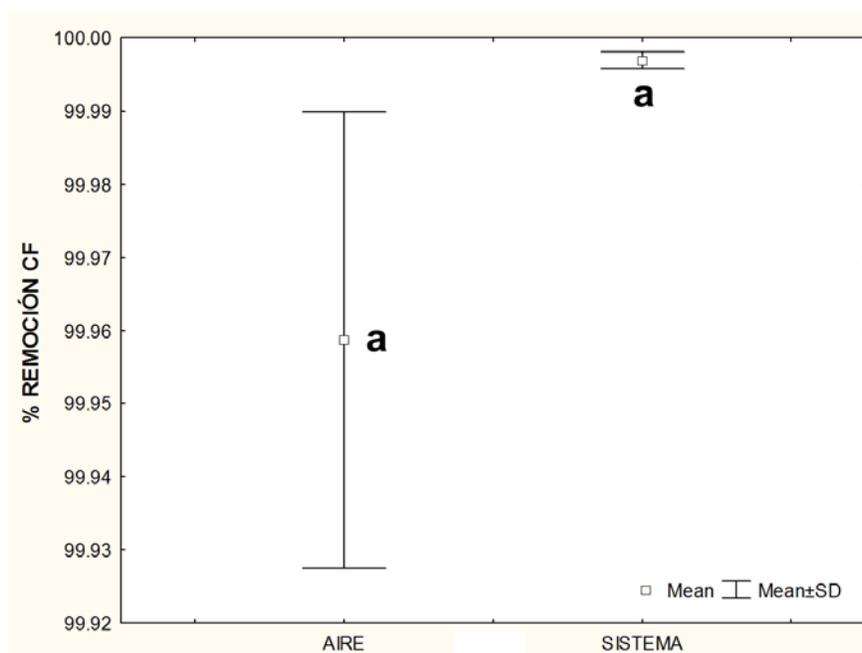
Figura 18. Eficiencia de remoción de coliformes fecales en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite

Al aumentar al doble la CHS ($1.07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e iniciar la **etapa II**, se no se observó aumento en la cantidad de CF en el efluente de ambos BFs, hasta 17 días después aumentó en una unidad logarítmica, pero 20 días después (día 200 de operación) volvió a presentar valores $<1000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ (DOF, 1998). Al final de esta etapa también se removieron cuatro unidades logarítmicas en ambos BFs, por lo que el segundo BF no proporcionó aumento en la eficiencia del sistema de tratamiento.

En la **etapa III** al cambiar la CHS se presentó un pequeño aumento de los CF, sin embargo en 48 días (día 238 de operación) el sistema de BFs alcanzó una remoción de cuatro unidades logarítmicas, igual a lo reportado por Garzón-Zúñiga *et al.* (2008) y Garzón-Zúñiga y Buelna (2011), que utilizaron astillas de madera y fibras tropicales, y tabachin y jacaranda, respectivamente como MFO, a CHS menores, de 0.30 y 0.078 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ respectivamente.

Al aplicar las 2 primeras CHS, la remoción de CF se realizó casi exclusivamente en el BF con aire, por lo que en el BF sin aire ya no aumentó la eficiencia. Sin embargo, al aplicar la tercer CHS, el tren de tratamiento fue eficiente, debido a que en el BF con aire se logró un porcentaje de remoción de tres unidades logarítmicas, lo cual no fue suficiente para alcanzar el límite que establece la normatividad, por lo que el BF sin aire complementó el tratamiento al alcanzar el límite permisible con $< 1000 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$.

Sin embargo la prueba de ANOVA reveló que no hubo diferencia significativa entre el BF con aire y la salida del sistema ($p>0.05$) en la remoción de CF, por lo tanto el BF sin aire no produjo un efecto significativo en la eficiencia de remoción del sistema de este parámetro (Figura 19).



Nota: Letras iguales indican que no hay diferencias significativas

Figura 19. Comparación estadística de la remoción de coliformes fecales del biofiltro con aire y la salida del sistema (n=4)

7.3.2.4 Remoción de SST

Respecto a los SST (Figura 20), se observó que durante todas las etapas ambos BFs mostraron altas eficiencias de remoción alcanzando concentraciones por debajo del límite de la norma mexicana y de EUA (30 mg L^{-1}) a excepción de un periodo de tiempo entre los días 112 y 142 en que hubo un problema de muestreo con la trampa hidráulica a la salida del sistema, donde fueron arrastradas partículas muy finas del MFO degradado. Apartir del día 147, la concentración de SST en el efluente del sistema volvió a alcanzar $<30 \text{ mg L}^{-1}$, obteniendo al final de la **etapa I**, una eficiencia de remoción del 89% en el BF con aire y del 90% en el BF sin aire. Este resultado fue igual al obtenido por Garzón-Zúñiga y Buelna (2011), que trataron un influente con una concentración menor, pero sin ayuda de aireación.

En la **etapa II**, con el aumento de la CHS al doble, las concentraciones de los BFs del sistema se mantuvieron debajo de la norma con una eficiencia de remoción del 93% en el BF aireado y del 95% en el BF no aireado.

En la **etapa III**, con el cambio de CHS, no se presentó aumento en la concentración en los BFs, obteniéndose una eficiencia de remoción del 93% en el BF aireado y del 97% en el BF no aireado. Esta eficiencia del sistema de BFs es mayor a lo obtenido por Viguera-Cortés *et al.* (2013) y similar a lo reportado por Buelna y Belanger (1990).

