



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN  
INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA

DECOLORACIÓN DE UN EFLUENTE DE LA INDUSTRIA  
TEXTIL MEDIANTE EL PROCESO FOTO-FENTON  
ACOPLADO A UN SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERÍA  
AMBIENTAL-AGUA

P R E S E N T A:

GABRIELA MENDOZA LÓPEZ

TUTOR:

DRA. GABRIELA E. MOELLER CHÁVEZ



2009



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN  
INGENIERÍA

**JURADO ASIGNADO:**

<b>Presidente:</b>	DRA. MARÍA DEL CARMEN DURÁN DOMÍNGUEZ DE BAZÚA
<b>Secretario:</b>	DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ
<b>Vocal:</b>	DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA
<b>Primer suplente:</b>	DRA. GABRIELA MOELLER CHÁVEZ
<b>Segundo suplente:</b>	M.C. JOSÉ MANUEL MÉNDEZ STIVALET

Lugar donde se realizó la tesis:

FACULTAD DE INGENIERÍA, CAMPUS MORELOS

---

DRA. GABRIELA E. MOELLER CHÁVEZ, TUTORA

---

I.Q. GABRIELA MENDOZA LÓPEZ, ESTUDIANTE

## **AGRADECIMIENTOS**

Al CONACYT por la beca otorgada para la realización de los estudios de Maestría en Ingeniería.

A la Universidad Nacional Autónoma de México a través de la Facultad de Ingeniería Campus Morelos por el apoyo brindado para la realización del trabajo de tesis.

A la Dra. Gabriela Moeller Chávez por su apoyo y enseñanzas.

A la Dra. María del Carmen Durán D. y al Dr. Simón González M., por las observaciones y críticas constructivas de este trabajo.

A los integrantes del H. Jurado y del Comité Tutorial: Dra. María del Carmen Durán, Dr. Simón González Martínez, Dr. Marco Garzón Zuñiga y M.C. José Manuel Méndez Stivalet por sus valiosas aportaciones.

A Marlé y Erika por su amistad y compañerismo.

A los compañeros de laboratorio por sus consejos y su amistad.

A mi familia y amigos por su apoyo y amor.

Para mis padres, mis hermanos y Enrique que son mi motor.

## CONTENIDO

GLOSARIO DE TÉRMINOS.....	8
ÍNDICE DE TABLAS.....	11
ÍNDICE DE FIGURAS .....	12
RESUMEN.....	13
ABSTRACT.....	13
1. ANTECEDENTES.....	14
1.1. INTRODUCCIÓN.....	14
1.2. LA INDUSTRIA TEXTIL.....	16
1.3. COLORANTES.....	17
1.3.1. CLASIFICACIÓN DE COLORANTES.....	19
1.3.2. COLORANTES AZO.....	19
1.3.3. PROBLEMÁTICA DE LOS COLORANTES.....	21
1.4. PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA (FOTO-FENTON).....	23
1.5. BIOFILTROS.....	24
1.5.1. BIOFILTROS CON EMPAQUE ORGÁNICO.....	24
1.5.2. BIOPELÍCULA.....	26
1.6. DEGRADACIÓN DE COLORANTES.....	26
2. OBJETIVOS.....	30
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	30
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	30
2.3. PLANTEAMIENTO.....	30
2.4. ALCANCES.....	30
3. METODOLOGÍA.....	31
3.1. COMPOSICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL....	31
3.1.1. SELECCIÓN DE LOS COLORANTES.....	31
3.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS COLORANTES.....	34
3.1.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA....	35
3.1.4. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DEL IMTA.....	35
3.2. SISTEMA EXPERIMENTAL.....	35
3.2.1. FOTO-REACTOR.....	36
3.2.1.1. PRUEBAS PRELIMINARES.....	37
3.2.2. BIOFILTRO.....	38
3.2.2.1. SELECCIÓN DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE.....	38
3.2.2.2. ACONDICIONAMIENTO DE LOS MATERIALES DE SOPORTE Y EMPAQUE.....	39
3.2.2.3. PRUEBAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE.....	40
3.2.2.3.1. PRUEBAS DE DENSIDAD.....	40
3.2.2.3.2. PRUEBAS DE POROSIDAD in situ.....	40
3.2.2.4. MONTAJE DEL BIOFILTRO.....	41
3.2.2.5. INOCULACIÓN DEL BIOFILTRO.....	41
3.2.2.6. DETERMINACIÓN DE LA HIDRODINÁMICA DE LOS BIOFILTROS.....	42
3.2.2.6.1. DETERMINACIÓN DE LOS ESPACIOS VACÍOS EN LOS BIOFILTROS CON RESPECTO AL FLUJO DE SALIDA.....	42
3.2.2.6.2. DETERMINACIÓN DE LA CARGA HIDRÁULICA.....	43
3.2.2.6.3. DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICA (TRH).....	43

3.2.2.7. PARÁMETROS DE OPERACIÓN.....	43
3.2.3. ARRANQUE, OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS SISTEMAS EXPERIMENTALES.....	44
3.2.3.1. ARRANQUE DE LOS SISTEMAS.....	44
3.2.3.2. OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO.....	44
3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	45
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	46
4.1. COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR.....	46
4.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS COLORANTES.....	47
4.1.1.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS.....	47
4.1.1.2. ESPECTRO DE ABSORCIÓN.....	48
4.1.2. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA....	50
4.1.2.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS.....	50
4.1.2.2. ESPECTRO DE ABSORCIÓN Y CURVA DE CALIBRACIÓN.....	50
4.2. SISTEMA EXPERIMENTAL.....	52
4.2.1. FOTO-REACTOR.....	52
4.2.2. BIOFILTRO.....	53
4.2.2.1. ACONDICIONAMIENTO DE LOS MATERIALES DE SOPORTE Y EMPAQUE.....	53
4.2.2.2. PRUEBAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE.....	53
4.2.2.2.1. PRUEBAS DE DENSIDAD.....	53
4.2.2.2.2. PRUEBAS DE POROSIDAD in situ.....	54
4.2.2.3. INOCULACIÓN DEL BIOFILTRO.....	54
4.2.2.4. PARÁMETROS DE OPERACIÓN.....	55
4.2.3. ARRANQUE, OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS SISTEMAS EXPERIMENTALES.....	57
4.2.3.1. ARRANQUE DE LOS SISTEMAS.....	57
4.2.3.2. OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS SISTEMAS....	60
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	71
BIBLIOGRAFÍA.....	73
ANEXOS.....	I
ANEXO I. PRUEBAS PRELIMINARES EN EL FOTO-REACTOR.....	II
ANEXO II. MEMORIA DE CÁLCULO DE LAS PRUEBAS DE POROSIDAD in situ.....	IV
ANEXO III. CÁLCULO DE LOS ESPACIOS VACÍOS EN EL BIOFILTRO.....	VII
ANEXO IV. COMPARACIÓN ESTADÍSTICA DE LOS PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE LOS BIOFILTROS 1 Y 2 DURANTE LA ETAPA DE ACLIMATACIÓN.....	IX
ANEXO V. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE SELECCIONADOS.....	X
ANEXO VI. RUTAS PROPUESTAS PARA LA OXIDACIÓN DE LOS COLORANTES....	XV
ANEXO VII. RESULTADOS ANALÍTICOS DE LA OPERACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO.....	XXI
ANEXO VIII. RESULTADOS DEL ENSAYO DE TOXICIDAD.....	XXXVI
ANEXO IX. COMPARACIÓN ESTADÍSTICA DE LOS PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y DE COLOR EN EL FOTO- REACTOR Y EN EL BF1.....	XXXVII

## GLOSARIO DE TÉRMINOS

**%Hi.** Porcentaje de humedad en la muestra inicial de material filtrante de las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad.

**BF.** Biofiltro

**BF1.** Biofiltro 1. Se denominó de esta manera al biofiltro que se inculó con lodo secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA.

**BF2.** Biofiltro 2. Se denominó de esta manera al biofiltro que se inculó con lodo sedimentado de un sistema de lodos activados que se usó para tratar agua con colorantes azo.

**CAS.** Servicio de Resúmenes Químicos (del inglés Chemical Abstract Service).

**CE.** Conductividad eléctrica.

**CE<sub>50</sub>.** Concentración efectiva media. Es la concentración de un compuesto tóxico que provoca una respuesta en el 50% de los organismos expuestos al compararla con el control.

**C.H.** Carga hidráulica volumétrica

**CNA.** Comisión Nacional del Agua (México).

**COD.** Carbono orgánico disuelto.

**DBO.** Demanda bioquímica de oxígeno.

**DL<sub>50</sub>.** Dosis letal media. Es la dosis de un compuesto tóxico que provoca la muerte en el 50% de los organismos expuestos.

**DL<sub>50,48h</sub>.** Dosis letal media de 48 horas. Es la dosis de un compuesto tóxico que provoca la muerte en el 50% de los organismos expuestos en un lapso de 48 h.

**DQO.** Demanda química de oxígeno.

**EPA.** Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (por sus siglas en inglés).

**GA.** Relación de masa de agua retenida por gramo de material filtrante (Ecuación II-3)

**g<sub>agua</sub>.** Masa de agua en las muestras de las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad (Ecuación II-3)

**$g_{MFseco}$** . Masa de material filtrante seco de las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad (Ecuación II-3)

**IMTA**. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (México).

**INEGI**. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (México).

**IUPAC**. Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (por sus siglas en inglés).

**L1**. Inóculo del biofiltro 1 proveniente de la purga del sedimentador secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA

**L2**. Inóculo del biofiltro 2 proveniente de la purga del sedimentador secundario de un sistema escala piloto de lodos activados que se usó para tratar agua con colorantes azo.

**MA**. Contenido de agua en la muestra inicial de material filtrante de las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad (Ecuación II-3).

**MF**. Medio filtrante.

**MMF**. Masa de medio filtrante (Ecuación II-1)

**MS**. Material filtrante seco (Ecuación II-3).

**NMP**. Número más probable.

**PAO**. Proceso avanzado de oxidación.

**PIB**. Producto interno bruto.

**PH**. Humedad promedio de las muestras finales de las pruebas de vaciado para la determinación de la porosidad del MF (Ecuación II-3).

**pH**. Potencial de hidrógeno. Es el inverso del logaritmo de la concentración de iones hidrógeno en una solución acuosa que indica el grado de acidez o basicidad de la misma en una escala del 1 al 14, en la que el valor de pH de 7 indica la neutralidad de la solución.

**PI**. Masa inicial de biofiltro con grava (Ecuación II-1).

**PT**. Masa total de biofiltro, con medio de soporte y medio filtrante (Ecuación II-1).

**PTAR**. Planta de tratamiento de aguas residuales.

**Q**. Caudal de alimentación del biofiltro.

**SDT**. Sólidos disueltos totales.

**SEMARNAT**. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.



**SST.** Sólidos suspendidos totales.

**SSV.** Sólidos suspendidos volátiles.

**TRH.** Tiempo de residencia hidráulica.

**U Pt-Co.** Unidades de la escala platino-cobalto. La unidad platino-cobalto es la que se produce al disolver un mg de platino/L en forma de ion cloroplatinato. Es usada para medir color aparente y/o verdadero en agua por comparación con una solución normalizada.

**UT.** Unidades de toxicidad. Se definen como el recíproco de la concentración del agua residual que causa un efecto al final del periodo de exposición:  $UT=100/CE_{50}$  (Metcalf y Eddy, 2003).

**UV-C.** Radiación electromagnética cuya longitud de onda está comprendida entre los 170 nm y los 290 nm (Metcalf y Eddy, 2003).

**V.** Volumen del biofiltro (Ecuación II-6).

**VA.** Volumen de agua acumulado en la tercera prueba de vaciado para determinación de la porosidad del material filtrante (Ecuación II-2).

**VAR.** Volumen de agua retenido en el biofiltro durante las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad (Ecuación II-5).

**VG.** Volumen de agua contenido en la capa de grava en el biofiltro durante las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad del material filtrante (Ecuación II-2).

**VM.** Volumen de agua contenido en el medio filtrante del biofiltro durante las pruebas de vaciado para determinación de la porosidad.

**V<sub>MF</sub>.** Volumen del medio filtrante (Ecuación 3-II).

**VR.** Volumen de agua real utilizado en las pruebas de vaciado para la determinación de la porosidad del material filtrante (Ecuación II-2).

**V<sub>t</sub>.** Volumen total de agua residual en tratamiento (Ecuación 3-III).

Caracteres griegos

**Δ.** Gradiente

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Resumen de descargas potenciales emitidas durante la fabricación de textiles.....	17
Tabla 1.2. Tecnologías usadas para decoloración.....	27
Tabla 3.1. Caracterización del efluente textil (Hernández, 2008).....	32
Tabla 3.2. Componentes del agua sintética.....	33
Tabla 3.3. Programa de seguimiento.....	45
Tabla 4.1. Demanda química de oxígeno del complejo de almidón comercial a diferentes concentraciones.....	46
Tabla 4.2. Componentes del agua residual sintética.....	46
Tabla 4.3. Parámetros fisicoquímicos de los colorantes (concentración 100 mg/L).....	47
Tabla 4.4. Parámetros fisicoquímicos de los colorantes (concentración 500 mg/L).....	47
Tabla 4.5. Respuesta de máxima absorbancia de la mezcla de colorantes a diferentes concentraciones.....	49
Tabla 4.6. Parámetros fisicoquímicos del agua residual sintética, ARS.....	50
Tabla 4.7. Respuesta de máxima absorbancia de la mezcla de colorantes a diferentes concentraciones.....	51
Tabla 4.8. Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la planta de tratamiento del IMTA, AR-PTAR.....	52
Tabla 4.9. Parámetros de operación del foto-reactor.....	53
Tabla 4.10. Densidad de los materiales de empaque.....	54
Tabla 4.11. Resultados de las pruebas de porosidad.....	54
Tabla 4.12. Contenido de sólidos en los inóculos.....	55
Tabla 4.13. Valores típicos de cargas hidráulicas para sistemas de biofiltración sobre cama de turba.....	56
Tabla 4.14. Parámetros de operación de los biofiltros.....	56
Tabla 4.15. Resultados del ensayo de toxicidad.....	70

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Diagrama de flujo de un proceso textil típico (EPA, 1997).....	18
Figura 1.2. Estructura del grupo cromóforo azo.....	20
Figura 3.1. Estructura química del Amarillo Ácido 36.....	33
Figura 3.2. Estructura química del Azul Directo 2.....	33
Figura 3.3. Estructura química del Negro Directo 38.....	34
Figura 3.4. Esquema del sistema de tratamiento: Foto-reactor-Biofiltro.....	36
Figura 3.5. Fotografía y esquema del foto-reactor.....	37
Figura 3.6. Esquema del biofiltro.....	39
Figura 3.7. Curva teórica de la determinación de espacios vacíos versus caudal.....	42
Figura 4.1. Espectro de absorción del colorante: a) Amarillo Ácido 36; b) Azul Directo 2 y c) Negro Directo 38.....	48
Figura 4.2. Espectro de absorción de la mezcla de colorantes.....	49
Figura 4.3. Espectro de absorción del agua residual sintética.....	51
Figura 4.4. Esquema del sistema de tratamiento con los puntos de muestreo indicados.....	57
Figura 4.5. Concentraciones de materia orgánica (medida como DQO) durante el periodo de aclimatación.....	58
Figura 4.6. Porcentajes de remoción de materia orgánica durante el periodo de aclimatación...	59
Figura 4.7. Color en unidades Pt-Co durante el periodo de aclimatación.....	59
Figura 4.8. Porcentaje de remoción de color en unidades de Pt-Co durante el periodo de aclimatación.....	60
Figura 4.9. Concentración de materia orgánica (medida como DQO) durante la experimentación.....	62
Figura 4.10. Porcentajes de remoción de materia orgánica (medida como DQO) del foto-reactor y BF1.....	63
Figura 4.11. Concentración de colorante durante la experimentación.....	63
Figura 4.12. Porcentajes de remoción de colorante en el foto-reactor y BF1.....	64
Figura 4.13. Seguimiento del color (escala Pt-Co).....	64
Figura 4.14. Eficiencias de remoción de color (escala Pt-Co).....	65
Figura 4.15. Comportamiento del pH en el influente y efluente del BF1.....	66
Figura 4.16. Comportamiento de la temperatura en el influente y efluente del BF1.....	66
Figura 4.17. Comportamiento de la conductividad eléctrica, CE, en el influente y efluente del BF1.....	67
Figura 4.18. Comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal.....	68
Figura 4.19. Comportamiento de la concentración de nitratos.....	68
Figura 4.20. Comportamiento de la concentración de nitrógeno total.....	69

## RESUMEN

Un agua residual sintética que contenía una mezcla de colorantes tipo azo y simulaba la composición de un agua residual proveniente de una industria textil fue tratada mediante un sistema integrado de oxidación avanzada-biofiltración. El proceso de oxidación avanzada utilizado fue foto-Fenton, para el cual se utilizó un reactor en lotes equipado con lámparas de mercurio de baja densidad que proporcionan principalmente radiación UV-C. En el foto-reactor se llevaba a cabo una oxidación parcial de los colorantes, hasta obtener una reducción en la concentración de color del 50%. El efluente del foto reactor era alimentado a un biofiltro empacado con una mezcla 1:1 de turba y trozos de madera de tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*). El biofiltro fue inoculado con lodo secundario de una planta de lodos activados. Se llevó a cabo una etapa de aclimatación de la biomasa de 65 días, durante la cual se alimentó una mezcla de agua residual municipal y el efluente del foto-reactor. En esta etapa se alcanzaron eficiencias de remoción de materia orgánica (medida como DQO) de aproximadamente 90% y de alrededor de 80% de remoción de color. Después del periodo de aclimatación se alimentó el biofiltro únicamente con el efluente del foto-reactor manteniendo una carga hidráulica volumétrica de  $0.7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  y un TRH de 2.1 d por un periodo de 186 días. En esta etapa se alcanzaron eficiencias de remoción de 90% de DQO y de 88% de color. Sin embargo, se presentaron problemas de inundación del lecho lo que llevó a caídas en las eficiencias de remoción. Al final de la experimentación se realizó un ensayo de toxicidad con la bacteria *Vibrio fischeri*, obteniendo como resultado que no se detectaba toxicidad con el efluente.

