



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CIIDIR IPN-UNIDAD DURANGO**

**TRATAMIENTO POR BIOFILTRACIÓN AEROBIA SOBRE CAMA
ORGÁNICA DEL EFLUENTE DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE
VINAZAS DE TEQUILA**

TESIS

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

PRESENTA

KARINA JANETTE SALAZAR BATRES

DIRECTORES

DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA

DR. JUAN MANUEL VIGUERAS CORTÉS



VICTORIA DE DURANGO, DGO, JUNIO DE 2017



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14-BIS

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Durango, Dgo. siendo las 11:15 horas del día 02 del mes de junio del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación del: CIDIR-IPN Unidad Durango para examinar la tesis titulada:

Tratamiento por biofiltración aerobia sobre cama orgánica del efluente de la digestión anaerobia de vinazas de tequila

Presentada por el alumno:

SALAZAR

BATRES

KARINA JANETTE

Apellido paterno

Apellido materno

Nombre(s)

Con registro:

B	1	5	1	0	0	8
---	---	---	---	---	---	---

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. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA

DR. JUAN MANUEL VIGUERAS CORTÉS

DRA. LAURA SILVIA GONZÁLEZ VALDEZ

DR. IVÁN MORENO ANDRADE

DR. JORGE ALBERTO TENA FLORES

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. JOSÉ ANTONIO ÁVILA REYES





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

SIP-13-815

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

México, D.F. a 29 de febrero del 2016

El Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR-IPN Durango en su sesión ordinaria No. 2 celebrada el día 03 del mes de febrero conoció la solicitud presentada por el(la) alumno(a):

<u>SALAZAR</u>	<u>BATRES</u>	<u>KARINA JANETTE</u>							
Apellido paterno	Apellido materno	Nombre (s)							
		Con registro: <table border="1" style="display: inline-table; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <tr> <td style="width: 20px;">B</td> <td style="width: 20px;">1</td> <td style="width: 20px;">5</td> <td style="width: 20px;">1</td> <td style="width: 20px;">0</td> <td style="width: 20px;">0</td> <td style="width: 20px;">8</td> </tr> </table>	B	1	5	1	0	0	8
B	1	5	1	0	0	8			

Aspirante de: Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:
Tratamiento por biofiltración aerobia sobre cama orgánica del efluente de la digestión anaerobia de vinazas de tequila

De manera general el tema abarcará los siguientes aspectos:

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

3.- El trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis 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:

Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga
Aspirante

Directores de Tesis

Dr. Juan Manuel Viguera Cortés
Presidente del Colegio

Ing. Karina Jazette Salazar Batres

Dr. José Antonio Avila
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIONES PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
CIIDIR
UNIDAD DURANGO
IPN



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Durango, Dgo., el día **02** del mes de **junio** del año **2017**, la que suscribe **Karina Janette Salazar Batres** alumna del Programa de **Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental**, con número de registro **B151008**, 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. Marco Antonio Garzón Zúñiga** y del **Dr. Juan Manuel Vigueras Cortés** y cede los derechos del trabajo titulado **"Tratamiento por biofiltración aerobia sobre cama orgánica del efluente de la digestión anaerobia de vinazas de tequila"**, 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 ksalazarbatres@gmail.com, marco.cuerna@gmail.com y jmvigueras@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



KARINA JANETTE SALAZAR BATRES

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. Marco Antonio Garzón Zúñiga y codirección del Dr. Juan Manuel Viguera Cortés, es parte complementaria del proyecto “Filtración anaerobia y aerobia de vinazas de tequila” con registro SIP20150105 y SIP20160472.

Agradecimientos

Al CIIDIR-IPN Unidad Durango por las facilidades brindadas para el desarrollo de mi formación profesional y para la elaboración de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca con la que pude realizar mis estudios de Maestría.

Al Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga por haber dirigido esta tesis, por apoyarme a cada momento desde el inicio de la maestría hasta el final. Le agradezco por sus consejos, por compartir su conocimiento conmigo y por su paciencia.

Al Dr. Juan Manuel Vigueras Cortés por su apoyo con las revisiones de la tesis y cada una de las presentaciones, pero sobre todo por su amabilidad.

A la Dra. Laura Silvia González y al Dr. Iván Moreno Andrade por cada uno de los consejos que me ofrecieron para mejorar este trabajo, por haber estado en mis reuniones de comité apoyándome y por su tiempo invertido en la revisión del documento.

Al Dr. Jorge Tena Flores por haber aceptado revisar y mejorar este trabajo aun cuando no era parte de sus líneas de investigación, por todos los consejos y explicaciones brindadas.

Al Dr. Samuel Siles de la ESIQIE-IPN por facilitar el uso de materiales y equipo de dicha escuela para la realización de análisis complementarios para esta tesis, por su amabilidad y compromiso. Le agradezco por todo el conocimiento que compartió conmigo, por haberme brindado su tiempo para realizar mi estancia aun en vacaciones, por su humildad y comprensión.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y personal de la Planta Piloto por haberme facilitado las instalaciones para realizar mi estancia de investigación.

A Cristina Rojas y Adriana Serrano por su compañerismo, apoyo y consejos en la realización de los análisis de laboratorio, por haber compartido su tiempo y amistad conmigo, y sobre todo por el conocimiento que adquirí de sus enseñanzas.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
LISTA DE ACRÓNIMOS	x
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	3
2.1. Tratamiento de aguas residuales	3
2.1.1. Tratamiento por procesos fisicoquímicos	4
2.1.2. Tratamiento por procesos biológicos	4
2.1.2.1. Sistemas anaerobios.....	5
2.1.2.2. Sistemas aerobios.....	6
2.1.2.2.1. Procesos por biopelícula.....	7
2.1.2.2.2. Filtros percoladores	8
2.1.2.2.3. Biofiltración sobre material de empaque orgánico	9
2.1.2.2.4. Aspectos microbiológicos de la biofiltración:.....	11
2.1.2.2.5. Características del material de soporte.....	12
2.1.2.2.6. Biofiltración sobre cama orgánica para el tratamiento de aguas residuales industriales.....	13
2.2. Proceso de producción de tequila y generación de vinazas	15
2.2.1. Vinazas.....	15
2.2.1.1. Caracterización de las vinazas.....	16
2.2.1.2. Efectos ambientales de las vinazas	16
2.2.2. Tratamientos biológico anaerobio de las vinazas	17
2.3. Compuestos Recalcitrantes	18
III. JUSTIFICACIÓN	21
IV. HIPÓTESIS	21
V. OBJETIVOS	22

5.1.	Objetivo general.....	22
5.2.	Objetivos específicos:	22
VI.	MATERIALES Y MÉTODOS	23
6.1.	Obtención, preparación y caracterización del material filtrante orgánico (MFO).....	23
6.2.	Caracterización del agua residual industrial.....	24
6.3.	Montaje experimental.....	24
6.4.	Montaje de técnicas de laboratorio.	25
6.5.	Diseño del trabajo experimental.....	26
6.6.	Acondicionamiento o aclimatación de los biofiltros (BFs).	27
6.7.	Análisis estadístico de los datos.	28
VII.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29
7.1.	Caracterización del material filtrante orgánico	29
7.2.	Caracterización del influente.....	29
7.3.	Fase de aclimatación	29
7.3.1.	Comportamiento de la DQO en la fase de aclimatación	30
7.3.2.	Comportamiento de los nutrientes de los BFs 1 y 3 en la fase de aclimatación.....	32
7.3.2.1.	Comportamiento del nitrógeno	32
7.3.2.2.	Comportamiento del Fósforo.....	35
7.3.3.	Comportamiento de los nutrientes en el BF2 en la etapa de aclimatación 37	
7.3.3.1.	Comportamiento del nitrógeno	37
7.3.3.2.	Comportamiento del fósforo	39
7.3.4.	Comportamiento del pH en la etapa de aclimatación	40
7.4.	Fase de evaluación de la CHS.....	42
7.4.1.	Comportamiento de la DQO	42
7.4.1.1.	Evaluación del efecto de la CHS en la remoción de DQO	43
7.4.2.	Comportamiento de los nutrientes en la fase de evaluación de la CHS	46
7.4.2.1.	Nitrógeno.....	46

7.4.2.1.1. Evaluación del efecto de la CHS en la remoción de N-amoniaco	49
7.4.2.2. Comportamiento del P-total y fósforo de ortofosfatos	51
7.4.2.2.1. Evaluación del efecto de la CHS en la remoción de fósforo de ortofosfatos (ANOVA)	53
7.4.2.3. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales	54
7.4.2.4. Comportamiento del pH	56
7.5. Fase de evaluación del efecto de la TA	56
7.5.1. Comportamiento de la DQO	56
7.5.1.1. Evaluación del efecto de la TA en la remoción de DQO	58
7.5.2. Comportamiento de los nutrientes	60
7.5.2.1. Comportamiento del nitrógeno	61
7.5.2.1.1. Evaluación del efecto de la TA en la remoción de N-amoniaco	62
7.5.2.2. Comportamiento del Fósforo	64
7.5.2.2.1. Evaluación del efecto de la TA en la remoción de fósforo de ortofosfatos	65
7.5.2.3. Comportamiento de los SST	67
7.5.3. Comportamiento del pH	68
7.6. Fase de recirculaciones, evaluación del efecto de la CHS	69
7.6.1. Efecto de la recirculación sobre el comportamiento de la DQO (en el BF1)	70
7.6.2. Efecto de la recirculación sobre el comportamiento de la DQO en el BF3	72
7.6.3. Comportamiento de los nutrientes	73
7.6.3.1. Comportamiento del Nitrógeno	73
7.6.3.2. Comportamiento del Fósforo de ortofosfatos	75
7.6.4. Comportamiento de los SST	76
7.6.5. Comportamiento del pH	76
7.7. Fase de recirculaciones, evaluación del efecto de la TA	77
7.7.1. Comportamiento de la DQO	77

7.7.2.	Comportamiento de los nutrientes	79
7.7.2.1.	Comportamiento del Nitrógeno	79
7.5.2.2.	Comportamiento del Fósforo de ortofosfatos	80
7.5.3.	Comportamiento de los SST.....	81
7.5.4.	Comportamiento del pH.....	81
VIII.	CONCLUSIONES.....	83
IX.	RECOMENDACIONES.....	85
X.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Eficiencias de remoción de demanda química de oxígeno en distintos tipos de aguas residuales.	14
Tabla 2. Valores de carga hidráulica superficial, tasa de aireación, flujo de agua residual y flujo de aire aplicados en cada reactor.....	26
Tabla 3. Caracterización del influente	29
Tabla 4. Comportamiento de los nutrientes y eficiencias de remoción en la etapa de aclimatación.	32
Tabla 5. Comportamiento de los nutrientes y eficiencias de remoción en el biofiltro 2 en la etapa de aclimatación.....	37
Tabla 6. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.	45
Tabla 7. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.	45
Tabla 8. Efecto de la carga hidráulica superficial sobre la concentración promedio de los nutrientes y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 3.	46
Tabla 9. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 3, remoción de N-amoniaco.....	50
Tabla 10. Prueba t de Student, remoción de N-amoniaco en los biofiltros 1 y 3.	51
Tabla 11. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 3, remoción de fósforo de ortofosfatos.....	54
Tabla 12. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 3, remoción de fósforo de ortofosfatos.	54
Tabla 13. Comportamiento de la remoción de los sólidos suspendidos totales Evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.	55
Tabla 14. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 2, remoción de la demanda química de oxígeno para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	60
Tabla 15. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 2, remoción de la demanda química de oxígeno.	60
Tabla 16. Comportamiento de eficiencia de remoción de los nutrientes en biofiltro 1 y biofiltro 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación.	61
Tabla 17. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 2, remoción de N-amoniaco para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	63

Tabla 18. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 2, remoción de N-amoniaco para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	64
Tabla 19. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 2, remoción de fósforo de ortofosfatos para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.	67
Tabla 20. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 2, remoción de fósforo de ortofosfatos.	67
Tabla 21. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales, evaluación del efecto de la tasa de aireación.	68
Tabla 22. Comportamiento del N-amoniaco y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 3 (etapa de recirculaciones).	74
Tabla 23. Comportamiento de fósforo de ortofosfatos de los biofiltros 1 y 3, evaluación de la carga hidráulica superficial en la etapa de recirculaciones.....	75
Tabla 24. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en los biofiltros 1 y 3 en la etapa de recirculaciones, evaluación de la carga hidráulica superficial.....	76
Tabla 25. Comparación del comportamiento del N-amoniaco y eficiencia de remoción en los BFs 1 y 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación.	80
Tabla 26. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial en la etapa de recirculaciones.	81
Tabla 27. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación en la fase de recirculaciones.....	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tratamiento anaerobio.	6
Figura 2. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tratamiento aerobio.	7
Figura 3. Proceso de biofiltración sobre materiales orgánicos.	11
Figura 4. Montaje experimental de los biofiltros sobre cama orgánica.	25
Figura 5. Comportamiento de la remoción de la demanda química de oxígeno en la fase de aclimatación de los biofiltros 1 y 3.	31
Figura 6. Comportamiento de la DQO del biofiltro 2 en la fase de aclimatación.	32
Figura 7. Comportamiento del Nitrógeno total en la etapa de aclimatación.	33
Figura 8. Comportamiento del N-amoniaco en la etapa de aclimatación.	34
Figura 9. Comportamiento del fósforo total en los BFs 1 y 3 en la fase de aclimatación.	36
Figura 10. Comportamiento de fósforo de ortofosfatos en los BFs 1 y 3 en la etapa de aclimatación.	36
Figura 11. Comparación del comportamiento del nitrógeno amoniacal en la etapa de aclimatación en los biofiltros 1(a) y 2(b).	39
Figura 12. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos en la etapa de aclimatación del biofiltro 2.	40
Figura 13. Comportamiento del pH de los biofiltros 1 y 3 durante la fase de aclimatación.	41
Figura 14. Comportamiento del pH del biofiltro 2 durante la fase de aclimatación.	41
Figura 15. Comportamiento de la remoción de la demanda química de oxígeno de los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.	42
Figura 16. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.	44
Figura 17. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en los biofiltros 1 y 3.	47
Figura 18. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.	50

Figura 19. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.....	52
Figura 20. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 3, remoción de Fósforo de ortofosfatos.....	53
Figura 21. Comportamiento del pH en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.	56
Figura 22. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en el biofiltro 1, evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	57
Figura 23. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en el biofiltro 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	58
Figura 24. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 2, remoción de la demanda química de oxígeno para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	59
Figura 25. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en los biofiltros 1(a) y (b).....	62
Figura 26. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 2, remoción de N-amoniaco para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.	63
Figura 27. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos en los biofiltros 1(a) y 2 (b), evaluación del efecto de la tasa de aireación.....	65
Figura 28. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 2, remoción de fósforo de ortofosfatos para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.	66
Figura 29. Comportamiento del pH en los biofiltros 1 (a) y 2 (b)	69
Figura 30. Comportamiento de la demanda química de oxígeno del biofiltro 1 durante la etapa de recirculaciones. Evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.71	
Figura 31. Comportamiento de la demanda química de oxígeno del biofiltro 3 durante la etapa de recirculaciones, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial. 73	
Figura 32. Comparación del comportamiento del N-amoniaco en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial en la etapa de recirculaciones.	74
Figura 33. Comportamiento del pH en la fase de recirculaciones	77
Figura 34. Comportamiento de la demanda química de oxígeno del biofiltro 2 durante la etapa de recirculaciones, evaluación del efecto de la tasa de aireación.	78
Figura 35. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en el biofiltro 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación en la fase de recirculaciones.	80

Figura 36. Comportamiento del pH en los biofiltros 1 y 2. Evaluación del efecto de la tasa de aireación en la fase de recirculaciones..... 82

LISTA DE ACRÓNIMOS

ANOVA	Análisis de varianza
AR	Aguas residuales
BFCO	Biofiltración sobre cama orgánica
BFs	Biofiltro
CAR	Corporación Autónoma Regional
CHS	Carga hidráulica superficial
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
DBO5	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
FenT	Fenoles totales
LMP	Límites Máximos Permisibles
MFO	Material filtrante orgánico
N-amoniacal	Nitrógeno amoniacal
N-NH4+	Nitrógeno amoniacal
NT	Nitrógeno total
PD	Promedio Diario
POA	Procesos de oxidación avanzada
P-PO4 3-	Fósforo de fósforo de ortofosfatos
PT	Fósforo total
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales
TA	Tasa de aireación
TRH	Tiempo de retención hidráulico
UASB	Reactor anaerobio de flujo ascendente

RESUMEN

La producción de tequila genera aguas residuales conocidas como vinazas. Por cada litro de tequila producido se generan 10 a 12 litros de vinaza. Este residuo contiene alta concentración de materia orgánica (MO), pH bajo, alta concentración de sólidos suspendidos y disueltos, y temperatura cercana a los 90°C. Uno de los tratamientos más eficientes y aplicados a la vinaza de tequila es la digestión anaerobia, con eficiencias de remoción entre 70 y 90% de la demanda química de oxígeno (DQO). Durante este proceso se ha reportado que parte de la MO recalcitrante no es removida, generando baja calidad de la vinaza tratada. Una alternativa para pulir estos efluentes es un postratamiento en un sistema de biofiltración sobre cama orgánica (BFCO), que es un proceso novedoso y adecuado para aclimatar microorganismos y para remover compuestos recalcitrantes. En esta investigación se planteó evaluar la eficiencia de remoción de compuestos recalcitrantes, medidos como DQO, y nutrientes (nitrógeno y fósforo) presentes en vinazas previamente tratadas en un proceso de digestión anaerobia al someter estos efluentes a un proceso de pulimento en sistemas de BFCO aerobios. En los BFCO se estudió el efecto de la carga hidráulica superficial (CHS), la tasa de aireación (TA) y la recirculación. Se construyeron tres biofiltros (BFs), a nivel de laboratorio. El BF1 operó con una CHS de $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y el BF3 con $0.20 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, ambos con una TA de $4.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$, el BF2 tenía una CHS de $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y una TA de $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. El material filtrante orgánico fue astilla de madera de mezquite (*Prosopis* spp.). El AR utilizada fueron vinazas tequileras previamente tratadas en un filtro anaerobio empacado sumergido. En los resultados obtenidos, el BF3 con mayor CHS, contrario a lo esperado, presentó una mayor eficiencia de remoción de la DQO. Los resultados demostraron que un BFCO operado con una CHS de $0.20 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y una TA de $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ obtuvo una reducción del 76% de los compuestos recalcitrantes medidos como DQO, una disminución del 83% del nitrógeno total y 70% del fósforo total; por lo que se concluye que la BFCO aerobia es una opción tecnológica eficiente, accesible, sencilla y robusta para que los productores de tequila puedan mejorar la calidad de los efluentes tratados por procesos anaerobios.

Palabras clave: biofiltración sobre cama orgánica, vinazas de tequila, pulimento, remoción de compuestos recalcitrantes.

ABSTRACT

The tequila industry generates wastewater known as vinasse. For each liter of tequila produced, 10 to 12 liters of vinasse are generated. This residue contains high concentration of organic matter (OM), low pH, high concentration of suspended and dissolved solids, and temperature of 90 °C. One of the most efficient treatments applied to the tequila vinasse is the anaerobic digestion, with removal efficiencies between 70 and 90% of the chemical oxygen demand (COD). It has been reported that in anaerobic digestion part of the recalcitrant OM is not removed and generates low quality of treated vinasse. An alternative to polishing these effluents is a post-treatment in a biofiltration system over organic bed (BFOB), which is a novel and suitable process to acclimatize microorganisms and remove recalcitrant compounds. In this research, it was proposed to evaluate the removal efficiency of recalcitrant compounds, measured as COD, and nutrients (nitrogen and phosphorus) present in previously treated vinasse in an anaerobic digestion process, by inflowing these effluents into a polishing process in aerated BFOB. The effect of surface hydraulic loading (SHL), aeration rate (AR) and recirculation on BFOB was studied. Three biofilters (BFs) were constructed at laboratory level. The BF1 operated with a SHL of $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ and the BF3 with $0.20 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, both with an AR of $4.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$, the BF2 operated with a SHL of $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ and an AR of $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. The organic filter material was mesquite wood chips (*Prosopis* spp.). The wastewater used was previously treated tequila vinasse in a submerged packed anaerobic filter. In the results obtained, the BF3 with higher SHL, contrary to the expected, presented a higher removal efficiency of COD. The results showed that a BFOB operated at a SHL of $0.20 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ and an AR of $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ obtained a reduction of 76% of the recalcitrant compounds, measured as COD, and 83% reduction of total nitrogen and 70% of total phosphorus. Therefore, it was concluded that aerated BFOB is an efficient, accessible, simple and robust technological option for tequila producers to improve the quality of effluents previously treated by anaerobic processes.

Keywords: biofiltration on organic bed, tequila vinasse, polish, removal of recalcitrant compounds.

I. INTRODUCCIÓN

Como resultado de las actividades humanas como agricultura, pecuarias, industriales, domesticas, comunitarias, etc., se generan residuos sólidos, líquidos o gaseosos, mismos que producen la contaminación del agua, suelo y aire, afectando a los seres vivos en general. En el caso del agua, cuando es utilizada para distintas actividades se modifica su calidad al mezclarse con residuos o sustancias que impiden que sea usada de nuevo para el mismo fin, generándose elevados volúmenes de aguas residuales que pueden ser clasificadas como municipales e industriales (Manahan, 2006).

En cuanto a la producción de tequila (bebida mexicana que cuenta con denominación de origen, tiene una gran importancia cultural y económica pues ha tomado lugar como una bebida típica en el mercado internacional) (Bautista-Justo, *et al.*, 2001), presenta una problemática ambiental relacionada con la generación de aguas residuales conocidas como vinazas, mismas que son de color marrón, tienen altas concentraciones de materia orgánica, pH ácido, concentraciones altas de sólidos y se descargan a altas temperaturas. Por sus características, la hacen ser un residuo muy contaminante si se descarga al suelo o cuerpos de agua (Iñiguez *et al.*, 2010), por lo anterior, es indispensable realizar investigaciones para el desarrollo de tecnologías accesibles y de operación fácil que mitiguen los problemas ambientales provocados por las vinazas tequileras.

Para el manejo de estas aguas residuales se han probado distintos tipos de tratamiento, como son los primarios para sedimentar los sólidos de mayor tamaño y los secundarios como la digestión anaerobia (López-López, *et al.*, 2010). Este tratamiento ha sido uno de los más estudiados pues con él se logran eficiencias de remoción altas de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO), Alvillo-Rivera *et al.*, (2015) lograron la remoción del 70% al remover de $25,257 \pm 4,262 \text{ mgL}^{-1}$ a $3,694 \pm 1,313 \text{ mgL}^{-1}$ de DQO, en otro caso Jáuregui-Jáuregui *et al.*, (2014) alcanzaron 70% de remoción al tratar vinazas tequileras con concentraciones entre 28,000-50,000 mgL^{-1} a concentración del efluente de 5 gL^{-1} de

DQO. A pesar de que las eficiencias de remoción de DQO alcanzadas son altas, los efluentes del tratamiento anaerobio que tratan vinazas no cumplen con los límites máximos permisibles (LMP) que marcan las normas vigentes para descarga de aguas residuales en cuerpos de agua o para reutilizarla en riego agrícola ni con los LMP que establece la Ley Federal de derechos de materia de agua (200 mgL^{-1} de DQO).

Por lo anterior el presente trabajo presenta un estudio de degradación o pulimento del efluente de la digestión anaerobia que tratan vinazas de tequila, aplicando el proceso de biofiltración aerobia sobre cama orgánica, evaluando el efecto de la carga hidráulica superficial, la tasa de aireación y el efecto de la recirculación, con la finalidad de remover los compuestos recalcitrantes y nutrientes para cumplir con las normas de descarga.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. *Tratamiento de aguas residuales*

En todas las actividades de la población existe la generación de residuos sólidos, líquidos y gaseosos; en el caso de los residuos líquidos comúnmente llamados aguas residuales (AR), estos son producidos después de los múltiples usos del agua. Las AR se definen como la combinación de un líquido que lleva residuos de las viviendas, instituciones, comercios y establecimientos industriales, donde también las aguas de lluvia pueden estar presentes. (Metcalf and Eddy, 1991).

En México, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2014), clasifica las AR como: a) municipales, aquellas que son manejadas en los sistemas de alcantarillado urbanos y rurales, y b) industriales, aquellas que son descargadas directamente a los cuerpos receptores de propiedad nacional.

Según la CONAGUA (2014), en México se generan 7.21 miles de $\text{hm}^3\text{año}^{-1}$ ($228.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), se recolectan en alcantarillado $6.65 \text{ hm}^3\text{año}^{-1}$ ($211.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) y de este volumen se tratan $3.51 \text{ miles de hm}^3\text{año}^{-1}$ ($111.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Lo que significa que del total de AR se recolecta el 92.23% y solo se trata el 52.8% (CONAGUA, 2014).

En cuanto al agua residual de usos no municipales incluyendo las aguas industriales se descargaron $6.67 \text{ miles de hm}^3\text{año}^{-1}$ ($211.4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), y se tratan $2.07 \text{ miles de hm}^3\text{año}^{-1}$ ($65.6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) con un déficit de $4.06 \text{ miles de hm}^3\text{año}^{-1}$ ($145.8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). (CONAGUA, 2014).

En cuanto a las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales instaladas en México, en el año 2014 trataron $65.56 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de aguas residuales industriales, en 2,639 plantas en operación nacional. En el mismo año, el estado de Jalisco se encontraban en operación 71 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales con una capacidad instalada de $1.54 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ esto representa solo el tratamiento del 2.35% del total de aguas residuales industriales a nivel nacional (CONAGUA, 2014).

2.1.1. Tratamiento por procesos fisicoquímicos

Los procesos de tratamiento de aguas residuales pueden ser fisicoquímicos o biológicos. En los procesos fisicoquímicos se aplican las operaciones unitarias utilizando la diferencia entre las propiedades de las partículas y el agua, aplicando principios de separación tales como la sedimentación y la flotación. En los procesos químicos se cambia la forma de las partículas que no pueden ser separadas por los medios anteriores, esto se realiza mediante la aplicación de productos químicos para formar partículas de mayor densidad que posteriormente pueden ser separadas por métodos físicos (Torres, 2012).

En la depuración de aguas residuales industriales es habitual someterlas a un tratamiento fisicoquímico previo a su descarga a los cuerpos receptores (ríos, pantanos, mares, etc.) o a la red de alcantarillado. Los métodos más utilizados son coagulación-floculación. Las ventajas de éste tratamiento son la flexibilidad en el diseño de la planta y posibilidad de adaptación según las características del vertido, ya que puede ser aplicado a diversos efluentes. Adicionalmente, el método fisicoquímico es menos sensible a las variaciones del caudal y la composición del influente. (Aguilar *et al.*, 2002).

El tratamiento por métodos fisicoquímicos presenta algunas desventajas que limitan su uso, como son los altos costos de operación, la necesidad de contar con personal calificado para operar los sistemas y la dependencia a los químicos que a menudo se usan en cantidades significativas (Torres, 2012), generando altas concentraciones de lodos.

2.1.2. Tratamiento por procesos biológicos

El tratamiento biológico de aguas residuales se fundamenta en el rol natural de las bacterias para utilizar el carbono, nitrógeno y fósforo en el funcionamiento de su metabolismo. El diseño de los procesos biológicos se basa en la creación de nichos ecológicos que se seleccionan para los microorganismos mejor adaptados para reproducirse en estas condiciones ambientales. La presión selectiva puede surgir de:

- 1.- La disponibilidad del donador de electrones, que a menudo es la materia orgánica.
- 2.- El aceptor de electrones tales como el oxígeno o nitrato.
- 3.- Concentración de nutrientes.
- 4.- El pH.
- 5.- Temperatura.
- 6.- Lavado hidrodinámico llevado a cabo por microorganismos ajenos, etc., (Henze *et al.*, 2002).

Los objetivos del tratamiento biológico son estabilizar la materia orgánica, coagular y remover los sólidos coloidales que no sedimentan de manera natural. Según las condiciones locales, es posible incluir otros objetivos como la reducción de nutrientes como nitrógeno y fósforo y otros compuestos orgánicos. Los procesos biológicos son más competitivos que los fisicoquímicos ya que adicional al cambio de estado de la materia orgánica, ocurre una gran reducción o su estabilización. Los procesos pueden ser aerobios o anaerobios, dependiendo de las necesidades de oxígeno molecular (Noyola, 1998).