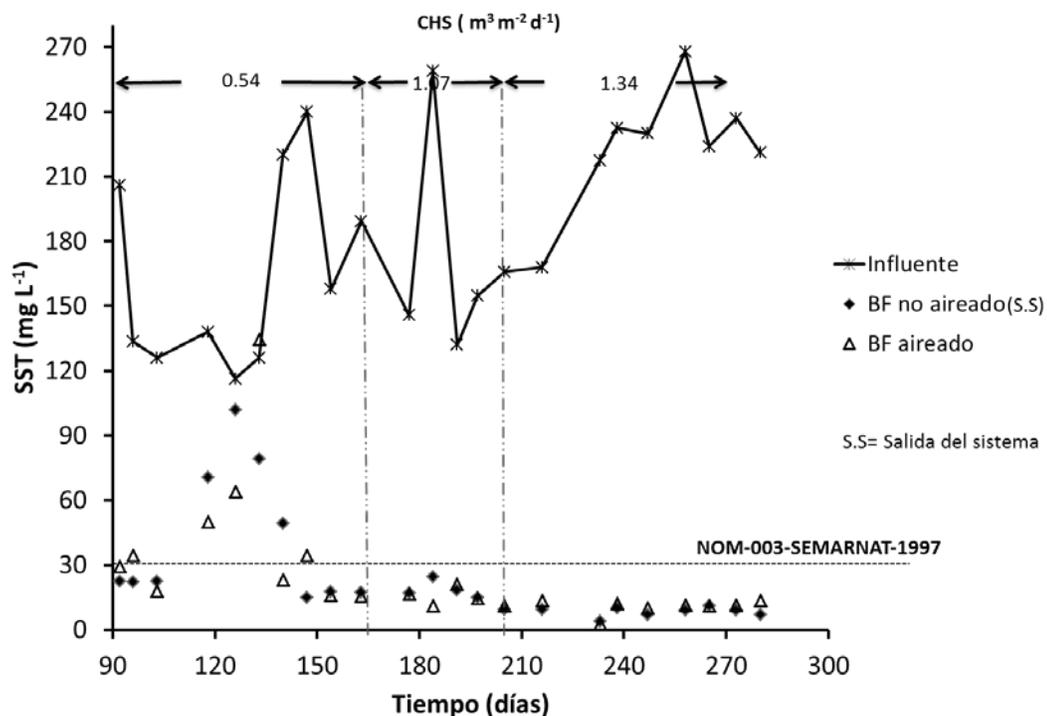
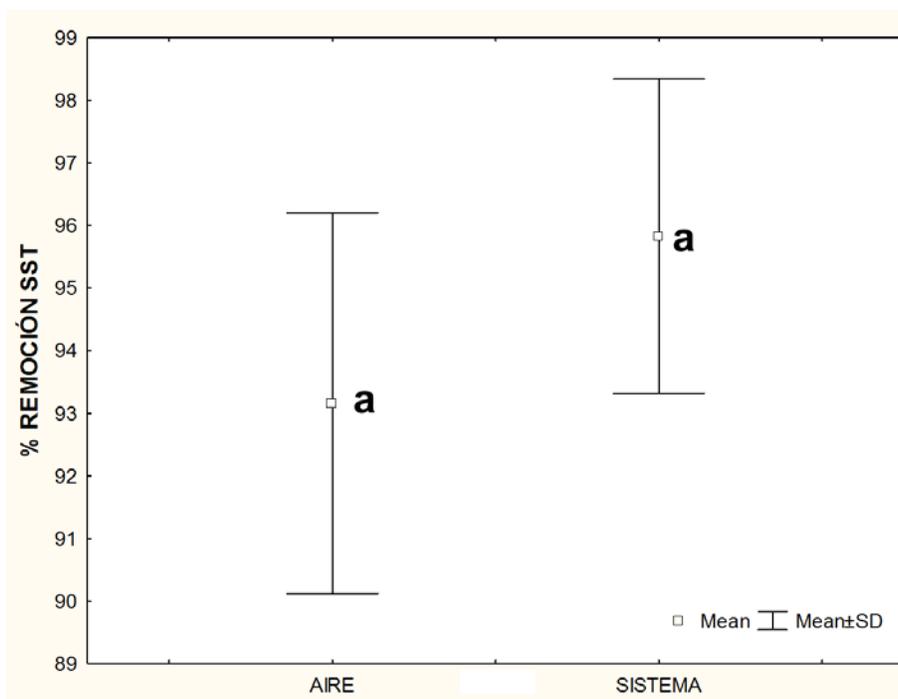


Figura 20. Eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales en un sistema de biofiltros empacados con astillas de mezquite

La combinación de BFs en el tren de tratamiento eficientiza la remoción de SST, ya que el segundo BF (sin aire) disminuye ligeramente la concentración respecto al

efluente del primer BF (con aire). Sin embargo, el efluente del primer BF cumple con la normatividad (30 mg L^{-1}), por lo que el segundo BF no es necesario.

De acuerdo al análisis de ANOVA, no hubo diferencia significativa en la remoción de SST entre el BF con aire y la salida del sistema ($p > 0.05$), por lo tanto el BF sin aire no produjo un efecto significativo en la eficiencia de remoción de SST en el tren de tratamiento (Figura 21).



Nota: Letras iguales indican que no hay diferencias significativas

Figura 21. Comparación estadística de la remoción de sólidos suspendidos totales del biofiltro con aire y la salida del sistema ($n=4$)

7.3.2.5 pH y CE

El pH define la supervivencia de los microorganismos y cada grupo tiene pH óptimos de crecimiento y multiplicación. El pH se estabilizó a los 120 días en un valor de 7.37 ± 0.32 y así permaneció hasta el final de la experimentación (Figura 22), durante todas las etapas. Este periodo de estabilización concuerda con el reportado por Garzón-Zuñiga *et al.* (2008). La mayor actividad bacteriana se produce a pH entre

6.0 y 7.5 (Fletcher y Floodgate, 1973), por lo tanto el pH de los efluentes del sistema es el adecuado para la formación y estabilidad de una biopelícula.