## ABSTRACT

A synthetic wastewater containing an azo dyes mixture, simulating an industrial effluent coming from a dyehouse was treated by an integrated system by an advanced oxidation reactor and a biofilter. The advanced oxidation process used the photo-Fenton reaction. It was a batch reactor equipped with low density mercury lamps to provide UV-C radiation. In the photo-reactor took place a partial oxidation of azo dyes to obtain a reduction in the color concentration of 50%. The photo-reactor effluent was fed into a biofilter packed with a 1:1 mixture of peat and *tabachin* (*Caesalpinia pulcherrima*) wood chips. The biofilter was inoculated with secondary sludge from an activated sludge plant. Acclimation of biomass took 65 days. During this stage a mixture of municipal wastewater and photo-reactor effluent was fed. Organic matter removal (measured as COD) was about 90% in this stage and color removal was around 80%. After acclimation period only photo-reactor effluent was fed to the biofilter, maintaining a hydraulic load of  $0.7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  and a hydraulic residence time of 2.1 d, during 186 days. At this stage, removal efficiencies reached were around 90% as COD and 88% as color. However, clogging problems on bed surface occurred, leading to removal efficiency decrease. At the end of the experimental stage, a toxicity essay was made using *Vibrio fischeri* bacteria. That resulted in a non detected toxicity of the biofilter effluent.

## 1. ANTECEDENTES

### 1.1. INTRODUCCIÓN

La industria textil es una de las más antiguas del mundo. Vestigios de telas que datan del año 5000 a.C., fueron encontrados en cavernas egipcias. En sus inicios la industria era principalmente familiar y doméstica. Fue hasta la primera parte del siglo XVI cuando se estableció la primera fábrica. Y no fue hasta la revolución industrial, en Inglaterra, en el siglo XVIII, que las máquinas de hilados y tejidos fueron inventadas.

En un amplio sentido, la industria textil consiste en establecimientos dedicados a transformar fibras naturales y sintéticas en hilos y estambres. Estos son luego convertidos en telas. Finalmente, las telas son teñidas y sometidas a operaciones de acabado (EPA, 1997).

La cadena productiva fibra-textil-vestido, integrada por los eslabones de fibras químicas, textiles y confección, representa una de las actividades manufacturera más importantes de México. En 2005, participó con el 1.1% del producto interno bruto (PIB) total y 6.3% del PIB manufacturero y contribuyó con el 15.6% del empleo en la industria manufacturera.

En el mismo año, en México se produjeron 361544 toneladas de fibras blandas para uso textil. De ellas, el 100% corresponde a fibras químicas, principalmente fibra acrílica, poliéster filamento textil, poliéster fibra corta y nylon filamento textil (INEGI, 2006).

Para el año 2003 sumaban 14 950 los establecimientos del sector textil y del vestido en México (INEGI, 2006). Para ese mismo año, el volumen de descarga de aguas residuales de la industria textil era de 64196 m<sup>3</sup>/día, lo que representa el 0.69% del volumen de descarga proveniente de usos industriales en el país (SEMARNAT-CNA, 2004).

Los colorantes presentes en el agua residual, junto con otros reactivos químicos residuales usados en el proceso e impurezas de la materia prima y otros materiales peligrosos del proceso de acabado, incluyendo alcohol polivinílico, almidones, surfactantes y pesticidas, han presentado problemas significativos en el tratamiento de agua residual.

Además del alto contenido orgánico, el agua residual textil presenta razones de DBO/DQO bajas ( $<0.1$ ) debido a la naturaleza difícilmente biodegradable de los colorantes. El efluente final de plantas de tratamiento de agua residual textil siempre presenta cierto grado de intensidad de color (Hao *et al.*, 2000). Aún cuando la normativa mexicana no regula la descarga de compuestos coloridos a cuerpos receptores, su eliminación es de gran importancia para la protección de los mismos, debido a la toxicidad de sus moléculas y a los efectos estéticos que el color causa (Moeller y Garzón, 2006).

En el proceso de teñido, hay cantidades significativas de colorante no utilizado desechadas en el agua residual que, sin un tratamiento adecuado, pueden ser estables y permanecer en el ambiente por un mayor tiempo; por ejemplo, la vida media del Azul Reactivo 19 hidrolizado es de cerca de 46 años a un pH de 7 y 25°C (Webber y Stickney, 1993).

Se han usado diferentes procesos para la remoción de color en el tratamiento de agua residual textil. Estos comúnmente incluyen esquemas físicos, químicos, eléctricos y/o biológicos. Cada proceso tiene sus propias limitaciones en términos de costo, factibilidad, practicidad, confiabilidad, estabilidad, impacto ambiental, producción de lodos, dificultad operacional, requerimientos de pretratamiento, grado de remoción orgánica y subproductos tóxicos potenciales. Asimismo, con el uso de un solo proceso puede no alcanzarse la decoloración completa del agua residual y la degradación de los compuestos coloridos (Hao *et al.*, 2000).

En esta investigación se evaluó una alternativa de tratamiento para la decoloración mediante la degradación de los compuestos presentes en un agua residual textil previamente tratada con la técnica fotoquímica denominada foto-Fenton, utilizando un sistema biológico de biofiltración sobre un lecho orgánico.

## 1.2. LA INDUSTRIA TEXTIL

La industria textil se compone de un grupo de establecimientos diverso y fragmentado que producen y/o procesan productos relacionados con los textiles (fibra, hilo, tela) para convertirlos en ropa, suministros para el hogar y productos industriales. Los establecimientos textiles reciben y preparan las fibras; transforman las fibras en hilo, estambre o hilaza, convierten el hilo en tela o productos relacionados; tiñen y dan un acabado a estos materiales, todo esto en varias etapas de producción. El proceso de convertir materias primas en productos terminados es complejo. La Figura 1.1 muestra un diagrama de flujo de un proceso textil típico (EPA, 1997).

Una parte de gran relevancia dentro del proceso textil es el proceso de acabado, ya que las telas y tejidos no pueden ser procesados para producir ropa y otros artículos hasta que han pasado por varias etapas que mejoran su apariencia, durabilidad y funcionalidad. En este proceso se convierten los productos “grises” en productos terminados. Para su simplificación, el proceso se divide en 4 etapas: preparación de la tela, teñido, estampado y acabado. En estas etapas se tratan los productos en baños químicos y comúnmente se requieren etapas adicionales de lavado, enjuagado y secado, por lo que se generan volúmenes relativamente grandes de agua residual. Estos efluentes líquidos contienen diversos contaminantes que deben ser tratados antes de disponerlos. En términos de generación de residuos e impacto ambiental, el proceso de acabado es la operación textil más significativa (EPA, 1997).

Los colorantes presentes en el agua residual, junto con otros reactivos químicos residuales usados en el proceso e impurezas de la materia prima y otros materiales peligrosos del proceso de acabado, incluyendo alcohol polivinílico, almidones, surfactantes y pesticidas, han presentado problemas significativos en el tratamiento del agua residual (Hao *et al.*, 2000). La Tabla 1.1 resume las potenciales descargas de agua residual en un proceso textil típico (EPA, 1997).

**Tabla 1.1.** Resumen de descargas potenciales emitidas durante la fabricación de textiles

<b>Proceso</b>	<b>Agua residual</b>
Cortado en tiras	DBO, DQO, metales, agua de lavado
Desaprestado	DBO, lubricantes, biocidas, compuestos para prevenir la estática
Lavado	Residuos de desinfectantes e insecticidas, detergentes, NaOH, aceites, grasas, pectinas, cera, lubricantes, solventes gastados
Blanqueado	Peróxido de hidrógeno, silicato de sodio o estabilizador orgánico, pH alto
Mercerizado	Alto pH, NaOH
Teñido	Metales, sal, surfactantes, compuestos tóxicos, compuestos orgánicos asistentes del proceso, materiales catiónicos, color, DBO, DQO, sulfuros, acidez/alcalinidad, solventes gastados
Estampado	Sólidos suspendidos, urea, solventes, color, metales, calor, DBO, espuma
Acabado	DBO, DQO, sólidos suspendidos, tóxicos, solventes gastados

Fuente original: Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry, EPA, Office of Research and Development, 1995; ATMI Comments on draft document, 1997b

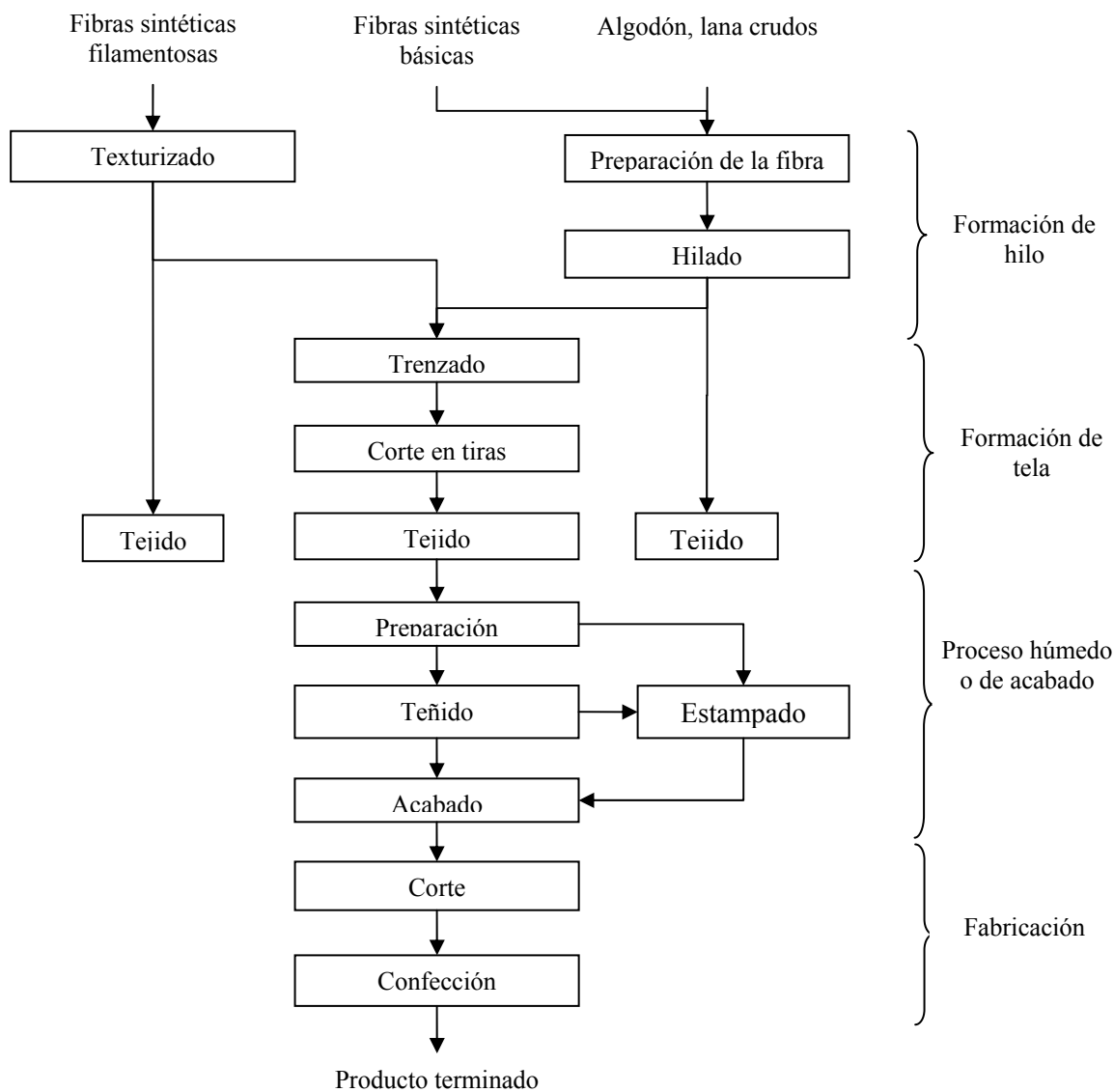
### 1.3. COLORANTES

Los colorantes y pigmentos son materiales altamente coloridos usados en cantidades relativamente pequeñas para impartir color a los materiales textiles con propósitos estéticos o funcionales (EPA, 1996).

Las moléculas de colorante contienen en su estructura uno o más grupos cromóforos (grupos de átomos con enlaces insaturados que dan color a la molécula). Entre los 12 cromóforos diferentes, los compuestos azo (fenilazobenceno) y la antraquinona son las unidades principales. El color de un colorante y su intensidad pueden ser modificados por la introducción de auxocromos en la molécula (Hao *et al.*, 2000).

Los colorantes usados en la industria textil son en su mayor parte sintéticos y se derivan del alquitrán de carbón y de intermediarios del petróleo (EPA, 1996). Hay más de 100 000 colorantes sintéticos disponibles comercialmente y los colorantes azo representan el 65% de todos los colorantes sintéticos producidos anualmente en el mundo (Keck *et al.*, 1997).





**Figura 1.1.** Diagrama de flujo de un proceso textil típico (EPA, 1997)

Una característica básica de los colorantes es su afinidad por las fibras a las que puede aplicarse, ya que dentro del proceso textil, en la etapa de teñido, se busca lograr el agotamiento y la fijación del colorante máximos a fin de minimizar el remanente de colorante no fijado en la etapa de lavado, de tal forma que si el colorante presenta una baja afinidad por la fibra el agotamiento se reduce y el agua residual tendrá una mayor concentración de color (EPA, 1996).

### 1.3.1. CLASIFICACIÓN DE COLORANTES

Las clases de colorantes comúnmente usados en la industria textil incluyen ácidos, básicos, directos, dispersos, mordentes, reactivos, sulfurados, azoicos y colorantes de tina. Una descripción breve de los colorantes ácidos y directos se presenta a continuación, por ser los tipos de colorantes usados en este proyecto.

Colorantes ácidos: son colorantes aniónicos solubles en agua con diferentes grupos cromóforos sustituidos con grupos funcionales ácidos, como nitro, carboxílico y sulfónico.

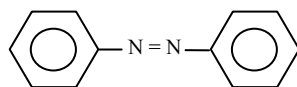
Colorantes directos: son sales del ácido sulfónico de colorantes azo altamente solubles en agua (Hao *et al.*, 2000). Pueden colorear la tela directamente sin la ayuda de un agente fijador, son los más simples de aplicar y los más baratos en costos iniciales y de operación, aunque tienen limitaciones en cuanto a la durabilidad (Corbman, 1975).