2.1.2.1. Sistemas anaerobios

La digestión anaerobia es una fermentación microbiana de la materia orgánica que ocurre en ausencia de oxígeno y da lugar a una mezcla de gases (principalmente metano de 50 a 70% y dióxido de carbono de 30 a 50%, con proporciones pequeñas de otros componentes: nitrógeno, oxígeno, hidrógeno y sulfuro de hidrógeno), también da lugar a la formación de "lodo" que son los microorganismos que llevan a cabo la degradación de la materia orgánica (Lorenzo *et al.*, 2005).

El proceso anaerobio se caracteriza por tener una tasa baja de síntesis bacteriana lo que se traduce en una producción baja de lodos (nuevos microorganismos) de desecho. Los sistemas anaerobios existentes para el tratamiento de aguas

residuales son: fosa séptica, tanque Imhoff, contacto anaerobio, filtro anaerobio, reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) y reactor de lecho expandido/fluidificado (Noyola *et al.*, 2013).

La figura 1 muestra un esquema simplificado de flujo de energía de la degradación anaerobia de la materia orgánica:

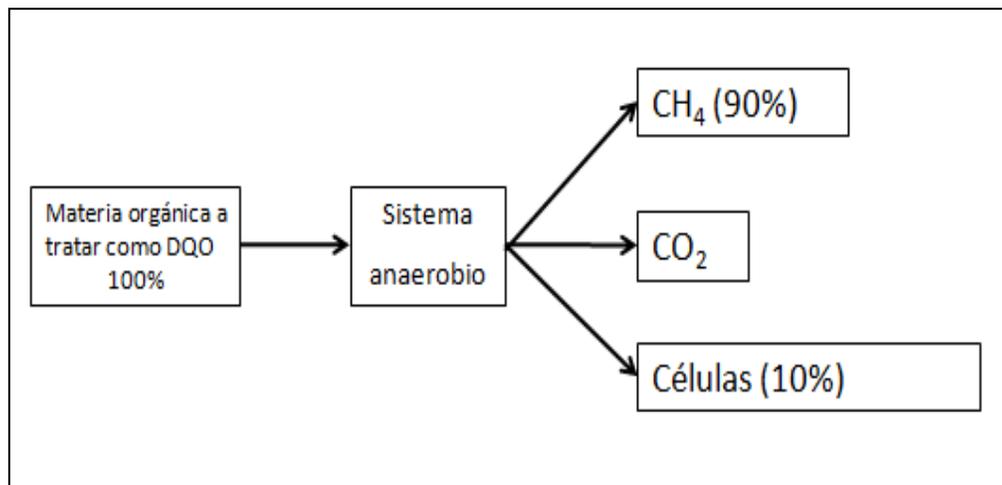


Figura 1. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tratamiento anaerobio.

2.1.2.2. Sistemas aerobios

En los sistemas de tratamiento aerobio se utiliza una cantidad grande de energía del sustrato para la síntesis celular, por lo cual hay una mayor generación de biomasa como lodo no estabilizado (Noyola *et al.*, 2013). La figura 2 muestra un sistema simplificado del flujo de energía de la degradación aerobia de la materia orgánica.

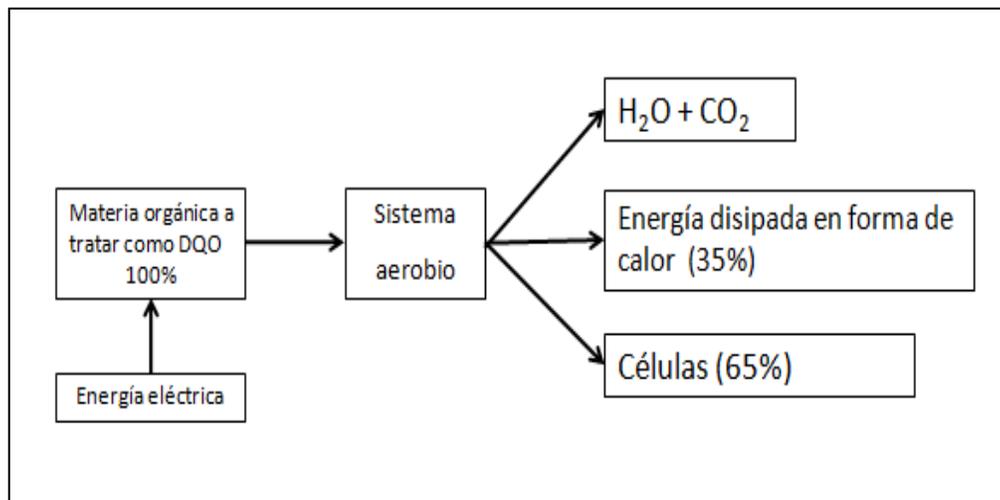


Figura 2. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tratamiento aerobio.

Los sistemas aerobios presentan la ventaja sobre los sistemas anaerobios en que la calidad del agua tratada es superior y permite cumplir con regulaciones ambientales más estrictas. Cuando se utiliza un sistema anaerobio para el tratamiento de aguas residuales éste debe ser seguido por un sistema aerobio de pulimiento con la finalidad de terminar el proceso de degradación de materia contenida en el efluente anaerobio y a su vez cumplir con las normas de descarga (Noyola *et al.*, 2013).

Cuando se realiza una configuración del sistema de tratamiento de aguas residuales que considere la instalación de un sistema anaerobio seguido por un sistema aerobio atrae ventajas económicas, principalmente en la operación y mantenimiento, sobre una opción aerobia solamente. El sistema anaerobio remueve cerca de un 65% de materia orgánica del agua residual; el resto de la materia orgánica se termina de remover por el sistema aerobio, produciendo agua de excelente calidad, lo anterior con una menor producción de lodos de desecho y con la ventaja de producción de biogás que a su vez se puede utilizar en la misma planta (Noyola *et al.*, 2013).

2.1.2.2.1. *Procesos por biopelícula*

Las biopelículas son organizaciones microbianas que están compuestas por microorganismos que se adhieren a las superficies por acción de un exopolímero.

Estas conformaciones microbianas tienen características de heterogeneidad, diversidad de microambientes, resistencia a antimicrobianos y tienen también capacidad de comunicación intracelular, lo cual las convierte en complejos difíciles de erradicar de los lugares donde se establecen. En la industria y el medio ambiente se utiliza la biopelícula para la biorremediación y mejorar así las condiciones de un ambiente contaminado (Betancourth *et al.*, 2004). La naturaleza física y biológica de las biopelículas varía de acuerdo con la naturaleza de las especies que la conforman, además del ambiente donde se encuentran. Las biopelículas ofrecen a los microorganismos beneficios como la protección contra agentes dañinos y drásticos cambios en el ambiente y contra los depredadores, aunque los microorganismos que la conforman se encuentran en constante competencia por el espacio y nutrientes (González-Brambila y López-Isunza, 2008).

Algunos procesos por biopelícula empleados para el tratamiento de aguas residuales son los filtros percoladores y los biofiltros sobre cama orgánica, estos procesos se describen en apartados posteriores.

2.1.2.2.2. Filtros percoladores

En el tratamiento de aguas residuales, un filtro se refiere a la presencia de un material de empaque en el reactor que retiene la materia particulada (la materia orgánica biodegradable puede dividirse en materia rápidamente biodegradable y materia lentamente biodegradable, para efectos prácticos se considera a la materia orgánica rápidamente biodegradable como soluble, y a la lentamente biodegradable como particulada (Osorio *et al.*, 2010)) y parte de la disuelta. En los filtros percoladores el reactor se llena con un material de empaque inerte sobre el que crecen microorganismos adheridos en forma de biopelícula que se ponen en contacto con las aguas residuales para degradar contaminantes. El material de empaque se coloca lo suficientemente espaciado para que el aire circule de forma natural. La aireación se efectúa por convección natural, por ende, el aire fluye a través del medio empacado por diferencia de temperaturas entre el ambiente interno del reactor y el externo, por consiguiente, no se utilizan sistemas de aireación que

consuman energía y se pueden obtener eficiencias de remoción de contaminantes del orden de 70 a 85%, en función de la carga aplicada (Noyola *et al.*, 2013).

Los filtros percoladores son operados a cargas orgánicas y cargas hidráulicas superficiales (CHS) distintas, lo que está en función de la presencia o no de recirculación, misma que depende de la cantidad de agua a tratar que se retorne a la entrada y también depende de la carga orgánica y CHS utilizada en el reactor (Noyola *et al.*, 2013).

De acuerdo con Metcalf and Eddy, (1991) los filtros percoladores son clasificados en tasa baja si su CHS se encuentra entre 1 a 4 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, de tasa intermedia si su CHS es de 4 a 10 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y de alta tasa cuando la CHS varía de 10 a 40 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, todos los anteriores cuando el material de soporte es roca; cuando se trata de un material plástico, los filtros percoladores de alta tasa tienen una CHS de entre 10 y hasta 75 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

2.1.2.2.3. Biofiltración sobre material de empaque orgánico

La biofiltración sobre materiales orgánicos es un proceso que hasta antes de los años 90's había sido utilizado solamente para el tratamiento de gases y olores. Su funcionamiento consiste en hacer pasar los contaminantes del aire a un medio líquido a través de una columna de materia orgánica humedecida sobre la que crecen microorganismos que a su vez se alimentan de contaminantes (Garzón, 2004).

De acuerdo con Cárdenas *et al.*, (2003) los primeros reportes del uso de los sistemas de biofiltración datan del año 1923 y fueron utilizados para remover azufre (H_2S) proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales. Los primeros biofiltros fueron sistemas abiertos en los cuales se utilizaba suelo poroso como soporte, se hacían huecos en el suelo y se colocaba un sistema de tubos perforados en la base que dejaban pasar aire a través del suelo. En la década de los 70's, los nuevos diseños de biofiltros permitieron mayores cargas de olores y compuestos volátiles; se

utilizaban materiales de empaque como mezclas de composta y trozos de madera. En los años 80's se desarrollaron sistemas cerrados, se emplearon medios filtrantes inorgánicos novedosos como el carbón activado granular, el poliestireno y las cerámicas.

Posteriormente el estudio de la biofiltración a nivel laboratorio permitió estudiar esta tecnología para el control de diversos compuestos volátiles, como son los halogenados, y la lista de compuestos que pueden ser tratados con esta tecnología ha ido en aumento gracias a los avances de su estudio, hasta incluir compuestos que alguna vez fueron considerados como difícilmente biodegradables (Cárdenas *et al.*, 2003).

La biofiltración sobre cama orgánica para el tratamiento de aguas residuales es una nueva tecnología que combina el funcionamiento de los biofiltros para el tratamiento de olores y el de los filtros percoladores o rociadores que fue desarrollada a partir de los años 80 y 90's (Garzón, 2004). De acuerdo con Garzón-Zúñiga *et al.* (2012), la biofiltración sobre cama orgánica es un proceso en el cual pueden ser tratados líquidos y gases por la capacidad de los materiales de soporte de absorber y adsorber distintos contaminantes además de proporcionar una superficie para que los microorganismos puedan crecer y realizar sus funciones degradando contaminantes a CO₂, H₂O y N₂.

Durante el proceso de biofiltración sobre cama orgánica para tratar AR, la degradación de los contaminantes ocurre cuando los microorganismos que se fijan y forman una biopelícula sobre el soporte utilizando la materia orgánica presente en el líquido como fuente de carbono y energía. Dicha utilización implica producción de biomasa y oxidación parcial o total del contaminante. La biomasa a su vez, bajo ciertas condiciones sufre una oxidación por respiración endógena y de esta manera el proceso de biofiltración da lugar a la descomposición completa de los contaminantes, creando productos no peligrosos (Cárdenas *et al.*, 2003).

Los procesos naturales que se realizan en el sistema de biofiltración son: filtración lenta y pasiva, absorción y adsorción e intercambio iónico, biodegradación y desinfección; existe en el sistema una baja producción de lodos biológicos debido a que la biodegradación es pasiva y la carga aplicada permite un equilibrio entre el crecimiento y decrecimiento de la biomasa (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012). La figura 3 que describe el proceso de biofiltración:

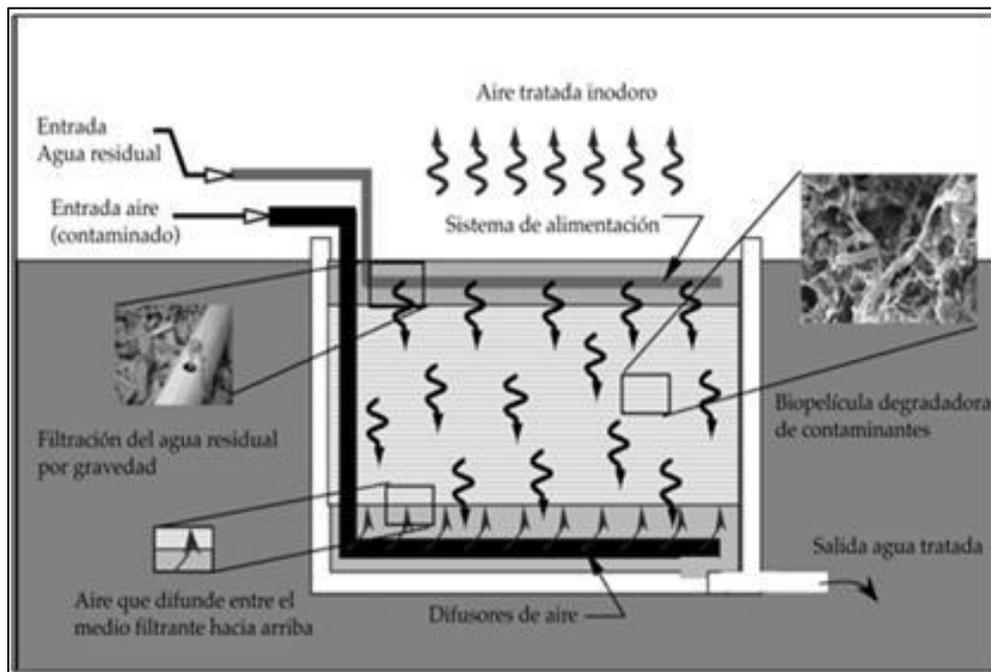


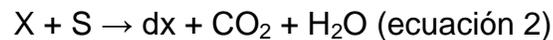
Figura 3. Proceso de biofiltración sobre materiales orgánicos.

2.1.2.2.4. Aspectos microbiológicos de la biofiltración:

La capacidad de degradación de los microorganismos involucrados en procesos de tratamiento de aguas residuales industriales depende de las características de los contaminantes. En el caso de la biodegradación de compuestos recalcitrantes es necesario realizar un proceso de selección para encontrar microorganismos eficientes para la oxidación de los contaminantes. Para recalcitrantes como lo son los aromáticos y ciertos compuestos clorados de alto peso molecular, se requiere la presencia de otros compuestos orgánicos para poder realizar la oxidación, a este proceso se le conoce como co-metabolismo. Las fuentes más comunes para

encontrar estos microorganismos necesarios para el proceso son generalmente las plantas de tratamiento de aguas residuales que reciben descargas de las industrias donde se generan estos contaminantes (Cárdenas *et al.*, 2003).

La reacción bioquímica que describe el proceso de biofiltración se presenta en las ecuaciones 1 y 2, donde el contaminante presente en el agua residual sería el sustrato.



En un influente puede encontrarse un sustrato que puede ser usado por la biomasa para producir más biomasa, bióxido de carbono y agua (ecuaciones 1 y 2).

La lista de especies presentes en el sistema de biofiltración es larga y depende de aspectos distintos, como es el caso del inóculo inicial, el material filtrante, los contaminantes a tratar y el tiempo de aclimatación (Cárdenas *et al.*, 2003).

2.1.2.2.5. Características del material de soporte

El material de empaque debe contar con una relación área/volumen que se conoce como área superficial específica, se recomienda que sea resistente, durable y de bajo costo. En la realidad, todas estas características no se encuentran en un solo material, por lo cual, existe la posibilidad de utilizar empaques naturales, por ejemplo materiales pétreos o bien, materiales sintéticos como piezas de plástico de distintas formas (Noyola *et al.*, 2013).

De acuerdo con Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012, el medio orgánico tiene un tiempo de vida aproximado de cinco años y posteriormente puede ser reutilizado como un mejorador de suelos.

2.1.2.2.6. *Biofiltración sobre cama orgánica para el tratamiento de aguas residuales industriales*

La biofiltración sobre material de empaque orgánico es una tecnología que se ha utilizado en países tales como Francia y Canadá para el tratamiento de aguas agroindustriales y en México este proceso fue estudiado primero por Garzón (2004), quien realizó pruebas de tratamiento de tres tipos distintos de aguas residuales (granja de puerco, con un colorante tipo azo conocido como naranja ácido 24 AO24 y agua de la industria petroquímica con elevada concentración de 1,2 Dicloroetano (1, 2 DCE) y alta conductividad), quien demostró que la biofiltración sobre cama orgánica es eficiente para el tratamiento de aguas residuales muy distintas puesto que se logró la remoción de materia orgánica, altas cargas de nitrógeno, sólidos suspendidos biodegradables, colorante tipo azo, compuestos orgánicos volátiles (1,2 DCE y benceno, tolueno, etilbenceno y xileno), compuestos tóxicos y recalcitrantes. Se demostró además que no se removió la conductividad de los efluentes, sin embargo, se llevó a cabo la remoción biológica de los contaminantes en presencia de alta conductividad eléctrica, por tanto, este autor demostró que la biofiltración sobre cama orgánica es una alternativa para el tratamiento de distintos tipos de agua residual industrial en México por sus altas eficiencias de remoción y por ser una tecnología más económica que las convencionales.

Garzón-Zúñiga *et al.* (2007), evaluaron el efecto de la tasa de aireación en la remoción de materia orgánica y nitrógeno y en la formación de NH_3 , N_2O y N_2 en un sistema de biofiltración empacado con material orgánico usando agua agroindustrial de granja de puerco. Los resultados mostraron una alta remoción de DBO_5 y sólidos suspendidos totales (99 y >98%) independientemente de las cuatro tasas de aireación probadas ($3.4 - 34 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$).

Garzón-Zúñiga *et al.*, (2011), operaron un biofiltro percolador empacado con turba y astillas de madera e inoculado con biomasa de un sistema de tratamiento de aguas de la industria petroquímica con el objetivo de evaluar la degradación del colorante naranja ácido (AO24). Se probaron distintas estrategias de operación, se operaron

dos biofiltros uno de ellos aireado y otro no aireado, subsecuentemente los biofiltros fueron operados en serie y el efluente del biofiltro no aireado alimentaba al biofiltro aireado. Los resultados mostraron que operando los sistemas con aireación y sin aireación de forma independiente y con una carga de colorante de 0.035 Kg de AO24 se obtuvieron tasas de remoción de AO24 (95 y 89%), DQO (63 y 53%) y toxicidad aguda (63 y 78%) en ambos biofiltros aireado y no aireado pero operados por separado se logró la remoción de compuestos intermediarios mutanogénicos. Cuando se usó el tren de tratamiento del biofiltro no aireado-aireado fue posible tratar cargas de colorante 3 veces mayor (0.106 kg AO24) y una eficiencia de remoción de 98% de AO24, 76% de DQO, 100% de toxicidad aguda, 100% de genotoxicidad y se registró un avanzado grado de biotransformación y mineralización del colorante azo AO24.

Champagne y Khalekuzzaman (2014) estudiaron el rendimiento de un sistema de tratamiento de aguas de biofiltros aireados que trataba lixiviados de vertedero a diferentes tasas de carga hidráulica bajo condiciones de flujo continuo, el lecho fue aireado constantemente a un flujo de $3.4 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ para un TRH de 2 a 5 días. Las eficiencias de remoción registradas de DQO, DBO, $\text{NH}_3\text{-N}$ estaban por arriba de 80, 90 y 86% respectivamente después de 6 semanas de operación.

En la tabla 1 se presentan diferentes tipos de aguas residuales industriales tratadas por biofiltración sobre cama orgánica en condiciones aerobias y las eficiencias de remoción de DQO:

Tabla 1. Eficiencias de remoción de demanda química de oxígeno en distintos tipos de aguas residuales.

Artículo	Tipo de agua residual tratada	Material de empaque	Eficiencias de remoción de DQO (%)
Garzón, 2004	Granja Porcina	Mezcla de turba y trozos de madera	96.25
	Colorante tipo azo AO24		90.33
	Petroquímica		56

Buelna <i>et al.</i> 2007	Granja Porcina	Mezcla de turba y trozos de madera	95 (de carga orgánica)
Garzón-Zuñiga <i>et al.</i> , 2011	Colorante tipo azo AO24	Turba de esfagno y madera de conífera	63, 53 y 76 (con distintas condiciones de operación)
Hidayat <i>et al.</i> , 2012	Agua residual de almidón de Tapioca	Fibra de coco y planta de bambú	97.1 y 90.18 (con distintas condiciones de operación)
Champagne y Khalekuzzaman (2014)	Lixiviados de vertedero	Turba	80

Los tratamientos por biofiltración bajo distintas condiciones mencionados en la tabla 1 en general demostraron ser eficientes en la remoción de materia orgánica medida como DQO, DBO₅ o carbono orgánico total, así como en la remoción de otros parámetros como nutrientes y sólidos suspendidos totales (SST), cabe destacar que en general las aguas residuales tratadas tenían cargas orgánicas altas o contenían compuestos recalcitrantes.

2.2. Proceso de producción de tequila y generación de vinazas

Las etapas de producción de tequila se pueden resumir de la siguiente manera: cocimiento de las piñas de *Agave tequilana* Weber, molienda de piñas, inoculación con la levadura *Saccharomyces cerevisiae*, responsable de la fermentación de los azúcares que se encuentran en el jugo, posteriormente se destila para obtener etanol y se generan vinazas como un subproducto. Después de estos pasos el tequila puede ser envasado o añejado (Bautista-Justo, *et al.*, 2001).

2.2.1. Vinazas

La producción de tequila genera aguas residuales conocidas como vinaza y por cada litro de tequila producido se generan de 10 a 12 litros de vinaza. Este residuo se caracteriza por ser de color marrón, tiene un alto contenido de materia orgánica, pH bajo y una alta concentración de sólidos suspendidos y disueltos. (Marino-Marmolejo

et al. 2015). Estas características fisicoquímicas producen un agua residual difícil de tratar, pues además la descarga tiene altas temperaturas (Buitrón *et al.*, 2014).

En el año 2014 la producción de vinazas de tequila fue de 2,424 millones de litros, se estima que solamente una pequeña proporción recibió tratamiento antes de ser descargada a cuerpos de agua y suelo (Marino-Marmolejo *et al.* 2015).

2.2.1.1. Caracterización de las vinazas

Las vinazas tienen un alto contenido de materia orgánica con la demanda química de oxígeno (DQO) superior a los 38, 215 mgL⁻¹ y sólidos totales (ST) superiores a 21,883 mgL⁻¹, poseen pH bajo de 3.5 - 3.9; se descargan a temperaturas superiores a 90°C (Iñiguez *et al.*, 2010).

El color marrón oscuro que presentan las vinazas se debe principalmente a la presencia de compuestos carbohidratados caramelizados y melanoidinas, estas últimas son polímeros de alto peso molecular que se forman cuando reaccionan los azúcares y aminoácidos en condiciones alcalinas, a través de la reacción de Maillard y por la reacción de grupos amino y carboxilo de las sustancias orgánicas. Las melanoidinas se caracterizan por tener propiedades antioxidantes y pueden llegar a ser tóxicas para los microorganismos que se emplean en el tratamiento de efluentes (Rodríguez *et al.*, 2005).

Otros compuestos en las vinazas son: furales, ácido gálico y vainílico (Rodríguez *et al.*, 2005), sulfuros 103.8 mgL⁻¹ (Marino-Marmolejo, 2015), grasas y aceites, de 10 a 100 mgL⁻¹, (López-López, 2010), sulfuros mgL⁻¹ 15,695 ± 14,000 (Alvillo-Rivera *et al.*, 2015).

2.2.1.2. Efectos ambientales de las vinazas

De acuerdo con López-López, *et al.*, 2010, se estima que un 80% de las vinazas son descargadas directamente en cuerpos de agua (ríos, arroyos, lagos o depósitos), en

el alcantarillado municipal o se descarga directamente en el suelo sin haber recibido antes el tratamiento adecuado.

El contenido alto de materia orgánica y el color reducen la penetración de luz en ríos, lagos y lagunas, provocando la disminución de actividad fotosintética de organismos acuáticos que a su vez disminuye la concentración de oxígeno disuelto, causando un deterioro de la vida acuática (Iñiguez *et al.*, 2010).

Como resultado de la dificultad de tratar vinazas y por la presencia de numerosos compuestos aún de interés se han propuesto distintas alternativas de tratamiento o reutilización como reciclaje de volúmenes de efluente, ferti-riego, combustión y aprovechamiento como alimento animal, entre otros (Bermúdez-Savón *et al.*, 2000). Hacer uso de los suelos para la disposición final de vinazas tequileras sin tratamiento alguno puede favorecer la presencia de organismos patógenos para ciertos cultivos (Iñiguez *et al.*, 2010).

2.2.2. Tratamientos biológico anaerobio de las vinazas

Recientemente Alvillo-Rivera *et al.*, (2015), llevaron a cabo un estudio para examinar la factibilidad de tratar vinazas de tequila en un reactor anaerobio de flujo ascendente con dos diferentes inóculos: lodos granulares y lodos granulares con carbón activado, asimismo se evaluó la remoción de contaminantes como materia orgánica, nutrientes, color, etc. Los resultados del reactor anaerobio de flujo ascendente con lodos granulares y lodos granulares con carbón activado fueron 70 y 72% de DQO respectivamente.

Jáuregui-Jáuregui *et al.*, (2014), evaluaron la remoción de materia orgánica de vinazas de tequila utilizando un biorreactor anaerobio de película fija empleando lodos granulares de un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) que se usaba en el tratamiento de aguas residuales de una cervecería. En dicho estudio se obtuvieron 357 L de biogás por Kg de DQO con una composición de 75% de metano aproximadamente y eficiencias de remoción de DQO cercanas al 80%.

Rodríguez *et al.*, (2005), realizaron un estudio con la finalidad de reducir el color de la vinaza de destilería y así reducir el impacto sobre los ecosistemas donde la vinaza es vertida. Estudiaron el tratamiento anaerobio metanogénico empleando un lodo granular, seguido después de un tratamiento aerobio con el hongo *Pleurotus sp.*, para reducir el color y la DQO. El resultado del tratamiento anaerobio fue la remoción del 80% de la carga orgánica de la vinaza tratándola aún sin diluir, sin embargo, el color no fue reducido de manera significativa ya que se mantuvo más del 95%. Con el tratamiento aerobio con el hongo *Pleurotus sp.*, el color se redujo por encima del 80% y el valor de la DQO se redujo por debajo de los 5 gl^{-1} , por lo cual concluyen que la combinación del tratamiento anaerobio-aerobio funciona para lograr la decoloración de la vinaza además de la reducción de la DQO.

De este último tratamiento se destaca que para reducir el efecto de compuestos tóxicos que tienen sobre los microorganismos los furales, el ácido gálico y vainillico (que se presentan en las vinazas) es necesario realizar diluciones para evitar la influencia negativa de estos compuestos en el tratamiento.

2.3. Compuestos Recalcitrantes

Las aguas residuales industriales suelen contener compuestos químicos que alteran las rutas metabólicas de los microorganismos degradadores de materias orgánicas transportadas por aguas residuales. Las sustancias biorresistentes o recalcitrantes se refieren a los compuestos orgánicos de origen sintético o natural que se resisten a la mineralización en plantas depuradoras convencionales. Algunos de estos productos son contaminantes cuya acumulación permanente o transitoria en el ambiente suele tener un efecto nocivo para el hombre. El entorno del compuesto recalcitrante es atacado por microorganismos que no son capaces de metabolizarlo hasta que se adaptan a él por aclimatación a través de sucesivas generaciones. Una vez que se logra la aclimatación se produce un crecimiento exponencial de los microorganismos consiguiendo la reducción del sustrato (Gil-Rodríguez, 1998).

Para el tratamiento de aguas residuales que contienen compuestos orgánicos recalcitrantes se han probado distintos procesos, como es el caso de Ramírez *et al.*, (2013) quienes trataron AR de la planta de tratamiento del laboratorio ambiental de la Corporación Autónoma Regional (CAR) en Bogotá, Colombia, el tipo de tratamiento empleado fue adsorción sobre carbón activado derivado de pino pátula, el influente tenía una concentración de 151 mgL^{-1} de DQO y el efluente presentó una concentración de 68 mgL^{-1} de DQO logrando entonces una remoción de 55% de compuestos recalcitrantes.

En otro caso, Beltrán *et al.*, (1997) Realizaron el estudio de efluentes industriales de destilería con una DQO inicial de entre 750 y 3000 mgL^{-1} usando peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta obteniendo una remoción del 38% con una concentración de 527 mgL^{-1} , sin embargo, fue necesario realizar diluciones en el influente.