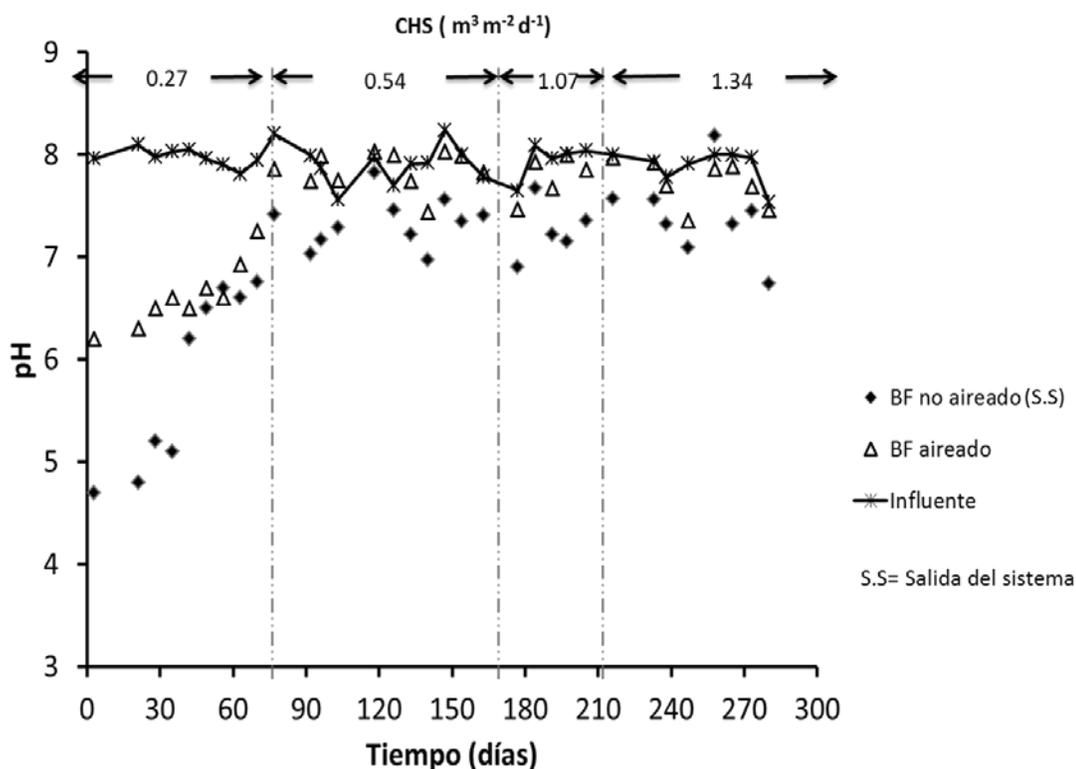


Figura 22. Comportamiento del pH en el sistema de biofiltros

Con respecto a la CE (Figura 23), al inicio de la **etapa I** se observó remoción en los BFs con una tendencia a disminuir e igualar el valor del influente. Este comportamiento podría explicarse por un proceso de adsorción de las sales disueltas del agua residual en el MFO hasta su saturación. Posteriormente en la **etapa II**, al aumentar la CHS, el equilibrio cambió y nuevamente se presentó remoción con tendencia a disminuir hasta alcanzar un valor promedio de $654 \pm 58 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el BF aireado con una remoción del 9% y de $637 \pm 38 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el BF no aireado con una remoción del 18%, aumentando la eficiencia del sistema. Finalmente en la **etapa III**,

se observó un comportamiento uniforme, obteniéndose un valor promedio de $673 \pm 51 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el BF sin aire con una eficiencia de remoción del 8% y $653 \pm 51 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el BF sin aire con una eficiencia de remoción del 16%. A medida que se aumentaba la CHS, disminuyó la eficiencia, debido a la saturación del MFO.