### ÍNDICE DE COLOR

El número de índice de color (color index, CI) es usado para la clasificación de colorantes. Una vez que la estructura química del colorante es conocida, se le asigna un número de índice de color de cinco dígitos. A cada colorante se le da un nombre genérico, la primera palabra es la clasificación del colorante, la segunda es el tono o matiz del colorante. Por ejemplo, CI Amarillo Ácido 36 (CI 13065) es un colorante amarillo del tipo ácido. Adicionalmente, una mezcla de colorantes puede componerse de muchos colorantes, por ejemplo: Azul Marino 106 se compone de tres colorantes reactivos azo: Negro Reactivo 5, Rojo Reactivo 198 y Amarillo Oro 3 (Hao *et al.*, 2000).

### 1.3.2. COLORANTES AZO

Los colorantes azo se caracterizan por el doble enlace nitrógeno a nitrógeno (Figura 1.2). Representan más del 70% de los colorantes textiles producidos, y este grupo cromóforo es el más común de los colorantes reactivos (Carliell *et al.*, 1995).



Fenilazobenceno

**Figura 1.2.** Estructura del grupo cromóforo azo

Son colorantes sintéticos y pueden contener uno o más grupos azo ( $-N=N-$ ). El color de los colorantes azo se debe al enlace azo, los auxocromos asociados y un sistema de dobles enlaces conjugados (hidrocarburo aromático) (Li y Bishop, 2004).

Cuando se trata una amina aromática primaria, disuelta o suspendida en un ácido mineral acuoso con nitrito de sodio, se genera una sal de diazonio ( $Ar-N\equiv N:^+X^-$ ), la cual por medio de una reacción de copulación reacciona con ciertos compuestos aromáticos para producir los llamados azocompuestos (de fórmula general  $Ar-N=N-Ar'$ ). Estas sustancias se encuentran intensamente coloreadas y debido a esta característica son de enorme importancia como colorantes (Morrison y Boyd, 1990).

Los colorantes azoicos también se conocen como colorantes naftol y son usados en su mayoría en fibras celulósicas (particularmente algodón), aunque pueden ser aplicados a otras fibras como: rayón, acetato de celulosa, lino yute, cáñamo y, algunas veces, al poliéster (EPA, 1996).

Debido a la complejidad de los nombres químicos, los colorantes azo son raramente referidos únicamente a la nomenclatura de la IUPAC o de CAS. La literatura técnica ha adoptado ambas clasificaciones, por la constitución química y por el color. Todo colorante azo comercialmente es identificado por el sistema de índice de color (Colour Index). En el sistema de índice de color, los colorantes azo se proveen con los números desde 11,000 a 39,999 que corresponden a la clase química siguiente: Mono azo (11,000 – 19,999), Diazo (20,000 – 29,999), Triazo (30,000 – 34,999), Poliazos (35,000 – 36,999), Azoico (37,000-39,999) (Ollgaard, 1998).

### 1.3.3. PROBLEMÁTICA DE LOS COLORANTES

En los procesos típicos de teñido y estampado de 50 a 100% del color se fija a la fibra, el resto es desechado en forma de baños gastados de colorante o en el agua residual de operaciones subsecuentes de lavado.

Como ya se mencionó, cuando estos efluentes se descargan a cuerpos receptores representan más de un problema para el ambiente. Esa problemática va desde cuestiones estéticas hasta problemas de toxicidad para la vida acuática.

Debido a que el color puede interferir con la transmisión de luz en los cuerpos receptores, altas dosis de color pueden interrumpir la fotosíntesis y la vida acuática. (EPA, 1996)

Además de la posibilidad de impactos al medio ambiente, los colorantes debido a su complicada estructura, tienen una la relación porcentual DBO/DQO baja, indicando la naturaleza no biodegradable de estos compuestos, lo cual complica el tratamiento de las aguas residuales (Hao *et al.*, 2000). Por ejemplo, la relación porcentual DBO<sub>30</sub>/DQO de ocho colorantes oscilan entre 1 y 25%, con un promedio de 10%, con un ligero cambio de color después de 30 días de incubación (Porter y Snider, 1976).

Por otro lado, los colorantes contienen metales como níquel, cromo, mercurio y cobalto. En algunos colorantes, los metales son parte de la molécula; sin embargo, la mayoría está presente como impurezas. Estos metales son difíciles de remover del agua residual y pueden pasar a través del sistema de tratamiento o pasar al lodo residual (EPA, 1996). Los metales liberados durante la etapa de decoloración pueden generar problemas inhibitorios si el residuo es sometido a tratamiento biológico (Hao *et al.*, 2000).

Además de esto, muchos colorantes textiles han sido investigados y se ha encontrado que son carcinógenos (Horning, 1981). Estudios de los colorantes han revelado que la carcinogenicidad está vinculada a tipos específicos de intermediarios de los colorantes o metabolitos, como las bencidinas.

Whaley (1984) examinó muchos colorantes para encontrar evidencia de su naturaleza peligrosa, basado en su estructura molecular. De 1460 colorantes examinados, se encontraron las estructuras de 585 colorantes, aproximadamente el 40% del total. Con base en la evaluación de los posibles productos de degradación, se predijo que 55% de esos colorantes conocidos eran peligrosos y 13% inciertos en términos de seguridad.

De acuerdo con estudios de toxicidad realizados para algunos colorantes empleando el alga verde unicelular, *Selenastrum capricornutum* y para el pez de cabeza grande, *Pimephales promelas*, se encontró que, en general, los colorantes catiónicos fueron más tóxicos, los colorantes ácidos aniónicos los siguientes y los colorantes directos son los menos tóxicos. Para *Ceriodaphnia dubia*, se reportaron valores menores de  $DL_{50}$  (dosis letal para el 50% de los organismos expuestos) para Amarillo solvente 1 a 0.07 mg/L y Amarillo solvente 7 a 0.9 mg/L (DiGiano *et al.*, 1992), dos colorantes identificados en el agua residual de una planta de manufactura de colorante. La toxicidad del colorante Naranja Ácido 7 a microorganismos nitrificantes está entre aquellos compuestos altamente tóxicos (fenólicos y metales) y otros compuestos orgánicos (p. ej. formalina) (He y Bishop, 1994). La concentración efectiva 50 ( $CE_{50}$ ) para Azul Ácido 40 empleando lodos activados se encontró que era de 28 mg/L (Ledakowicz y Gonera, 1999).

En un estudio sobre la toxicidad de dos colorantes de xanteno a la *Daphnia pulex*, Walthall y Stark (1999) reportaron los valores de  $DL_{50,48h}$  de 337 y 0.42 mg/L para sal de fluoresceína y ploxina B, respectivamente. La presencia de estos dos colorantes muestra un efecto sinérgico. Sin embargo, el rápido rompimiento de la ploxina B indica un mínimo efecto en poblaciones silvestres (Walthall y Stark, 1999). El efluente textil tratado por medio de lodos activados muestra una toxicidad similar hacia la *Daphnia magna* ( $DL_{50, 48h}$  = 4 a 8%), si se compara con el desecho textil sin tratar (Moran y Howell, 1997). El hecho de que el tratamiento de lodos activados no reduzca la toxicidad del residuo textil se debe probablemente a los compuestos no biodegradables. Por otro lado, la toxicidad de otro efluente textil de una unidad de lodos activados no es detectada usando la técnica Microtox cuando se compara con la toxicidad del efluente arriba de 9 unidades de toxicidad (Hao *et al.*, 1996). Así, las especies probadas y las condiciones experimentales son parámetros

importantes para determinar la toxicidad de agua residual industrial colorida (Hao *et al.*, 2000).

#### 1.4. PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA (FOTO-FENTON)

Los procesos de oxidación avanzada (PAO) son usados para oxidar constituyentes orgánicos complejos encontrados en agua residual que son difíciles de degradar biológicamente a compuestos finales más simples. En muchos casos, la oxidación parcial es suficiente para volver compuestos específicos más susceptibles para un tratamiento biológico subsecuente o para reducir su toxicidad (Metcalf y Eddy, 2003).

Recientemente, muchos PAO han sido evaluados para la decoloración de aguas residuales. En general, el principal objetivo de estos procesos es incrementar la biodegradabilidad de contaminantes refractarios y aguas residuales (Medley y Stover, 1983; Gilbert, 1987; Takahashi *et al.*, 1994; Stockinger *et al.*, 1996).

Los procesos tipo PAO están esencialmente basados en la generación de especies radicales altamente reactivas, específicamente el radical hidroxilo (HO•), para reaccionar con las moléculas de colorante (Hao *et al.*, 2000).

Entre las reacciones que producen HO• se incluyen las reacciones de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y UV con reactivo de Fenton (Hao *et al.*, 2000).

Cuando se mezclan el Fe (II) y el peróxido de hidrógeno, el Fe (II) reacciona con el peróxido de hidrógeno para formar Fe (III), un radical hidroxilo y un anión hidróxido. Si el radical hidroxilo no reacciona con alguna especie orgánica que pueda reaccionar con él, otro Fe (II) reaccionará con él para formar otro Fe (III) y otro anión hidróxido (Moeller y Garzón, 2006):



Cuando el proceso se complementa con luz ultravioleta (UV), luz visible (VIS) o luz ultravioleta-visible (UV-VIS) se denomina foto-Fenton. Entre las ventajas del proceso foto-Fenton en comparación con Fenton se tiene que la tasa de degradación se incrementa significativamente (Malato *et al.*, 2002).

Bajo la irradiación de luz ( $h\nu$ ), el  $\text{Fe}^{3+}$  es continuamente reducido a  $\text{Fe}^{2+}$  y la reacción Fenton inicia nuevamente con la participación del  $\text{Fe}^{2+}$  fotogenerado (Litter *et al.*, 2002).

## 1.5. BIOFILTROS

La “filtración” biológica (o “filtración” lenta) se consigue al hacer circular el agua cruda a través de un manto poroso. Durante el proceso, las impurezas del agua entran en contacto con la superficie de las partículas del medio filtrante y son retenidas, desarrollándose adicionalmente procesos de degradación química y biológica que reducen a la materia retenida a formas más simples, las cuales son llevadas en solución o permanecen como material inerte hasta su subsecuente retiro o limpieza (CEPIS, 1992).

Una de sus desventajas es que llega a su saturación o término de su vida útil en lapsos relativamente cortos (Couillard, 1994).

### 1.5.1. BIOFILTROS CON EMPAQUE ORGÁNICO

La nueva tecnología conocida como biofiltración sobre cama orgánica incluye principios de un filtro percolador y de un biofiltro tradicional para compuestos orgánicos volátiles conocidos como “olores”. El primero es un reactor de película fija empacado con un medio que consiste en material inerte, éste puede ser de origen natural como las rocas o de origen sintético como materiales cerámicos o poliméricos. El agua residual se distribuye sobre la capa de material inerte y se percola para ser recolectada debajo del filtro (Bitton, 1994). Por su parte, el biofiltro para “olores” consiste en una columna de materia orgánica humedecida a través de la cual se hacen pasar los contaminantes del aire a un medio líquido y sobre el soporte orgánico, crecen microorganismos que metabolizan estos contaminantes.

Esta relativamente nueva tecnología está constituida por una cama de materia orgánica que sirve como un filtro natural de muy alta porosidad, con propiedades de adsorción y absorción. El medio filtrante (MF) retiene los contaminantes contenidos en el agua residual principalmente por procesos físicos y químicos propios de un filtro. Por otro lado, el MF también sirve de soporte para el desarrollo de importantes poblaciones de microorganismos que degradan los contaminantes retenidos en el filtro, descomponiéndolos gradualmente en agua, bióxido de carbono y sales relativamente inocuas, tales como sulfatos, nitratos y fosfatos (proceso de mineralización), lo que a la vez permite la regeneración de la capacidad de filtración y de depuración del sistema. Esto se logra estableciendo un equilibrio entre la tasa de eliminación de contaminantes y el incremento de las poblaciones de microbianas, razón por la cual esta tecnología emplea caudales bajos y TRH elevados. Se trata entonces de un biofiltro percolador en el cual se lleva a cabo una infiltración muy lenta sobre material orgánico con gran capacidad de adsorción que permite establecer un equilibrio entre la carga de contaminantes y el desarrollo de diferentes poblaciones de microorganismos dentro del biofiltro. Esta tecnología es actualmente empleada a nivel industrial en Canadá y Francia para el tratamiento de diferentes tipos de aguas principalmente agroindustriales. En México esta nueva tecnología se encuentra en fase experimental (Garzón-Zuñiga, 2004).

Couillard (1994) llevó a cabo una revisión minuciosa de la literatura respecto a reactores de lecho empacado con medios orgánicos y concluyó que los lechos de turba tienen algunas desventajas, como alta DQO y bajo pH en el efluente pero que, a pesar de ello, la calidad del efluente satisface los criterios de descarga en la mayoría de los cuerpos receptores, a un costo mucho menor que la mayoría de los procesos. Sin embargo, su baja tasa de carga hidráulica los hace, hasta el momento, sólo aplicables para flujos pequeños.

Estudios de campo y a escala de laboratorio han demostrado un buen desempeño del medio orgánico (Garzón-Zuñiga, 2004; Lens *et al.*, 1994; Talbot *et al.*, 1996) y es probable que serán más frecuentemente usados en el futuro.



### 1.5.2. BIOPELÍCULA

Algunos microorganismos tienen la capacidad de crecer sobre superficies, ellos tienden a adherirse a la superficie debido a razones como la disponibilidad de sustrato, protección de un ambiente adverso e interacción de fuerzas físicas como atracción adsorción y adhesión (Senthilnathan y Ganczarczyk, 1990). Los mecanismos de fijación dependerán del tipo de bacterias y del tipo de superficie disponible para que colonicen.

### 1.6. DEGRADACIÓN DE COLORANTES

Hay una clara diferencia entre los términos decoloración, degradación y mineralización (C orgánico a CO<sub>2</sub>) aplicados a los colorantes. La decoloración es simplemente la desaparición del color sin el verdadero rompimiento de las moléculas complejas de colorante. La adición de una solución blanqueadora puede decolorar el agua, pero el agua incolora continúa teniendo compuestos orgánicos y puede ser más tóxica que el agua residual original. Así, la desaparición de color en el agua residual no significa la degradación de las moléculas orgánicas de colorante. La mayoría de las veces, la decoloración ocurre cuando en enlace cromóforo se rompe, pero los principales fragmentos de la molécula original permanecen intactos (Hao *et al.*; 2000).

Los procesos listados en la Tabla 1.2 incluyen casi todas las unidades conocidas de tratamiento de agua residual. Algunos procesos, como las técnicas electroquímicas y extracción de par iónico, son relativamente nuevas para tratamiento de residuo textil, mientras que otros han sido utilizados en la industria por mucho tiempo (Hao *et al.*, 2000).

Aun cuando algunos procesos han reportado una decoloración exitosa de un agua residual en particular, el mismo proceso puede no ser aplicable para otros tipos de agua residual colorida (Balcioğlu y Arslan, 2001; Kuo, 1992; Lin y Lin 1993; Steenken-Richter y Kermer 1992).

En muchas fábricas textiles se usan procesos de lodos activados combinados con procesos de coagulación química; sin embargo, las eficiencias suelen ser bajas. Para un agua sintética que contiene el colorante reactivo R94H se reportan eficiencias de remoción de DQO y color de 33% y 86%, respectivamente, utilizando sulfato ferroso como coagulante, lo cual indica que la coagulación ferrosa tiene una buena remoción de color pero una pobre remoción de DQO. Además si se sobre dosifica el sulfato ferroso pueden formarse compuestos complejos que producen color, como iones disueltos de hierro y/o complejos orgánicos del hierro (Kang y Chang, 1997).