En el trabajo realizado por Palma *et al.*, (2011), realizaron el tratamiento de aguas residuales que contenía compuestos recalcitrantes para la decoloración y biodegradación de tintes sintéticos usando la combinación de un pretratamiento con biosorción sobre turba, una etapa preliminar fisicoquímica, seguida de una etapa biológica usando enzimas lignolíticas producidas por el hongo *Phanerochaete chrysosporium*. Se alcanzaron capacidades de adsorción de hasta $238 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ de tintes sintéticos; en el tratamiento biológico se alcanzaron concentraciones de hasta $300 \text{ U} \cdot \text{L}^{-1}$ de actividad peroxidasa de manganeso. Durante el estudio se alcanzaron eficiencias de remoción de tintes sintéticos de 29.7, 46.9 y 2.2% en las distintas pruebas realizadas. Indicaron que el uso de un sistema híbrido es más efectivo que los tratamientos individuales.

En el caso de las vinazas de tequila, además de los tratamientos anaerobios, se han realizado tratamientos fisicoquímicos como el caso de Cardona *et al.*, (2013), quienes utilizaron electro-disolución y floculación química para evaluar la remoción de sólidos totales contenidos en la vinaza, obteniendo como resultado la remoción

del 88% de DQO con una concentración inicial de 125 gL^{-1} . Destaca también el tratamiento llevado a cabo por Rodríguez *et al.*, (2005), quienes realizaron el tratamiento de vinaza de destilería implementando un tratamiento anaerobio metanogénico con un lodo granular, obteniendo la remoción del 88% de la carga orgánica de la vinaza, sin embargo, la DQO restante requería un pulimento, por lo cual, continuaron con el tratamiento usando el hongo *Pleurotus* sp., con el fin de reducir el color y la DQO. El resultado del tratamiento aerobio fue la reducción del color por encima del 80% y el valor de la DQO se redujo por debajo de los 5 gL^{-1} .

López-López *et al.*, (2010), mencionan que la implementación de tecnologías convencionales para el TAR no es eficaz para el tratamiento de las vinazas tequileras, así mismo, indican que las opciones más prometedoras para su tratamiento son la digestión anaerobia y los POAs. Sin embargo, debido a que con la digestión anaerobia no se remueve en su totalidad la materia orgánica medida como DQO, actualmente existen pocos trabajos en los cuales se haya tratado el efluente de la digestión anaerobia de vinazas de tequila para remover los compuestos recalcitrantes y así poder darle un reúso al agua, cumpliendo con la normatividad.

III. JUSTIFICACIÓN

Debido a las características de la vinaza, como su pH, los materiales en suspensión, una DQO elevada, es considerada como un residuo muy agresivo que provoca serios problemas ambientales en los cuerpos receptores (Bermúdez-Savón *et al.*, 2000).

Para su tratamiento se han ensayado métodos físico-químicos, químicos y biológicos. Los métodos biológicos resultan ser los más apropiados debido a la gran cantidad de compuestos orgánicos biodegradables presentes en su composición (Bermúdez-Savón *et al.*, 2000). Sin embargo, después de llevar a cabo estos tratamientos la vinaza aún contiene una importante concentración de compuestos recalcitrantes.

En el presente proyecto se pretende utilizar el proceso de biofiltración aerobia sobre cama orgánica (utilizando astillas de mezquite) como parte de un tren de tratamiento ubicándolo después del tratamiento anaerobio de las vinazas. Es decir, aplicar la biofiltración sobre cama orgánica como un pulimento, para remover compuestos recalcitrantes y así, evaluar su eficiencia.

IV. HIPÓTESIS

Es posible alcanzar los Límites máximos permisibles para DQO que marca la Ley Federal de derechos en materia de agua y de nutrientes que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996 para agua de riego tratando el efluente proveniente de la digestión anaerobia de vinazas de tequila en un sistema de biofiltración sobre cama orgánica aereado.

V. OBJETIVOS

5.1. *Objetivo general*

Evaluar la eficiencia de un biofiltro con cama orgánica aerobio para la remoción de compuestos recalcitrantes y nutrientes presentes en vinazas de tequila previamente tratadas en un proceso de digestión anaerobia.

5.2. *Objetivos específicos:*

- Evaluar el efecto de la carga hidráulica superficial y de la tasa de aireación sobre la eficiencia de remoción de materia orgánica recalcitrante y de nutrientes en el sistema de biofiltración sobre cama orgánica.
- Evaluar el efecto de la recirculación sobre la eficiencia de remoción de materia orgánica recalcitrante y de nutrientes en el sistema de biofiltración sobre cama orgánica.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

Las etapas de la investigación son:

1. Obtención, preparación y caracterización del material filtrante orgánico (MFO)
2. Caracterización del agua residual industrial.
3. Montaje experimental.
4. Montaje de técnicas de laboratorio.
5. Definición del trabajo experimental.
6. Acondicionamiento o aclimatación de los biofiltros (BFs).
7. Análisis estadístico de los datos.

6.1. Obtención, preparación y caracterización del material filtrante orgánico (MFO).

El MFO utilizado es la astilla de madera de mezquite (*Prosopis spp.*) el cual fue obtenido de la poda de árboles provenientes de la estación Guadiana del municipio de Durango. La madera de mezquite fue trasladada al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Unidad Durango, IPN-CIIDIR-Durango para su preparación y caracterización.

Los troncos y ramas gruesas fueron secadas al sol y luego se trituraron con una astilladora de 100 hp propiedad de la empresa Forestal Vizcaya S.A. de C.V., retirándole previamente la corteza. Después se tamizó con una malla de 12.7 mm de abertura. El MFO obtenido se caracterizó físicamente con respecto al tamaño de partícula, densidad aparente y porosidad.

La densidad aparente se determinó calculando el peso de las astillas de mezquite que, colocadas en un contenedor de un litro, realizando 2 repeticiones y obteniendo la media. Para determinar el tamaño de partícula se realizó la medición a una muestra de 250 astillas de mezquite, del largo, ancho y espesor y posteriormente se calculó la media y desviación estándar.

6.2. Caracterización del agua residual industrial.

El agua residual industrial utilizada fue proporcionada por una planta de producción de Tequila ubicada en el estado de Jalisco. La vinaza recibió previamente un tratamiento anaerobio en un filtro empacado sumergido. Este efluente que fue utilizado para alimentar los biofiltros sobre cama orgánica fue analizado para los parámetros siguientes: DQO, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo total, fósforo de ortofosfatos, fenoles totales, DBO₅, SST.

6.3. Montaje experimental

Se construyeron tres biofiltros a escala laboratorio, los biofiltros están compuestos por un cilindro de PVC de 0.63 m de altura, y el diámetro interno varió, Los biofiltros 1 y 2 (BF1 y BF2) tienen 0.185 m de diámetro interno y el biofiltro 3 (BF3) tiene 0.10 m de diámetro interno. El propósito de construir un biofiltro con un diámetro menor es evaluar el efecto de la Carga Hidráulica Superficial (CHS).

Los reactores se encuentran cerrados en los extremos con tapas del mismo material y se encuentran herméticamente sellados.

Los biofiltros fueron llenados hasta 0.60 m de MFO, en la parte inferior se encuentra una capa de grava de 15 cm de altura que tiene la función de sostener el material filtrante, y retener los sólidos. El aire se suministró a contracorriente del flujo de agua, por la parte inferior de los biofiltros (BFs) con la salida en la parte superior. El flujo del aire se controló diariamente con un flujómetro Gilmont (compact flowmeter size 12).

En la figura 4 se muestra el diagrama representativo de los elementos contenidos en el experimento:

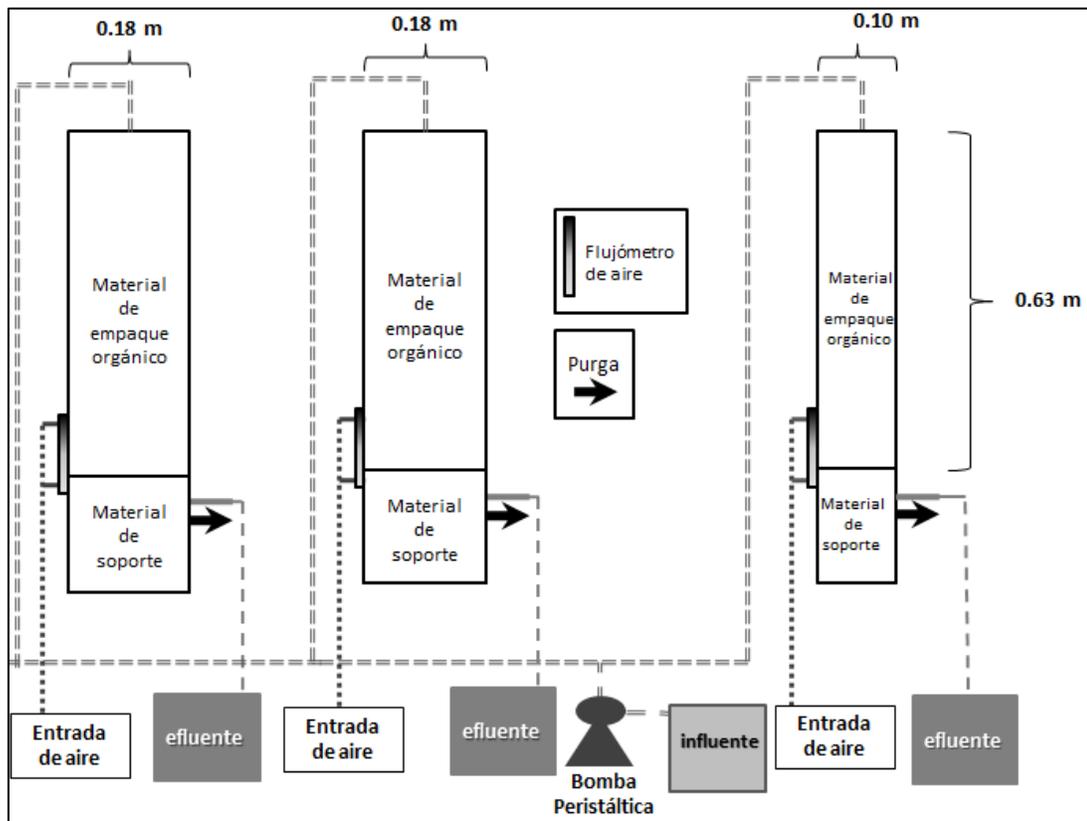


Figura 4. Montaje experimental de los biofiltros sobre cama orgánica.

Debido a que los biofiltros operaron con una misma bomba peristáltica, fue necesario variar el diámetro del tubo de PVC de un biofiltro para así poder obtener la CHS requerida.

6.4. Montaje de técnicas de laboratorio.

Las técnicas de laboratorio empleadas para caracterizar el influente y para analizar los efluentes se basan en los métodos estándar de análisis de agua residuales (APHA, 2012) y son las siguientes:

- Materia orgánica expresada a través de la demanda química de oxígeno (DQO) por el método de refluo cerrado 5220 (C).
- Sólidos suspendidos totales (SST) por el método de gravimétrico de peso seco 2540 (D).
- El pH y conductividad eléctrica por método electrométrico.

- Nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺), fósforo total (PT), fósforo de fósforo de ortofosfatos (P-PO₄⁻³), fenoles totales (FenT), nitratos (N-NO₃) y nitritos (N-NO₂) según las técnicas de HACH utilizando el espectrofotómetro DR 3900.

6.5. Diseño del trabajo experimental.

Para cumplir con el objetivo específico 1 (evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial) se realizó el diseño de un experimento con dos reactores, (BF1 y BF3) que se operaron con una carga hidráulica superficial (CHS) diferente (0.06 y 0.2 m³m⁻²d⁻¹ respectivamente), y en ambos reactores se mantuvo la misma tasa de aireación (TA): 4.0 m²m⁻²h⁻¹, esto para realizar la comparación en la eficiencia de ambos reactores.

Para cumplir con el objetivo específico 2 (efecto de la TA) se realizó un experimento con dos biofiltros (1 y 2) que fueron operados con diferente TA y en ambos se mantuvo la misma CHS (Tabla 2).

Para comparar la eficiencia de los reactores que trabajan con la misma CHS se realizó la variación del caudal de aire resultando en una tasa de aireación distinta (biofiltros 1 y 2).

Tabla 2. Valores de carga hidráulica superficial, tasa de aireación, flujo de agua residual y flujo de aire aplicados en cada reactor.

Biofiltro	Carga hidráulica (m ³ m ⁻² d ⁻¹)	Flujo de AR (Ld ⁻¹)	Tasa de aireación (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo de aire (m ³ h ⁻¹)
1	0.06	1.59	4.01	0.09
2	0.06	1.59	2.01	0.09
3	0.20	1.59	4.01	0.03

En cuanto al objetivo 3 se planeó realizar la recirculación del efluente mezclado con el influente (vinaza de tequila previamente tratada por digestión anaerobia), lo

anterior para cada uno de los biofiltros, en una proporción 1:1. Durante la fase de operación posterior a la aclimatación se recolectó el efluente de cada BF. Al finalizar la etapa de evaluación de la CHS y la TA se suministró el nuevo influente (mezcla 1:1) continuando con la evaluación del efecto de la CHS y la TA.

6.6. Acondicionamiento o aclimatación de los biofiltros (BFs).

El periodo de acondicionamiento, es el periodo durante el cual los microorganismos crecen sobre el MFO y forman una biopelícula. La eficiencia del acondicionamiento se basó principalmente en la capacidad del sistema para remover materia orgánica en forma de DQO total y se consideró que al alcanzar una eficiencia de remoción de 60% el sistema se ha acondicionado, esto último considerando las eficiencias de remoción registradas en tratamiento de aguas residuales industriales y agroindustriales mediante biofiltración aireada como se muestra en la tabla 1.

La etapa de acondicionamiento se operó con los siguientes parámetros: caudal= 1.59 Ld⁻¹ de vinazas de tequila previamente tratadas en un digestor anaerobio y con los siguientes flujos de aireación: BF1: 0.09 m³h⁻¹, BF2: 0.09 m³h⁻¹ y BF3: 0.03 m³h⁻¹.

6.7. Análisis estadístico de los datos.

A los datos generados durante la operación de los BFs, se les realizó el análisis de varianza (ANOVA) a las variables de respuesta evaluadas, (remoción de la materia orgánica y de los nutrientes para las etapas de evaluación de la CHS y la TA) ¹.

Para la diferencia de medias, se realizó la prueba de t de Student para los siguientes parámetros: DQO, N-amoniaco y fósforo de ortofosfatos comparando la media de las eficiencias de remoción de los BFs 1 y 3 que tienen CHS distintas (0.06 y 0.2 m³m⁻²d⁻¹ respectivamente) y de los BFs 1 y 2 que tienen TA distintas (4.0 y 2.0 m³m⁻²h⁻¹). Se utilizaron las siguientes hipótesis como criterio para decidir:

- Si la probabilidad obtenida P-valor $\leq \alpha$, se rechaza H0 (Se acepta H1)
- Si la probabilidad obtenida P-valor $> \alpha$, no se rechaza H0 (Se acepta H0)
- H1: Existe una diferencia significativa entre la media del tratamiento del BF1 y la media del BF3.
- H0: No existe una diferencia significativa entre la media del tratamiento del BF1 y la media del BF3.

¹Debido a los costos de construcción de los BFs, al traslado de agua residual desde la Universidad de Guadalajara en el Estado de Jalisco y al costo de los análisis realizados a cada muestra, se realizó esta investigación sin repeticiones. Adicional a lo anterior, estudios similares (revisados para el desarrollo de este proyecto) de tratamiento de aguas residuales industriales por biofiltración y tratamiento de vinazas por digestión anaerobia, son llevados a cabo sin realizar repeticiones.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. Caracterización del material filtrante orgánico

Se realizaron las mediciones en el material filtrante orgánico que presentó las siguientes características:

- Largo: 3.7 ± 1.1 cm
- Ancho: 1.4 ± 0.3 cm
- Espesor: 0.5 ± 0.3 cm

El reactor fue empacado con la astilla hasta los 0.63 m de altura a partir de la entrada de aire.

7.2. Caracterización del influente

El agua residual utilizada fue vinaza de tequila que previamente recibió un tratamiento anaerobio en un filtro anaerobio empacado sumergido, en la tabla 3 se muestran las concentraciones de los parámetros medidos.

Tabla 3. Caracterización del influente

Parámetro	Concentración (mgL ⁻¹)
DQO	1445 ± 199
DBO ₅	665
Nitrógeno total	40 ± 17
Nitrógeno amoniacal	20 ± 4
Fósforo total	36 ± 13
Fósforo de ortofosfatos	5 ± 2
Fenoles totales	0.69 ± 0.3

7.3. Fase de aclimatación

Los reactores se arrancaron a distintos tiempos, comenzando con los BFs 1 y 3 en los que se evaluó el efecto de la CHS y 72 días después se arrancó el BF2 en el que

se evaluó el efecto de la tasa de aireación TA. Por lo anterior, los resultados de la etapa de aclimatación de los BFs se presentan de forma desfasada.

7.3.1. Comportamiento de la DQO en la fase de aclimatación

En los primeros 40 días de operación, la DQO del efluente de los BFs 1 y 3 fue superior a la del influente, misma que disminuyó con el tiempo y a partir del día 45 se registró que la DQO del efluente de ambos BFs ya era menor con respecto al influente (Figura 5). A este comportamiento se le conoce como lavado del material filtrante orgánico que puede ser explicado debido al desprendimiento de compuestos orgánicos solubles (lixiviado) y ha sido reportado por Lens, *et al.*, (1994) quienes realizaron el tratamiento de aguas residuales domesticas usando como material de empaque turba y astilla de Pino (*pinus spp*). El tiempo de lavado en el BF1 fue mayor, puesto que hasta el día 40 el efluente fue mayor que el influente una posible explicación para este comportamiento es que fue operado con una carga hidráulica superficial menor a la aplicada en el BF3: $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y $0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ respectivamente. Al respecto, Rebah, *et al.*, 2010, menciona que el tiempo de lavado está relacionado con el tiempo de retención hidráulico (TRH) de los BFs, mismo que se relaciona con la carga hidráulica superficial; así el BF con la menor CHS tiene un TRH mayor, dando más tiempo a que los compuestos presentes en el MFO se solubilicen en el agua y sean medidos en el efluente en forma de DQO. Mientras tanto, en el BF3 al tener una CHS mayor, el TRH es menor, así los compuestos presentes en la astilla de mezquite fueron lavados en un menor tiempo.

En la figura 5 se aprecia el comportamiento de la DQO en el influente y los efluentes de los BFs 1 y 3.

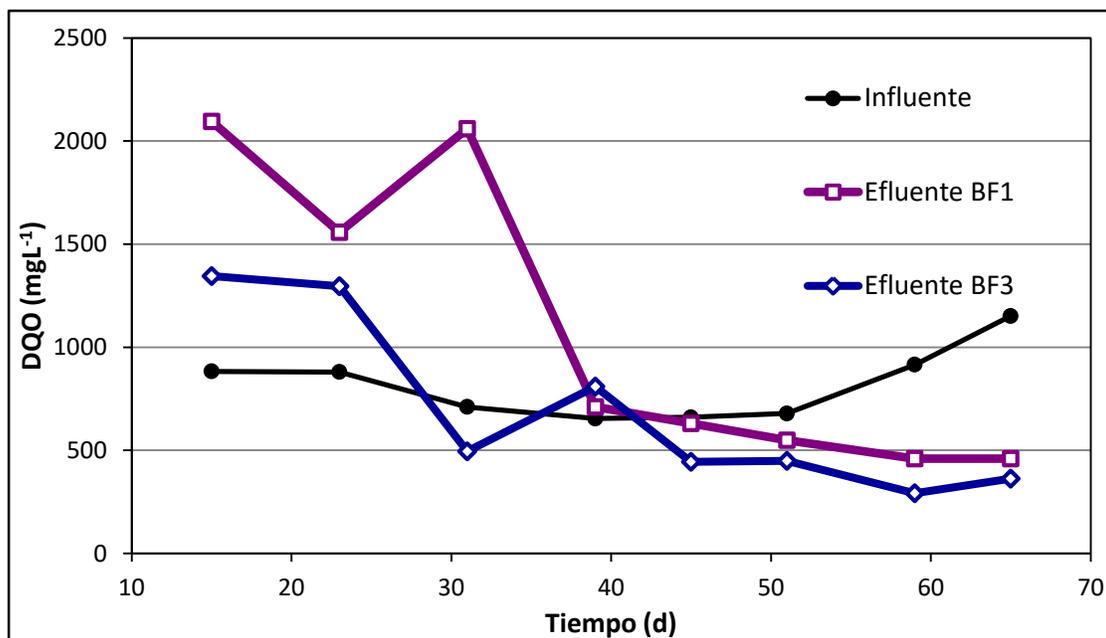


Figura 5. Comportamiento de la remoción de la demanda química de oxígeno en la fase de aclimatación de los biofiltros 1 y 3.

En la figura 6 se aprecia que en el BF2 desde el inicio de su operación la eficiencia remoción fue de 66%, mientras que el valor promedio de remoción de DQO durante los primeros 43 días fue de $63 \pm 5\%$. En el BF2 que como ya se mencionó se arrancó 72 días más tarde, se observó que desde los primeros días de operación presentó un comportamiento de sistema aclimatado, puesto que a diferencia de los BFs 1 y 3, la DQO del efluente siempre fue menor que la del influente (Figura 5); lo anterior se puede explicar debido a que al construir, empacar y realizar las pruebas de hermeticidad en este reactor se presentaron fugas, por lo cual, fue necesario vaciarlo y repararlo. Sin embargo, al realizar nuevamente las pruebas de hermeticidad el reactor volvió a presentar fugas y debido a esto se procedió a vaciarlo. Esto ocurrió 4 o 5 veces y propició que el material de filtrante orgánico (MFO) del BF2 estuviera en contacto con agua de la llave durante 2 meses previo al arranque. Debido a lo anterior es probable que en el MFO se llevara a cabo el periodo de lavado en este tiempo y además también se pudo propiciar el crecimiento de biopelícula, facilitando el acondicionamiento rápido del reactor.

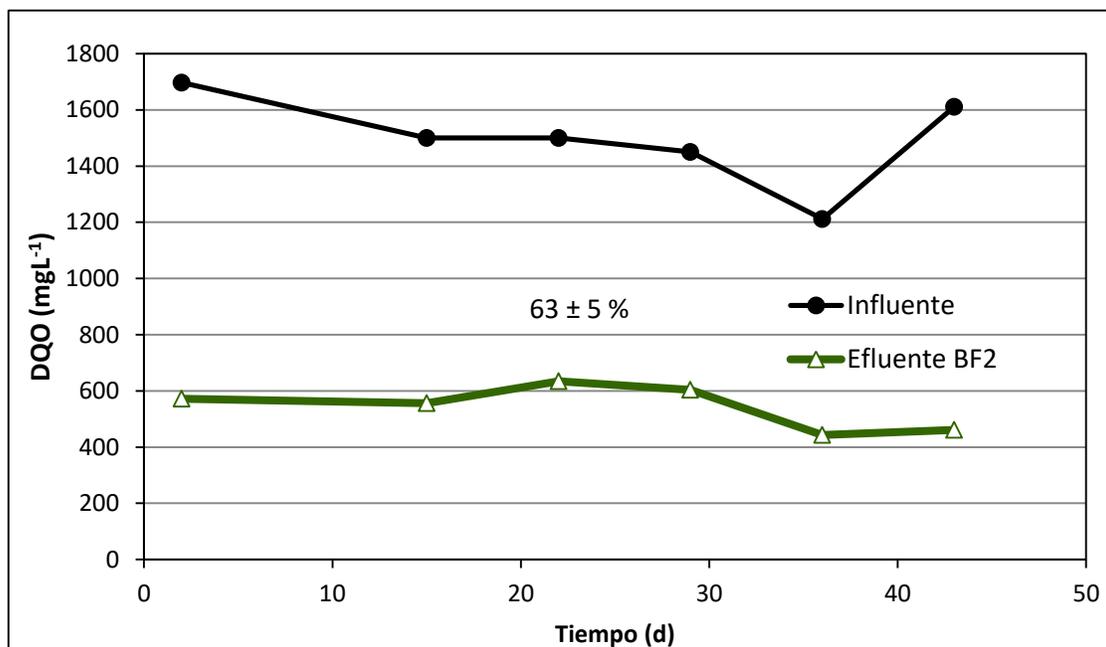


Figura 6. Comportamiento de la DQO del biofiltro 2 en la fase de aclimatación.

7.3.2. Comportamiento de los nutrientes de los BFs 1 y 3 en la fase de aclimatación

7.3.2.1. Comportamiento del nitrógeno

En la tabla 4 se muestra el comportamiento del nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo total y fósforo de ortofosfatos de los BFs 1 y 3 que comparten la misma TA de $4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ pero una CHS distinta: BF1= $0.06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y BF3= $0.20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Tabla 4. Comportamiento de los nutrientes y eficiencias de remoción en la etapa de aclimatación.

Parámetro	Influente (mgL ⁻¹)	CHS ($0.06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) TA ($4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)		CHS ($0.2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) TA ($4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción	BF3 (mgL ⁻¹)	% remoción
N-total	40 ± 17	13 ± 5	68 ± 3	15 ± 5	63 ± 3
N-amoniacal	20 ± 4	8 ± 9	60 ± 5	8 ± 7	60 ± 4
P-total	36 ± 12	18 ± 10	50 ± 5	18 ± 7	50 ± 4
P-PO ₄ ³⁻	5 ± 2	1.9 ± 1.5	62 ± 0.9	2.4 ± 1.5	52 ± 0.8

Valores obtenidos entre los días de operación 0 al 65.

En cuanto a las mediciones realizadas de nitrógeno total ambos BFs presentaron eficiencias de remoción superiores al 60%: 68 y 63% respectivamente, sin embargo, el comportamiento del BF1 fue más variable (Figura 7).

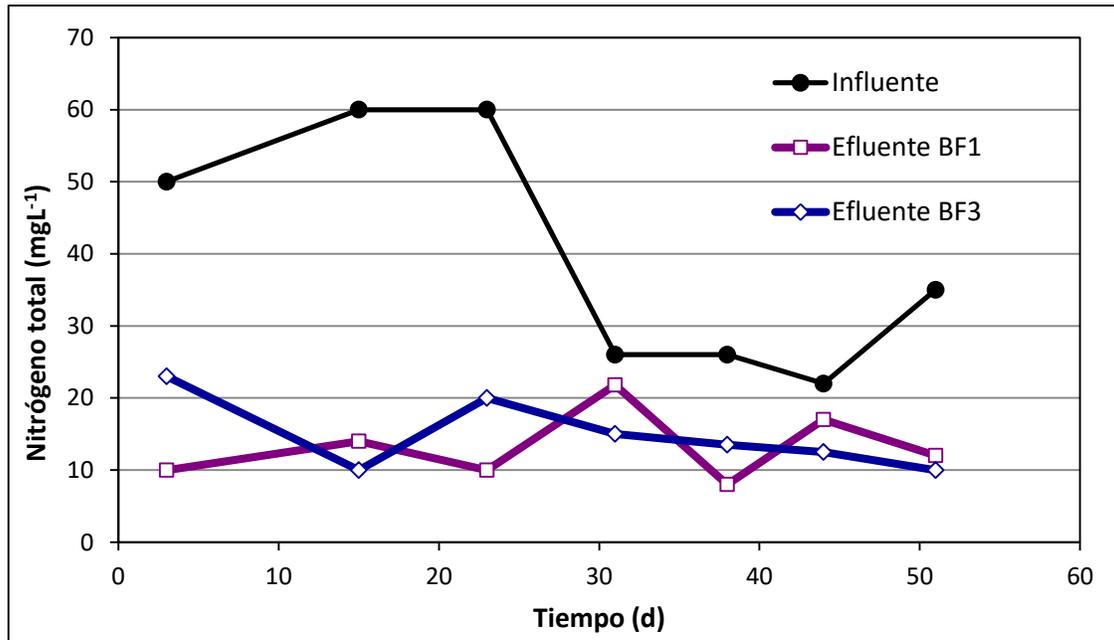


Figura 7. Comportamiento del Nitrógeno total en la etapa de aclimatación.