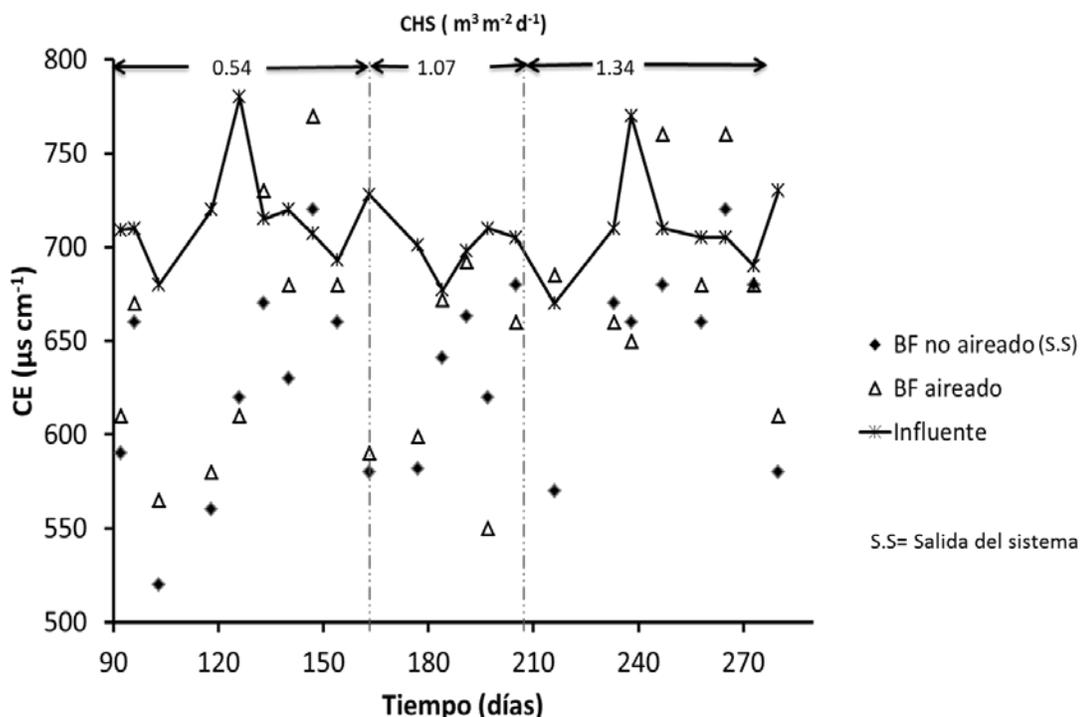


Figura 23. Comportamiento de la conductividad eléctrica en el sistema de biofiltros

Finalmente, en todas las etapas los efluentes del sistema de BFs cumplieron con los criterios para reúso agrícola, con valores $<700 \mu\text{S cm}^{-1}$ por lo que de acuerdo a la clasificación de Ayert y Wescot (1994) no hay limitaciones en su uso. Por otro lado según la clasificación de Marín García (2002), los efluentes se consideran de clase 2 ($250\text{-}750 \mu\text{S cm}^{-1}$), como agua de salinidad moderada que puede usarse en casi todos los cultivos con suelo de buena permeabilidad, en caso de baja permeabilidad se tendrían que evitar cultivos que sean sensibles a las sales, requiriendo riegos de lavado ocasionales.

7.3.2.6 Pérdida de carga

Los valores máximos de desplazamiento en las columnas fueron de 2 mm durante toda la experimentación (Figura 24), debido a que el tamaño de partícula del MFO le proporcionó al sistema una alta porosidad (84%), que permitió una mayor cantidad de espacios vacíos por los que circulara el aire y a las cuatro separaciones de la columna que evitaron la compactación de MFO. Estos factores favorecieron a que se presentaran valores muy cercanos a cero. Este resultado concuerda con lo reportado por Viguera-Cortés *et al.* (2013) quienes compararon el uso de diferente número de divisiones y mencionan que una columna con 4 separaciones es más eficiente en cuanto a la pérdida de carga hidráulica, que las que contenían 8 y 12 divisiones.

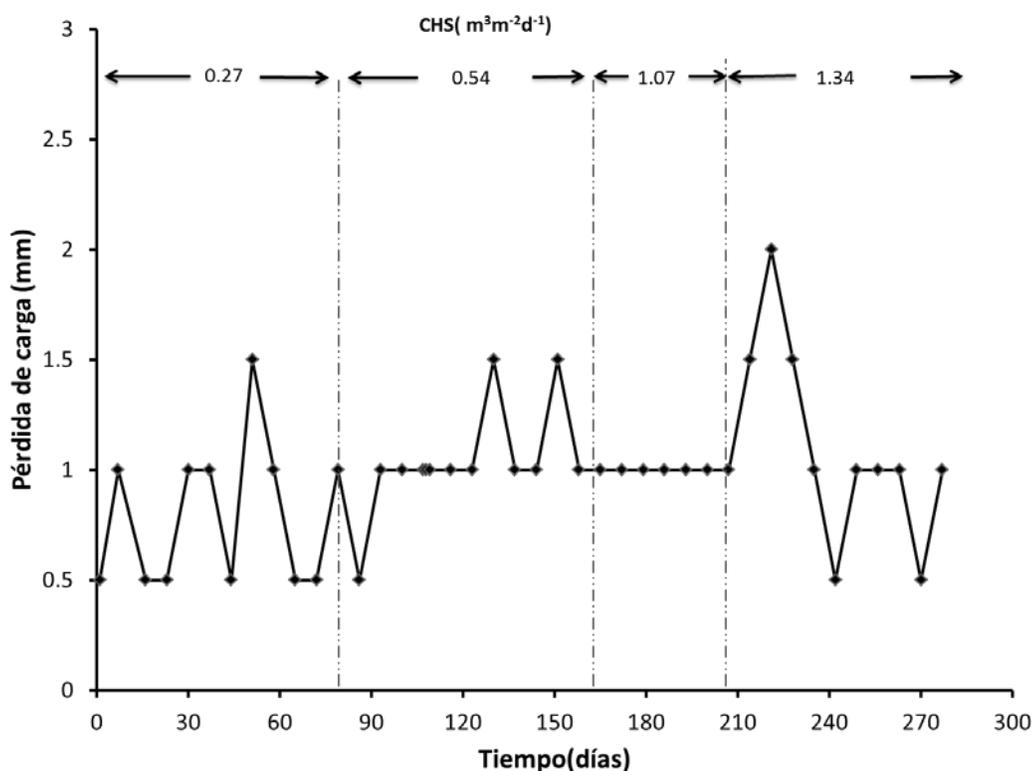


Figura 24. Pérdida de carga en los biofiltros aireados

7.3.2.7 Efecto de la CHS sobre la eficiencia de remoción de contaminantes

En todas las CHS que se probaron, utilizando un solo BF, se lograron porcentajes de remoción que permitieron cumplir con los límites máximos permisibles para la disposición en cuerpos receptores, así como para el reúso de los efluentes, a excepción de la última CHS probada ($1.34 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) que no cumplió con la concentración de DBO_5 y además requirió para el caso de CF, de la combinación del arreglo aire-sin aire para complementar el tratamiento y lograr que el efluente final cumpliera con los estándares de la NOM-003-SEMARNAT-1997 y la USEPA 2004. Aunque esta CHS el sistema no alcanzó la concentración máxima permisible de la DBO_5 , la concentración de CF se mantuvo por debajo de la norma.