**Tabla 1.2.** Tecnologías usadas para decoloración

<b>Tipos</b>	<b>Procesos</b>	<b>Ejemplos</b>
Físicas	Membranas	Nanofiltración
	Flotación	Electroflotación
Electroquímicas	Oxido/reducción	Electro-coagulación, electro-oxidación, electro-flotación
Químicas	Coagulación/precipitación	Hierro/aluminio/cal con o sin polímeros
	Cloración/ozonación	Cl <sub>2</sub> , NaOCl, ozono
	Adsorción	Carbón y otros materiales de bajo costo (p.ej. corteza de teca, cascarilla de arroz, residuo de algodón, sílice).
	Oxidación húmeda	Altas temperaturas y presiones
	Oxidación con reactivo Fenton	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe(II)
	Reducción	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub>
	Intercambio iónico	Resina de intercambio aniónico
	Extracción de par iónico	Aminas que reaccionan con grupos sulfónicos forman pares hidrofóbicos de iones y estos son acumulados en un medio orgánico.
Fotocatalíticas	UV;H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	UV/ H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , UV/O <sub>3</sub> , UV/TiO <sub>2</sub>
Biológicas	Anaerobio/aerobio/anóxico	Lodos activados, hongos

(Hao *et al.*, 2000)

La combinación de hierro (II) con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tiene dos funciones: oxidación de las moléculas de colorante por el radical hidroxilo y coagulación por iones de hierro. La dosis química depende en gran parte de la resistencia del residuo y del pH de la solución. Una dosis de hasta 80000 mg/L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ha sido usada para oxidación Fenton [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y Fe(II)] de un residuo de un pigmento con una proporción de Fe<sup>2+</sup>/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 0.05 (Park *et al.*, 1999). La adición de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (20 a 100 mg/L) a la etapa de floculación de sulfato ferroso (60 mg/L) con

un floculante orgánico mejoró la decoloración de 12 colorantes reactivos (Hickman, 1993). Kang y Chang (1997) también reportan mejores remociones de color y DQO con reactivo Fenton o con preoxidación con  $\text{H}_2\text{O}_2$ , seguida por coagulación ferrosa, comparadas con coagulación ferrosa convencional. Con la formación de Fe(III) y sus complejos, el proceso Fenton es capaz de precipitar los solutos disueltos (Lin y Lo, 1997; Lin y Peng, 1995; Kuo, 1992). La coagulación inmediatamente después de la oxidación Fenton acortaría el tiempo de sedimentación de los flóculos, además de reducir color y DQO, y reducir la concentración de hierro en el efluente (Lin y Lo, 1997). Desafortunadamente, una gran cantidad de lodo generado presenta problemas de disposición.

En el tratamiento de un efluente real de una industria textil con el reactivo de Fenton se obtuvieron remociones de 79% de DQO y 96% de color, aplicando dosis de 200 mg/L de  $\text{Fe}^{2+}$  y 200 mg/L de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Kang y Chang, 1997).

Usando energía solar para promover el proceso de oxidación avanzado Fenton, la cinética de reacción aumentó casi al doble, comparado con la reacción Fenton en ausencia de luz, en la decoloración de Negro Directo 38. Con foto-Fenton conducido con energía solar, se alcanzó una decoloración del 90%, usando 1mM de  $\text{Fe}^{2+}$  y 50 mM de  $\text{H}_2\text{O}_2$  con solo 12 kJ/L. Cuando se probaron estas condiciones para agua residual real, conteniendo el mismo colorante, se obtuvo 56% de remoción de color y después de 16 kJ/L se eliminó casi 63% de material orgánica encontrada inicialmente en el efluente (medida como DQO) (Bandala *et al.*, 2008). Chacón *et al.* (2006) también reportan una mejoría en el proceso de degradación del colorante Naranja Ácido 24 por el uso de energía solar en la reacción de foto Fenton.

Un agua sintética con el colorante Azul Directo 2 con una concentración inicial de 500 mg/L fue tratada en un biofiltro aerobio empacado con una mezcla de turba modificada (inoculada con el hongo *Pleurotus ostreatus*) y viruta de madera obteniendo eficiencias de remoción de color de 50 a 70% (Alatorre y Moeller, 2006).

El tratamiento efectivo de un agua residual industrial en particular, dadas las limitaciones económicas o de contenido de sustancias tóxicas y/o no biodegradables, puede requerir una

combinación de PAO y procesos biológicos a fin de explotar sus cualidades individuales y así alcanzar la calidad del agua deseada dentro de límites económicos razonables (Scott y Ollis, 1995, Marco *et al.*, 1997).

En el caso particular de los efluentes textiles y tóxicos, debe considerarse tanto la remoción de color como la reducción de compuestos orgánicos. Con este objetivo diversos procesos han sido combinados (Hao *et al.*, 2000).

La etapa de pretratamiento es esencial para hacer al efluente más apto para un subsecuente tratamiento aerobio. Por ejemplo, el grado de inhibición para un colorante sintético en un sistema de lodos activados ha sido reducido de un 47 a un 10% después de un pretratamiento químico con  $O_3/UV$  u  $O_3/H_2O_2/UV$  (Ledakowicz y Gonera, 1999).

Un aspecto importante de la combinación de procesos químico-biológico/químico es la necesidad de conocer la dosis óptima de químicos, no solo para minimizar costos y maximizar la remoción de color sino también para reducir la cantidad de subproductos tóxicos. Esto puede hacerse evaluando el efecto de la dosis en el grado de inhibición de sistemas biológicos (Ledakowicz y Gonera, 1999), usando un modelo aproximado para correlacionar la dosis de  $H_2O_2$  y velocidad de remoción de colorante (Ince, 1999) o usando la ecuación de Nernst para controlar la dosis de  $NaClO$  (Chang *et al.*, 1996).

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GENERAL

Decolorar un efluente sintético que simula agua residual de la industria textil previamente tratado por el proceso avanzado de oxidación (PAO) foto-Fenton, mediante un sistema biológico de biofiltración, reduciendo a la vez la carga orgánica y la toxicidad.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Evaluar la factibilidad del uso de un sistema integrado de PAO-biológico para el tratamiento de una mezcla de colorantes puros.

Determinar la reducción de toxicidad que se logra con la degradación química-bioquímica de una mezcla de colorantes puros.

Comparar las remociones de color y materia orgánica del PAO y el biofiltro.

### 2.3. PLANTEAMIENTO

Al tratar un efluente de la industria textil por el proceso Foto-Fenton hasta obtener una decoloración del 50% es posible obtener un efluente más fácilmente biodegradable, de tal forma que puede ser tratado en un sistema de biofiltración sobre cama orgánica para lograr la degradación de los subproductos generados en la etapa previa de oxidación química, obteniendo un efluente final que presente bajas concentraciones de materia orgánica y color, así como una baja toxicidad.

### 2.4. ALCANCES

Operar un modelo en secuencia PAO-biofiltro, del cual el proceso de foto-Fenton no será evaluado sino que únicamente se empleará su efluente con las condiciones de reacción que reportan Chacón *et al.* (2007).

Evaluar y comparar la remoción de color y materia orgánica de las dos etapas de la secuencia de tratamiento para un agua residual sintética que simule un efluente real de la industria textil.

Operar el sistema de biofiltración con una carga orgánica de  $0.56 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  y una carga hidráulica volumétrica de  $0.7 \text{ m}^3\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ .

### 3. METODOLOGÍA

#### 3.1. COMPOSICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL

El agua residual que se sometió a tratamiento fue un agua residual sintética que simulaba la caracterización de un agua residual real de la industria textil, considerando los parámetros determinados tras realizar el muestreo y análisis en 7 empresas textiles ubicadas en la zona industrial de la ciudad de Puebla, cuyas características se presentan en la Tabla 3.1. Dicha caracterización fue realizada como parte de otro trabajo de tesis de maestría de la UNAM Campus Morelos (Hernández, 2008).

Para la preparación del agua se utilizó una mezcla de tres colorantes azo comúnmente usados en esta industria. Para lograr las concentraciones de nitrógeno, fósforo y cloruros de la caracterización del agua residual real, previamente reportados (Tabla 3.1), se utilizaron almidón, fosfato de amonio monoácido y cloruro de sodio, respectivamente (Tabla 3.2).

##### 3.1.1. SELECCIÓN DE LOS COLORANTES

La selección de colorantes se realizó considerando su estructura (monoazo, diazo y triazo), su uso y mercado, además de la facilidad para conseguir el producto. Teniendo en cuenta lo anterior se seleccionaron los colorantes: Amarillo Ácido 36, Azul Directo 2 y Negro Directo 38. Su clasificación y estructura, de acuerdo con el “Color index” de la Asociación Americana de Químicos del Color y Textiles (The Society of Dyers and Colourists) es la siguiente:

Amarillo Ácido 36

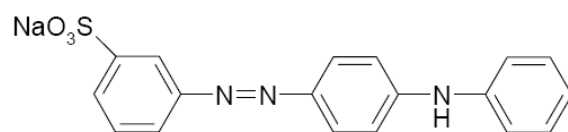
Clasificación: Monoazo

Usos: Se utiliza para el teñido de guantes de carnaza, en equipos de seguridad como delantales de plástico, en el teñido de pieles, como cinturones, zapatos etc. Algunos usos no textiles son: en el teñido de papel. La estructura química se muestra en la Figura 3.1.

**Tabla 3.1.** Caracterización del efluente textil (Hernández, 2008)

Parámetro	Concentración	Límite máximo permitido*	Unidades
DBO	451.16	75	mg/L
DBO soluble	149.30	N.A.	mg/L
DQO	1,393.63	N.A.	mg/L
DQO soluble	361.73	N.A.	mg/L
Grasas y aceites	44.24	15	mg/L
SST	970.05	75	mg/L
SDT	2,298.00	N.A.	mg/L
Color aparente	382.86	N.A.	U Pt/Co
Color verdadero	77.14	N.A.	U Pt/Co
Fenoles	0.04	N.A.	mg/L
N-total	37.05	40	mg/L
N-NH <sub>4</sub>	26.62	N.A.	mg/L
N-nitratos	1.63	N.A.	mg/L
N-nitritos	0.04	N.A.	mg/L
P-total	7.21	20	mg/L
P-orgánico	3.21	N.A.	mg/L
P-orto	2.19	N.A.	mg/L
P-total disuelto	2.34	N.A.	mg/L
Sulfuros	20.34	N.A.	mg/L
Cloruros	338.04	N.A.	mg/L
Cloro residual	0.21	N.A.	mg/L
Cianuros	0.014	1	mg/L
Arsénico	8.86 x 10 <sup>-4</sup>	0.1	mg/L
Cadmio	7.14 x 10 <sup>-3</sup>	0.1	mg/L
Cobre	0.04	4	mg/L
Cromo	0.00	0.5	mg/L
Níquel	8.57 x 10 <sup>-3</sup>	2	mg/L
Plomo	0.02	0.2	mg/L
Zinc	0.10	10	mg/L
Aluminio	1.20	N.A.	mg/L
Fierro	1.28	N.A.	mg/L
Manganeso	0.96	N.A.	mg/L
Plata	0.00	N.A.	mg/L
Toxicidad <i>Vibrio fischeri</i>	9.49	N.A.	Unidades de toxicidad
Toxicidad <i>Vibrio fischeri</i>	22.00	N.A.	CE <sub>50</sub>
pH	8.33	5-10	-
Conductividad eléctrica	4023.19	N.A.	µS/cm
Alcalinidad total CaCO <sub>3</sub>	956.65	N.A.	mg/L
Oxígeno disuelto	1.38	N.A.	mg/L
Coliformes fecales	3.47 x 10 <sup>5</sup>	1000	NMP/100 mL

\*NOM-001-SEMARNAT-1996. Descarga a cuerpos receptores tipo B (según la Ley Federal de Derechos), que son todos los estuarios y humedales naturales y todos los embalses naturales o artificiales, a excepción de los que se clasifican como tipo C. Y todos los cuerpos receptores especificados en el artículo 278-A de la Ley Federal de Derechos (DOF, 1981).



**Figura 3.1.** Estructura química del Amarillo Ácido 36

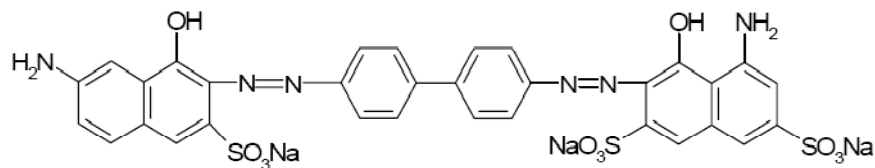
**Tabla 3.2.** Componentes del agua sintética

Sustancia	Concentración	Unidades
Almidón	790.3	mg/L
Fosfato de amonio monoácido	62.25	mg/L
NaCl	560.18	mg/L
Colorantes (combinación)	100	mg/L

Azul Directo 2

Clasificación: Diazo

Usos: Se utiliza en el teñido de algodón y mezclillas. Usos no textiles: teñido de papel. La estructura química se presenta en la Figura 3.2.



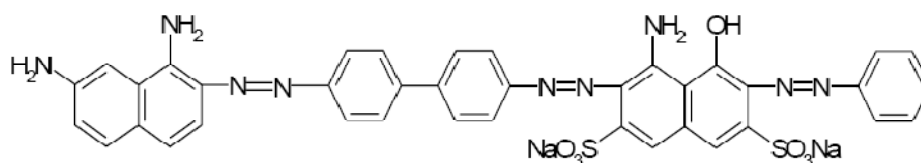
**Figura 3.2.** Estructura química del Azul Directo 2

Negro Directo 38

Clasificación: Triazo

Usos: Se utiliza en el teñido de pieles y de algodón. Usos no textiles: tintas acuosas, plásticos. En la Figura 3.3 puede verse la estructura del Negro Directo 38.





**Figura 3.3.** Estructura química del Negro Directo 38

Además de las razones previamente mencionadas, se propuso el uso de esta combinación de colorantes debido a que la experimentación para obtener las dosis óptimas de reactivos del pretratamiento por foto-Fenton está fuera del alcance de este trabajo. Chacón *et al.* (2007) realizaron pruebas en las instalaciones del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, para obtener las dosis óptimas de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{Fe}^{2+}$  para tratar una solución de concentración de 100 mg/L de la mezcla de colorantes que se utilizó en este proyecto. Las dosis óptimas que reportan son: 60 mg/L de  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y 0.300 mL/L de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , las cuales fueron utilizadas en la etapa de pretratamiento del agua de esta investigación. Las condiciones de operación del reactor, reportadas por estos autores también fueron utilizadas en el pretratamiento (pH=3, temperatura del agua de 25 a 30°C y tiempo de exposición a la luz de 40 min).

### 3.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS COLORANTES

A una solución de 100 mg/L de la mezcla de colorantes seleccionados (cada colorante en concentración de 33.3 mg/L), se tomaron los parámetros de campo (pH, temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales) y se determinó la demanda química de oxígeno. Estas mismas mediciones se realizaron a soluciones de cada colorante en concentraciones de 100 y 500 mg/L.

Además de esto se realizaron barridos espectrofotométricos en el rango visible del espectro de luz para determinar la longitud de onda a la que se tiene la respuesta de máxima absorbancia de cada colorante, así como de la mezcla de los tres. Para ello se utilizó un espectrofotómetro Hach DR/4000 V y soluciones de 33.3 mg/L de cada colorante. En el caso de la mezcla de colorantes se utilizó una solución madre de 100 mg/L y diluciones de ésta para obtener concentraciones de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 y 90 mg/L, con la

finalidad de comprobar que se tenga el mismo comportamiento del espectro de absorción cuando se disminuye la concentración de colorantes.

### 3.1.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA

Se determinaron las características fisicoquímicas de un agua residual sintética en función de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, concentración de color y demanda química de oxígeno.

Se realizaron también barridos espectrofotométricos a una solución madre que contenía 100 mg/L de colorantes, 391 mg/L de almidón, 62.2 mg/L de fosfato de amonio monoácido y 560.1 mg/L de cloruro de sodio, así como a diluciones de ésta con concentraciones de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 y 90 mg/L de los colorantes. Con estas mismas soluciones se construyó una curva de calibración a la longitud de onda de la máxima respuesta de absorbancia (450 nm).