Posiblemente en los BFs se presentaron fenómenos de sorción (adsorción y absorción) además de filtración de partículas nitrogenadas y debido a estos fenómenos se presentaron las altas eficiencias de remoción en el arranque de los BFs. A partir del día de operación 31 se presentó una reducción en la concentración del influente, la cual disminuyó de 57 ± 6 a 27 ± 6 mgL^{-1} , sin embargo, en los efluentes se registraron concentraciones menores a los 22 mgL^{-1} en el BF1 y de 15 mgL^{-1} en el BF3, es decir, a pesar del cambio de concentración en el influente, los biofiltros mantuvieron su comportamiento. Por el cambio de concentración en el influente de los primeros 23 días, se esperaría que la concentración de los efluentes aumentara debido a la desorción provocada por el cambio de concentración, pero no ocurrió así, esto puede ser explicado por la filtración de partículas nitrogenadas que quedan retenidas dentro del BF, fenómeno parecido al reportado por Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005.

En cuanto al comportamiento del nitrógeno amoniacal en los BFs 1 y 3 (Figura 8) se presentó un cambio importante en la etapa de aclimatación. Durante los primeros 23 días el porcentaje de remoción fue superior al 90%. Garzón-Zúñiga et al., (2012) mencionaron que uno de los procesos naturales que se llevan a cabo en un sistema de biofiltración es la adsorción, con lo cual, la disminución de la cantidad de nitrógeno amoniacal que sale del sistema puede ser explicada.

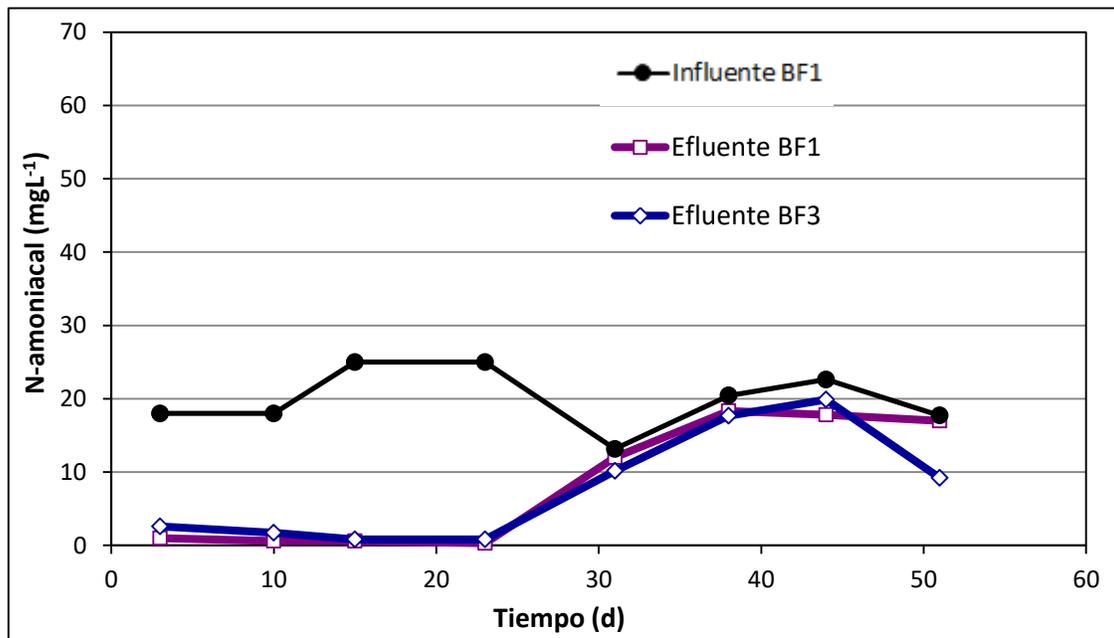


Figura 8. Comportamiento del N-amoniacoal en la etapa de aclimatación.

Se observa que a partir del día 23 el aumento de nitrógeno amoniacal en los efluentes de los BFs 1 y 3 fue evidente, mismos que presentaron comportamientos similares. Las eficiencias de remoción disminuyeron en tan solo 8 días hasta valores cercanos a 9% (día 31). Lo anterior puede ser explicado debido a que la capacidad de adsorción del material filtrante disminuye con el paso del tiempo y se pierde al saturarse.

A partir del día 31 se registró un aumento en la cantidad de N-amoniacoal en los efluentes. Ambos BFs tuvieron un comportamiento muy parecido pues en los

siguientes 3 muestreos la eficiencia de remoción promedio fue de tan solo 12% para el BF1 y de 25% para el BF3.

7.3.2.2. Comportamiento del Fósforo

Desde los primeros días de operación se puede apreciar una disminución de fósforo total en los efluentes del BF1 y BF3 con respecto a la concentración del influente, esto a pesar de encontrarse en fase de aclimatación, por lo cual la reducción en la cantidad de fósforo total en los efluentes puede ser explicada por la capacidad de retención de fósforo particulado en el filtro y la capacidad de adsorción de la astilla de mezquite (Figura 9). Se observa que las concentraciones del influente presentaron variaciones a través del tiempo, en algunos muestreos las concentraciones fueron más altas que en otros, pues el rango en el influente varía entre 24 a 60 mgL⁻¹. Debido a los cambios de concentración en el influente, se esperaba que el fósforo total de los efluentes incrementara, sin embargo, las concentraciones en los efluentes fueron menores a las del influente con promedios de 18 ± 10 en el BF1 y 18 ± 7 en el BF3, este último tuvo un comportamiento más estable. Lo anterior se puede explicar por la filtración de fósforo particulado que es retenido en los BFs, que es similar al comportamiento del nitrógeno total.

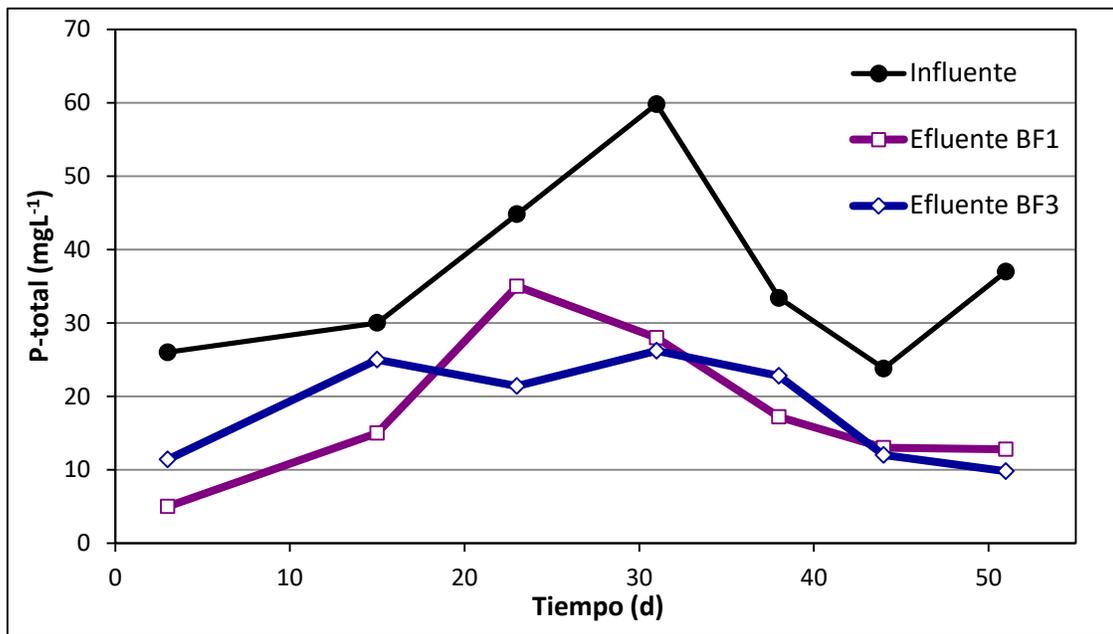


Figura 9. Comportamiento del fósforo total en los BFs 1 y 3 en la fase de aclimatación.

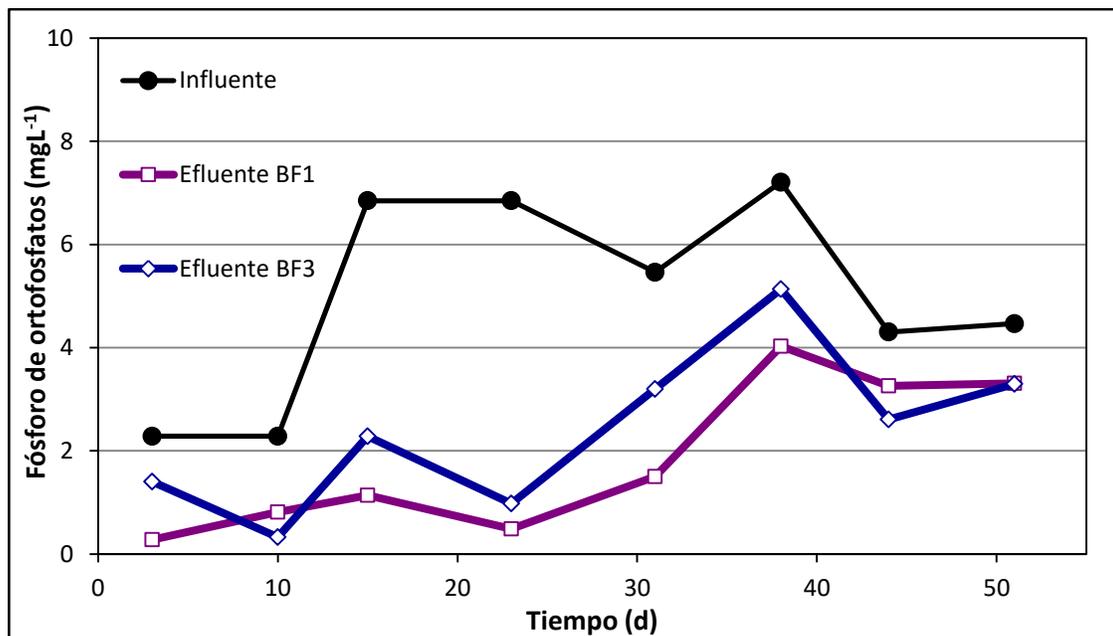


Figura 10. Comportamiento de fósforo de ortofosfatos en los BFs 1 y 3 en la etapa de aclimatación.

En la etapa de aclimatación el comportamiento del fósforo de ortofosfatos fue similar al del nitrógeno amoniacal en cuanto a las altas eficiencias de remoción al inicio de la

operación y disminución de la misma con respecto al tiempo (figura 8). Desde el arranque se nota una reducción en ambos BFs y mantuvieron las siguientes eficiencias promedio: $68 \pm 3\%$ en el BF1 y de $63 \pm 3\%$ en el BF3 en los primeros 23 días (poner la tabla). A partir del día 31 se nota que disminuye la capacidad de remoción en los sistemas, ya que las concentraciones en ambos efluentes aumentan con respecto a los primeros 23 días. De igual manera este comportamiento puede ser explicado por la capacidad de adsorción del material filtrante orgánico (Figura 10).

7.3.3. Comportamiento de los nutrientes en el BF2 en la etapa de aclimatación

7.3.3.1. Comportamiento del nitrógeno

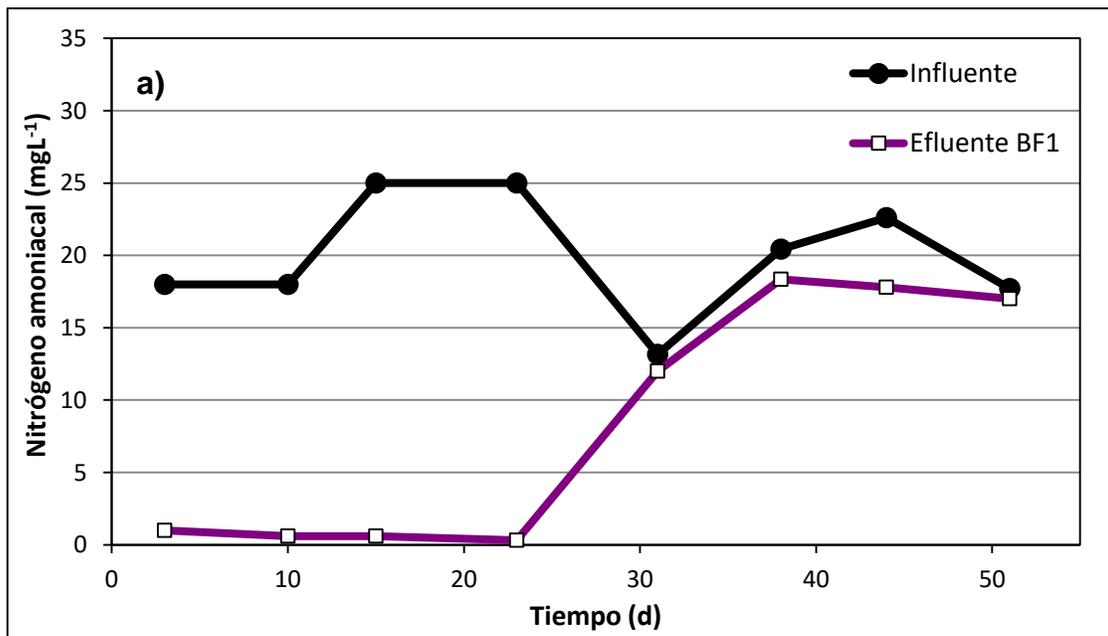
En esta etapa de acondicionamiento, la eficiencia de remoción de nitrógeno total del BF2 fue de 85% (Tabla 5), fue superior a la alcanzada en el BF1 de 68% (Tabla 4), disminuyendo la concentración inicial de 58 a 9 mgL^{-1} en el efluente, mientras que el BF1 redujo la concentración de (40 a 13 mgL^{-1}). Este comportamiento puede ser explicado debido a los procesos de: a) filtración de partículas nitrogenadas que quedaron retenidas en el MFO, b) por procesos de sorción de formas iónicas del nitrógeno, c) adicionalmente, es probable que se haya presentado asimilación de N-NH_4^+ para el crecimiento de microorganismos (Garzón-Zúñiga, *et al.*, 2005).

Tabla 5. Comportamiento de los nutrientes y eficiencias de remoción en el biofiltro 2 en la etapa de aclimatación.

Parámetro	Influente (mgL^{-1})	CHS ($0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) TA ($2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$)	
		BF2 (mgL^{-1})	% remoción
N-total	58 ± 30	9 ± 0.4	85 ± 0.3
N-amoniacal	10 ± 2	11 ± 5	-10 ± 0.5
P-total	33 ± 29	7 ± 0.5	79 ± 0.4
P- PO_4^{3-}	9 ± 4	3 ± 1	67 ± 0.7

Valores obtenidos entre los días de operación 0 al 45.

En el caso del N-amoniaco el comportamiento no fue parecido al del N-total puesto que no solo se removió, sino que inicialmente su concentración aumentó en la salida hasta el día de operación 34 (Figura 11 b), lo cual podría ser explicado por el proceso de amonificación, fenómeno en el que el nitrógeno particulado es transformado a N-NH_4^+ soluble. El comportamiento diferente en las curvas (Figura 11 a y b) puede deberse a que el BF2 pasó mucho más tiempo en contacto con el agua de la llave que el BF1 durante el periodo de arranque, como ya ha sido explicado antes, esto pudo causar la saturación del MFO del BF2 por la presencia de los cationes contenidos en el agua de la llave como Mg^+ , Ca^+ , Na^+ , K^+ o Al^{3+} , lo que pudo reducir la adsorción del N-NH_4^+ (Figura 11 a); de esta manera y además tomando en cuenta que la filtración de partículas nitrogenadas genera N-amoniaco a través del proceso de amonificación, el efluente del BF2 (Figura 11 b) presentó una cantidad superior de este parámetro en el efluente que en el influente.



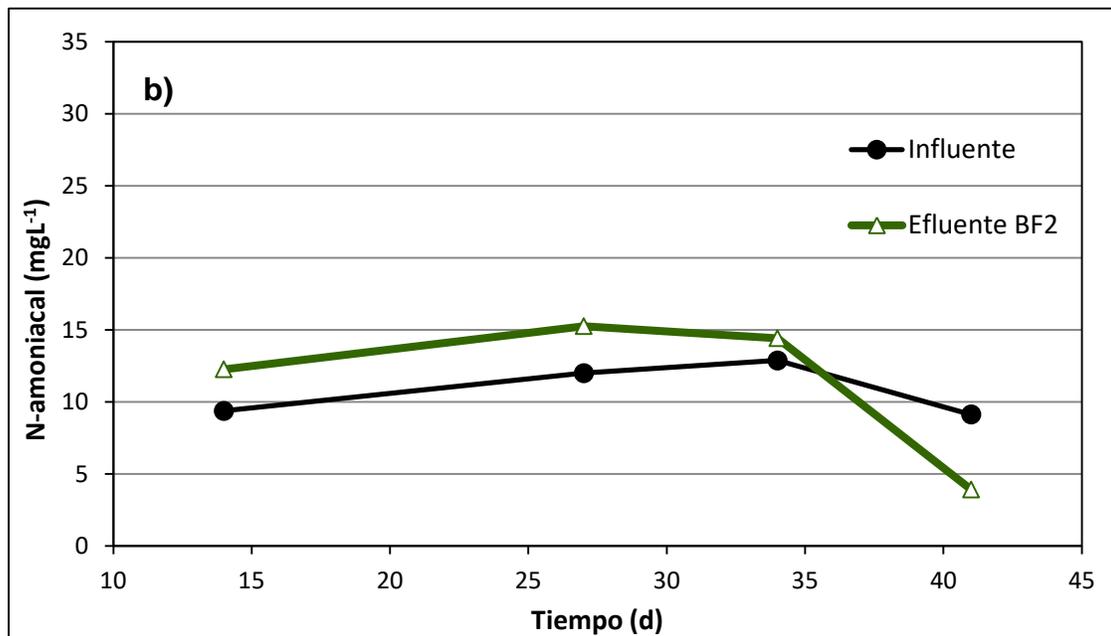


Figura 11. Comparación del comportamiento del nitrógeno amoniacal en la etapa de aclimatación en los biofiltros 1(a) y 2(b).

En el día de operación 41 se detectó por primera vez en el BF2 una eficiencia de remoción de 57%, que coincide con lo mencionado por Garzón-Zúñiga, *et al.*, (2005), que mencionan que se requieren 40 días para que comenzara el proceso de nitrificación en BFs que usan la turba como MFO, coincidiendo con el comportamiento de este reactor.

7.3.3.2. Comportamiento del fósforo

El BF2 desde los primeros días de operación presentó una eficiencia de remoción de 86% de fósforo total, misma que fue disminuyendo a través del tiempo, siendo finalmente una eficiencia promedio de $79 \pm 0.4\%$. Es probable que al inicio de la operación la eficiencia de remoción de fósforo total fuera mayor debido a la capacidad de adsorción de la astilla de mezquite y así mismo a la capacidad de retención de fósforo particulado (Tabla 5).

En cuanto a la remoción de fósforo de ortofosfatos se puede apreciar en la figura 12 que al inicio de la operación la eficiencia es mayor y va disminuyendo a través del

tiempo. Este comportamiento de igual manera puede ser explicado por la capacidad de adsorción del sistema que se satura con el paso del tiempo.

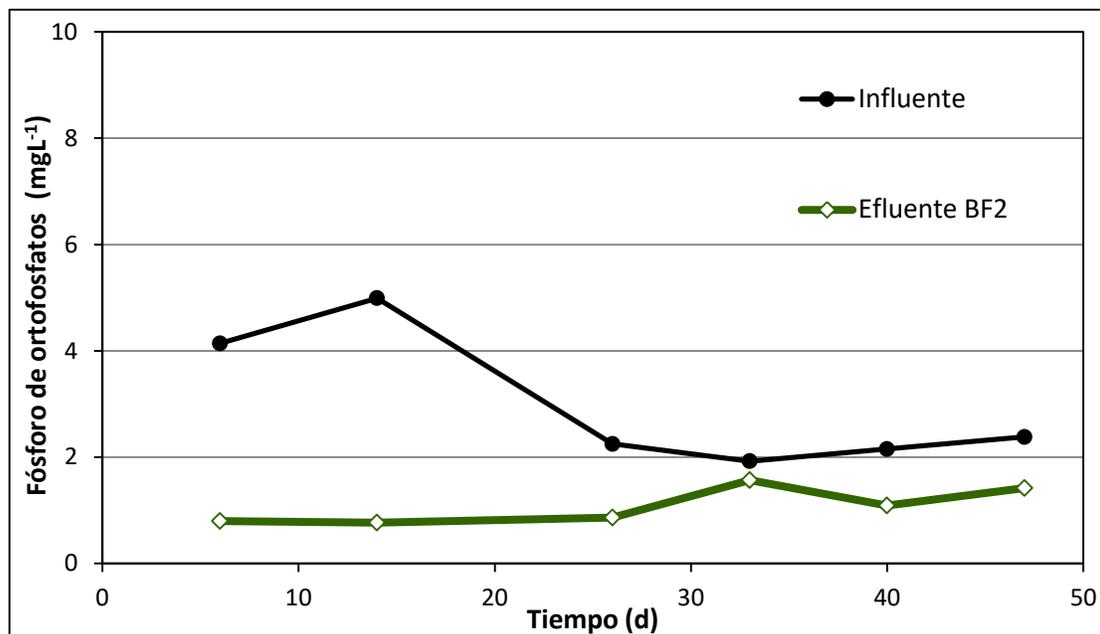


Figura 12. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos en la etapa de aclimatación del biofiltro 2.

7.3.4. Comportamiento del pH en la etapa de aclimatación

Durante la etapa de aclimatación y de operación de los BFs, el pH no fue ajustado. El pH del influente se mantuvo en promedio de 8.9 ± 0.3 para los BFs 1 y 3, para el efluente del BF1 se obtuvo 8.9 ± 0.4 y para el BF3 de 9.0 ± 0.2 (Figura 13).

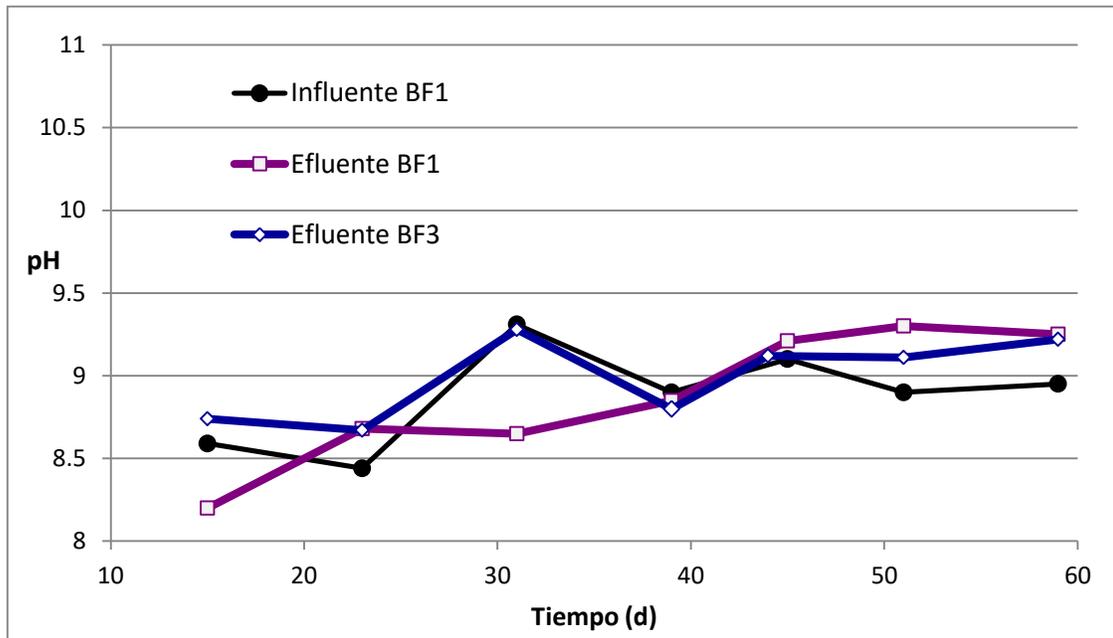


Figura 13. Comportamiento del pH de los biofiltros 1 y 3 durante la fase de aclimatación.

Por su parte en el BF2, (Figura 14), el pH promedio en el influente fue de 8.54 ± 0.37 y en el efluente 8.58 ± 0.12 .

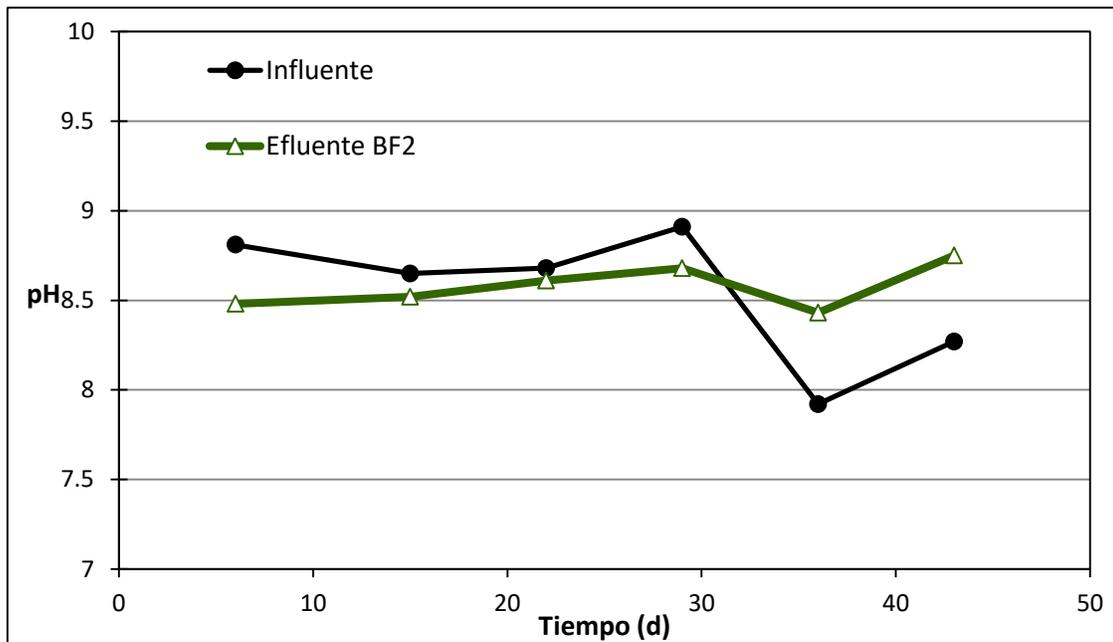


Figura 14. Comportamiento del pH del biofiltro 2 durante la fase de aclimatación.

En general los BFs tuvieron la tendencia a incrementar ligeramente el pH en el efluente en la etapa final de aclimatación.

7.4. Fase de evaluación de la CHS

7.4.1. Comportamiento de la DQO

Una vez finalizada la etapa de aclimatación de los BF1 y BF3, se procedió a evaluar el efecto de la CHS en la siguiente etapa experimental. En la figura 15 se muestra el comportamiento de la DQO en dichos reactores.

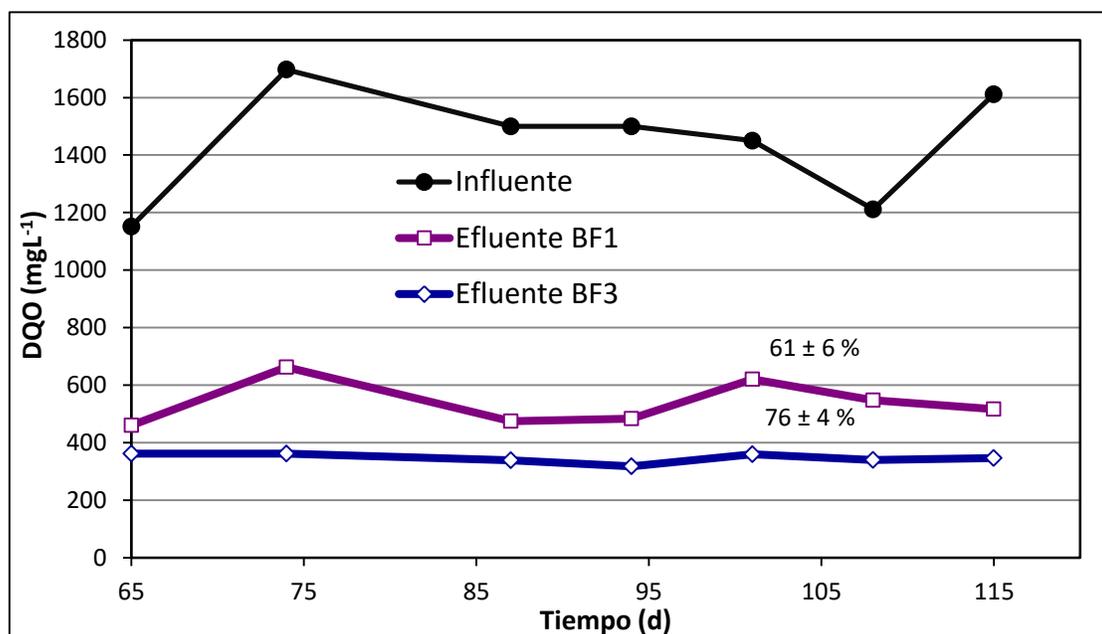


Figura 15. Comportamiento de la remoción de la demanda química de oxígeno de los bifiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.