De acuerdo con los resultados presentados en los BFs a escala laboratorio, la CHS que soportó el sistema fue hasta $1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Tabla 8) ya que con ésta se trató el mayor caudal posible obteniendo la calidad del efluente que se requiere para cumplir con la normatividad utilizando un solo BF. En la Figura 25 se presenta una fotografía de los efluentes en la que se observa que estos están libres de material en suspensión y que son traslúcidos.

Tabla 8. Eficiencia de remoción y concentración promedio de contaminantes en la evaluación del sistema de biofiltros

Etapa / CHS ($\text{No}/\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$)	DBO_5		DQO		SST		CF	
	R %	C mg L^{-1}	R %	C mg L^{-1}	R %	C mg L^{-1}	R U. log.	C NMP 100 mL^{-1}
I/0.54	91	28	-41	991	90	17	4	220
II/1.07	92	24	78	158	95	10	4	130
III/1.34	83	48	83	123	97	7	4	490
Límites máximos permisibles*		30				30		1000

R=Remoción; C=Concentración; NMP= Número más probable *NOM-003-SEMARNAT-1997 y USEPA 2004



Figura 25. Efluentes de los biofiltros empacados con astillas de madera de mezquite como medio soporte a una CHS de $1.07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, a) BFs con aire b) BFs sin aire

La remoción obtenida en CF fue suficiente para que los efluentes del sistema pudieran cumplir con los límites máximos permisibles de la USEPA (2012) en Arizona, Nuevo México, Australia, Austria, Sicilia, Chipre, Grecia y España para su uso en riego de cultivos no alimentarios.

7.4. Comparación de la astilla de mezquite con otros materiales filtrantes orgánicos

En la Tabla 9 se muestran las eficiencias de remoción de contaminantes obtenidas con diferentes MFO's, incluyendo las de este estudio. Se puede observar que se obtuvieron altas remociones en cada uno de los materiales. Sin embargo, el mezquite alcanzó altas eficiencias a una CHS mayor, comparada con las demás, a excepción de la probada por Buelna y Bélanger (1990). La ventaja de usar este material como MFO, es que está al alcance de la población de las zonas semiáridas, siendo una alternativa para el tratamiento y reutilización de sus efluentes.

Tabla 9. Comparación de eficiencias de remoción de contaminantes con materiales filtrantes orgánicos

MFO	CHS	Tasa de aireación	DBO ₅		DQO		SST		CF	
	m ³ m ² d ⁻¹	m ³ m ² h ⁻¹	R %	C mg L ⁻¹	R %	C mg L ⁻¹	R %	C mg L ⁻¹	R U. log.	C NMP 100 mL ⁻¹
Turba**	1.30 ¹	No disponible	96	3	87	22	98	2	3	2000
Astillas de maderas subtropicales**	0.30 ²	0.68	98	2	84	88	-	-	4	69
Tabachin y jacaranda*	0.078 ³	Sin aire	97	7	71	130	95	5	4	8800
Fibra de agave**	0.80 ⁴	0.62	92	22	80	128	92	16	3	7560
Mezquite**	1.07 ⁵	0.62	92	24	78	158	95	10	4	130

*Escala real; **Escala laboratorio R=Remoción; C=Concentración
Referencias: ¹Buelna y Bélanger (1990), ²Garzón-Zúñiga *et al.* (2008), ³Garzón-Zúñiga y Buelna (2011),
⁴Vigueras-Cortés *et al.* (2013), ⁵Esta investigación.

Los estudios que probaron astillas de maderas subtropicales, fibra de agave y la presente investigación emplearon tasas de aireación similares durante su operación, logrando cumplir con los límites permisibles por la normatividad ambiental, a excepción de la fibra de agave para CF.

Por otra parte el estudio del tabachin y jacaranda no empleó aireación y se realizó a escala real, aunque logró cumplir con la normatividad en los parámetros que fueron analizados no obtuvo la concentración permitida en los efluentes para CF.

Es importante resaltar que únicamente los efluentes del mezquite alcanzaron la cantidad de CF que marca la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reusarse en riego indirecto, sin recurrir a la desinfección. Si bien las astillas de maderas subtropicales también cumplieron con la concentración para CF, el mezquite lo logró a una CHS

tres veces más alta, lo que implica mayor volumen de agua tratada por día, repercutiendo finalmente en el tamaño de la planta cuando se hace un escalamiento.

El sistema de biofiltros aire-sin aire, permitió complementar el tratamiento de los efluentes en la remoción de CF, tal que cumplieran con la normatividad para su reúso una CHS de $1.34 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, sin embargo el BF sin aire incrementó la concentración de la DBO_5 y DQO en los efluentes, que afectó en que la duración de las etapas de la evaluación tomarán más tiempo.

La no necesidad del BF sin aire para la remoción de materia orgánica y material suspendido contribuye a la reducción de costos en las materias primas, no obstante el uso de aireación implicaría costos de energía eléctrica, los cuales se tendrían que valorar para determinar el costo-beneficio del tratamiento.

Aunque no se realizó la determinación de nitratos y nitrógeno amoniacal, probablemente el arreglo del sistema permitió que se diera un proceso de nitrificación- desnitrificación.

Es posible que al invertir el arreglo se presente una menor remoción de DBO_5 y DQO en el primer BF (sin aire), esto con base a los resultados obtenidos por Viguera-Cortés *et al.* (2013), debido a que en la evaluación que realizaron obtuvieron menor eficiencia de remoción de estos contaminantes en los BFs sin aire que en los BFs con aire. El BF con aire complementaría el tratamiento, pero involucraría mayor cantidad de materia prima, costos por la aireación, además de que posiblemente habría formación de nutrientes (nitratos) que ocasionarían problemas de eutrofización si los efluentes se disponen en cuerpos acuáticos.