### 3.1.4. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DEL IMTA.

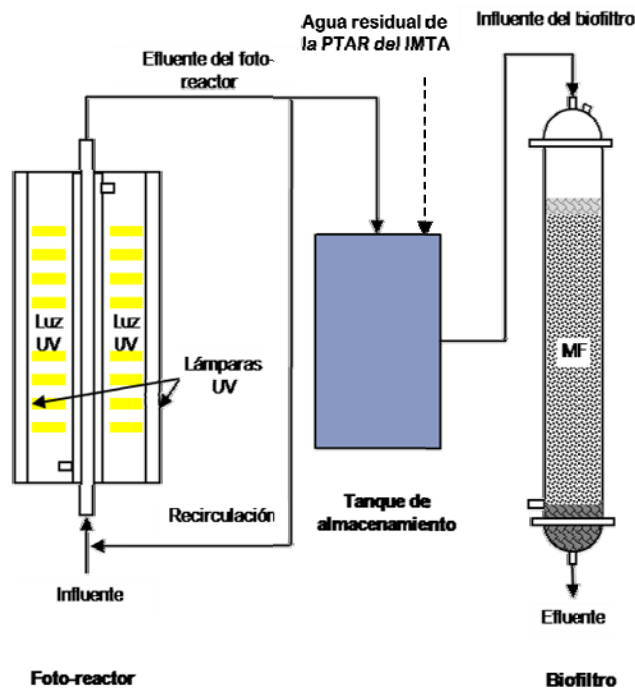
Se determinaron las características fisicoquímicas del influente de la planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA en función de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, color en la escala Pt-Co y demanda química de oxígeno.

## 3.2. SISTEMA EXPERIMENTAL

La fase experimental se llevó a cabo en un sistema integrado, PAO-biológico, del cual este último es un biofiltro con empaque orgánico. Los modelos son a escala de laboratorio y se ilustran en el esquema de la Figura 3.4.

### 3.2.1. FOTO-REACTOR

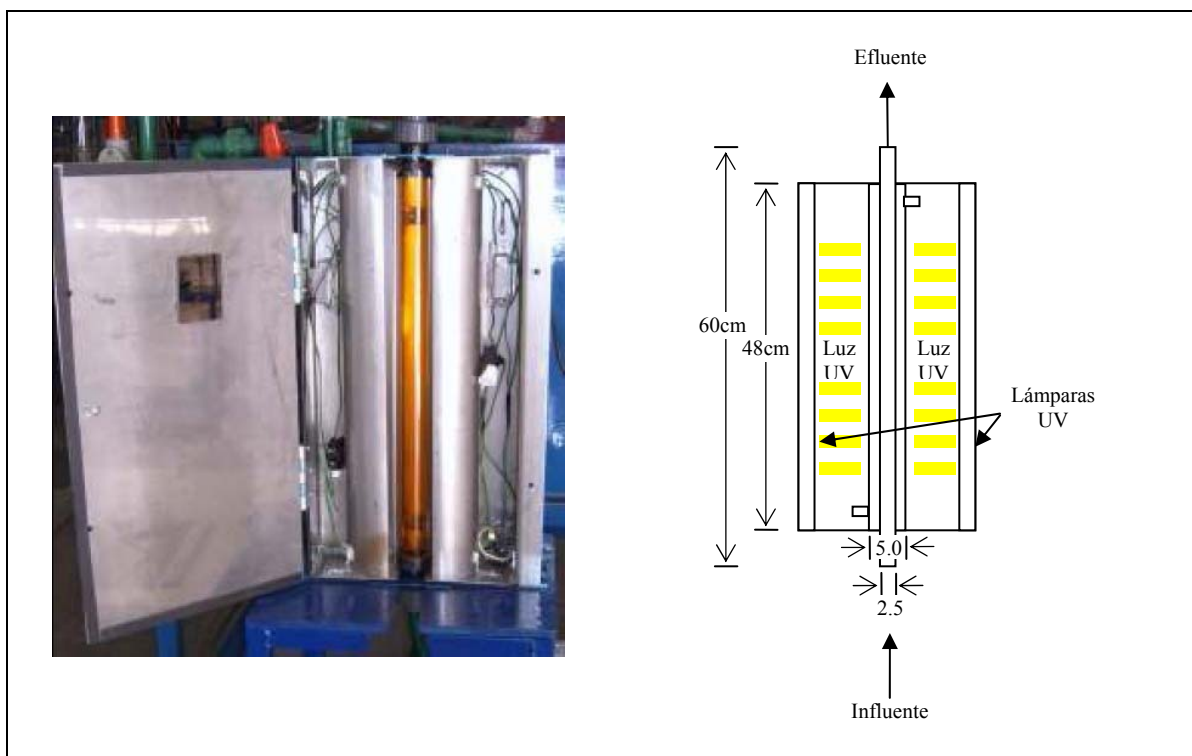
El foto-reactor se utilizó anteriormente en la investigación de Chacón *et al.* (2007), a la que se hace referencia en el apartado 3.1.1. El reactor está equipado con dos lámparas de vapor de mercurio de baja presión de 25W. Entre las dos lámparas se tienen dos tubos de cuarzo de 5.08cm y 2.54cm de diámetro, respectivamente. El tubo de 5.08cm de diámetro tiene una longitud de 48cm y en su interior se aloja el tubo de 2.54cm de diámetro cuya longitud es de 60cm. En el extremo del tubo de mayor de diámetro se tiene una junta de neopreno para lograr un sello hermético con el tubo de menor diámetro y de mayor longitud. El sistema está configurado para que el fluido pase por el interior del tubo de 2.54cm de diámetro y sea irradiado principalmente con luz UV-C con longitudes de onda ( $\lambda$ ) que varían de 185 a 254nm. Entre los dos tubos se hace circular aire de enfriamiento para mantener la temperatura del reactor. El volumen que puede ser retenido en el reactor es de 304 mL. Este fluido se mantiene en un recipiente de 1 o 2 L fuera del reactor y es alimentado a éste por la parte inferior mediante bombeo. El efluente del foto-reactor sale por la parte superior del mismo y es recirculado al recipiente externo, durante un tiempo de reacción determinado. En la Figura 3.5 puede observarse una fotografía del reactor, así como un esquema del mismo.



**Figura 3.4.** Esquema del sistema de tratamiento: Foto-reactor-Biofiltro

### 3.2.1.1. PRUEBAS PRELIMINARES

Con la finalidad de establecer el volumen de cada lote de agua a tratar y el tiempo de reacción necesario para llegar al 50% de decoloración del agua sintética se realizaron pruebas preliminares.



**Figura 3.5.** Fotografía y esquema del foto-reactor

Se probaron volúmenes de lote de agua residual sintética a tratar de 1 y 2 L, utilizando una velocidad de flujo de recirculación de 1 L/min y 2 L/min, respectivamente. El volumen de 1 L fue seleccionado porque éste se utilizó en investigaciones anteriores (Chacón *et al.*, 2007). Se tomaron las dosis consideradas óptimas de reactivo Fenton y las condiciones de pH y temperatura que se manejan en esa investigación. El volumen de 2L fue probado para evaluar la factibilidad de producir mayores volúmenes de agua, ya que la etapa de fotocatalisis está ligada a una etapa posterior de tratamiento biológico en la cual se seleccionó un caudal de 2.5 L/d y, al cabo de 3 meses, se duplicará. Por ello, desde el punto de vista operativo es más conveniente usar un volumen de lote de 2L.

Se realizaron, además, pruebas con diferentes concentraciones de almidón, partiendo de una concentración de 391 mg/L, la cual fue utilizada en un trabajo previo en el que se usó un agua residual sintética simulando la caracterización del agua residual textil presentada en el punto 3.1, para los mismos colorantes seleccionados en este proyecto (Hernández, 2008). Se probaron otras dos concentraciones de almidón hasta lograr una concentración de DQO de alrededor de 860 mg/L. Tal concentración simula el promedio de un efluente real de la industria textil previamente sedimentado (1394 mg DQO<sub>t</sub>/L y 362 mg DQO<sub>s</sub>/L).

También se realizaron pruebas con adición y sin adición de cloruro de sodio, para evaluar su posible interferencia en las técnicas analíticas. Los resultados de las pruebas preliminares se presentan en el Anexo I.

### 3.2.2. BIOFILTRO

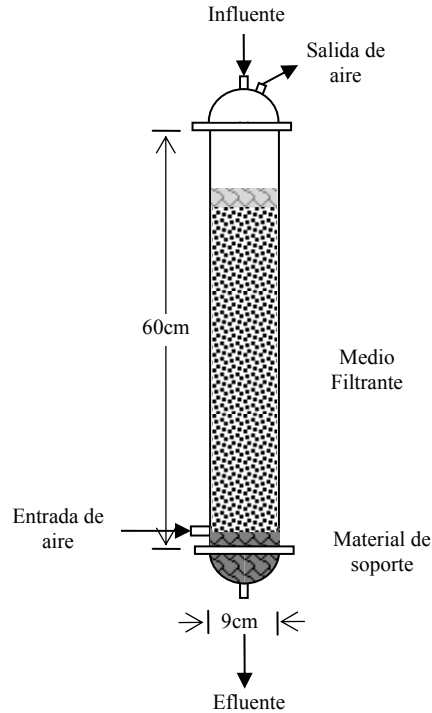
El biofiltro es cilíndrico, construido en acrílico comercial de 3mm de espesor. Tiene 60 cm de largo y 9 cm de diámetro interior, y un volumen de 4 L. La entrada para la alimentación es un orificio en la tapa superior, la entrada de aire se localiza en un costado del reactor en la parte inferior y la salida del efluente está en la tapa inferior. En la Figura 3.6 se muestra un esquema del biofiltro.

#### 3.2.2.1. SELECCIÓN DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE

Se utilizó grava como soporte y turba como medio filtrante combinada con trozos de madera de tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*), en proporción 1:1.

Se seleccionó la turba como medio orgánico, ya que se reporta su uso exitoso como medio de soporte para microorganismos debido a sus propiedades de adsorción/absorción, alto contenido de celulosa, capacidad amortiguadora y fácil disponibilidad (Martin, 1991).

La madera de tabachín fue seleccionada por ser una especie endémica del estado de Morelos, lo que facilita su obtención y promueve el aprovechamiento de los residuos generados de las podas de los árboles. Además, se ha probado que posee buenas propiedades como medio de soporte para sistemas de biofiltración (García, 2007).



**Figura 3.6.** Esquema del biofiltro

### 3.2.2.2. ACONDICIONAMIENTO DE LOS MATERIALES DE SOPORTE Y EMPAQUE

La grava se tenía en el almacén del laboratorio, se tamizó y se seleccionó el tamaño de 6.35mm ( $\frac{1}{4}$ ""). Se midió el volumen necesario para el soporte del biofiltro ( $\frac{1}{2}$  L) y se lavó con agua de la llave.

La madera de tabachín que se utilizó se obtuvo de las podas de los árboles del IMTA y para su acondicionamiento fue necesario triturarla, secarla y tamizarla. El tamaño de los trozos seleccionado fue de 6.35mm ( $\frac{1}{4}$  de pulgada). Adicionalmente, se obtuvieron las dimensiones promedio de una muestra de 200 mL de tabachín del tamaño seleccionado.

Para el acondicionamiento de la turba (turba comercial) únicamente se cribó utilizando la malla 14 a fin de retirar impurezas.

Los materiales orgánicos se humedecieron hasta aproximadamente un 60% de humedad. Una buena aproximación para este contenido de humedad se obtiene cuando al exprimir el material con la mano escurren unas cuantas gotas de agua (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003). Se tomó una muestra del material y posteriormente se determinó el contenido de humedad.

### 3.2.2.3. PRUEBAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE

#### 3.2.2.3.1. PRUEBAS DE DENSIDAD

Se realizó esta prueba al tabachín de 6.35mm y a la turba, así como a la mezcla ambos en proporción 1:1. El procedimiento seguido se describe a continuación:

- a. Se llenó una probeta de un litro con el material y se pesó.
- b. Se llenaron lentamente los espacios vacíos con agua, evitando que el material flotara o se hinchara con el agua.
- c. Se pesó la probeta con el material y el agua
- d. Se calculó la densidad del material, la cual es igual al peso del material seco dividido entre el volumen de la probeta menos el volumen de agua.

#### 3.2.2.3.2. PRUEBAS DE POROSIDAD *in situ*

Se realizaron pruebas de porosidad *in situ* siguiendo el procedimiento descrito por Garzón-Zúñiga *et al.* (2003). El procedimiento se describe a continuación:

- a. Se pesan las columnas de acrílico (reactores) vacías.
- b. Se empaacan las columnas con 500 mL de grava y se pesan. Después se agregan 3.5 L de MF húmedo y se pesan nuevamente las columnas.
- c. Se llenan los reactores con agua hasta el nivel de la grava, se vacían y se mide el agua evacuada. Esto indica el valor de los espacios vacíos que se encuentran en el volumen de grava.
- d. Cada reactor es llenado por el fondo con agua hasta que el medio filtrante esté completamente inmerso, el llenado se debe realizar lentamente para prevenir la expansión del mismo y la formación de burbujas de aire. Se deja reposar durante 12 horas.

- e. Se vacía la columna.
- f. Las columnas se llenan nuevamente con agua y se comienzan las pruebas de vaciado. La duración de estas pruebas es de 1200 minutos y se hacen por triplicado. El volumen de agua que se encuentra en los reactores es vaciado y se mide el volumen acumulado en varios intervalos de tiempo (1, 2, 4, 15, 30, 60, 180, 240, 420 y 1200 minutos).
- g. Después de las tres pruebas de vaciado se toman muestras del medio filtrante de la parte alta, media y baja de los biofiltros y se determina el contenido de humedad haciendo un promedio de las tres muestras de cada reactor.
- h. Con los resultados se calcula la porosidad *in situ*. La porosidad es igual al valor del volumen del agua acumulada al final de las pruebas de vaciado, adicionado al volumen de agua contenido en el MF (promedio del contenido de agua en las 3 muestras del MF).

#### 3.2.2.4. MONTAJE DEL BIOFILTRO

Con la finalidad de probar inóculos distintos se montaron dos biofiltros con las mismas características y los mismos materiales de empaque (descritos previamente). Ambos reactores se empacaron con ½ L de grava como soporte y 3.5 L de material de empaque, colocando primero el material de soporte y posteriormente el material orgánico, de tal forma que quedaran la menor cantidad de espacios vacíos posible, sin compactar demasiado el material. La alimentación del agua residual se hizo a través de una bomba Cole Parmer, Masterflex, con cabezales 7518-10. El aire se alimentó de una toma del sistema de aire comprimido del laboratorio y se reguló por medio de una válvula y un rotámetro.

#### 3.2.2.5. INOCULACIÓN DEL BIOFILTRO

El bio-reactor 1, BF1 se inoculó con lodo de la recirculación del reactor de lodos activados de la planta tratadora de aguas residuales del IMTA. El otro biofiltro, BF2, fue inoculado con lodo de la purga de un sistema de lodos activados que fue utilizado para tratar un agua residual con el cóctel de colorantes que se usaron en este proyecto. En ambos casos se utilizó una proporción de 20% en volumen de inóculo (700 mL), respecto al volumen del



medio filtrante. La inoculación se realizó mezclando el lodo con el material filtrante, hasta obtener una mezcla homogénea. A los dos inóculos se les determinó el contenido de sólidos suspendidos totales y volátiles, SST y SSV.

### 3.2.2.6. DETERMINACIÓN DE LA HIDRODINÁMICA DE LOS BIOFILTROS

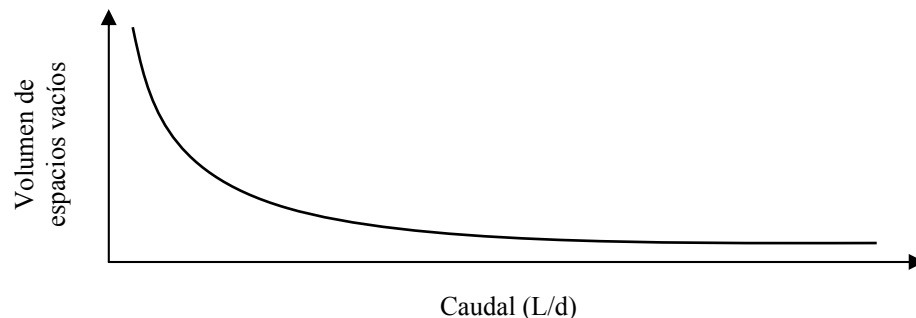
La determinación del comportamiento hidrodinámico de los biofiltros se basó en las pruebas de vaciado según la metodología descrita por Garzón-Zúñiga *et al.* (2003). A partir de los datos del volumen desalojado a diferentes tiempos se obtiene una ecuación que describe el comportamiento hidrodinámico de los biofiltros, con la cual se puede calcular el tiempo de residencia hidráulica (TRH) en los mismos. Para ello se realizan los experimentos correspondientes a la metodología de las pruebas de vaciado descrita anteriormente en el punto 3.2.2.3.2.