En general se puede apreciar un comportamiento muy estable en el efluente de los dos reactores, principalmente en el BF3 que operó con CHS $0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ya que presentó menos variación que el BF1, que operó con una CHS de $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ durante toda la etapa de operación. Se notó también que cuando los reactores alcanzaron la estabilidad, ya no fue posible lograr remociones mayores de DQO a través del tiempo y bajo las mismas condiciones de CHS y TA de cada reactor.

En el BF1 se observa que en el periodo del día 65 al 115 de operación se alcanzó una eficiencia de remoción promedio de $61 \pm 6 \%$ y en el BF3 de $76 \pm 4\%$. Con estas eficiencias de remoción se obtienen efluentes con concentraciones de DQO promedio de BF1 (CHS $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) = $538 \pm 72 \text{ mgL}^{-1}$ y BF3 (CHS $0.20 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) = $347 \pm 17 \text{ mgL}^{-1}$. Estas concentraciones sobrepasan los límites máximos permisibles (LMP) que marca la Ley Federal de Derechos en materia de agua que es de 200 mgL^{-1} DQO.

No obstante, la cantidad de DQO que se elimina es importante, ya que la concentración en el influente es de $1,445 \text{ mgL}^{-1}$ de DQO, y en los efluentes la cantidad de DQO que falta por remover para cumplir con los LMP de la Ley Federal de Derechos en materia de agua en el BF1 son poco más de 200 mgL^{-1} y en el BF3 $147 \pm 17 \text{ mgL}^{-1}$.

En el trabajo realizado por Pascale *et al.*, (2014), trataron lixiviados en un sistema de biofiltración aerobio, el influente usado tenía una concentración de 899 mgL^{-1} alcanzando eficiencias de remoción de hasta 80% con cargas hidráulicas de 8.28 y $10.82 \text{ cm}^3\text{cm}^{-2}\text{d}^{-1}$. La eficiencia de remoción fue similar a la alcanzada en el presente estudio (76%).

7.4.1.1. Evaluación del efecto de la CHS en la remoción de DQO

Se compararon estadísticamente los BFs 1 y 3 que comparten la misma tasa de aireación ($4.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) y su CHS es distinta (BF1: $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y BF3 $0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), en la figura 16 se observa que las desviaciones estándar de ambos BFs en cuanto a eficiencias de remoción de DQO, no se sobrepone, en la tabla 6 se muestra el resultado del análisis de la prueba t de Student y el resumen en la tabla 7, donde se muestra que al ser el p-valor menor que α se llega a la conclusión de que existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento del BF 1 y 3, es decir, entre las cargas hidráulicas aplicadas y la eficiencia de remoción de materia orgánica que se obtiene en los BFs.

Con la finalidad de complementar el resultado del análisis de t de student se elaboraron gráficas de tipo box plot que resumen la distribución de los valores del parámetro analizado. En la gráfica es posible visualizar los valores extremos, los valores que resultan al ordenar los datos de menor a mayor en las posiciones 25, 50 y 75, conocidos como percentil 25, mediana y percentil 75. Además, al realizar esta gráfica es posible comparar la distribución de valores del mismo parámetro entre los dos biofiltros comparados (Tomás-Sábado J., 2009).

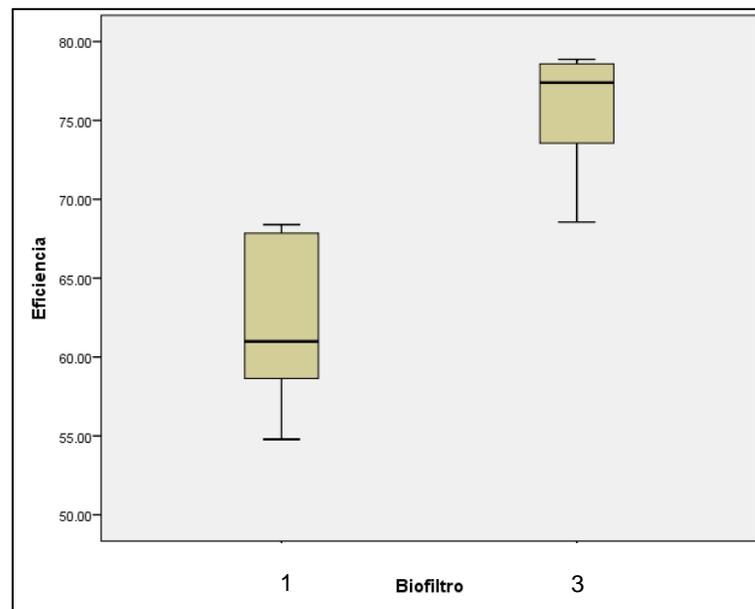


Figura 16. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.

Tabla 6. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.

	Prueba de Levene de calidad de varianzas		prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
								Inferior	Superior
Se asumen varianzas iguales	2.13	0.17	-5.07	12.00	0.000	-13.14	2.59	-18.79	-7.49
No se asumen varianzas iguales			-5.07	10.83	0.000	-13.14	2.59	-18.86	-7.42

Tabla 7. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.

Prueba t de Student		
P-valor = 0.000	<	$\alpha = 0.05$
Conclusión: Existe una diferencia significativa entre el tipo de tratamiento en el BF1 y el BF3.		

Debido a que existe diferencia significativa en cuanto a la CHS aplicada al BF1 y al 3, se concluye que el mejor tratamiento se obtuvo al aplicar la CHS de $0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ya que la DQO del efluente fue en promedio $347 \pm 17 \text{ mgL}^{-1}$, menor obtenida al aplicar la CHS de $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ la cual fue de $538 \pm 72 \text{ mgL}^{-1}$ de DQO.

7.4.2. Comportamiento de los nutrientes en la fase de evaluación de la CHS

7.4.2.1. Nitrógeno

Durante la fase de evaluación de la CHS se monitoreó el comportamiento de la remoción de los nutrientes en los sistemas de BFs y, los resultados promedio se muestran en la tabla 8.

Tabla 8. Efecto de la carga hidráulica superficial sobre la concentración promedio de los nutrientes y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 3.

Parámetro	Influente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		CHS (0.2 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción	BF3 (mgL ⁻¹)	% remoción
N-total	46 ± 13	10 ± 4	78 ± 3	8 ± 0.4	83 ± 0.3
N-amoniaco	13.5 ± 4.8	12.9 ± 5.1	4 ± 0.2	7 ± 4	46 ± 2
P-total	33 ± 29	8 ± 2	76 ± 2	10 ± 2	70 ± 1
P-PO ₄ ³⁻	4 ± 2	2 ± 0.6	50 ± 0.3	7 ± 0.4	-75 ± 0.3

Valores obtenidos entre los días de operación 65 al 115.

Se sabe que la concentración del N-amoniaco no puede ser mayor a la del N-total, en el caso del BF1 ocurre lo contrario, este comportamiento particular podría explicarse por la interacción entre la amonificación de N-orgánico particulado retenido por filtración en ambos BFs y el TRH que pasa el agua en cada BF, que es diferente.

La eficiencia de remoción de nitrógeno total en el BF1 y BF3 fue superior al 78%, en este último fue ligeramente mayor y presentó una mayor estabilidad (Tabla 8). En el trabajo realizado por Garzón-Zúñiga *et al.*, (2005), entre otros temas, estudiaron el comportamiento del nitrógeno retenido en el MFO por las vías de asimilación, filtración y sorción (adsorción y absorción de N-NH₄⁺), que son los mismos fenómenos que pueden ocurrir en los biofiltros usados para este estudio

Por el comportamiento mostrado por el BF1 en el cual la cantidad de N-amoniaco en efluente supera al del influente se propone que se puede deber principalmente a la filtración de partículas nitrogenadas que, al quedar retenidas con el tiempo, generan N-NH_4^+ por mineralización a través de amonificación, tal como lo mencionan Garzón-Zúñiga *et al.*, (2005).

En la figura 17 se presentan las curvas de los efluentes de los BFs 1 y 3. Se puede observar que las curvas tienen un comportamiento similar y siguen a la línea del influente. Solo que las concentraciones del efluente en el BF1 son superiores a las del influente, mientras que las concentraciones en el BF3 son menores y se obtiene remoción. Esto se podría explicar pensando que en ambos BFs ocurren los fenómenos de nitrificación y amonificación del nitrógeno previamente retenido. Pero una vez más, al tener el BF3 una CHS mayor, el TRH es menor y el agua pasa más rápido a través del BF incrementando la velocidad de filtración y hay un menor tiempo para que se acumule N-NH_4^+ , por lo tanto, su concentración es menor en el efluente.

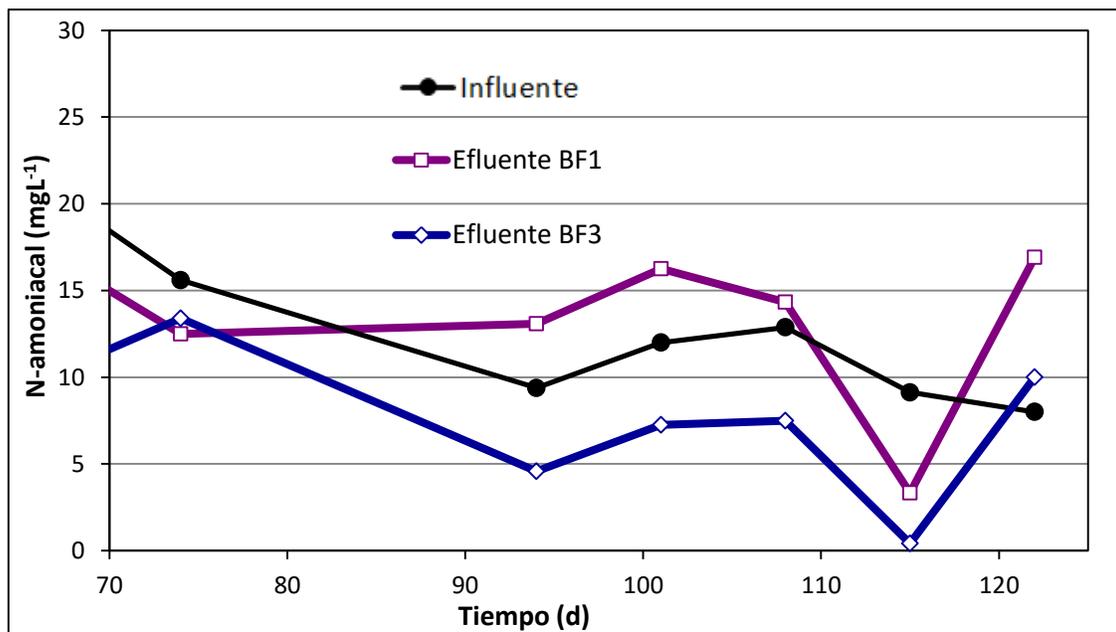


Figura 17. Comportamiento del nitrógeno amoniaco en los biofiltros 1 y 3.

Debido a que en la etapa de operación se presentaron eficiencias de remoción de DQO importantes en ambos BF, se asume que una parte del nitrógeno medido como nitrógeno total fue asimilado por los microorganismos.

En el estudio realizado por Alvillo-Rivera, *et al.*, (2014), reportaron que el influente (vinaza de tequila cruda) que trataron en un reactor UASB contenía $250 \pm 188 \text{ mgL}^{-1}$ de nitrógeno total y lograron eficiencias de remoción entre 62 y 90 % con una concentración en los efluentes cercana a 40 mgL^{-1} de nitrógeno total. Se considera que los BFs evaluados en este estudio complementan el tratamiento anaerobio para la remoción de N-total, puesto que se lograron eficiencias de remoción de 78 y 83% con concentraciones finales de 10 ± 4 y $8 \pm 0.4 \text{ mgL}^{-1}$.

En el caso en la remoción del N-amoniaco el BF3 logra una eficiencia de remoción promedio de $46 \pm 2\%$, por el contrario, en el BF1 tuvo un comportamiento muy variable y en algunos muestreos se registraron remociones de nitrógeno amoniaco y en otros muestreos se registró la generación del mismo, como ya ha sido visto anteriormente (Figura 17).

Cuando el MFO se satura en N-NH_4^+ por procesos de adsorción, la nitrificación se convierte en el principal mecanismo de remoción de N-amoniaco en los BFs. La nitrificación consiste en la oxidación sucesiva de amonio a nitrito y finalmente a nitrato y se lleva a cabo en presencia de oxígeno y microorganismos nitrificantes. En esta investigación ambos BFs son aireados mecánicamente y comparten la misma tasa de aireación ($4.01 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$), comparten también el mismo influente por lo cual se esperaba que el comportamiento del nitrógeno amoniaco tuviera una tendencia similar, sin embargo, no ocurrió así.

Al inicio de la etapa de la operación en el día 74 (Figura 17) la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniaco fue baja, pero se registró remoción en ambos BFs. En el día de operación 94 en el BF1 se generó nitrógeno amoniaco registrándose una eficiencia de remoción negativa de -39% mientras que en el BF3 si registró una

eficiencia de remoción en el mismo día de 51 %. Durante los siguientes dos muestreos en los días de operación 101 y 108 ambos BF's continuaron con la misma tendencia, en el BF1 generó N-amoniaco y el BF3 si removió en ese periodo.

A los 115 días, el comportamiento del N- amoniaco en los BF's fue distinto al presentado en los muestreos anteriores. El BF1 presentó una eficiencia de remoción de 63 %, mientras que en el BF3 se obtuvo 95 %, lo cual puede ser provocado por el equilibrio de los fenómenos que ocurren dentro del BF. Los procesos que pudieron llevarse a cabo y que podrían explicar este comportamiento en ambos BF's son que se realizara nitrificación, asimilación, sorción y filtración, pero en combinación con la diferente CHS se obtienen los resultados antes explicados que conducen a que un sistema remueve N-amoniaco y el otro no.

El promedio en la eficiencia de remoción de N-amoniaco en el efluente del BF1 fue de $4.0 \pm 0.2 \text{ mgL}^{-1}$ y en el BF3 fue de $46 \pm 2 \text{ mgL}^{-1}$. En el BF3 hubo una remoción importante de N-amoniaco que complementa la remoción de nutrientes del tratamiento anaerobio. En el trabajo realizado por Alvillo-Rivera, *et al.*, (2014), se reporta un influente con $331 \pm 170 \text{ mgL}^{-1}$ de N- amoniaco y efluentes con $37 \pm 2 \text{ mgL}^{-1}$.

7.4.2.1.1. Evaluación del efecto de la CHS en la remoción de N-amoniaco

Para la comparación de los BF's 1 y 3 con CHS distinta se analizaron los datos generados por las eficiencias de remoción de los análisis de nitrógeno amoniaco. En la figura 18 se observa que las desviaciones estándar no se sobreponen, en la tabla 9 se muestra el resultado del análisis de la prueba t de Student y el resumen en la tabla 10, donde se muestra que al ser el p-valor menor que α se llega a la conclusión de que existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento del BF1 y 3, es decir, entre las cargas hidráulicas aplicadas y la eficiencia de remoción de N-amoniaco que se obtiene en los BF's.

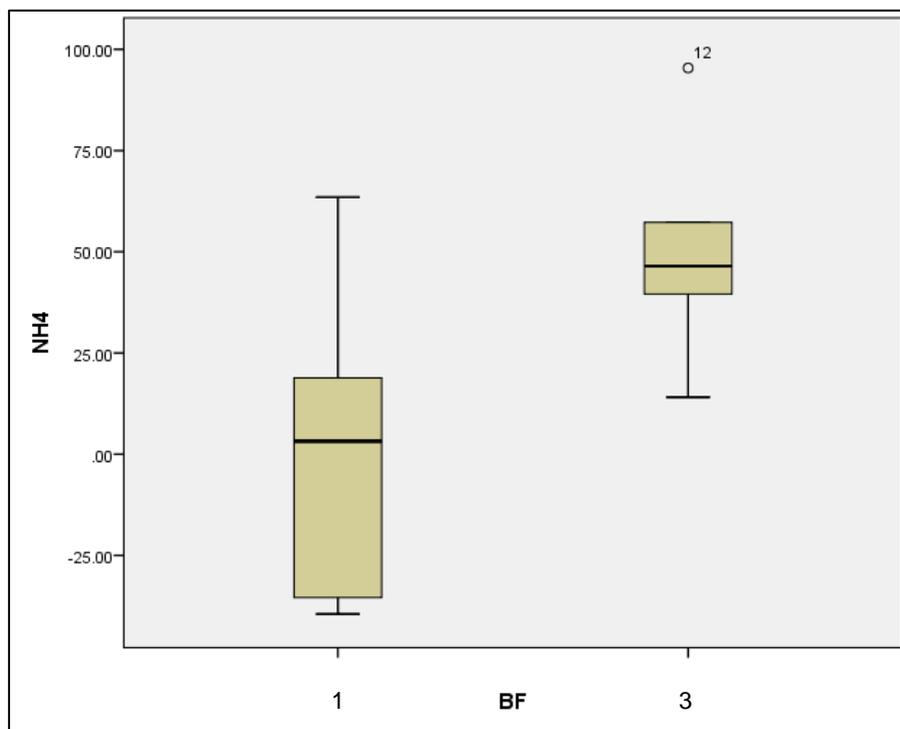


Figura 18. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 3, remoción de la demanda química de oxígeno.

Tabla 9. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 3, remoción de N-amoniaco.

	Prueba de Levene de calidad de varianzas		prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
								Inferior	Superior
Se asumen varianzas iguales	1.46	0.25	-2.46	10.00	0.034	-47.56	19.31	-90.59	-4.53
No se asumen varianzas iguales			-2.46	8.85	0.036	-47.56	19.31	-91.36	-3.76

Tabla 10. Prueba t de Student, remoción de N-amoniaco en los biofiltros 1 y 3.

Prueba t de Student		
P-valor = 0.036	<	$\alpha = 0.05$
Conclusión: Existe una diferencia significativa entre el tipo de tratamiento en el BF1 y el BF3.		

Según el análisis t de Student, existe diferencia significativa entre la CHS de 0.2 y 0.06 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$, por lo tanto, se concluye que la mejor CHS para la remoción de N-amoniaco es de 0.2 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$, pues al aplicarla se obtuvo una mayor eficiencia de remoción: $46 \pm 2\%$ contra $4 \pm 0.2\%$ que se obtuvo con la menor CHS.

7.4.2.2. Comportamiento del P-total y fósforo de ortofosfatos

En cuanto a la remoción de fósforo de ortofosfatos (P-PO_4^{3-}) y de fósforo total en el BF1 se registró una eficiencia de remoción ligeramente mejor en comparación con el BF3 (Figura 19), sin embargo, estadísticamente no existe diferencia significativa entre la CHS de 0.2 y 0.06 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$, y en cuanto a la remoción de fósforo total, se obtuvieron eficiencias de remoción por encima del 70% en ambos BFs (Tabla 8).

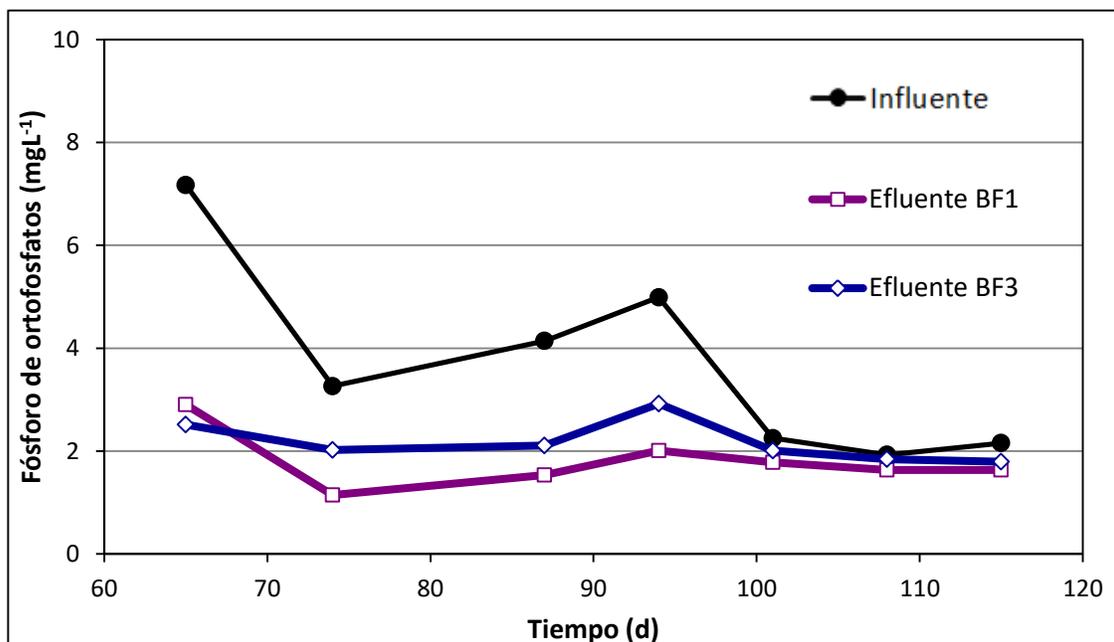


Figura 19. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.

En el tratamiento aplicado por Alvillo Rivera *et al.*, (2014) a la vinaza cruda, indican que la concentración de P-total del influente fue de $805 \pm 520 \text{ mgL}^{-1}$, y después del tratamiento se registró una eficiencia de remoción entre 18 y 51%, lo que indica que el efluente de este tratamiento anaerobio contenía entre 660 y 395 mgL^{-1} ; en el tratamiento por biofiltración aerobia del efluente de la digestión anaerobia se obtuvo en la fase de comparación de la CHS, en el efluente de los BFs 1 y 3 en promedio 33 ± 29 y $10 \pm 2 \text{ mgL}^{-1}$ de fósforo total respectivamente y las eficiencias de remoción son $57 \pm 43\%$ en el BF1 y en el BF3 de $55 \pm 33\%$, por lo cual, el tratamiento por biofiltración aerobia complementa el tratamiento por digestión anaerobia para la remoción de fósforo total.

La cantidad de fósforo total restante en el efluente de los BFs es 8 ± 2 en el BF1 y $10 \pm 2 \text{ mgL}^{-1}$ en el BF3, respectivamente. La NOM-001-SEMARNAT-1996 indica que el Límite Máximo Permissible (LMP) para riego agrícola en Promedio Diario (PD) es de 30 mgL^{-1} , por lo cual, los efluentes de ambos biofiltros cumplen con este parámetro.

7.4.2.2.1. Evaluación del efecto de la CHS en la remoción de fósforo de ortofosfatos (ANOVA)

Para la comparación de los BFs 1 y 3 con CHS distinta se analizaron los datos generados por los análisis de fósforo de ortofosfatos. En la figura 20 se observa que las desviaciones estándar se sobreponen, lo cual es distinto a lo ocurrido con el nitrógeno amoniacal y con la DQO, en la tabla 11 se muestra el resultado del análisis de la prueba t de Student y el resumen en la tabla 12, donde se muestra que al ser el p-valor menor que α se llega a la conclusión de que no existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento de los BFs 1 y 3. Por lo tanto, operar los BFs con CHS distintas no representa diferencia estadística en cuanto a la remoción de fósforo de ortofosfatos es decir, las cargas hidráulicas aplicadas no presentaron un efecto significativo estadísticamente sobre la eficiencia de remoción de fósforo de ortofosfatos que se obtiene en los BFs.

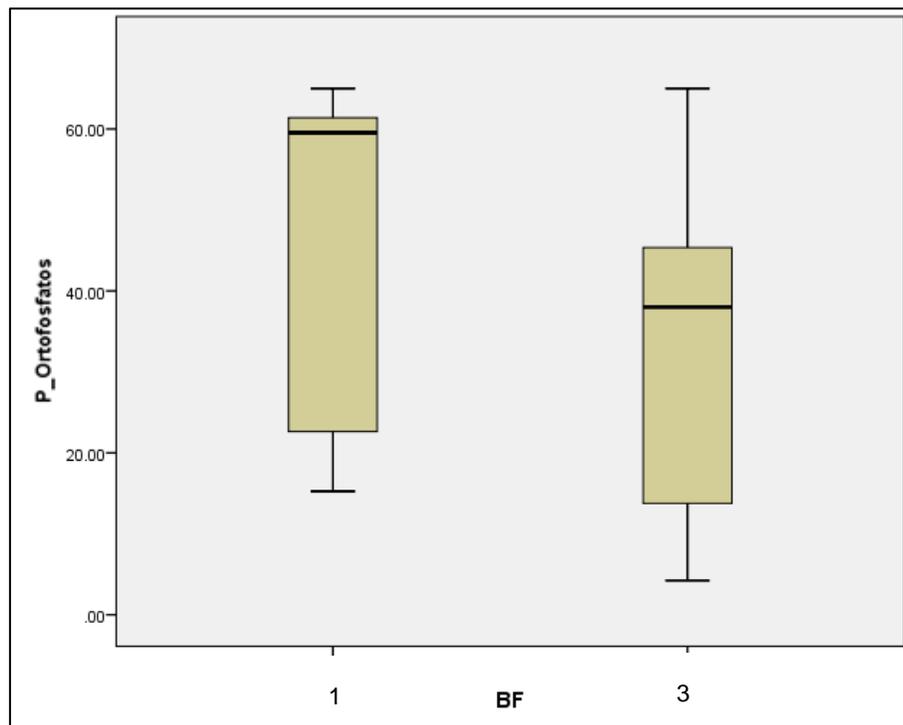


Figura 20. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 3, remoción de Fósforo de ortofosfatos.

Tabla 11. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 3, remoción de fósforo de ortofosfatos.

	Prueba de Levene de calidad de varianzas		prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
								Inferior	Superior
Se asumen varianzas iguales	0.22	0.65	0.98	12.00	0.344	11.76	11.95	-14.28	37.81
No se asumen varianzas iguales			0.98	12.00	0.344	11.76	11.95	-14.28	37.81

Tabla 12. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 3, remoción de fósforo de ortofosfatos.

Prueba t de Student		
P-valor = 0.344	>	$\alpha = 0.05$
Conclusión: No existe una diferencia significativa entre el tipo de tratamiento en el BF1 y el BF3.		

Puesto que la prueba de t de student indica que no existe diferencia significativa la usar la CHS de 0.2 y 0.06 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ se concluye que la mejor CHS aplicada es la de 0.2 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ya que al usar esta carga se obtuvo una eficiencia de remoción estadísticamente igual de fósforo de ortofosfatos pero una eficiencia de remoción mayor de compuestos recalcitrantes medidos como DQO.

7.4.2.3. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales

Se realizó el monitoreo de los SST que ingresan al sistema en el influente y la concentración promedio en el efluente (Tabla 13).

Tabla 13. Comportamiento de la remoción de los sólidos suspendidos totales Evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.

Parámetro	Influente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		CHS (0.2 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción	BF3 (mgL ⁻¹)	% remoción
SST	390 ± 43	32 ± 23	92 ± 21	45 ± 17	88 ± 15

Valores obtenidos entre os días de operación 65 al 115.

En la fase de evaluación del efecto de la CHS el influente tuvo un promedio de 390 ± 43 mgL⁻¹ de SST y la mejor eficiencia de remoción se presentó en el BF1 con 92 ± 5%, lo cual se puede explicar debido a que la CHS influye en este proceso puesto que al contar con un área superficial mayor, en el BF1 se favorece la retención de sólidos en el material de empaque y la sedimentación de los mismos, por el contrario, en el BF3 el área superficial es menor y existe la posibilidad de que el agua tratada se lleve consigo una mayor cantidad de sólidos suspendidos totales.

La CHS de 0.06 m³m⁻²d⁻¹ es mejor para la remoción de SST ya que se obtiene una concentración promedio final de 32 ± 23 mgL⁻¹, sin embargo, ambos biofiltros cumplen con el parámetro que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996 para riego agrícola cuyo LMP es de 200 mgL⁻¹.

En el caso de la digestión anaerobia, en el trabajo realizado por Alvillo-Rivera *et al.*, (2014), se lograron eficiencias de remoción de SST de entre 71 y 82% obteniendo concentraciones en el efluente de hasta 116 mgSSTL⁻¹. En el caso del estudio realizado por Ryznar-Luty, *et al.*, (2008), quienes realizaron la biodegradación anaerobia de vinazas con un cultivo mixto de bacterias del género *Bacillus*, optimizando la temperatura, el pH y la oxigenación, la concentración del influente era de 5.3 gL⁻¹ y en el efluente lograron eficiencias de remoción de 21.2%, con concentraciones en el efluente de 4.2 gL⁻¹. Al usar los BFs aerobios se alcanzaron eficiencias de remoción de SST hasta 92% al tratar el efluente de la digestión anaerobia que trata vinazas de tequila, sin embargo, el influente tratado contenía una concentración menor de SST que los casos anteriores: 390 ± 43 mgSSTL⁻¹.