Por otra parte los estudios que se han realizado en medios filtrantes naturales y sintéticos (Nacheva *et al.*, 2008) han demostrado ser eficientes en la remoción de DQO con valores $> 90\%$ usando tiras de polietileno, granos de polietileno de baja densidad y tezontle, siendo mayores a la del mezquite y a las de otros MFO's.

También las eficiencias han sido similares (78-80%) a los MFO cuando se usan polipropileno, polietileno de alta densidad y esferas de cerámica. Si bien estos materiales pueden ser más duraderos y no elevan la concentración de DBO₅ y DQO, como el caso de los materiales orgánicos, pueden ser caros e inaccesibles para ciertas regiones, además de que al término de su vida útil su confinamiento sería un problema tanto económico como ambiental.

VIII. CONCLUSIONES

1. Los biofiltros empacados con astillas de madera de mezquite (*Prosopis*) presentan alta eficiencia de remoción de contaminantes del agua residual y cumplen con los estándares de la NOM-003-SEMARNAT-1997 y la USA-EPA 2004, para riego agrícola y de áreas verdes cuando se operan con una CHS $\leq 1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.
2. El tren de tratamiento (BF con aire - BF sin aire) no es necesario para la remoción de materia orgánica (DBO₅ y DQO) y material suspendido (SST), ya que con el BF con aire, se logra alcanzar la concentración de $<30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Sin embargo, para la remoción de CF la combinación de BFs complementa la eficiencia con una CHS $>1.07 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y el límite establecido por la normatividad en materia de reúso de aguas tratadas para riego agrícola ($\leq 1000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$).
3. Con las astillas de mezquite se alcanzó la cantidad de CF en los efluentes para cumplir con la normatividad ambiental a diferencia de otros MFO con una CHS de $1.34 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.
4. Las astillas de madera de mezquite son un material innovador para procesos de biofiltración que se puede aplicar en el tratamiento de aguas residuales municipales.

IX.RECOMENDACIONES

1. La astilla de madera de mezquite es una opción adecuada de material orgánico filtrante para emplearse como soporte del crecimiento de la biopelícula en biofiltros para el tratamiento de aguas residuales en plantas de tratamiento de pequeños generadores de zonas semiáridas.
2. Hacer la identificación de la comunidad microbiana para determinar qué compone la biopelícula que se estableció sobre las astillas de madera de mezquite y el tipo de sustrato que degrada.
3. En trabajos futuros analizar nitratos y nitrógeno amoniacal para evaluar la eficiencia de remoción de nitrógeno con la configuración del sistema empleado (BF con aire seguido de BF sin aire) y determinar el proceso de nitrificación-desnitrificación.
4. Evaluar la eficiencia del proceso sin utilizar platos de separación, con el propósito de hacer más sencillo y económico el sistema.
5. Probar el uso de un biofiltro sin aireación para evaluar su eficiencia de remoción.

X. BIBLIOGRAFÍA

- Ayers, R.S. & Westcot, D.W. 1994. Water Quality for Agriculture, Irrigation and Drainage. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 135 p.
- APHA, AWWA, & WEF. 1998. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20TH Edition, American Public Health Association. Washington, USA
- Batista, R. O., Barreto, H. B. F., Alves, S. M. C., de Oliveira Santos, W., & Freire, F. G. C. 2012. Remoção de nitrato e condutividade elétrica em biofiltros operando com esgoto doméstico primário. *Global Science and Technology*, **5**(1), 59-69.
- Batista, R. O., Sartori, M. A., Soares, A. A., Moura, F. N., & Paiva, M. R. D. F. C. 2011. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **6**(3), 152-164.
- Batista, R. O., Soares, A. A., Santos, D. B. D., Bezerra, J. M., & Oliveira, A. D. F. M. 2013. Removal of suspended and total solids in biofilters operating with primary domestic sewage for reuse in agriculture. *Revista Ceres*, **60**(1), 7-15.
- Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, **29**(4), 71-78.
- Buelna, G. & Bélanger, G. 1990. Biofiltration à base de tourbe pour le traitement des eaux usées des petites municipalités. *Science Technology Eau*. **23**(3), 259–264.
- Buelna, G. 1994. La biofiltración en lecho orgánico: una novedosa alternativa para el tratamiento de efluentes industriales y de pequeños municipios. II Congreso y Exposición Internacional de la Industria del Medio Ambiente. México, D.F., 13-15 de abril de 1994.

- Buelna, G., M. Garzón-Zúñiga y G. Moeller-Chávez. 2011. Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ide@s CONCYTEG*, **6** (71), 540-555.
- Buelna, G., R. Dubé & M. Tremblay. 2001. Utilisation du BIOSORMD pour le traitement des effluents d'origine sanitaire: présentation de deux cas types. 3^o Colloque Annuel sur l'Environnement de l'Ordre des Ingénieurs de Québec. Canada.
- Carrillo-Parra, A., Frantisek, H., Carsten, M., & Ocañas, F. G. 2011. Durabilidad de la madera de *Prosopis laevigata* y efecto de sus extractos en hongos que degradan la madera. *Madera y Bosques*, **17**(1), 7-22.
- Chávez, C. H., Mora, Z. A., Cabra, J. A., Carmona, Y., Revah, S., & Gnecco, G. 2004. Biofiltración de ácido sulfhídrico (H₂S), utilizando bagazo de caña de azúcar y piedra pómez como material de soporte. *Revista Ingeniería y Competitividad*, **5**(2), 7-15.
- Cohen, Y. 2001. Biofiltration—the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*, **77**(3), 257-274.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2007. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Sistemas alternativos de tratamiento de aguas residuales y lodos producidos. 268.
- Correa, M. A., & Sierra, J. H. 2004. Remoción integrada de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en un sistema de filtros (biofiltros) en serie anaerobio/anóxico/aerobio en condiciones dinámicas. *Revista facultad de ingeniería*, **5**(31), 5-22.
- Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., & Bastian, R. K. 2014. Natural wastewater treatment systems. Second edition. 549. CRC Press. Taylor and Francis Group. Florida, USA.