#### 3.2.2.6.1. DETERMINACIÓN DE LOS ESPACIOS VACÍOS EN LOS BIOFILTROS CON RESPECTO AL FLUJO DE SALIDA

El volumen de espacios vacíos se considera igual al volumen de agua desalojado en las pruebas de vaciado. Con los datos a los diferentes intervalos de tiempo se calcula el caudal mediante la ecuación 1 y se grafican los datos de volumen de espacios vacíos versus caudal. De esta forma se puede obtener la ecuación de la curva que se ajuste a los datos.

$$Q = \Delta \text{ volumen acumulado} / \Delta \text{ tiempo} \quad (3-1)$$

En la Figura 3.7 se muestra el comportamiento de la curva teórica del volumen de espacios vacíos *versus* caudal.



**Figura 3.7.** Curva teórica de la determinación de espacios vacíos *versus* caudal

### 3.2.2.6.2. DETERMINACIÓN DE LA CARGA HIDRÁULICA

La carga hidráulica volumétrica se calcula mediante la ecuación 3-1.

$$C.H. = Q/V_{MF} \quad (3-II)$$

donde:

C.H. - Carga hidráulica volumétrica,  $m^3 \cdot m^{-3} MF \cdot d^{-1}$

Q - Caudal de alimentación,  $m^3 \cdot d^{-1}$

$V_{MF}$  - Volumen del medio filtrante,  $m^3$

### 3.2.2.6.3. DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICA (TRH)

El tiempo de residencia hidráulica se determina mediante la ecuación 3-2 (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003).

$$TRH = V_t / Q \quad (3-III)$$

donde:

TRH - Tiempo de residencia hidráulica, d

$V_t$  - Volumen total de agua residual en tratamiento (volumen correspondiente a la porosidad menos volumen de espacios vacíos), L

Q - Caudal de alimentación,  $Ld^{-1}$

### 3.2.2.7. PARÁMETROS DE OPERACIÓN

Para seleccionar los parámetros de operación del biofiltro se realizó una búsqueda bibliográfica de las diferentes cargas hidráulicas utilizadas en sistemas de este tipo y, con base en esto, se seleccionó la carga hidráulica volumétrica y, a partir de ésta, se calculó el caudal de alimentación y el tiempo de residencia hidráulico con las ecuaciones descritas previamente.

### 3.2.3. ARRANQUE, OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS SISTEMAS EXPERIMENTALES

#### 3.2.3.1. ARRANQUE DE LOS SISTEMAS

Una vez empacados e inoculados los biofiltros y determinadas las condiciones de operación del foto-reactor, se inició la operación del sistema alimentando el agua tratada por foto-Fenton mezclada con agua residual municipal, en proporción 1:1. Se realizó esta mezcla con la finalidad lograr una mejor aclimatación de la biomasa al colorante. Hasta que uno de los reactores presentó un comportamiento estable y buenas eficiencias de remoción de material orgánica se continuó alimentando con esta mezcla, para luego alimentar únicamente el agua tratada por foto-Fenton.

#### 3.2.3.2. OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO

Para el seguimiento del sistema se midieron los parámetros de campo y se tomaron muestras para análisis en los siguientes puntos:

- Influyente del foto-reactor
- Efluente del foto-reactor
- Influyente del biofiltro
- Efluente del biofiltro

Cabe mencionar que el efluente del foto-reactor era almacenado en un contenedor plástico de 20L, ya que la disponibilidad del reactor para este proyecto era de 3 días a la semana (lunes, miércoles y viernes), por lo cual se trataban 2 o 3 lotes del agua problema en estos días. Por este motivo la caracterización del efluente del foto-reactor y del influente del biofiltro varían ligeramente (ver gráficas de resultados).

Los muestreos y pruebas de laboratorio se realizaron de acuerdo con el programa de seguimiento y control del sistema mostrado en la Tabla 3.3.

**Tabla 3.3.** Programa de seguimiento

<b>PARÁMETRO</b>	<b>FRECUENCIA</b>
pH (unidades)	Diario
Temperatura (°C)	Diario
Conductividad (μS/cm)	Diario
DQO (mg/L)	Diario
Color (mg/L)	Diario
Color (U Pt/Co)	Diario
NTK	3 veces por semana
N-NH <sub>4</sub>	3 veces por semana
N-NO <sub>3</sub>	3 veces por semana
Toxicidad	1 vez

### 3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Se realizaron análisis estadísticos para determinar si existen diferencias significativas en los porcentajes de remoción de materia orgánica de los biofiltros 1 y 2 durante la etapa de aclimatación y para determinar si existen diferencias significativas en los porcentajes de remoción de color y de materia orgánica de los procesos acoplados (foto-Fenton y biofiltración) durante el resto de la experimentación. En ambos casos se usó el análisis de t de student, de acuerdo con Osttle y Malone (1988).

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR

Como se mencionó en la metodología, para la preparación del agua se utilizó una mezcla de tres colorantes azo comúnmente usados en esta industria. Para lograr las concentraciones de nitrógeno, fósforo y cloruros de la caracterización del agua residual real, previamente reportados (Tabla 3.1), se utilizaron almidón, fosfato de amonio monoácido y cloruro de sodio, respectivamente. La demanda química de oxígeno que se buscó tener en el influente fue de alrededor de 860 mg/L. Este valor se calculó con base en el valor reportado de DQO total (Tabla 3.1), considerando que el agua residual cruda fuera sometida a un proceso de sedimentación antes de aplicar el proceso de oxidación avanzada. Para obtener las concentraciones requeridas de almidón, se analizaron soluciones de diferentes concentraciones de almidón para determinar su DQO (Tabla 4.1). El análisis de DQO de los colorantes ya se había realizado como parte de la caracterización de los mismos.

**Tabla 4.1.** Demanda química de oxígeno del complejo de almidón comercial a diferentes concentraciones

Concentración (mg/L)	DQO (mg/L)
250	257.63
500	482.50
750	750.40
1000	973.56

El agua residual sintética se preparaba con las concentraciones presentadas en la Tabla 4.2 para los compuestos químicos.

**Tabla 4.2.** Componentes del agua residual sintética

Sustancia	Concentración	Unidades
Almidón	790.3	mg/L
Fosfato de amonio monoácido	62.25	mg/L
NaCl	560.18	mg/L
Colorantes (combinación)	100	mg/L

#### 4.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS COLORANTES

##### 4.1.1.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

A una solución de 100 mg/L de la mezcla de colorantes seleccionados (cada colorante en concentración de 33.3 mg/L), se le tomaron los parámetros de campo (pH, temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales) y se determinó su demanda química de oxígeno. Estas mismas mediciones se realizaron para las soluciones de cada colorante en concentraciones de 100 y 500 mg/L. Los resultados se muestran en las Tablas 4.3 y 4.4.

**Tabla 4.3.** Parámetros fisicoquímicos de los colorantes (concentración 100 mg/L)

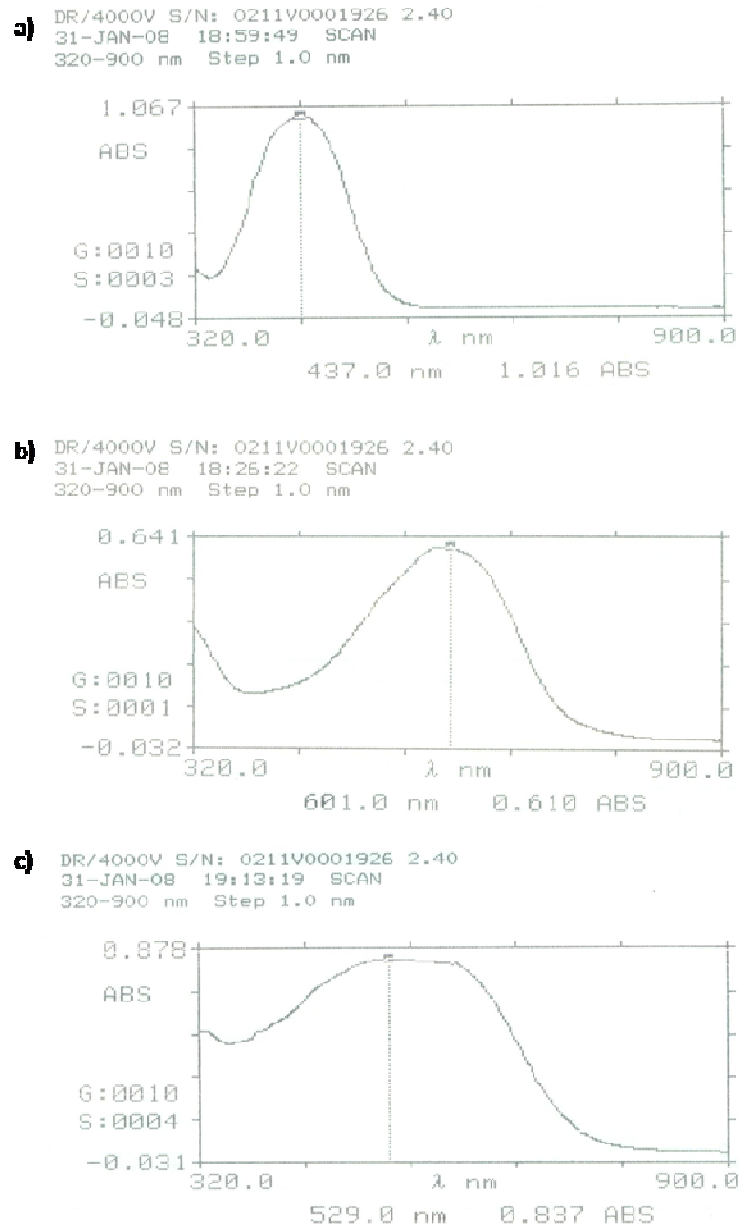
<b>Parámetro</b>	<b>Mezcla de colorantes</b>	<b>AA36</b>	<b>AD2</b>	<b>ND38</b>
Valor de pH	7.8	7.2	8.3	7.3
T (°C)	26	27	27	27
CE (µS/cm)	435	106	110	83
SDT (mg/L)	210	50	52	39
DQO (mg/L)	93	110	83	79

**Tabla 4.4.** Parámetros fisicoquímicos de los colorantes (concentración 500 mg/L)

<b>Parámetro</b>	<b>Mezcla de colorantes</b>	<b>AA36</b>	<b>AD2</b>	<b>ND38</b>
Valor de pH	7.4	7.3	9.7	8.1
T (°C)	24	26	25	26
CE (µS/cm)	463	374	513	477
SDT (mg/L)	224	180	230	249
DQO (mg/L)	348	493	265	412

#### 4.1.1.2. ESPECTRO DE ABSORCIÓN

En la Figura 4.1 se presentan las gráficas de los espectros de absorción de cada uno de los colorantes, todos se realizaron con soluciones de concentración de 33.3 mg/L, que es la concentración que se tiene de cada colorante en el agua residual sintética.

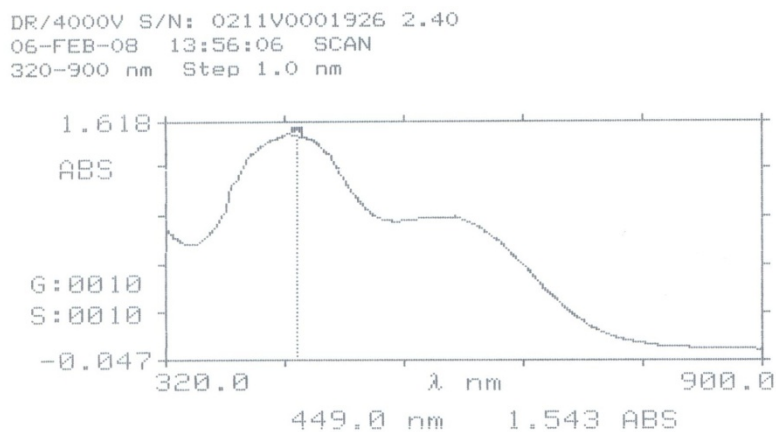


**Figura 4.1.** Espectro de absorción del colorante: a) Amarillo Ácido 36; b) Azul Directo 2 y c) Negro Directo 38

Para la mezcla de colorantes se utilizó una solución madre de 100 mg/L y diluciones de ésta para obtener concentraciones de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 y 90 mg/L. En todos los casos el espectro de absorción presentó el mismo comportamiento, por lo cual sólo se presenta la gráfica de la solución madre (Figura 4.2). Los resultados de máxima absorbancia a las diferentes concentraciones se resumen en la Tabla 4.5.

**Tabla 4.5.** Respuesta de máxima absorbancia de la mezcla de colorantes a diferentes concentraciones

Concentración de colorantes (mg/L)	Absorbancia ( $\lambda=449\text{nm}$ )
10	0.172
20	0.334
30	0.492
40	0.646
50	0.803
60	0.961
70	1.101
80	1.256
90	1.398
100	1.543



**Figura 4.2.** Espectro de absorción de la mezcla de colorantes



## 4.1.2. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA

### 4.1.2.1. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS

Se determinaron las características fisicoquímicas del agua residual sintética en función de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, concentración de color y demanda química de oxígeno. Los resultados se muestran en la Tabla 4.6. Al compararlos con la Tabla 3.1 puede verse que la composición no fue tan cercana como se hubiera deseado. Por otro lado, siendo éste el primer trabajo realizado con la secuencia fotorreactor-biofiltro, puede servir como base para estudios futuros.

**Tabla 4.6.** Parámetros fisicoquímicos del agua residual sintética, ARS

Parámetro	Agua residual de la empresa*	ARS	LMP**
Valor de pH	8.33	6.8	5-10
T (°C)	-	33.4	-
CE (µS/cm)	4023	1705	-
SDT (mg/L)	2298	851	-
DQO <sub>t</sub> (mg/L)	1394	972	-

\*Tabla 3.1 (Hernández, 2008)

\*\* NOM-001-SEMARNAT-1996 (Descarga a cuerpo receptor tipo B)

### 4.1.2.2. ESPECTRO DE ABSORCIÓN Y CURVA DE CALIBRACIÓN

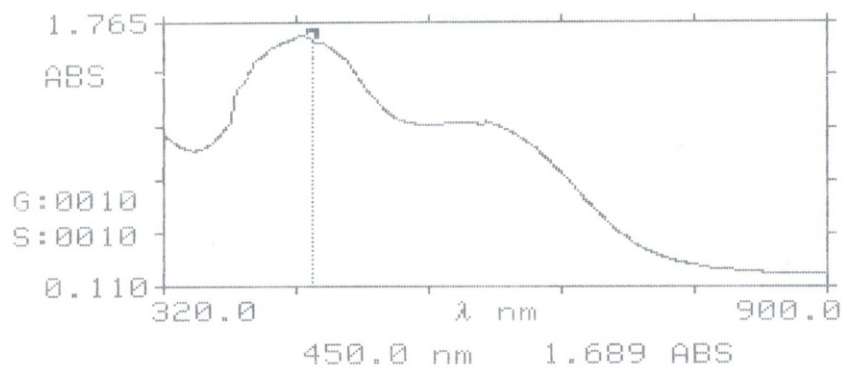
Se realizaron barridos espectrofotométricos a una solución madre que contenía 100 mg/L de colorantes, 391 mg/L de almidón, 62.2 mg/L de fosfato de amonio monoácido y 560.1 mg/L de cloruro de sodio, así como a diluciones de esta con concentraciones de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 y 90 mg/L de los colorantes. Al igual que los espectros de absorción de mezcla de colorantes a todas las concentraciones el espectro tiene el mismo comportamiento, por lo cual sólo se presenta la gráfica de la solución madre (Figura 4.3).

Los resultados de máxima absorbancia a las diferentes concentraciones se resumen en la Tabla 4.7.