7.4.2.4. Comportamiento del pH

Durante la fase de operación el pH del influente fue 8.8 y en el efluente se incrementó a 9.3 y 9.2 en BF1 y BF3, respectivamente. El pH en el BF1 se mantuvo casi constante durante toda la etapa, mientras que en el BF3 tendía a variar más conforme a las fluctuaciones de pH del influente (Figura 21).

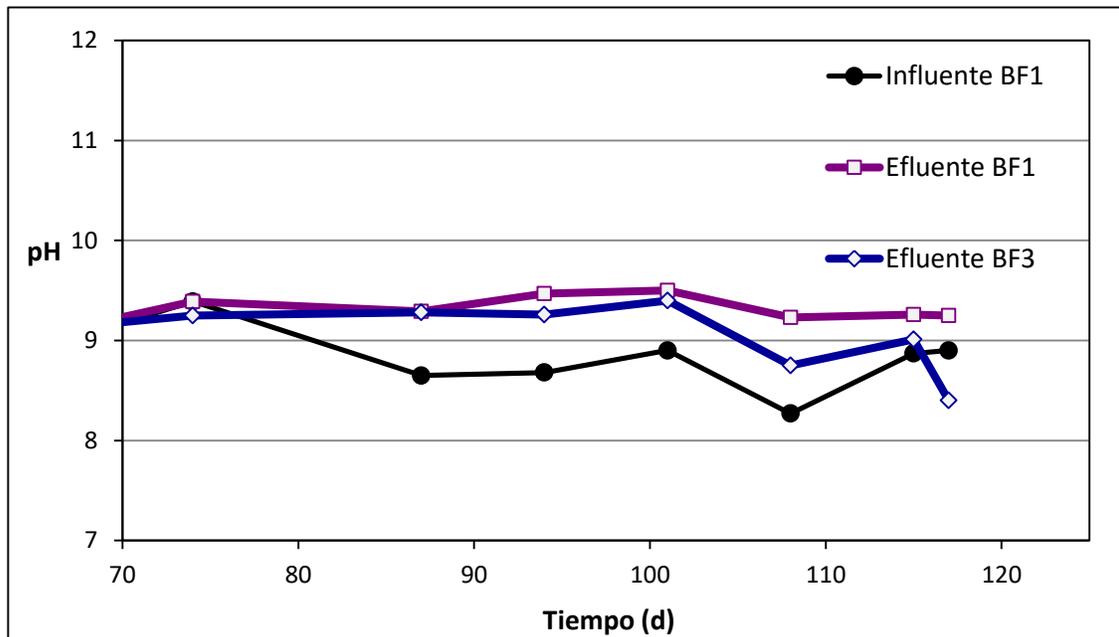


Figura 21. Comportamiento del pH en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.

7.5. *Fase de evaluación del efecto de la TA*

7.5.1. Comportamiento de la DQO

Las TAs aplicadas para el BF1 y BF2 fueron 4.0 y 2.0 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ respectivamente. Se monitoreó la DQO para evaluar el efecto de la TA sobre la remoción de este parámetro. Los días de operación del BF1 y BF2 se encuentran desfasados debido a que el BF2 arrancó 72 días después por los motivos descritos en la fase de aclimatación.

En la descripción de la etapa de aclimatación del BF2 se menciona que la fase de aclimatación en este BF ocurrió durante el periodo de arranque que se prolongó

mucho tiempo por problemas de fugas en el BF por lo tanto la fase de operación inició desde el arranque de este BF ya que presentó eficiencias de remoción por encima del 60%.

En esta etapa ambos BFs presentaron un comportamiento similar y las eficiencias de remoción son estadísticamente iguales, como se verá más adelante. El BF1 presentó $61 \pm 6\%$ de remoción de la DQO (figura 22) mientras que en el BF2 fue de $63 \pm 5\%$ (figura 23).

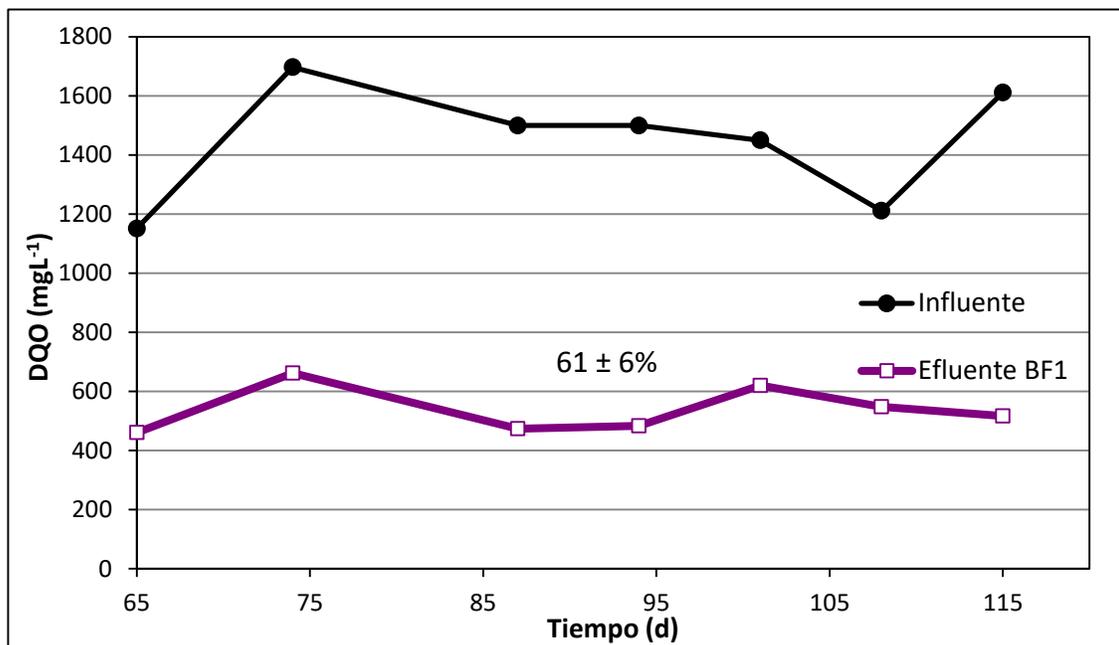


Figura 22. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en el biofiltro 1, evaluación del efecto de la tasa de aireación.

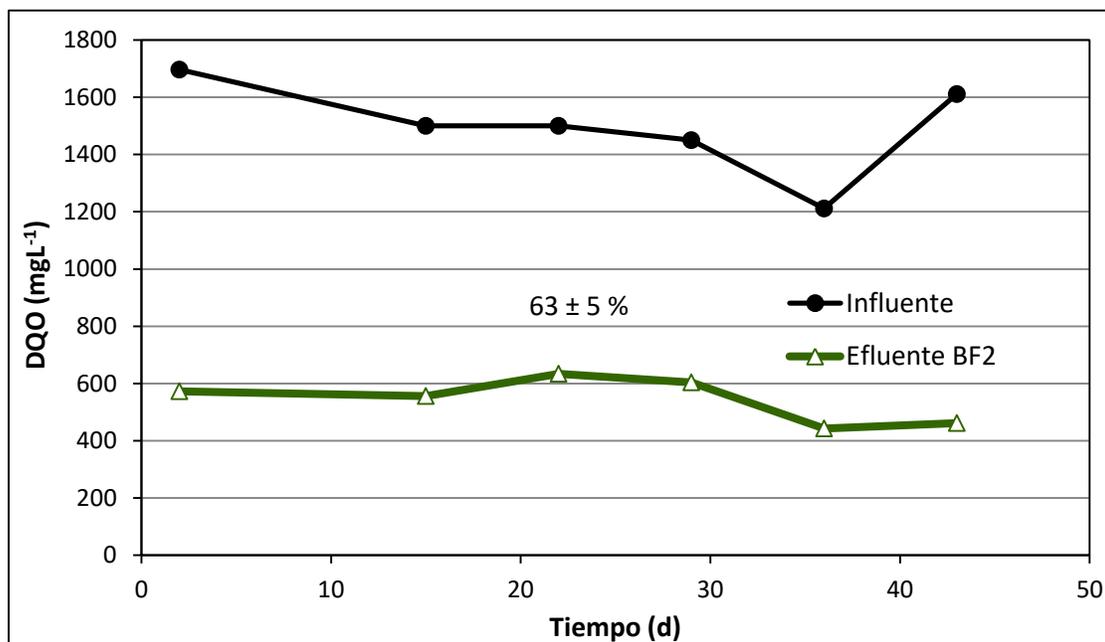


Figura 23. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en el biofiltro 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Aunque en el BF1 se introduce el doble de la cantidad de aire que, en el BF2, la eficiencia es ligeramente menor, por lo que se considera que en la práctica no es necesario utilizar una tasa de aireación mayor que $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ para obtener una buena eficiencia de remoción.

En el trabajo realizado por Garzón-Zúñiga *et al.* (2007), se trataron aguas residuales de la industria porcina, con TAs que variaron de 3.4 a $34 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ el influente tenía una concentración de $15,462 \pm 2,904 \text{ mgL}^{-1}$ de DQO y se alcanzaron eficiencias de remoción de 81 y 97% al aplicar tasas de aireación de 3.4 y $9.4 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ respectivamente, quedando el efluente con concentraciones de 600 mgL^{-1} de DQO al aplicar la TA más alta.

7.5.1.1. Evaluación del efecto de la TA en la remoción de DQO

Se realizó el análisis estadístico de los BFs 1 y 2 que comparten la misma CHS ($0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) pero su TA es distinta (BF1: $4.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ y BF2: $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$). En la figura 24 se observa que las desviaciones estándar se sobreponen, en la tabla 14 se

muestra el resultado del análisis de la prueba t de Student y el resumen en la tabla 15, donde se muestra que al ser el p-valor mayor que α se llega a la conclusión de que no existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento del BF1 y 2, es decir, las cargas hidráulicas superficiales aplicadas no presentaron un efecto significativo estadísticamente sobre la eficiencia de remoción de DQO que se obtiene en los BFs.

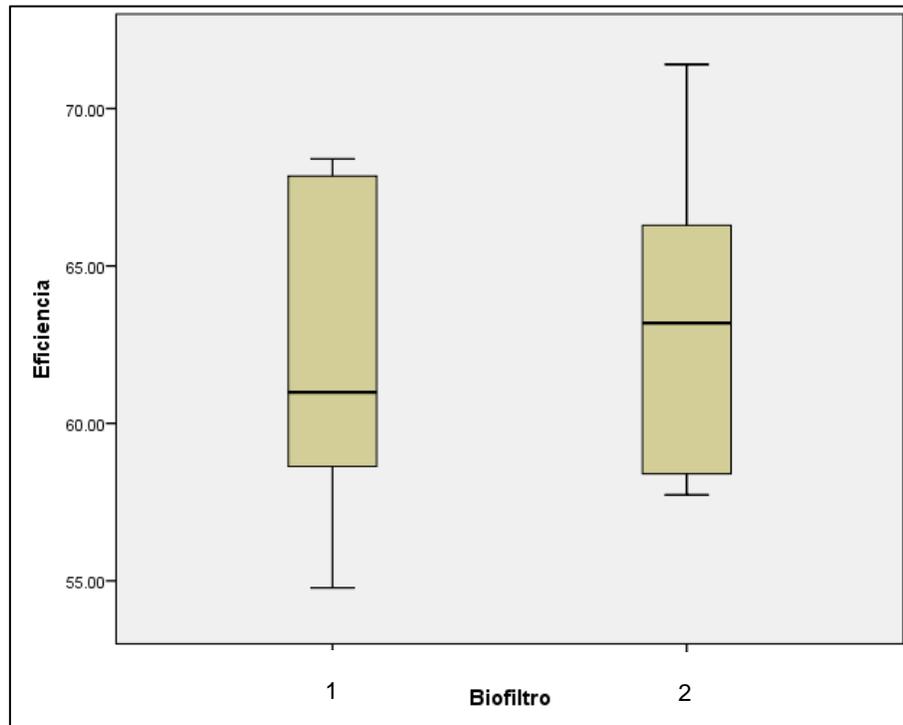


Figura 24. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 2, remoción de la demanda química de oxígeno para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Tabla 14. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 2, remoción de la demanda química de oxígeno para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

	Prueba de Levene de calidad de varianzas		prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
								Inferior	Superior
Se asumen varianzas iguales	0.58	0.46	-0.31	11.00	0.765	-0.92	2.99	-7.50	5.66
No se asumen varianzas iguales			-0.31	10.94	0.763	-0.92	2.97	-7.45	5.62

Tabla 15. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 2, remoción de la demanda química de oxígeno.

Prueba t de Student		
P-valor = 0.765	>	$\alpha = 0.05$
Conclusión: No existe una diferencia significativa entre el tipo de tratamiento en el BF1 y el BF2		

Debido a que no existe diferencia significativa entre la TA aplicada a los BFs 1 y 2 (4.0 y $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ respectivamente) para la remoción de DQO, se concluye que es mejor aplicar la TA menor puesto que en la práctica se consumen menos insumos.

7.5.2. Comportamiento de los nutrientes

Se monitoreó también el comportamiento de los BFs en cuanto a la remoción de nutrientes, en la tabla 16 se muestra el resumen de los resultados obtenidos durante la fase de evaluación de la TA.

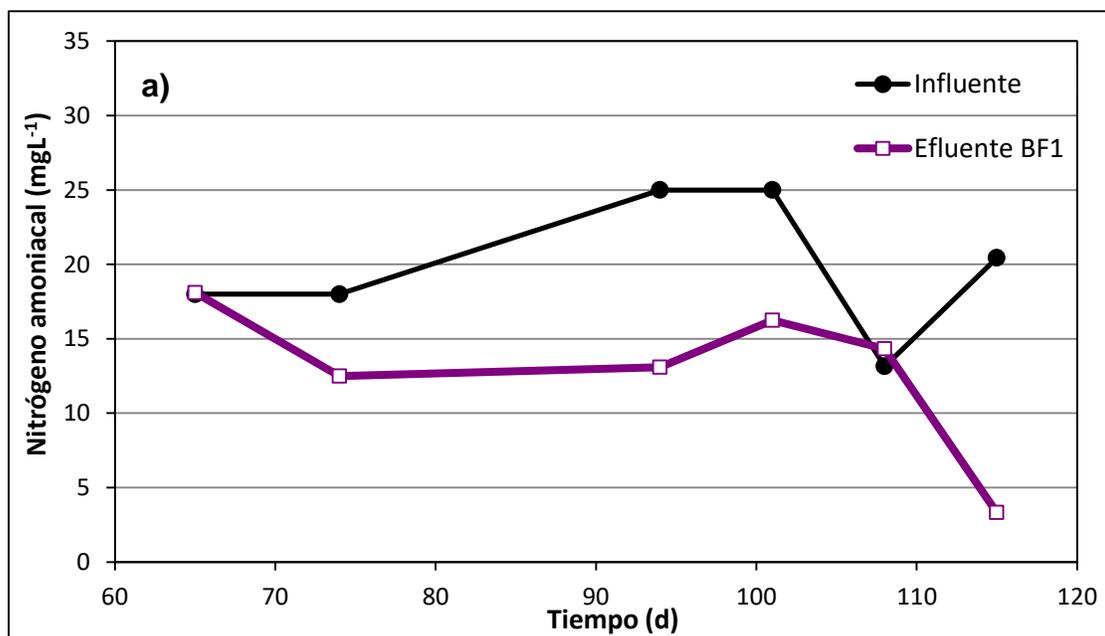
Tabla 16. Comportamiento de eficiencia de remoción de los nutrientes en biofiltro 1 y biofiltro 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Parámetro	Influente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (2.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción	Influente (mgL ⁻¹)	BF2 (mgL ⁻¹)	% remoción
N-total	46 ± 13	10 ± 4	78 ± 0.3	58 ± 30	9 ± 0.4	85 ± 0.3
N-amoniaco	13.5 ± 4.8	12.9 ± 5.1	4 ± 0.2	11.5 ± 2	10.5 ± 2	9 ± 0.2
P-total	33 ± 29	8 ± 2	76 ± 0.2	33 ± 29	7 ± 0.5	79 ± 0.4
P-PO ₄ ³⁻	4 ± 2	2 ± 0.6	50 ± 0.3	3 ± 1	1 ± 0.3	67 ± 0.2

Valores obtenidos entre los días de operación 65 al 115 para el BF1 y entre el 0 al 45 para el BF2.

7.5.2.1. Comportamiento del nitrógeno

En cuanto al N-total el BF2 presentó, desde el inicio, una eficiencia de remoción ligeramente mayor que el BF1 (Tabla 16). En cuanto al comportamiento de la eficiencia de remoción de N-amoniaco el sistema se comporta de forma parecida a la etapa de aclimatación. Es decir, en el BF1 presentó varios puntos con remoción efectiva, mientras que en el BF2 se presentaron varios puntos en los que sale una concentración mayor en el efluente (Figura 25 a y b).



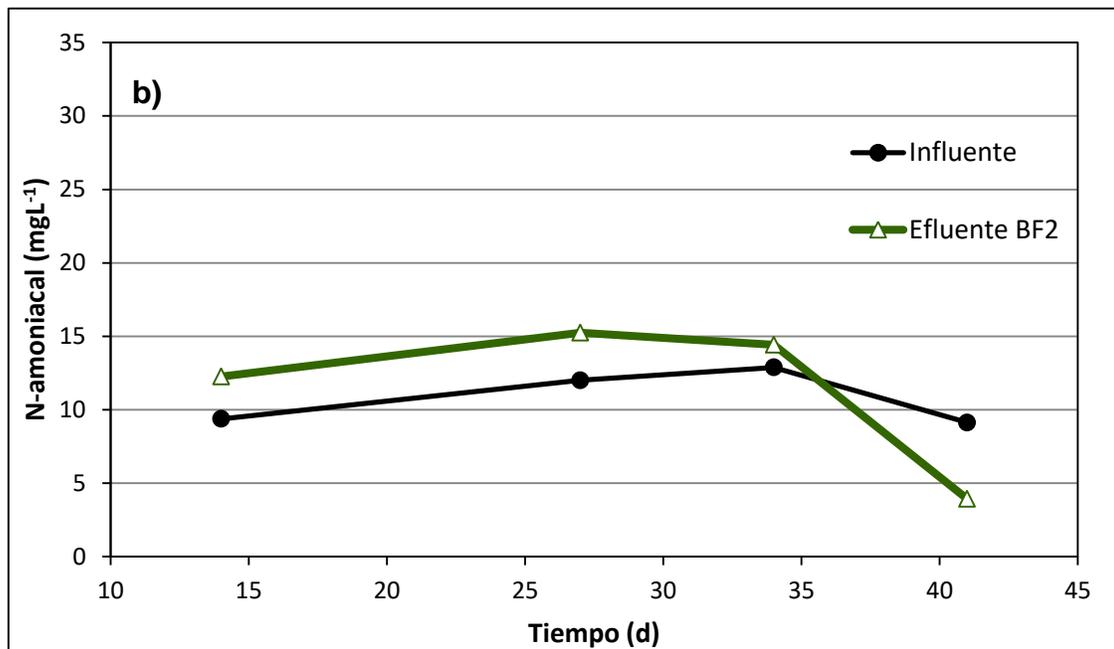


Figura 25. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en los biofiltros 1(a) y (b).

7.5.2.1.1. Evaluación del efecto de la TA en la remoción de N-amoniacal

Los BFs 1 y 2 con TA distinta se analizaron para conocer si existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento. En la figura 26 se observa que las desviaciones estándar se sobreponen, en la tabla 17 se muestra el resultado del análisis de la prueba t de Student y el resumen en la tabla 18, donde se muestra que al ser el p-valor mayor que α se llega a la conclusión de que no existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento del BF1 y 2 es decir, las tasas de aireación aplicadas no presentaron un efecto significativo estadísticamente sobre la eficiencia de remoción de n-amoniacal que se obtiene en los BFs.

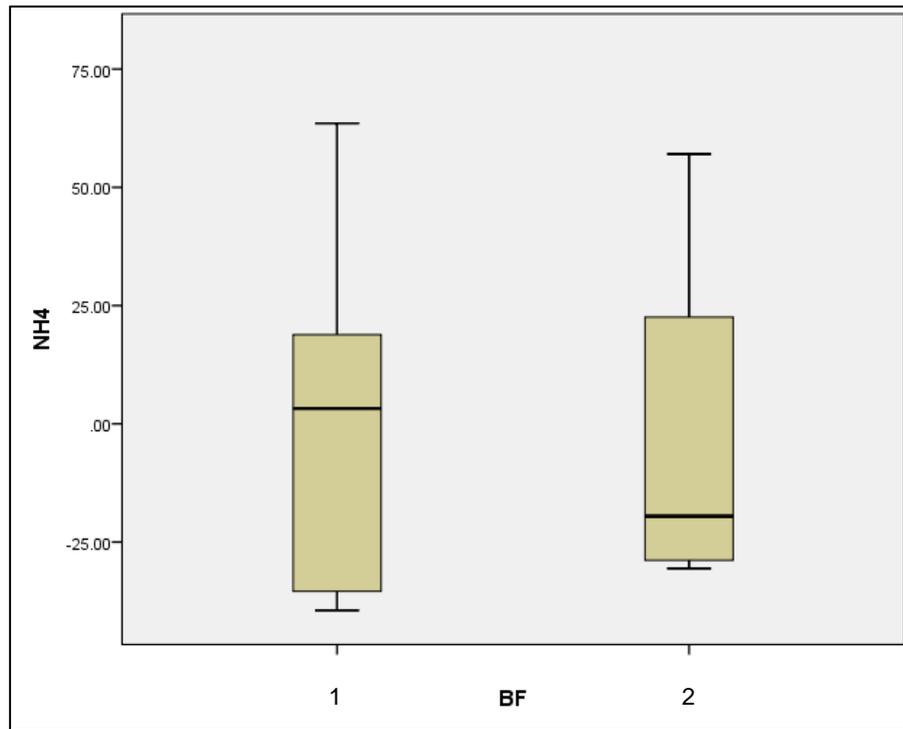


Figura 26. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 2, remoción de N-amoniaco para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Tabla 17. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 2, remoción de N-amoniaco para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

	Prueba de Levene de calidad de varianzas		prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
								Inferior	Superior
Se asumen varianzas iguales	0.01	0.94	0.21	8.00	0.836	5.47	25.65	-53.68	64.63
No se asumen varianzas iguales			0.21	6.34	0.839	5.47	25.93	-57.17	68.12

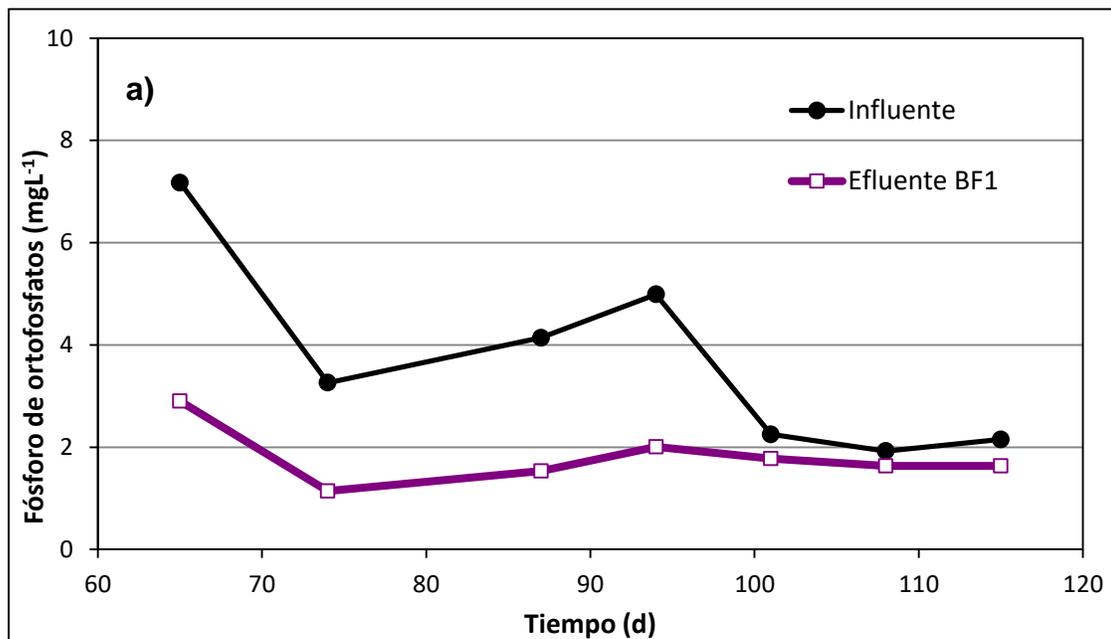
Tabla 18. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 2, remoción de N-amoniaco para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Prueba t de Student		
P-valor = 0.839	>	$\alpha = 0.05$
Conclusión: No existe una diferencia significativa entre el tipo de tratamiento en el BF1 y el BF2.		

Debido a que no existe una diferencia significativa al aplicarla TA de 4.0 y $2.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para la remoción de N-amoniaco, se concluye que es mejor aplicar la TA menor puesto que en la práctica se consumen menos insumos.

7.5.2.2. Comportamiento del Fósforo

En cuanto a la eficiencia de remoción de fósforo total, el BF2 presentó una eficiencia de remoción ligeramente mayor ($79 \pm 0.4\%$) que el BF1 ($76 \pm 0.2\%$); el mismo comportamiento se aprecia con el fósforo de ortofosfatos (Figura 27 a y b).



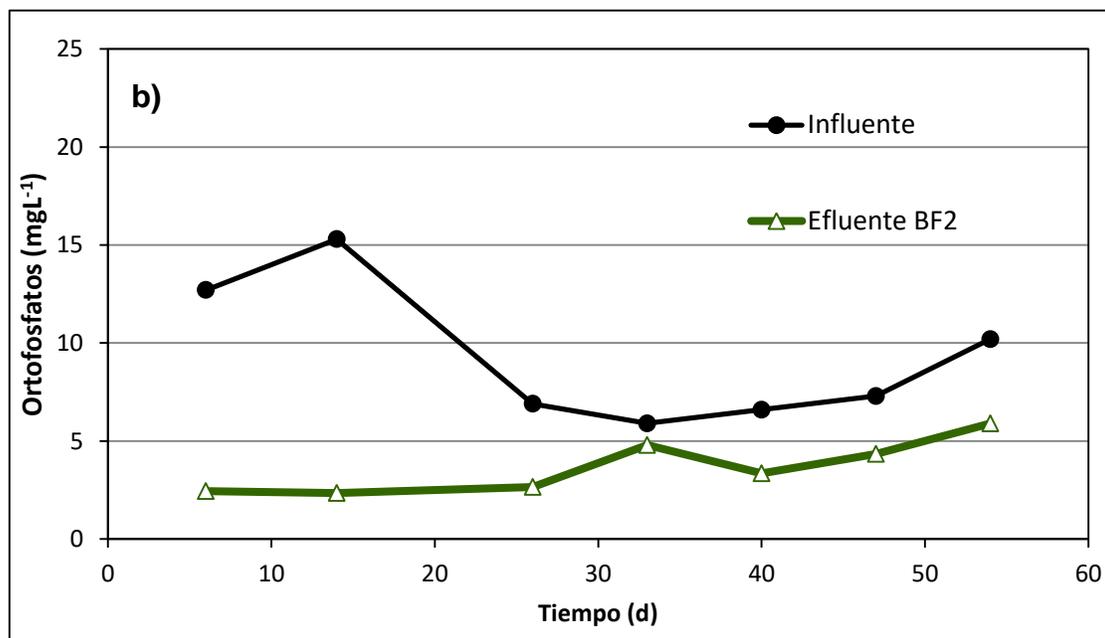


Figura 27. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos en los biofiltros 1(a) y 2 (b), evaluación del efecto de la tasa de aireación.

De acuerdo con el comportamiento que presentaron los BFs 1 y 2 durante la fase de evaluación del efecto de la TA, es probable que este comportamiento no sea un factor limitante para la remoción de fósforo total y fósforo de ortofosfatos y así mismo, en la práctica es económicamente más factible la TA de $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$.