- Crites, R., Tchobanoglous, G., Camargo, M., & Pardo, L. P. 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales: para núcleos pequeños y descentralizados. Vol. 2. McGraw-Hill. 345-700.
- Cyclus, 2012-2014. Tratamiento de aguas residuales. Obtenido de <http://www.cyclusid.com/tecnologias-aguas-residuales/tratamiento-aguas/tratamiento-secundario/>. Consultada el 10 de febrero de 2014.
- Delgadillo-Zurita, M., & Condori-Carrasco, L. J. 2010. Planta de tratamiento de aguas residuales con macrófitas para comunidades cercanas al lago Titicaca. *Journal Boliviano de Ciencias*, **21**(7), 63-66.
- Dyer, S. D., Peng, C., McAvoy, D. C., Fendinger, N. J., Masscheleyn, P., Castillo, L. V., & Lim, J. M. U. 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines. *Chemosphere*, **52**(1), 43-53.
- DOF Diario Oficial de la Federación 1997. NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. DOF 06/01/1987, México D.F
- DOF Diario Oficial de la Federación 1998. NOM-003-SEMARNAT-1997 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que son reusadas en servicios para el público. DOF 21/09/1998, México D.F
- Dubé, R., N. Turgeon, G. Buelna, Y. Bernard, G. Bellemare & H. Benmoussa. 2002. Utilisation du procédé BIOSOR pour le traitement des effluents d'entreprises agroalimentaires: presentation de deux cas types. Salon des Technologies Environnementales. Réseau Environnementdes. Québec. Canada.
- Fernández-Alba, A. R., Gómez, M. J., Herrera, S., & Gómez-Ramos, M. M. (2010). Evaluación y presencia de contaminantes emergentes en aguas residuales urbanas y en aguas de río. *Revista Técnica de Medio Ambiente*, **146**, 96-104.

- Fletcher, M., & Floodgate, G. D. 1973. An electronmicroscopic demonstration of an acidic polysaccharide involved in the adhesion of a marine bacterium to solid surface. *Journal of General Microbiology*, **74**(2), 325-334.
- García, H. E., Montaña, V. H., Puentes, N. P. L., Tavera, J. T., Bonilla, A. C., Rodríguez, A. G., & Yagüará, D. 2010. Evaluación de materiales en la zona de la sabana de Bogotá como medios filtrantes para aguas residuales. *Revista Científica*, **12**, 74-112.
- Garzón-Zúñiga, M. A., & Buelna, G. 2011. Treatment of wastewater from a school in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media. *Water Science and Technology*, **64**(5), 1169-1177.
- Garzón-Zúñiga, M. A., Lessard, P., & Buelna, G. 2003. Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environmental Technology*, **24**(5), 605-614.
- Garzón-Zúñiga, M. A., Tomasini-Ortíz, A. C., Moeller-Chávez, G., Hornelas-Uribe, Y., Buelna, G. & Mijaylova-Nacheva, P. 2008. Enhanced pathogen removal in on-site biofiltration systems over organic filtration materials. *Water Practice and Technology*, **3**(2), 053.
- Garzón-Zúñiga, M.A. 2004. La biofiltración sobre cama de turba, un tratamiento eficiente para diferentes tipos de agua residual industrial. XXIX Congreso interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. San Juan, Puerto Rico. Agosto.
- Garzón-Zúñiga, M.A., Lessard, P., Aubry, G., & Buelna, G. 2005. Nitrogen elimination mechanism in an organic media aerated biofilter treating pig manure. *Environmental Technology*, **26**(4), 361-372.
- Gaudy, A. F., & Gaudy, E. T. 1988. Elements of bioenvironmental engineering. *Engineering Press*. First edition. 608. San Jose, Calif. USA.

- Hernández, J., Prado, Ó. J., Almarcha, M., Lafuente, J., & Gabriel, D. 2010. Development and application of a hybrid inert/organic packing material for the biofiltration of composting off-gases mimics. *Journal of Hazardous Materials*, **178**(1), 665-672.
- Hernández-Muñoz, A. 1996. Depuración de Aguas Residuales. Servicios de publicaciones de la escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid. 3ª Edición. Paraninfo. Madrid.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2007. Biofiltración. Consultada el 14 de abril de 2014. Extraído de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/396/biofiltra.html>
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2007a. Usos y propiedades del Mezquite. Consultada el 25 de Noviembre de 2014. Obtenido de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/72/usos.html>
- INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias). 2011. Importancia de las poblaciones de mezquite en el norte-centro de México. Libro técnico núm. 8. Diciembre de 2011. Primera edición. 220.
- Lens, P. N., Vochten, P. M., Speleers, L., & Verstraete, W. H. 1994. Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Research*, **28**(1), 17-26.
- Marín García, M. L., Aragón Revuelta, P. & Gómez Benito, C. 2002. Análisis químico de suelos y aguas: manual de laboratorio. Universidad Politécnica de Valencia.
- Matteini, M., & Moles, A. 2001. La química en la restauración: los materiales del arte pictórico. Vol. 7. Editorial Nerea.
- Metcalf & Eddy. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, disposal and Reuse. Third Edition. McGraw Hill. USA.