**Tabla 4.7.** Respuesta de máxima absorbancia de la mezcla de colorantes a diferentes concentraciones

Concentración de colorantes (mg/L)	Absorbancia ( $\lambda=450\text{nm}$ )
10	0.183
20	0.357
30	0.511
40	0.697
50	0.861
60	1.023
70	1.202
80	1.349
90	1.509
100	1.689

DR/4000V S/N: 0211V0001926 2.40  
 05-FEB-08 15:11:40 SCAN  
 320-900 nm Step 1.0 nm



**Figura 4.3.** Espectro de absorción del agua residual sintética

#### 4.1.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DEL IMTA

Se determinaron las características fisicoquímicas del influente de la planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA en función de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, color en la escala Pt-Co y demanda química de oxígeno. Los resultados se muestran en la Tabla 4.8.

**Tabla 4.8.** Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la planta de tratamiento del IMTA, AR-PTAR

Parámetro	AR-PTAR
Valor de pH	7.4
T (°C)	26
CE (µS/cm)	665
SDT (mg/L)	323
Color (U Pt-Co)	436
DQO <sub>t</sub> (mg/L)	164.5

Como puede observarse el agua residual de la planta de tratamiento del IMTA tiene una carga orgánica menor que el agua sintética, lo cual hace que la mezcla resultante tenga también una carga menor, y una concentración menor de los colorantes, lo cual ayuda a que los microorganismos presentes en el biofiltro se aclimaten más rápidamente a estos compuestos recalcitrantes, ya que la biodegradación de compuestos que son tóxicos a los microorganismos dependerá de su concentración y de la susceptibilidad de la biomasa (Knapp y Bromley-Challoner, 2003).

## 4.2. SISTEMA EXPERIMENTAL

### 4.2.1. FOTO-REACTOR

Los parámetros de operación del foto-reactor seleccionados con base en las pruebas preliminares se muestran en la Tabla 4.9. Los resultados de las pruebas preliminares se presentan en el Anexo I. Los parámetros se basaron en la investigación realizada por Chacón *et al.* (2007), quien construyó el reactor y corrió pruebas con él.

**Tabla 4.9.** Parámetros de operación del foto-reactor

<b>Parámetro</b>	
Valor de pH	3
Tiempo de reacción	60 min
Volumen del lote	2 L
Velocidad de recirculación	2 L/min
Dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	0.3 mL/L
Dosis de sulfato ferroso	60 mg/L

#### 4.2.2. BIOFILTRO

##### 4.2.2.1. ACONDICIONAMIENTO DE LOS MATERIALES DE SOPORTE Y EMPAQUE

La madera de tabachín que se utilizó se obtuvo de las podas de los arboles del IMTA y para su acondicionamiento fue necesario triturarla, secarla y tamizarla. El tamaño de los trozos seleccionado fue de 6.35mm (¼ de pulgada). Adicionalmente se obtuvieron las dimensiones promedio de una muestra de 200 mL de tabachín del tamaño seleccionado, las cuales son: 3.55 cm de largo, 0.73 cm de ancho y 0.34 cm de espesor.

Los materiales orgánicos se humedecieron hasta aproximadamente un 60% de humedad. Se tomó una muestra del material y posteriormente se determinó el contenido de humedad, que fue de 70.2% en el biofiltro 1 (BF1) y de 61.7% en el biofiltro 2 (BF2).

##### 4.2.2.2. PRUEBAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE

###### 4.2.2.2.1. PRUEBAS DE DENSIDAD

Se realizó esta prueba al tabachín de 6.35mm (¼”) y a la turba, así como a la mezcla ambos en proporción 1:1. Los resultados se presentan a continuación (Tabla 4.10). Estos resultados muestran que la densidad de la mezcla es menor que las densidades de cada material por separado, lo cual puede deberse a una tendencia menor a la compactación en la mezcla.

**Tabla 4.10.** Densidad de los materiales de empaque

Material	Densidad (g/mL)
Turba	0.76
Tabachín 6.35mm	0.67
Mezcla 1:1	0.60

#### 4.2.2.2.2. PRUEBAS DE POROSIDAD *in situ*

La memoria de cálculo de las pruebas de porosidad *in situ* se incluye en el Anexo II. Los resultados se presentan en la Tabla 4.11. Estos resultados indican que la mezcla de materiales elegida tiene una alta porosidad.

**Tabla 4.11.** Resultados de las pruebas de porosidad

	Vol agua contenido en grava (mL)	Vol real acumulado (mL)	MF húmedo (g)	MF seco (g)	Contenido de agua (g)	% Humedad	g agua /g de MF seco	Vol agua contenido en MF (mL)	Vol total agua contenido en reactor (mL)	Porosidad (%)
BF1	215	755.5	11.46	3.41	8.05	70.24	2.54	1721.60	2477.10	70.77
BF2	225	789	13.58	5.2	8.38	61.71	1.90	1458.63	2247.63	64.22

MF = Medio filtrante

BF = Biofiltro

#### 4.2.2.3. INOCULACIÓN DEL BIOFILTRO

Los inóculos utilizados fueron lodo de la recirculación del reactor de lodos activados de la planta tratadora de aguas residuales del IMTA (L1) y lodos de la purga de un sistema de lodos activados que fue utilizado para tratar un agua residual con la mezcla de colorantes que se usaron en este proyecto (L2). El contenido de sólidos suspendidos totales y volátiles de los inóculos se presenta en la Tabla 4.12. El lodo L1 se utilizó para inocular el biofiltro 1 (BF1) y el lodo L2 para el biofiltro 2 (BF2). Ambos reactores se inocularon con un volumen de lodo de 700 mL. Debido a la baja concentración de SSV en el inóculo L2 se

obtuvieron mejores resultados de remoción de colorantes con el biofiltro inoculado con el lodo L1 en la etapa de aclimatación, ya que, como lo indican Knapp y Bromley-Challoner (2003), si no hay presente una gran población capaz de degradar los compuestos recalcitrantes en el agua, se observará muy poca degradación.

**Tabla 4.12.** Contenido de sólidos en los inóculos

	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
L1	19395	12155
L2	857.5	700

#### 4.2.2.4. PARÁMETROS DE OPERACIÓN

Un estudio de la literatura sugiere que la eficiencia de tratamiento de un biofiltro con lecho de turba es función del área superficial específica de la turba, la profundidad del lecho, la carga hidráulica y la constante de remoción de DBO. La carga hidráulica y la profundidad del lecho son seleccionadas en el diseño. La constante de remoción de DBO es función del agua residual a ser tratada y el área superficial específica es característica de la turba (Couillard, 1994). Lo primero que debe seleccionarse es la carga hidráulica apropiada. Muchos estudios incluyen mediciones de carga hidráulica para turba que van de 1.5 cm/d a 84 cm/d. En la Tabla 4.13 se presentan los valores de cargas hidráulicas reportados para sistemas de biofiltración sobre cama de turba.

Con base en los valores reportados para tratamiento de aguas con colorantes se seleccionó un valor de carga hidráulica volumétrica de  $0.7142 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , que es el valor medio de las cargas reportadas. A este valor de carga hidráulica se esperan obtener mejores eficiencias de remoción que las reportadas por otros autores ya que el objetivo de utilizar un PAO previo al tratamiento biológico es el de oxidar parcialmente los contaminantes obteniendo subproductos más fácilmente biodegradables, lo que permite utilizar cargas hidráulicas y orgánicas mayores en el sistema biológico.

A partir de esta carga hidráulica se calculó el caudal, el tiempo de residencia hidráulica (TRH) y la carga orgánica volumétrica, por medio de las ecuaciones descritas en el inciso

3.2.2.6. Los resultados de las pruebas de vaciado utilizados para ajustar el TRH se encuentran en el Anexo III.

**Tabla 4.13.** Valores típicos de cargas hidráulicas para sistemas de biofiltración sobre cama de turba

Agua tratada	Carga hidráulica superficial ( $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ )	Carga hidráulica volumétrica ( $\text{m}^3\text{m}^{-3}\text{MFd}^{-1}$ )	Observaciones	Fuente
--	0.11-0.35	--		Couillard (1994)
Agua residual municipal	0.62	--		Couillard (1994)
Efluente de rastro	3.55	--	Taponamiento en 5 días	Couillard (1994)
Efluente de industria láctea	2.13	--	Taponamiento en 81 h	Couillard (1994)
--	0.081	--		Couillard (1994)
--	0.015	--		Couillard (1994)
Agua residual municipal	0.068	--		Couillard (1994)
Agua residual doméstica	0.025	--		Lens <i>et al.</i> (1994)
Agua residual doméstica	0.1	--		Lens <i>et al.</i> (1994)
Efluente rastro avícola	0.3	--		Buelna <i>et al.</i> (2005)
Estiércol de puerco	0.012	--		Buelna <i>et al.</i> (2005)
Colorante Azul Directo 2 (1500mg/L)	--	0.7194		García (2007)
Colorante Azul Directo 2 (500mg/L)	--	1.07	50% de remoción del colorante	Alatorre y Moeller (2006)
Colorante Azul Directo 2 (500mg/L)	--	0.41	75% de remoción del colorante	Alatorre y Moeller (2006)
Colorante Naranja ácido 24 (500 mg/L)	0.406	--	Bajas eficiencias de remoción	Garzón-Zúñiga (2004)
Colorante Naranja ácido 24 (250 mg/L)	0.406	--	Eficiencia de remoción de color cercana a 100%	Garzón-Zúñiga (2004)

Los resultados de estos parámetros se muestran en la Tabla 4.14.

**Tabla 4.14.** Parámetros de operación de los biofiltros

	C.H. Volumétrica ( $\text{m}^3\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ )	Caudal (L/d)	C.H. superficial ( $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ )	Carga orgánica volumétrica ( $\text{kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$ )	TRH (d)
BF1	0.7	2.5	0.4	0.57	2.1
BF2	0.7	2.5	0.4	0.57	1.8

### 4.2.3. ARRANQUE, OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS SISTEMAS EXPERIMENTALES

#### 4.2.3.1. ARRANQUE DE LOS SISTEMAS

Una vez empacados e inoculados los biofiltros y determinadas las condiciones de operación del foto-reactor y del biofiltro, se inició la operación del sistema alimentando el agua tratada por foto-Fenton mezclada con agua residual municipal (proveniente de la planta tratadora de aguas residuales del IMTA), en proporción 1:1, a un caudal de 2.5 L/d (Figura 4.4).

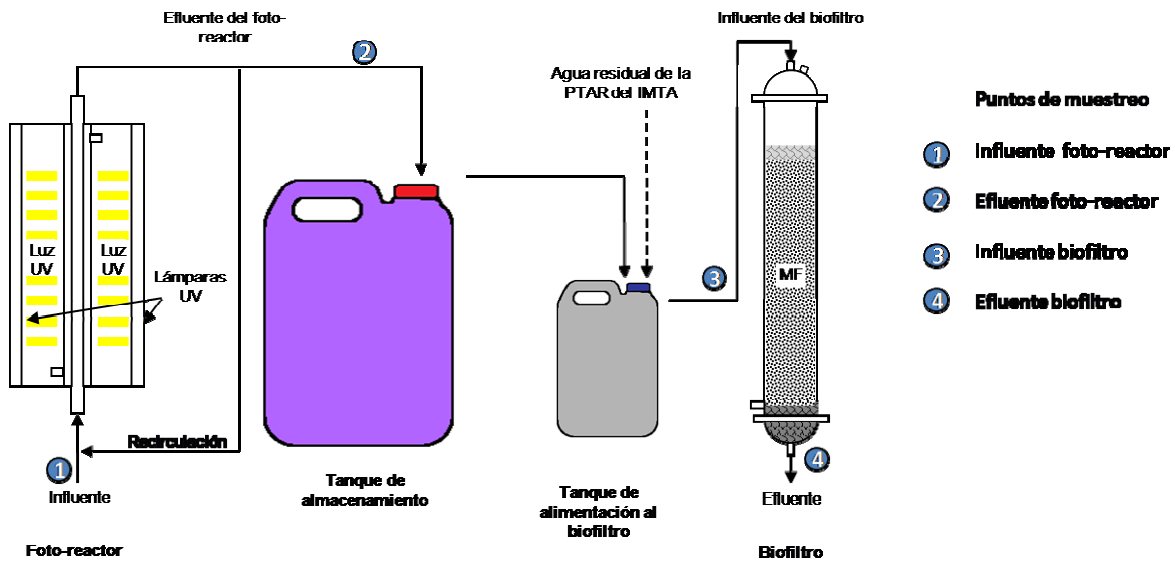


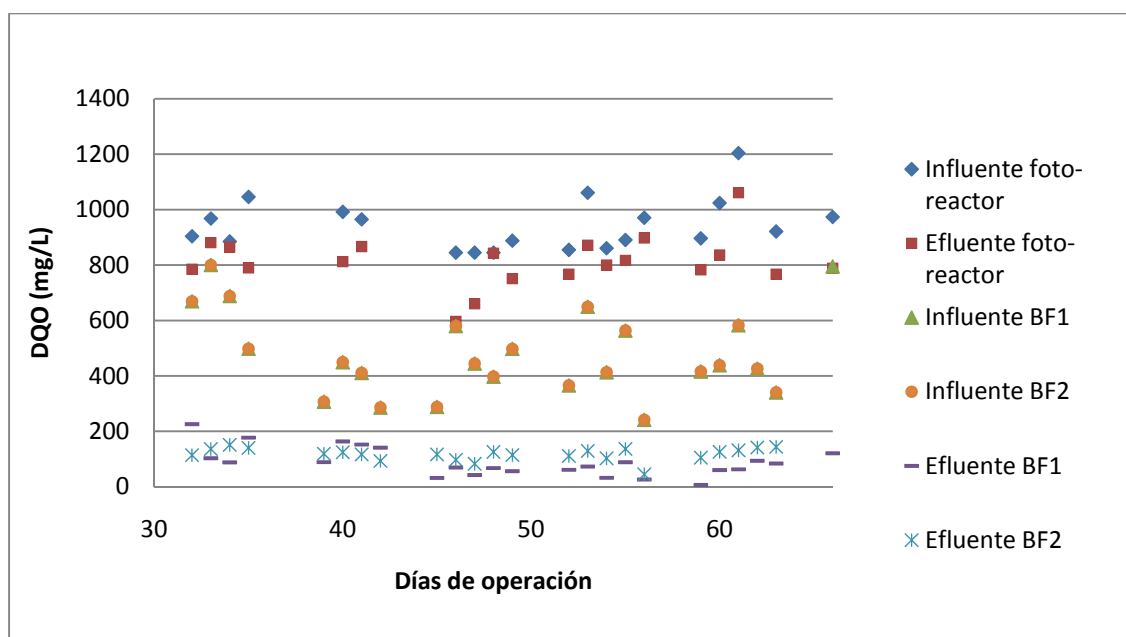
Figura 4.4. Esquema del sistema de tratamiento con los puntos de muestreo indicados

Se continuó alimentando esta mezcla a ambos reactores durante 65 días. En este tiempo se alcanzó un comportamiento estable en los biofiltros, los cuales presentaron durante esta etapa de aclimatación remociones promedio de DQO de 81 y 73%, en el BF1 y en el BF2, respectivamente, y de 63 y 60% de color (medido como concentración de colorantes). Se realizó el análisis estadístico de los datos de remoción de DQO de ambos reactores con lo cual se comprobó que existían diferencias significativas en las medias de las muestras (Anexo IV). Con base en esto y debido a que el BF1 presentó mejores remociones tanto de materia orgánica como de color, se seleccionó este biofiltro para continuar las etapas experimentales subsecuentes. Dado que este biorreactor se inoculó con lodo de la purga de



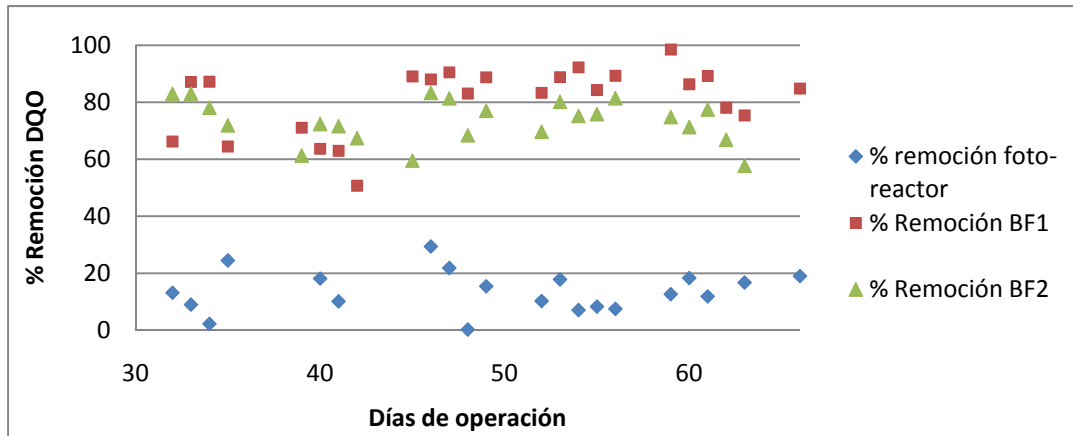
la planta de tratamiento del IMTA, se asume que estos microorganismos tuvieron una mayor capacidad de aclimatación que los del inóculo del biofiltro BF2.