7.5.2.2.1. Evaluación del efecto de la TA en la remoción de fósforo de ortofosfatos

Para los BFs 1 y 2 con TA distinta se analizaron los datos generados por las eficiencias de remoción del análisis de fósforo de ortofosfatos. En la figura 28 se observa que las desviaciones estándar se sobreponen, en la tabla 19 se muestra el resultado del análisis de la prueba t de Student y el resumen en la tabla 20, donde se muestra que al ser el p-valor mayor que α se llega a la conclusión de que no existe diferencia significativa entre el tipo de tratamiento de los BFs 1 y 2. Al igual que en el caso de la comparación de los BFs con CHS distinta para el caso del fósforo de ortofosfatos, operar los BFs con TA distintas no representa diferencia en cuanto a la remoción de P-PO_4^{3-} , es decir, las tasas de aireación aplicadas no presentaron un

efecto significativo estadísticamente sobre la eficiencia de remoción de fósforo de ortofosfatos que se obtiene en los BFs.

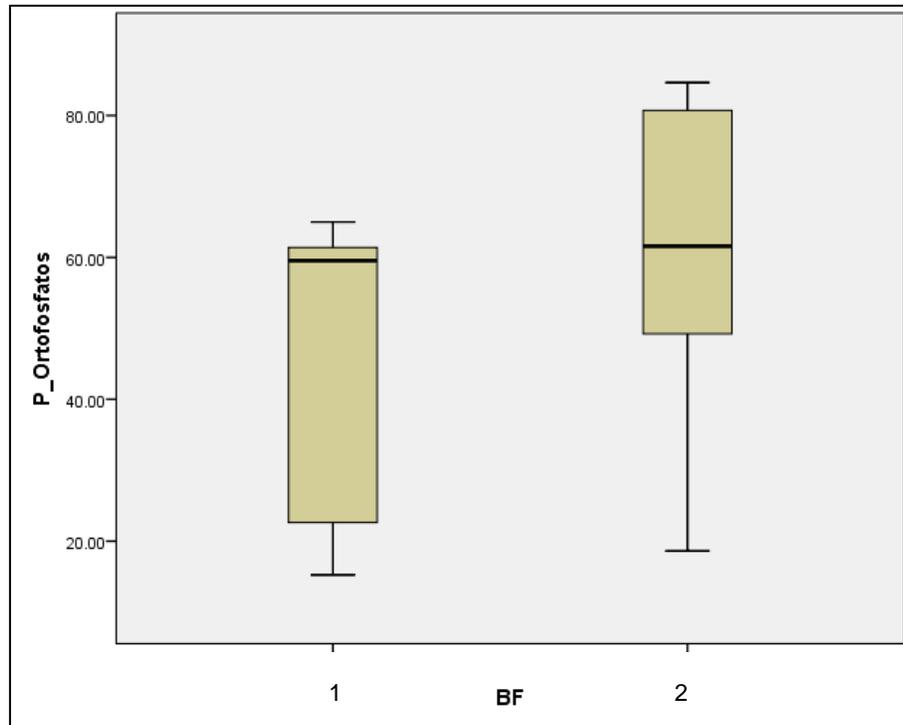


Figura 28. Prueba t de Student en los biofiltros 1 y 2, remoción de fósforo de ortofosfatos para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Tabla 19. Prueba de t para igualdad de medias, biofiltros 1 y 2, remoción de fósforo de ortofosfatos para la evaluación del efecto de la tasa de aireación.

	Prueba de Levene de calidad de varianzas		prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
								Inferior	Superior
Se asumen varianzas iguales	0.01	0.95	-1.05	10.00	0.317	-14.99	14.22	-46.67	16.70
No se asumen varianzas iguales			-1.02	7.75	0.338	-14.99	14.67	-49.02	19.04

Tabla 20. Prueba t de Student, biofiltros 1 y 2, remoción de fósforo de ortofosfatos.

Prueba t de Student		
P-valor = 0.338	>	$\alpha = 0.05$
Conclusión: No existe una diferencia significativa entre el tipo de tratamiento en el BF1 y el BF2.		

Debido a que el análisis de t de student indica que no existe una diferencia significativa al aplicarla TA de 4.0 y 2.0 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ para la remoción de P-PO_4^{3-} , se concluye que es mejor aplicar la TA menor puesto que en la práctica se consumen menos insumos.

7.5.2.3. Comportamiento de los SST

La remoción de sólidos suspendidos totales en los BFs 1 y 2 fue superior al 90% (Tabla 21), la concentración en los efluentes está por debajo de los LMP que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996, el cual es de 200 mgL^{-1} .

Tabla 21. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales, evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Parámetro	Influyente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		Influyente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (2.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción		BF2 (mgL ⁻¹)	% remoción
SST	390 ± 43	32 ± 23	92 ± 21	406 ± 27	33 ± 4	92 ± 4

Valores obtenidos entre los días de operación 65 al 115 para el BF1 y entre el 0 al 45 para el biofiltro 2.

Cabe destacar que es probable que la eficiencia de remoción similar en ambos reactores esté relacionada con la CHS que es la misma (0.06 m³m⁻²d⁻¹). Debido a que la CHS es baja se permite que los sólidos queden retenidos entre el MFO o que precipiten al fondo del reactor permitiendo que la cantidad de sólidos en el efluente sea baja: 32 ± 23 mgL⁻¹ para el BF1 y 33 ± 4 mgL⁻¹ para el BF2, respectivamente.

En el trabajo realizado por Garzón-Zúñiga *et al.*, (2007), trataron agua residual de la industria porcina utilizando BFs aireados con TAs que variaron de 3.4 a 34 m³m⁻²h⁻¹, el influente tenía una concentración de 1,970 ± 794 mgSSTL⁻¹ y se lograron eficiencias de remoción mayores a 98% con efluentes con concentraciones menores a 25 mgL⁻¹ operando con una velocidad de filtración de 0.035 m³m⁻²d⁻¹, en ese trabajo se alcanzaron eficiencias de remoción y concentraciones finales mayores a las logradas en el presente proyecto, sin embargo las AR tratadas en cada caso son distintas y con diferentes concentraciones de cada parámetro medido, adicional a lo anterior, en este trabajo se trata un AR con compuestos recalcitrantes difíciles de degradar.

7.5.3. Comportamiento del pH

En el BF1 el pH tiende a aumentar a 9.3 ± 0.1 manteniéndose en el promedio mayor que el influente, el cual tuvo un promedio de 8.8 ± 0.3, en el BF2 el promedio del influente es 8.5 ± 0.4 y el efluente tiene un promedio de 8.6 ± 0.1, aunque el comportamiento del pH del BF2 fue más estable (Figura 29 a y b).

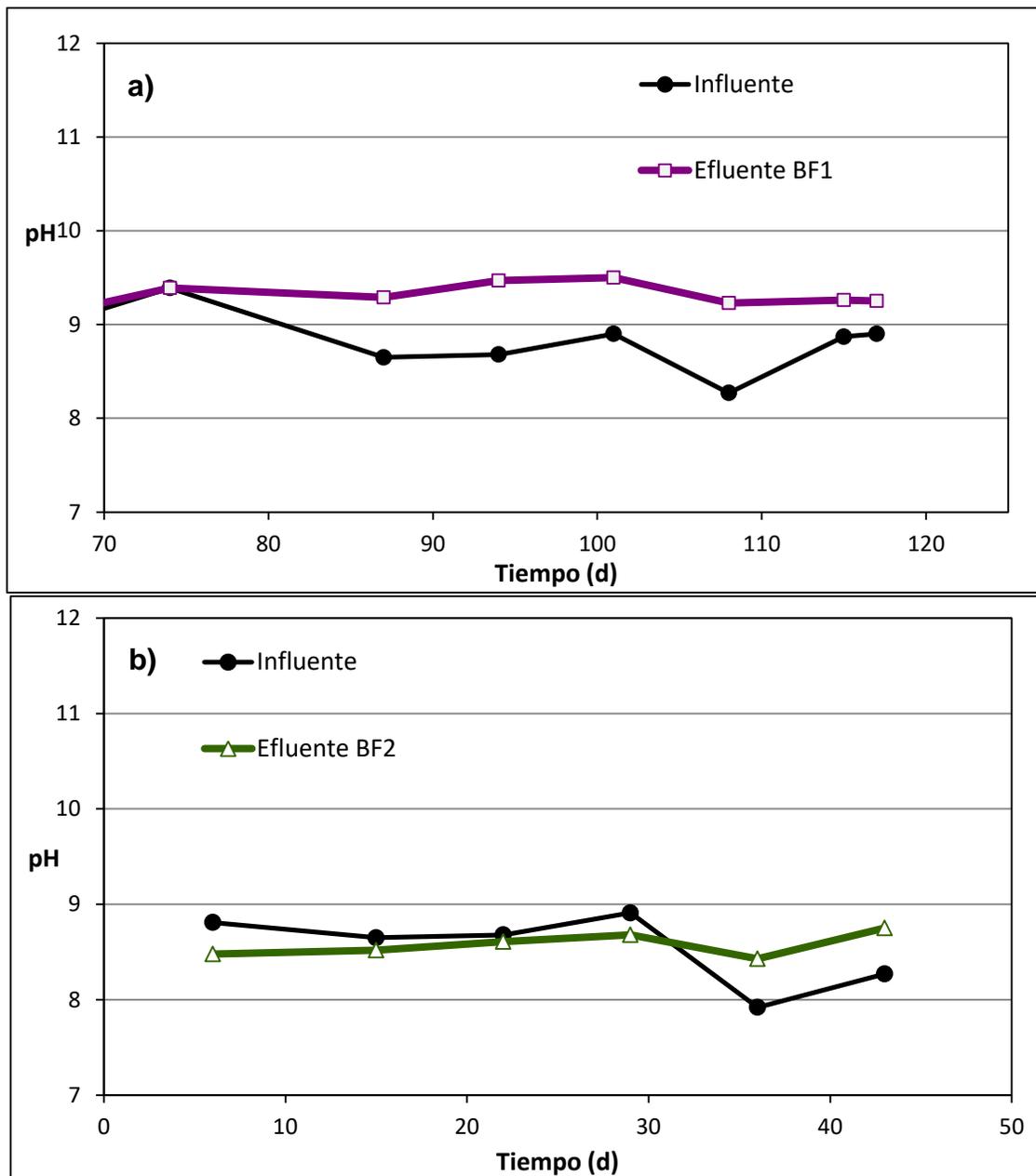


Figura 29. Comportamiento del pH en los biofiltros 1 (a) y 2 (b)

7.6. Fase de recirculaciones, evaluación del efecto de la CHS

Debido a que durante el tiempo que se operaron los BFs se obtuvieron eficiencias de remoción constantes de materia orgánica, que dejaron de aumentar a través del tiempo, se evaluó una estrategia que consistió en realizar recirculaciones del efluente mezclándolo con el influente en una proporción 1:1, la primera recirculación se llevó a cabo del día 117 al 132 de operación en los BFs 1 y 3 (que comparten la misma TA

($4.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) y del día 45 al 101 en el BF2 (que comparte la CHS con el BF1: $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$). Posteriormente se realizó la segunda recirculación en los BFs 1 y 3 del día 132 al 158 y del 71 al 88 en el BF2; la tercera recirculación se efectuó del día 158 al 171 en los BFs 1 y 3 y del 88 al 101 en el BF2.

7.6.1. Efecto de la recirculación sobre el comportamiento de la DQO (en el BF1)

Para la primera recirculación en el BF1 se realizó la mezcla 1:1 de vinaza tratada por digestión anaerobia y el efluente del mismo BF dando como resultado un influente con una DQO de $749 \pm 82 \text{ mgL}^{-1}$. Se suministró el influente con el mismo caudal, CHS ($0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) y TA ($4.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) que las etapas anteriores (Figura 30).

Al realizar la combinación de las aguas residuales para generar el nuevo influente ocurrió un efecto de dilución quedando el influente del BF1 y el efluente con una DQO similares, cuando en la etapa anterior el influente tenía una DQO promedio de $1,445 \text{ mgL}^{-1}$; durante los primeros días de operación de esta etapa no se presentó una eficiencia de remoción significativa. El promedio de remoción en la primera recirculación fue de $5 \pm 4 \%$, lo que indica que posiblemente el sistema no puede remover más DQO debido a que se trata de compuestos recalcitrantes.

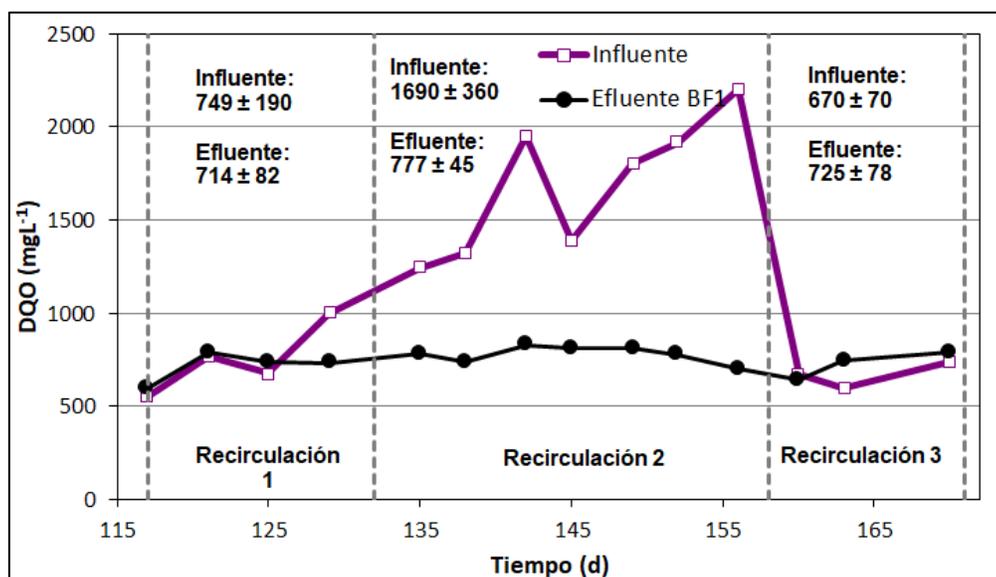


Figura 30. Comportamiento de la demanda química de oxígeno del biofiltro 1 durante la etapa de recirculaciones. Evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.

El efluente de esta primera recirculación se recolectó para hacer la mezcla de la segunda recirculación en el día 132 que consistió en el efluente de la recirculación 1 y se mezcló con el influente en una proporción 1:1 y tuvo un incremento en la DQO. En esta segunda recirculación se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO de $52 \pm 11\%$ (figura 30) la cual se evaluó durante 25 días, sin embargo, el aumento de eficiencia se debió al aumento de concentración en el influente, ya que en el efluente la concentración no presentó variaciones importantes.

La tercer recirculación se realizó el día 159 mezclando el efluente de la segunda recirculación con el influente del BF1 en una proporción 1:1. La DQO promedio disminuyó por efecto de dilución de 1689 a 670 mgL^{-1} y el promedio de remoción en esta etapa fue de $-8.7 \pm 14.6\%$, lo que indica que el reactor perdió su capacidad para remover DQO y es probable que a partir de esta etapa comenzara un proceso de desorción de compuestos debido al cambio de concentración del agua residual, lo que terminó por aumentar la DQO del efluente.

Es importante mencionar que durante esta etapa no se registraron eficiencias de remoción mayores a las obtenidas durante la etapa sin recirculación, una posible explicación para este comportamiento es que durante la recirculación de la vinaza tratada se acumularon los compuestos recalcitrantes que la biopelícula no pudo degradar, por lo tanto, se observa que la DQO del efluente no disminuye, sino que se mantiene constante durante esta etapa.

Durante la última recirculación se obtuvo una eficiencia de remoción negativa, la DQO del efluente en promedio fue mayor que la del influente. Una posible explicación para este comportamiento es que, debido al cambio de concentración en el agua residual, ocurrió un proceso de desorción del MFO, aumentando así la DQO.

7.6.2. Efecto de la recirculación sobre el comportamiento de la DQO en el BF3

Al realizar la primera recirculación en el BF3 se obtuvo un nuevo influente con una DQO más baja que la usada en la etapa anterior de operación, pero se obtuvo una eficiencia de remoción de 24 ± 11 % la cual fue mayor que la eficiencia promedio obtenida en el BF1 durante los mismos días (Figura 31).

En la segunda recirculación se obtuvo una eficiencia de remoción promedio de 39 ± 13 % la cual fue menor que la registrada en el BF1 durante estos mismos días de operación, sin embargo, la DQO promedio fue menor en el BF3 que en el BF1. En la tercera recirculación la eficiencia de remoción promedio registrada durante esta etapa fue de 14 ± 8 %.

Comparando las eficiencias de remoción registradas durante la etapa de operación del BF3 y la etapa de recirculaciones, este BF tuvo un mejor desempeño en la etapa sin recirculación donde se obtuvieron eficiencias superiores al 70%, mientras que, en la etapa de recirculaciones, la eficiencia promedio de las 3 recirculaciones fue de 32 ± 15 %. Esto puede ser explicado, al igual que en el caso del BF1, por la

concentración de compuestos recalcitrantes en el agua residual que no fueron degradados por la biopelícula en los BFs (Figura 31).

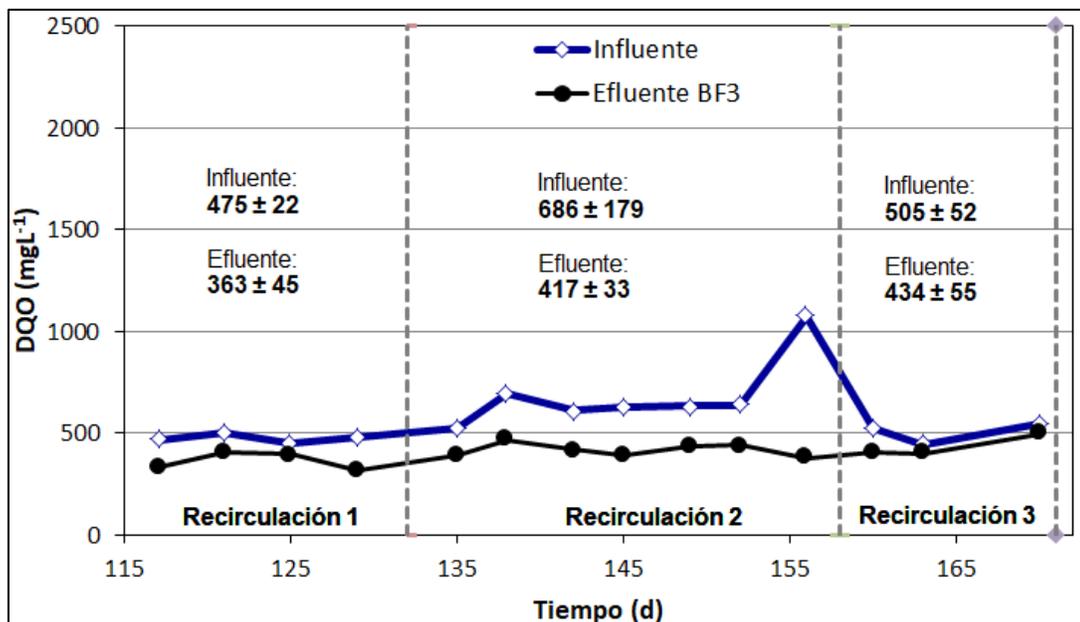


Figura 31. Comportamiento de la demanda química de oxígeno del biofiltro 3 durante la etapa de recirculaciones, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial.

7.6.3. Comportamiento de los nutrientes

7.6.3.1. Comportamiento del Nitrógeno

El comportamiento del N-amoniaco en la etapa de recirculaciones en los BFs 1 y 3 fue muy variable y poco predecible, lo cual puede estar asociado entre otros, al cambio de concentración en el agua residual (Tabla 22). En la primera recirculación en el BF1 hubo un incremento en la cantidad de N- amoniaco en el efluente que luego disminuyó en el día 127 (Figura 32). El incremento en el día 122 puede ser explicado por la desorción de compuestos provocado por el cambio de concentración del agua residual. Durante las dos últimas recirculaciones, en promedio, el efluente tuvo una concentración mayor que el influente, lo cual es parecido a lo ocurrido en la fase de operación anterior a las recirculaciones, donde se mencionó que está muy relacionado con el fenómeno de amonificación y a mayor TRH (Figura 32).

Tabla 22. Comportamiento del N-amoniaco y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 3 (etapa de recirculaciones).

Recirculación	Influente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		Influente (mgL ⁻¹)	CHS (0.2 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción		BF3 (mgL ⁻¹)	% remoción
1	11.3 ± 2.6	10.9 ± 3.1	3.5 ± 0.1	10 ± 2	5 ± 4	50 ± 2
2	15 ± 3	17 ± 2	-13 ± 0.3	10 ± 2	9 ± 1	10 ± 0.1
3	12	17	-42	8 ± 3	6 ± 3	25 ± 0.8

Los valores se obtuvieron entre los días de operación 117 al 170.

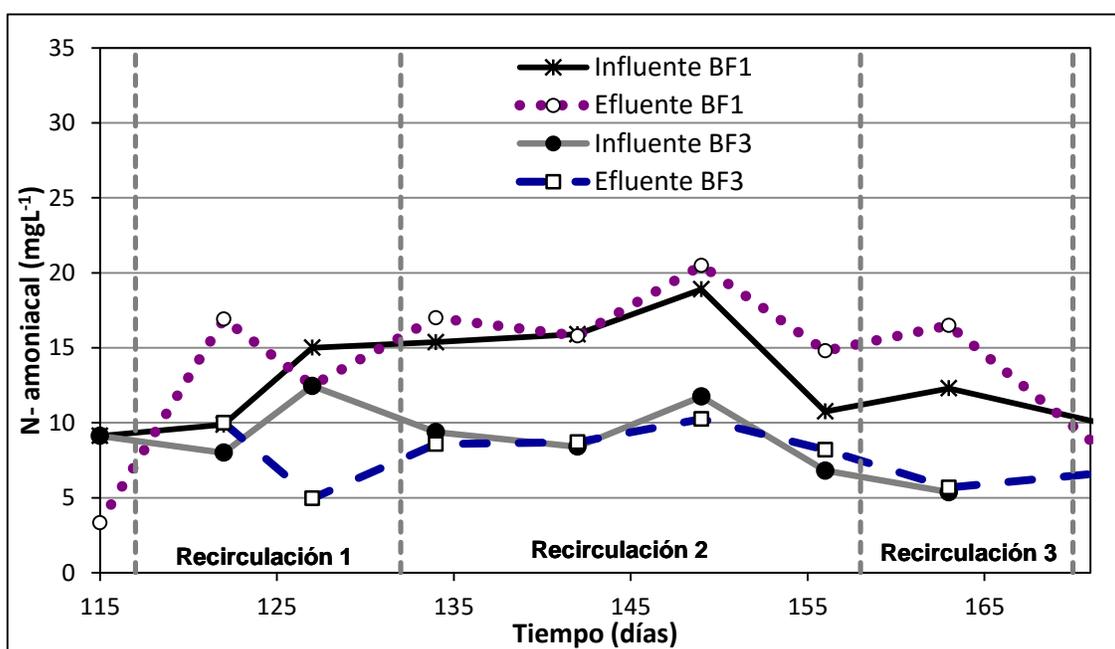


Figura 32. Comparación del comportamiento del N-amoniaco en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial en la etapa de recirculaciones.

En el caso del BF3 (Figura 32), el comportamiento durante la primera recirculación fue un poco variable, se removió el 50 ± 2%, de N-amoniaco, mientras que el BF1 solo removió el 3.5%, la cantidad de N-amoniaco en el influente de los dos BFs disminuyó en comparación a la primera etapa de operación por el efecto de la preparación del nuevo influente para recirculación. Esto generó la desorción de N-NH₄⁺ en el MFO aumentando su concentración en el efluente de ambos BFs. Sin embargo, ambos BFs mantuvieron el comportamiento de la etapa anterior, donde la

concentración de salida del BF3 fue menor a la del BF1, durante las tres etapas de recirculación. Es probable que la desorción fuera un fenómeno muy importante durante la etapa de recirculaciones, pero se siguió generando N-amoniaco por amonificación y remoción por nitrificación, sin embargo, el efecto de la CHS siguió siendo preponderante. En la figura 32 nuevamente se muestra la diferencia en el comportamiento de los BFs debido a la diferencia en la CHS, donde el BF1 al tener una CHS menor, su TRH se incrementa y así el influente mezclado permanece mayor tiempo dentro del sistema por la velocidad de filtración lenta, dando tiempo a que se acumule N-NH_4^+ y al medirse en el efluente aumenta este parámetro, que es diferente a lo que ocurre en el BF3 donde debido a su CHS mayor, su TRH es menor y la velocidad de filtración es mayor, por lo que N-NH_4^+ acumulado en el efluente es menor y es probable que a eso se deba la diferencia en el comportamiento.

7.6.3.2. Comportamiento del Fósforo de ortofosfatos

El comportamiento del fósforo de ortofosfatos en la etapa de recirculaciones fue muy variable de una etapa a otra en los BFs 1 y 3, se llevó a cabo remoción de este parámetro durante toda la etapa con excepción del BF3 en la recirculación 3 donde se registró una mayor concentración de fósforo de ortofosfatos en la salida que en la entrada, con un comportamiento muy poco estable. Es probable que este comportamiento en los BFs se deba a la desorción de compuestos provocada por el cambio de concentración del agua residual (Tabla 23).

Tabla 23. Comportamiento de fósforo de ortofosfatos de los biofiltros 1 y 3, evaluación de la carga hidráulica superficial en la etapa de recirculaciones.

Recirculación	CHS ($0.06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) TA ($4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)			CHS ($0.2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) TA ($4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)		
	Influente (mgL^{-1})	BF1 (mgL^{-1})	% remoción	Influente (mgL^{-1})	BF3 (mgL^{-1})	% remoción
1	3 ± 0.5	2 ± 0.2	33 ± 0.1	4 ± 2	2 ± 0.2	50 ± 0.1
2	4 ± 1.3	2 ± 0.3	50 ± 0.2	2 ± 1	1 ± 0.3	50 ± 0.2
3	2.4	1.5	38	0.5	1.2	-140

Los valores se obtuvieron entre los días de operación 117 al 170.

7.6.4. Comportamiento de los SST

En ambos BFs se registraron altas eficiencias de remoción de SST quedando los efluentes del BF1 y BF3 con 12 ± 10 y 13 ± 6 mgSSTL^{-1} respectivamente. Ambos efluentes cumplen con los LMP marcados por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas en cuerpos de agua cuyo LMP es de 200 mgL^{-1} (Tabla 24).

Tabla 24. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en los biofiltros 1 y 3 en la etapa de recirculaciones, evaluación de la carga hidráulica superficial.

Parámetro	Influyente (mgL^{-1})	CHS ($0.06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) TA ($4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)		CHS ($0.2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) TA ($4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)		
		BF1 (mgL^{-1})	% remoción	Influyente (mgL^{-1})	BF3 (mgL^{-1})	% remoción
SST	1033 ± 620	12 ± 10	99 ± 10	823 ± 387	13 ± 6	98 ± 6

El valor presentado corresponde al promedio de las 3 recirculaciones.

7.6.5. Comportamiento del pH

Durante la etapa de recirculaciones los influentes y efluente tuvieron un comportamiento parecido a la etapa de operación anterior pues el pH de los efluentes incrementó. Durante las 3 recirculaciones el pH de los efluentes no presentó grandes variaciones, el comportamiento se puede observar en la figura 33.