- Mihelcic J.R. & Zimmerman, J.B. 2012. Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño. Primera edición. Alfaomega grupo editor, S.A. de C.V. 720.
- Moreno-Merino, L., Fernández, M., Rubio, V., Calaforra, J., López, J., Beas V., Martínez, A., Murillo, J. & Gómez, J. 2003. La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante la infiltración directa en el terreno. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid. ISBN: 84-7840-464-3.
- Nacheva, P. M., Chavez, G. M., Bustos, C., Garzón-Zúñiga, M. A., & Orozco, Y. H. 2008. Comparison of bioreactors with different kinds of submerged packed beds for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **58**(1), 29-36.
- Noyola, A., Vega, E., Ramos, J., & Calderón, C. 2000. Alternativas de tratamientos de aguas residuales. 3ª edición - México: IMTA. p 416.
- Oropeza García, N. 2006. Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos conciencia*, **1**, 51-58.
- Palacios, R. A. 2006. Los Mezquites Mexicanos: Biodiversidad y Distribución Geográfica. *Bol. Sociedad Argentina de Botánica*, **41** (1-2), 99 – 121.
- Peña Varón, M. R., Van Ginneken, M., & Madera, C. A. 2003. Humedales de flujo subsuperficial: una alternativa natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas tropicales. *Revista Ingeniería y Competitividad*, **5**(1), 27-35.
- Pomar García, M., Díaz Rodríguez, F., González Mendoza, L. A., García Fernández, M. J., & Díaz Díaz, M.E. 2006. Crianza de vinos tintos en barricas de roble: evolución de parámetros tradicionales y su impacto sensorial. *Tecnología del vino: tratamientos y equipos para viticultura y enología*, **29**, 67-70.

- Programa Nacional de Reforestación (PRONARE). 1999. Fichas Técnicas de Especies Forestales Estratégicas. No. 1-3. Gaceta de la Red Mexicana de Germoplasma Forestal. SEMARNAP- PRONARE. México, D.F.
- Salas Quintero, D., Zapata, M. A., & Guerrero, J. 2007. Modelo de costos para el tratamiento de las aguas residuales en la Región. *Scientia et Technica*, **1**(37). 591-596.
- Ramalho, R.S. 1996. Tratamiento de aguas residuales. Edición revisada. Editorial Reverté, S.A. 697.
- Ramirez-López, E. M., Corona-Hernandez, J., Avelar-Gonzalez, F. J., Omil, F., & Thalasso. 2010. Biofiltration of methanol in an organic biofilter using peanut shells as medium. *Bioresource Technology*, **101**(1); 87-91.
- Riahi, K., Mammou, A. B., & Thayer, B. B. 2009. Date-palm fibers media filters as a potential technology for tertiary domestic wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, **161**(2), 608-613.
- Sánchez-Román, R. M., Soares, A., De Matos, A. T., Sedyama, G. C., DeSouza, O., & Mounter, A. H. 2007. Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. *Transactions of the ASABE*, **50**(1), 65-71.
- Sekoulov, I., Rüdiger, A., & Barz, M. 2009. Biofiltración innovadora para el tratamiento de aguas residuales producidas por poblaciones e industrias. *Tecnología del Agua*, **306**, 76-84.
- SINIA (Sistema Nacional de Información Ambiental). 2007. Tecnología de biofiltros. Consultada el 14 de abril de 2014. Extraído de http://www.sinia.cl/1292/articles-49990_07.pdf.
- Speitel Jr, G. E., & DiGiano, F. A. 1987. Biofilm shearing under dynamic conditions. *Journal of Environmental Engineering*, **113**(3), 464-475.

- Ríos, S. J. C., López, H.J.A., Rosales, S. R., Trucíos, C. R., Valles, G. A. G. 2011. Conservación y manejo de germoplasma del mezquite. Libro Técnico No. 25. INIFAP Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en la Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera. Gómez Palacio, Dgo. 220.
- Talbot, P., Bélanger, G., Pelletier, M., Laliberté, G., & Arcand, Y. (1996). Development of a biofilter using an organic medium for on-site wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **34**(3), 435-441.
- Torres, P., Rodríguez, J. A., & Uribe, I. E. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. *Scientia et Technica*, **3**(23), 75-80.
- USEPA. 2004. Manual-Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R-04/108. US Agency for International Development, Washington, DC.
- USEPA. 2012. Manual-Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618. US Agency for International Development, Washington, DC.
- Vargas, De M., C. 1996. Características microbiológicas de aguas residuales. Curso lagunas de estabilización. OPS/ CEPIS/ 96. Perú
- Verma, M., Brar, S. K., Blais, J. F., Tyagi, R. D. & Surampalli, R. Y. 2006. Aerobic Biofiltration processes – Advances in wastewater treatment. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Wastewater Management*, **10**(4); 264-276.
- Vigueras-Cortés, J. M. 2012. Innovación tecnológica para tratamiento de aguas residuales domésticas con biofiltros orgánicos. Tesis de Doctorado, CIIDIR- IPN- Unidad Durango.
- Vigueras-Cortés, J. M., Villanueva-Fierro, I., Garzón-Zúñiga, M. A., de Jesús Návare-Cháidez, J., Chaires-Hernández, I., & Hernández-Rodríguez, C. 2013.

Performance of a biofilter system with agave fiber filter media for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **68**(3), 599-607.

Wijeyekoon, S., Mino, T., Satoh, H., & Matsuo, T. 2004. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. *Water Research*, **38**(10), 2479-2488.

Vollenweider, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. DAS/CSI/68.27. Paris.