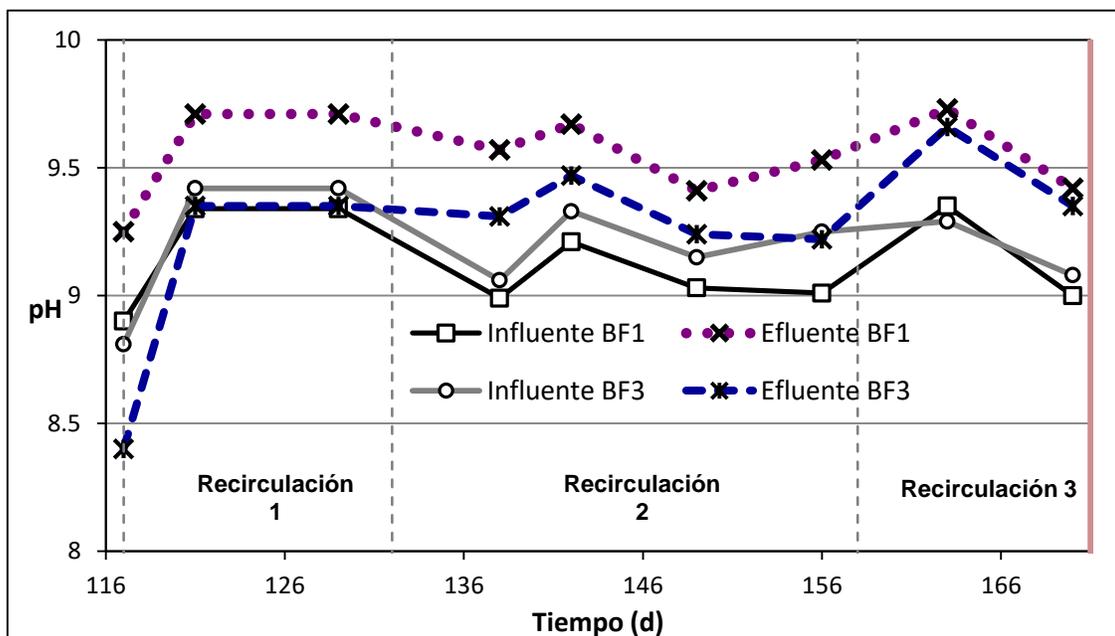


Figura 33. Comportamiento del pH en la fase de recirculaciones

7.7. Fase de recirculaciones, evaluación del efecto de la TA

7.7.1. Comportamiento de la DQO

En la primera recirculación en el BF2 se realizó la mezcla 1:1 de vinaza tratada por digestión anaerobia y el efluente del mismo biofiltro dando como resultado un influente con una DQO de $1193 \pm 484 \text{ mgL}^{-1}$. Se suministró el influente a una CHS de $0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y una TA de $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. En la figura 34 se muestra el comportamiento la DQO de esta etapa y las dos siguientes.

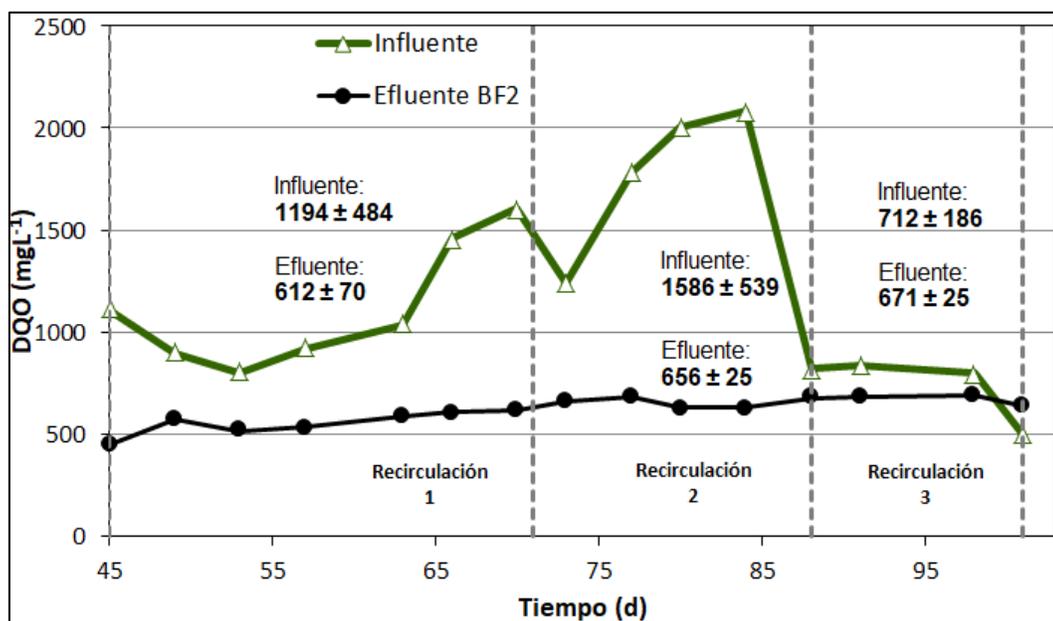


Figura 34. Comportamiento de la demanda química de oxígeno del biofiltro 2 durante la etapa de recirculaciones, evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Durante la primera recirculación de los días 45 al 70 el comportamiento de la DQO fue muy estable, aunque hubiera variaciones en la DQO del influente, esta permaneció constante en el efluente, el promedio de remoción fue de $49 \pm 34\%$. En la segunda recirculación la concentración del influente aumentó a $1586 \pm 539 \text{ mgL}^{-1}$ y la eficiencia de remoción fue de $66 \pm 17\%$. El comportamiento del efluente en esta segunda recirculación también fue muy estable, aunque la concentración del influente cambió, el efluente no tuvo aumentos grandes en la DQO.

La tercera recirculación se realizó entre los días 91 al 101, el valor promedio del influente disminuyó a comparación de la segunda recirculación, esto se debe a que la concentración de la DQO de la vinaza tratada por digestión anaerobia es variable. La eficiencia de remoción disminuyó a $5.8 \pm 1.4\%$ debido a la concentración del influente, puesto que el efluente mantuvo el comportamiento que había mostrado en las recirculaciones anteriores.

A través del tiempo que se llevaron a cabo las recirculaciones y aunque el efluente mantuvo un comportamiento estable, se notó un incremento en la concentración de la DQO, esto pudo suceder debido a la acumulación de compuestos recalcitrantes en el agua que posteriormente se recirculaban y ya no podían ser degradados por los microorganismos dentro del reactor.

7.7.2. Comportamiento de los nutrientes

7.7.2.1. Comportamiento del Nitrógeno

El comportamiento del N-amoniaco durante la fase de recirculaciones en el BF2 tuvo un comportamiento muy variable lo cual al igual que los BFs 1 y 3 puede estar influenciado por el cambio de concentración del influente. Se registraron solamente dos muestreos en los cuales la concentración del efluente fue menor que la del influente. Durante la mayor parte de las tres recirculaciones se generó nitrógeno amoniaco (Figura 35), los principales procesos responsables de la generación de N-amoniaco en este caso podrían ser la desorción generada por el cambio de concentración del agua residual usada como influente, y también puede deberse a la amonificación ambos combinados con la aplicación de la menor CHS ($0.06 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), al igual que en el BF1.

El comportamiento del N-amoniaco durante esta etapa en los BFs 1 y 2 que tienen TA distintas fue similar; se esperaba también que la remoción de N-amoniaco fuera mayor en el BF1 debido a que éste tiene una TA del doble que la del BF2 (4.0 y $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$), sin embargo, no ocurrió así. Por el contrario, las concentraciones de N-amoniaco en los efluentes de ambos BFs fueron muy similares (Tabla 25).

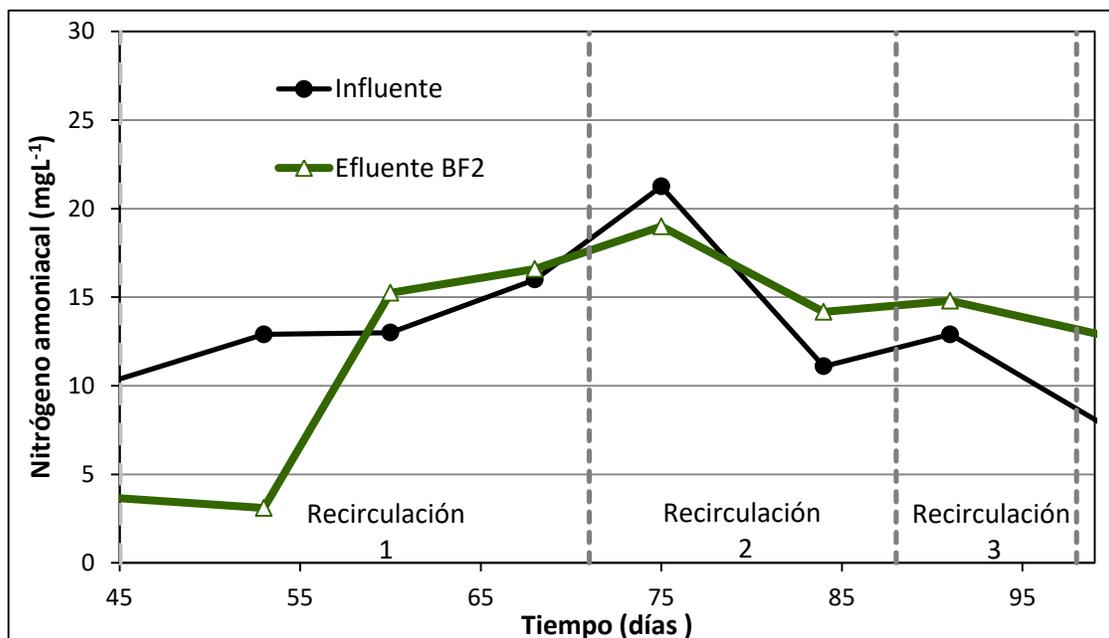


Figura 35. Comportamiento del nitrógeno amoniaco en el biofiltro 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación en la fase de recirculaciones.

Tabla 25. Comparación del comportamiento del N-amoniaco y eficiencia de remoción en los BF1 y 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación.

Recirculación	Influente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (2.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción	Influente (mgL ⁻¹)	BF2 (mgL ⁻¹)	% remoción
1	11.3 ± 2.6	10.9 ± 3.1	3.5 ± 0.1	13 ± 0.1	9 ± 8	31 ± 2
2	15 ± 3	17 ± 2	-13 ± .3	19 ± 4	18 ± 2	5 ± 0.1
3	12	17	-42	11	14	-27

Los valores se obtuvieron entre los días de operación 117 al 170.

7.5.2.2. Comportamiento del Fósforo de ortofosfatos

Las eficiencias de remoción promedio en las etapas de recirculación variaron en ambos BF1, en el caso del BF1 se mantuvieron entre 33 y 50% y en el caso del BF 2 entre 33 y 67 % (Tabla 26).

Tabla 26. Comportamiento del fósforo de ortofosfatos y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 3, evaluación del efecto de la carga hidráulica superficial en la etapa de recirculaciones.

Recirculación	Influyente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		Influyente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (2.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción		BF2 (mgL ⁻¹)	% remoción
1	3 ± 0.5	2 ± 0.2	33 ± 0.1	3 ± 0.4	2 ± 0.3	33 ± 0.1
2	4 ± 1.3	2 ± 0.3	50 ± 0.2	3 ± 0.2	2 ± 1	33 ± 0.3
3	2.4	1.5	38	3	1	67

Los valores se obtuvieron entre los días de operación 117 al 170.

7.5.3. Comportamiento de los SST

El comportamiento de la eficiencia de remoción de los SST en ambos BF's fue muy estable y las eficiencias de remoción se mantuvieron por encima del 90% (BF1: 99 ± 10 y BF2: 98 ± 6%), esto puede ser explicado debido a que comparten la misma CHS (0.06 m³m⁻²d⁻¹) y al tener un flujo lento se permite que los sólidos queden retenidos en el MFO o que sedimenten en el reactor, registrándose así eficiencias de remoción altas (Tabla 27). Ambos efluentes cumplen con los LMP marcados por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas en cuerpos de agua cuyo LMP es de 200 mgL⁻¹.

Tabla 27. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales y eficiencias de remoción en los biofiltros 1 y 2, evaluación del efecto de la tasa de aireación en la fase de recirculaciones.

Parámetro	Influyente (mgL ⁻¹)	CHS (0.06 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)		Influyente (mgL ⁻¹)	CHS (0.2 m ³ m ⁻² d ⁻¹) TA (4.0 m ³ m ⁻² h ⁻¹)	
		BF1 (mgL ⁻¹)	% remoción		BF2 (mgL ⁻¹)	% remoción
SST	1033 ± 620	12 ± 10	99 ± 10	770 ± 428	13 ± 6	98 ± 6

El valor presentado corresponde al promedio de las 3 recirculaciones, los valores se obtuvieron entre los días de operación 117 al 170.

7.5.4. Comportamiento del pH

Durante esta fase no se realizaron modificaciones al pH, en el BF1 se registró un aumento de este mismo parámetro dando un promedio de 9.1 ± 0.2 en el influente y

9.6 ± 0.2 en el efluente, mientras que en el BF2 el influente mantuvo un pH promedio de 9.2 ± 0.2 y el efluente 9.3 ± 0.4. El comportamiento del pH es similar al periodo de operación anterior a la recirculación. En la figura 36 a y b, se puede apreciar el comportamiento durante la etapa que se describe.

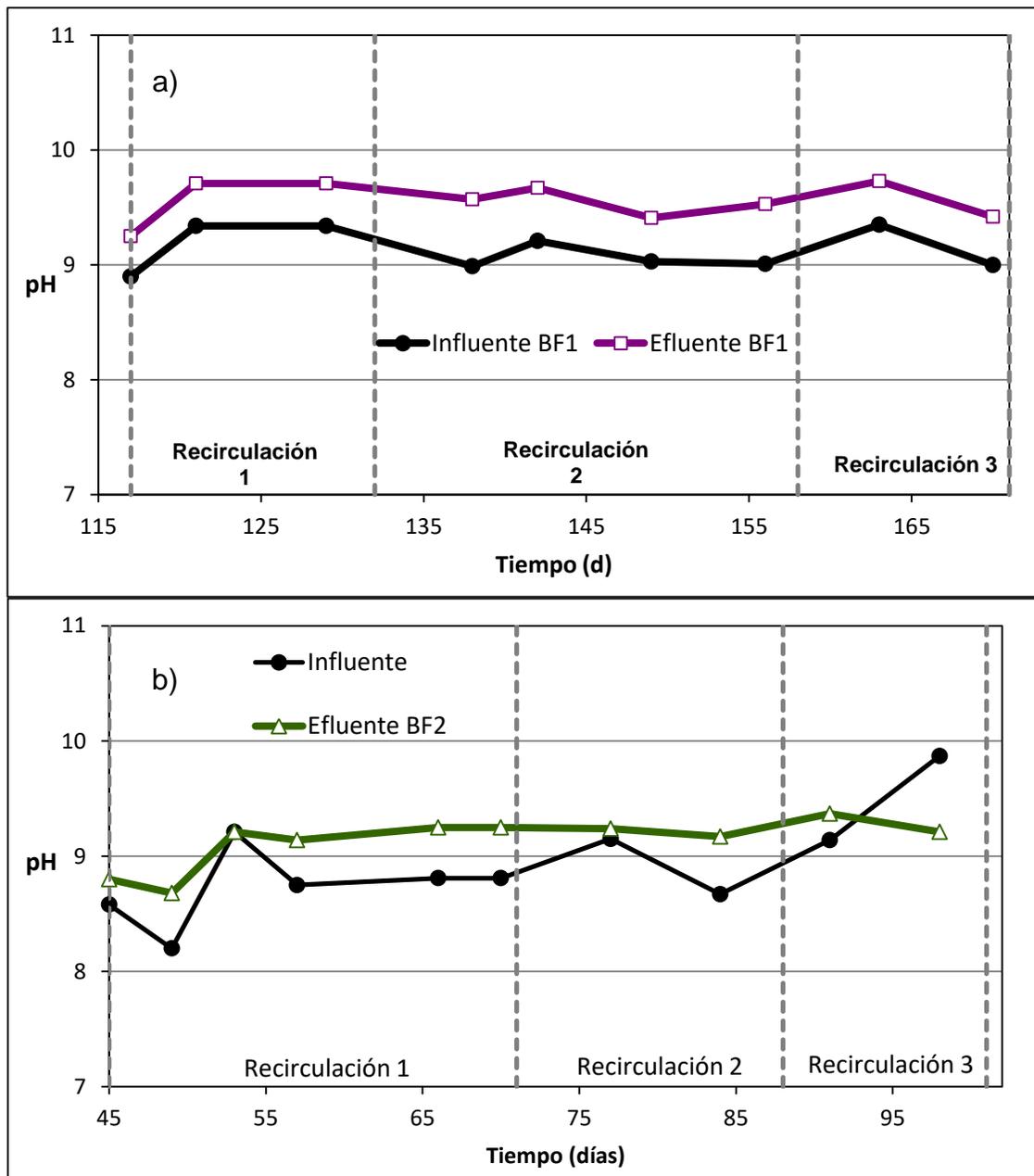


Figura 36. Comportamiento del pH en los biofiltros 1 y 2. Evaluación del efecto de la tasa de aireación en la fase de recirculaciones.

VIII. CONCLUSIONES

La mejor eficiencia de remoción de DQO se obtuvo al aplicar la CHS: $0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ alcanzando una eficiencia de remoción de $76 \pm 4 \%$ y una concentración final: $347 \pm 17 \text{ mgL}^{-1}$.

Al operar con dos tasas de aireación (TA) distintas (4.0 y $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$), los biofiltros sobre cama orgánica obtuvieron eficiencias de remoción de DQO estadísticamente iguales. Siendo estas de 61 ± 6 y $63 \pm 5 \%$ respectivamente y las concentraciones finales fueron 538 ± 72 y $545 \pm 77 \text{ mgL}^{-1}$.

Las concentraciones de los nutrientes (nitrógeno total y fósforo total) en los efluentes de los biofiltros siempre presentaron valores por debajo de los LMP establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para uso en riego agrícola (A promedio diario), sin importar la CHS y la TA aplicadas. La concentración de N-total alcanzada con la mejor CHS aplicada ($0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$) fue de $15 \pm 5 \text{ mgL}^{-1}$ y de P-total fue de $18 \pm 7 \text{ mgL}^{-1}$. Al aplicar la mejor TA ($2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) se obtuvieron concentraciones finales de N-total de $9 \pm 0.4 \text{ mgL}^{-1}$ y de P-total de $7 \pm 0.5 \text{ mgL}^{-1}$.

Los 3 BFs operaron con pH alcalino, a pesar de esto, se lograron obtener las siguientes eficiencias de remoción de DQO: 76%, nutrientes (nitrógeno total: 85% y fósforo total 79%) y SST: 92%.

Las concentraciones en los efluentes de los biofiltros para el parámetro de sólidos suspendidos totales se encuentran por debajo de los LMP establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para: uso en riego agrícola (A, promedio diario). Lo anterior con cualquier CHS y cualquier TA de las evaluadas. Al aplicar la CHS de $0.2 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ se obtuvieron concentraciones finales de $45 \pm 17 \text{ mgSSTL}^{-1}$ y al aplicar la TA de $2.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ se obtuvieron concentraciones finales de $33 \pm 4 \text{ mgSSTL}^{-1}$.

En la fase de recirculaciones de los biofiltros se obtuvieron eficiencias de remoción de DQO que no superaron a las obtenidas en la fase de evaluación del efecto de la

CHS y TA, y así mismo se perdió la estabilidad de los sistemas para remover nitrógeno amoniacal y fósforo de ortofosfatos.

Biofiltración sobre cama orgánica (BFCO) demostró ser una buena opción para el pulimiento del efluente de la digestión anaerobia que trata vinazas de tequila; ya que fue posible realizar remociones de alrededor de 76% de DQO recalcitrante, 85% del nitrógeno total, 79% del fosforo total y 92% de los SST.

IX. RECOMENDACIONES

- Utilizar técnicas analíticas como cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas para la identificación de los compuestos recalcitrantes presentes en la vinaza de tequila tratada previamente por digestión anaerobia (influyente del biofiltro con cama orgánica), y también en el efluente de los BFs con la finalidad de conocer cuáles son los compuestos recalcitrantes iniciales y los que no pudieron ser tratados por biofiltración aerobia sobre cama orgánica.
- Proponer un tratamiento terciario usando procesos de oxidación avanzada como por ejemplo fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio (TiO₂) o fotocatalisis con reactivo fenton para continuar con el proceso de degradación y cumplir con los límites máximos permisibles que marca la Ley Federal de derechos de materia de agua para la descarga del efluente.

X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, M., Saez, J., Llorens, M., Soler, A., Ortuño, J F., (2002), Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación. Ediciones de la Universidad de Murcia: EDITUM, ISBN: 84-8371-308-X.
- Alvillo-Rivera A., Garzón-Zúñiga M., Estrada-Arriaga E., Buelna G., Bahena-Bahena E., (2015), Tequila vinasses treatment using up flow an aerobic sludge blanket reactors, Proceedings 4th IWA Mexico YWP Conference, Guanajuato, México, 27-29 April 2015.
- APHA, AWWA, WEF. (2012), Standard Methods for examination of water and wastewater, 22nd ed., Washington: American Public Health Association, Pp. 1360, ISBN 978-087553-013-0.
- Bautista-Justo, M., García Oropeza, L., Barboza-Corona, J., Parra Negrete, L. A., (2001), El Agave tequilana Weber y la producción de tequila, Acta Universitaria, Vol. 11: (2), Pp. 26-34.
- Beltrán, F., Encinar, M., Gonzalez, F., (1997) Industrial Wastewater Advanced Oxidation part 2. Ozone combined with Hydrogen Peroxide or UV radiation, Water Research, Vol. 31, Pp. 2415-2428.
- Bermúdez-Savón R., Hoyos-Hernández, J., Rodríguez-Pérez, S., (2000), Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de destilería por tratamiento anaerobio, Rev. Int. Contam. Ambient., Vol. 16: (3) Pp. 103-107.
- Betancourth M., Botero Javier E., Rivera S., (2004), Biopelículas: una comunidad microscópica en desarrollo Colombia Médica, Vol. 35: (3), (Supl. 1) (3), Pp. 34-39.
- Buelna, G., Garzón-Zúñiga, M. y Moeller-Chavez G., (2011), "Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales", Ide@s CONCYTEG, Vol. 6 (71), Pp. 540-551.

- Buitrón G., Prato-Garcia D., Zhang A., (2014), Biohydrogen production from tequila vinasses using a fixed bed reactor, *ELSEVIER*, Vol. 101: (23), Pp. 9071–9077.
- Cárdenas B., Revah S., Hernández S., Martínez A., Gutierrez V., (2003), Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas, México: Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, Pp. 37-51.
- Cardona, C., Machuca-Martínez, F., Marriaga-Cabrales, N., (2013), Treatment of vinasse by using electro-dissolution and chemical flocculation, *Ingeniería y Competitividad*, Vol. 15: (2), Pp. 191-200.
- Champagne P., Khalekuzzaman M., (2014), A semi-passive peat biofilter system for the treatment of landfill leachate, *Journal of water sustainability*, Vol. 4: (2), Pp. 63-76.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (2014), Estadísticas del agua en México Edición 2014, Febrero 20, 2017, de CONAGUA Sitio web: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf>, Fecha de revisión: 22 de octubre de 2015.
- Garzón M., (2004). La biofiltración sobre cama turba, un tratamiento eficiente para diferentes tipos de agua residual industrial, *Memorias del XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria (AIDIS) San Juan, Puerto Rico*, pag. 1 a 8. Agosto, 2004.
- Garzón-Zúñiga M., Lessard, P., Aubry, G., Buelna G., (2005), Nitrogen elimination mechanisms in an Organic media aereated biofilter treating pig manure, *Environmental Technology*, Vol. 26: (4), Pp. 361-371.
- Garzón-Zúñiga M.; Lessard P., Buelna G. (2003), Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter, *Environmental Techol*, Vol. 24: (3), Pp. 605-614.
- Garzón-Zúñiga, M., Buelna G., Moeller-Chavez G., (2012), La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias, *Tecnología y Ciencias del Agua*, Vol. 3: (3), Pp. 153-161.

- Garzón-Zúñiga, M., Lessard, P., Aubry, G., and Buelna, G., (2007), Aeration effect on the efficiency of swine manure treatment in a trickling filter packed with organic materials, *water science and technology*, Vol. 55: (10), Pp. 135-143.
- Garzón-Zúñiga, M., Sandoval-Villasana, A., Moeller-Chávez, A., (2011), Decolorization of the AO24 Azo Dye and reduction of toxicity and genotoxicity in trickling biofilters water environment research: a research publication of the water environment Federation, Vol. 83: (2), Pp. 107-15.
- Gil-Rodríguez, M. (1998). Demanda bioquímica de oxígeno de efluentes con productos xenobióticos. *Ingeniería del agua*, ISSN 1886-4996, Vol. 5: (4), Pp. 47-54.
- González-Brambila, M., & López-Isunza, F., (2008), Comportamiento de un reactor de biopelícula para tratamiento de agua residual a diferentes velocidades de flujo. *Revista mexicana de ingeniería química*, Vol. 7: (3), Pp. 183-193, Recuperado en 14 de marzo de 2017, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382008000300002&lng=es&tlng=es.
- Henze M., Harremoës, P., Jansen, J., Arvin E., (2002), *Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Hidayat N., Suhartini S., Indriana D., (2012), Horizontal biofilter system in tapioca starch wastewater treatment: the influence of filter media on the effluent quality, *Agroindustrial Journal*, Vol. 1: (1), Pp. 1-6.
- Iñiguez G., Hernández R., (2010), Estudio para la rehabilitación de una planta de tratamiento de vinazas tequileras mediante un floculante polimérico de poliácridamida (PAM), *Rev. Int. Contam. Ambient.*, Vol. 26: (4), Pp. 299-311.
- Jáuregui-Jáuregui J, Méndez Acosta H., González Álvarez V., Snell-Castro R., Alcaraz-González V., Godon J., (2014), Anaerobic treatment of tequila vinasses under seasonal operating conditions: Start-up, normal operation and restart up after a long stop and starvation period, *ELSEVIER, Bioresource Technology*, Vol. 168, Pp. 33-40.

- Jiménez, E., & Villegas, A. M., (2005), Diseño de un sistema de biofiltración para la remoción de estireno, *Revista EIA*, ISSN 1794-1237, (3), Pp. 9-20.
- López-López, A., Davila-Vazquez G., León-Becerril E., Villegas-García E., Gallardo-Valdez J., (2010) Tequila vinasses: generation and full scale treatment processes., *Rev. Environ Sci Biotechnol*, Vol. 9: (2), Pp. 109–116. doi:10.1007/s11157-010-9204-9.
- Lorenzo Y., Obaya M., (2005), La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los derivados de la caña de azúcar, Vol. 39: (1), Pp. 35-48.
- Manahan S., (2006), Introducción a la química ambiental, Reverté Ediciones, ISBN 9788429179071, Pp. 2-25.
- Marino-Marmolejo E., Corbalá-Robles L., Cortéz-Aguilar R., Contreras-Ramos S., Bolaños-Rosales R., Davila-Vazquez G., (2015), Tequila vinasses acidogenesis in a UASB reactor with Clostridium predominance, SpringerPlus, Vol. 4: (419), DOI 10.1186/s40064-015-1193-2.
- Metcalf and Eddy (1991), *Wastewater engineer: treatment, disposal and reuse*, Third Edition, McGraw Hill, New York.
- Noyola A., Morgan-Sagastume J., Güereca L., (2013), Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas, Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México y IDRC Canadá. ISBN: 978-607-02-4822-1.
- Noyola, A., (1998), “Anaerobio vs aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs primario avanzado, el nuevo debate?”, *Ingeniería y Ciencias Ambientales*, Vol. 10: (34), Pp. 10-14.
- Osorio, R., Torres, J., Sánchez, M.,. (2010). Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes. Madrid: Díaz de Santos.
- Palma C., Carvajal A., Vásquez C., Contreras E., (2011), Wastewater treatment for removal of recalcitrant compounds: a hybrid process for

decolorization and biodegradation of dyes, Chinese Journal of Chemical Engineering, Vol 19: (4), Pp. 621-625.

- PRONARE (Programa nacional de reforestación), (1999), Fichas técnicas de especies forestales estratégicas, (1-3), Gaceta de red Mexicana de Germoplasma Forestal, SEMARNAP-PRONARE, México, D.F.
- Ramírez J., Martínez O., Fernández L., (2013), Remoción de contaminantes en aguas residuales industriales empleando carbón activado de pino pátula, AVANCES Investigación en Ingeniería, Vol. 10: (1), Pp. 42-49.
- Rebah, F., Kantardjieff, A., Yezza, A., Jones, J., (2010), Performance of two combined anaerobic–aerobic biofilters packed with clay or plastic media for the treatment of highly concentrated effluent, Elsevier, Desalination, Vol. 253: (1-3), Pp. 141–146.
- Rodríguez S., Bermudez C., Giardina P., Fernández M., (2005), Tratamiento Combinado (anaerobio-aerobio) para la decoloración de la vinaza de destilería, Revista CENIC Ciencias Biológicas, Vol. 36, (Especial).
- Rodriguez T., Botelho D., Cleto E., (2008), Tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante usando ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta, Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia, (46), Pp. 24-38.
- Ryznar-Luty, A., Krzywonos, M., Cibis, E., Miśkiewicz, T., (2008), Aerobic Biodegradation of Vinasse by a Mixed Culture of Bacteria of the Genus Bacillus: Optimization of Temperature, pH and Oxygenation State, Polish J. of Environ. Stud, Vol. 17: (1), Pp. 101-112.
- Tomás-Sábado J., (2009), Fundamentos de bioestadística y análisis de datos para enfermería, Universitat Autònoma de Barcelona: Servei de Publicacions, Pp. 39-39.
- Torres P., (2012), Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo, Revista EIA, ISSN 1794-1237, (18), Pp. 115-129.