En el gráfico de la Figura 4.5 pueden observarse las concentraciones de DQO que se tuvieron durante la etapa de aclimatación, en los influentes y efluentes de los biofiltros, así como en el influente y efluente del foto-reactor. No se incluyen en la gráfica los datos del día 1 al 32 ya que estos no son confiables debido a problemas que se tuvieron con el manejo de la técnica analítica.



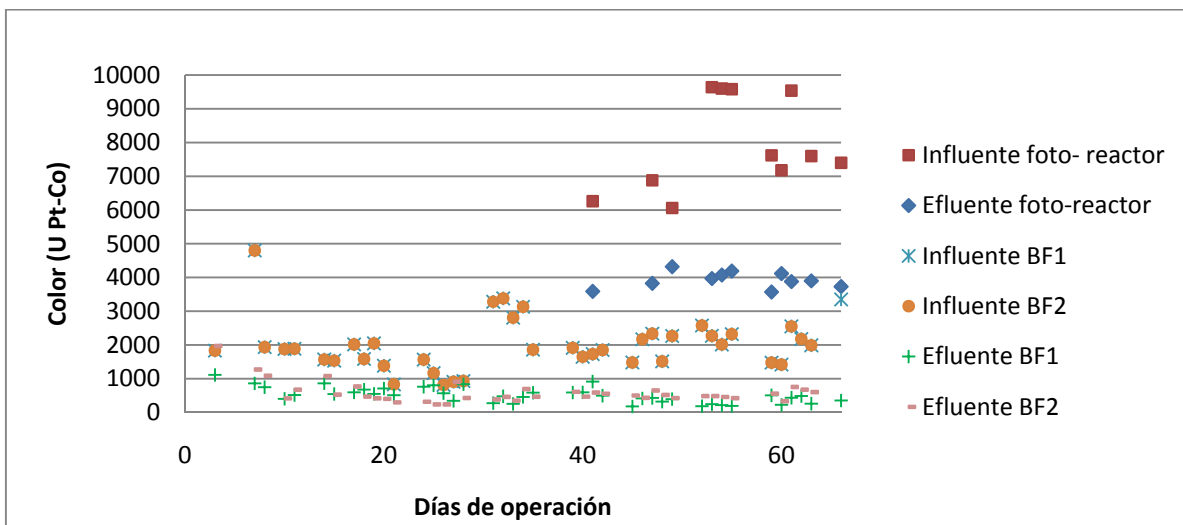
**Figura 4.5.** Concentraciones de materia orgánica (medida como DQO) durante el periodo de aclimatación

También se ven los porcentajes de remoción de materia orgánica del foto-reactor y de ambos biofiltros durante el periodo de aclimatación. Tales porcentajes se mantuvieron estables a partir del día 45 de operación de los biofiltros, con valores cercanos al 90% en el caso del biofiltro 1 y de alrededor de 75 en el biofiltro 2 (Figura 4.6). Esta diferencia puede deberse a que los microorganismos mejor aclimatados tuvieron un mayor crecimiento, y al haber una población grande capaz de degradar los colorantes, se observa mayor degradación (Knapp y Bromley-Challoner, 2003).

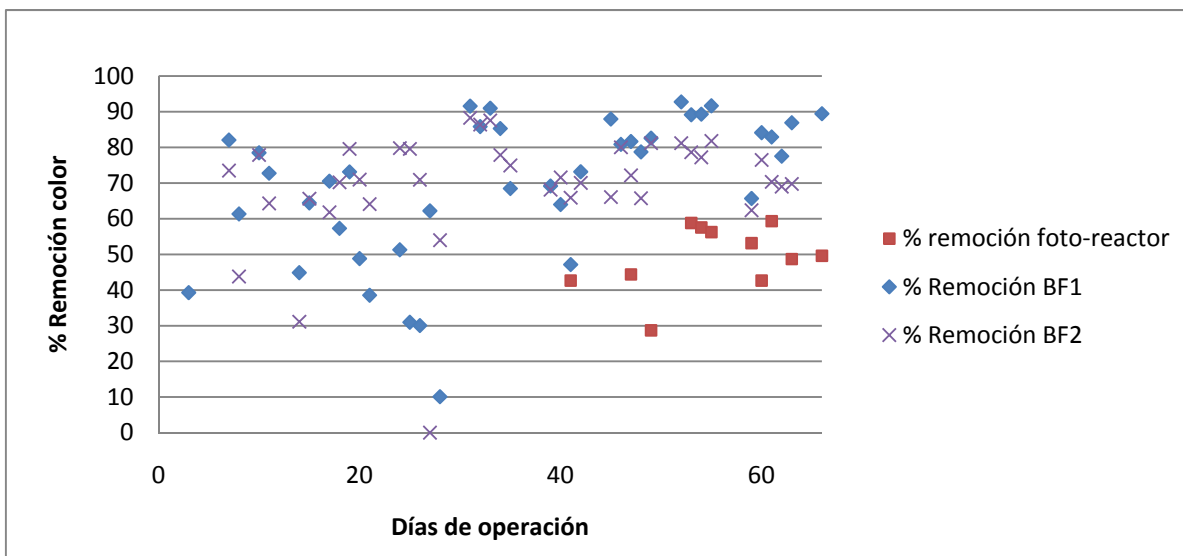


**Figura 4.6.** Porcentajes de remoción de materia orgánica durante el periodo de aclimatación

En las Figuras 4.7 y 4.8 se presentan gráficos de color (en unidades Pt-Co) en influentes y efluentes de foto-reactor y biofiltros y de los porcentajes de remoción de color del foto-reactor y de ambos biofiltros, respectivamente. Puede observarse que el color en el influente de los biofiltros es muy inestable. Esto se debe a la variación en la coloración que presentaba el agua residual que se utilizó para hacer la mezcla con el efluente del foto-reactor, por esto mismo los porcentajes de remoción de color no fueron muy estables, aunque los valores de color en los efluentes se mantuvieron constantes alrededor de 500 U PT-Co, a partir del día 30 de operación.



**Figura 4.7.** Color en unidades Pt-Co durante el periodo de aclimatación



**Figura 4.8.** Porcentaje de remoción de color en unidades de Pt-Co durante el periodo de aclimatación

#### 4.2.3.2. OPERACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS SISTEMAS

Una vez aclimatada la biomasa y seleccionado el biofiltro que se usaría en las siguientes etapas de la experimentación (BF1), se comenzó a alimentar el BF1 únicamente con el efluente del foto-reactor, manteniendo una carga hidráulica volumétrica de  $0.7 \text{ m}^3 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$  (C1). El BF2 dejó de alimentarse, quedando en desuso.

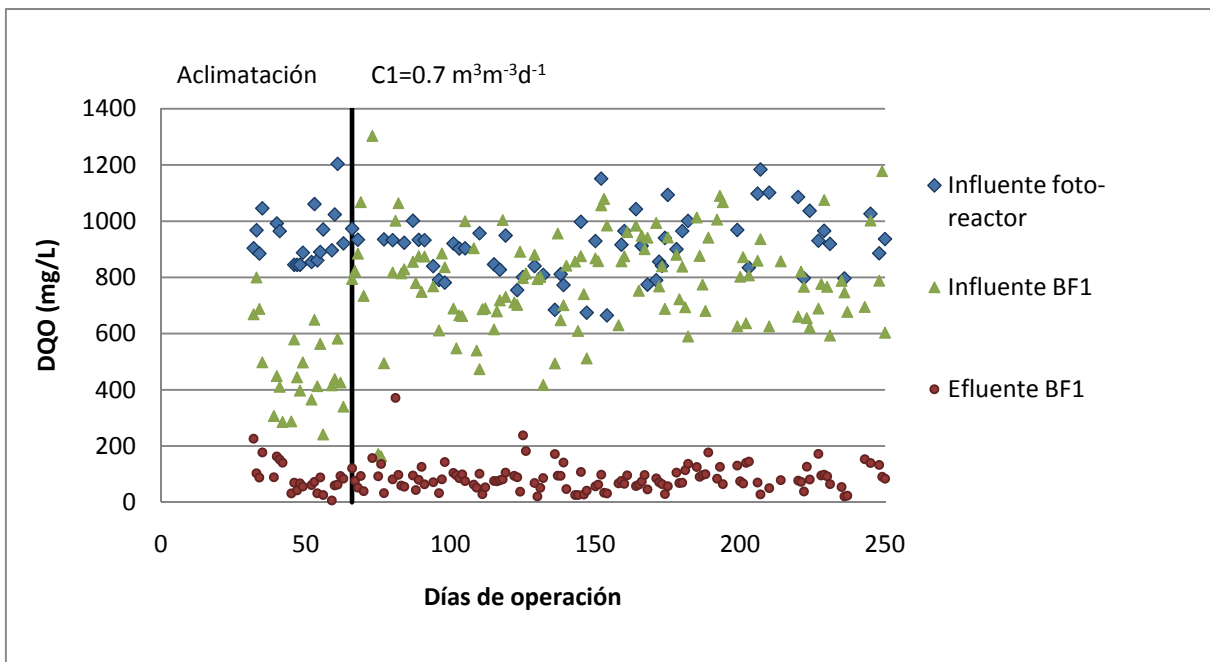
En la Figura 4.9 se presentan en forma gráfica los datos de concentración de materia orgánica (medida como DQO) del influente del foto-reactor y de influente y efluente del BF1, obtenidos durante la operación del sistema hasta el día 251 de operación. Como se mencionó en el punto 3.2.3.2 el efluente del foto-reactor era almacenado en un contenedor de 20L y mezclado con otros lotes del agua problema, por lo cual la caracterización del efluente del foto-reactor y del influente del biofiltro varían ligeramente, sin embargo, para que la información presentada en las gráficas fuera más clara, únicamente se incluyeron los datos del influente del biofiltro.

La concentración de DQO en el influente del foto-reactor varía entre 700 y 1000 mg/L. En el efluente del foto-reactor e influente del BF1, la variación es mayor y los valores van de 600 a 1000 mg/L. En el efluente del BF1 los valores de DQO oscilan entre 20 y 170 mg/L

con un valor promedio de 86 mg/L (promedio de los días 66 al 251). En cuanto a los porcentajes de remoción de DQO en el foto-reactor puede observarse en la Figura 4.10 que, en general, son menores a 15%. En esta misma figura se presentan los valores de remoción del BF1, los cuales se mantuvieron alrededor del 90%; sin embargo, pueden observarse varias disminuciones significativas en la remoción de DQO, la primera en el día 76 de operación, la cual se debió a problemas operativos en el foto-reactor que impidieron la producción del efluente pretratado. Por ello, durante tres días se alimentó agua residual municipal al biofiltro con una concentración de materia orgánica muy baja, pero a pesar de la baja carga en el influente los valores de DQO en el efluente se mantuvieron constantes, llevando a una disminución en el porcentaje de remoción. Esto puede deberse a que al presentarse una menor concentración de materia orgánica en el agua se presentó una desorción de los contaminantes retenidos en el material filtrante o bien a que los biofiltros tienen un límite en cuanto a la calidad del efluente debido al desprendimiento de biomasa de la biopelícula y a los productos de degradación del material de empaque que salen con el efluente. La segunda caída en la remoción de DQO ocurre el día 125 de operación, en el que se presentó una inundación del lecho por la formación de una nata en la parte superior del mismo que impedía el flujo normal del influente. La nata fue removida permitiendo la operación normal del biofiltro y, con ello, el incremento en el porcentaje de remoción de DQO; sin embargo, en el día 132 de operación se presenta nuevamente el problema de inundación debido a la formación de nata lo que probablemente estaba ocurriendo por compactación del material filtrante en la parte superior del lecho. Entonces, se decidió desempacar el biofiltro, homogeneizar el material y empacarlo nuevamente. Para el día 140 el reactor se estabilizó y recuperó su eficiencia de remoción de DQO. Hacia el día 180 de operación se vuelve a tener una disminución en el porcentaje de remoción, menos significativa que las anteriores; sin embargo, a partir de ahí y hasta el último día de operación la remoción de materia orgánica tuvo más variación. Presentó un comportamiento cíclico que puede deberse al desprendimiento de la biopelícula o a la descomposición del medio filtrante; sin embargo la remoción en esta etapa de operación siempre fue mayor al 75%.

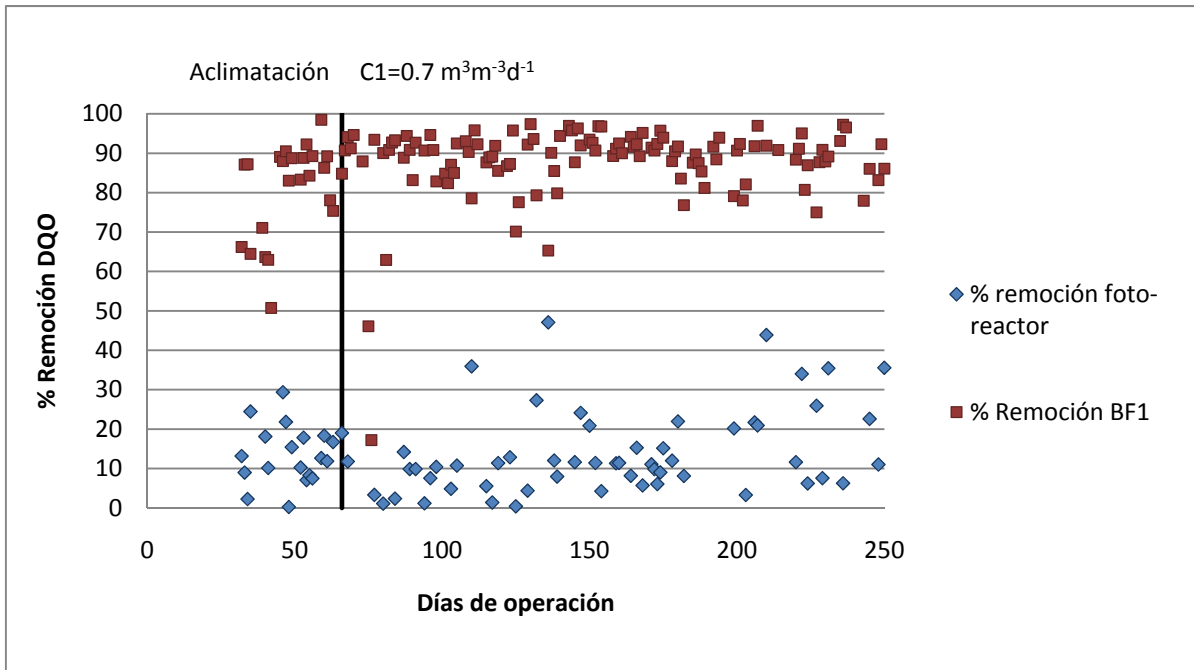
En la Figura 4.11 se presenta gráficamente el comportamiento de la concentración de colorantes en el influente y efluente del foto-reactor y en el influente y efluente del BF1. El

influyente del foto-reactor se mantiene en una concentración aproximada de 1000 mg/L y el efluente alrededor de 52 mg/L. El influente del BF1 mantiene en un valor promedio de 500 mg/L y el efluente tuvo un comportamiento estable con una concentración promedio de 5 mg/L hasta el día 124 de operación. Del día 125 al 136 los valores de concentración de color estuvieron entre 10 y 16 mg/L y esto se refleja en la gráfica de remoción de color de la Figura 4.12, en donde la remoción del BF1 se mantuvo alrededor de 88%, excepto en el día 76 que cae hasta 4%. En los días 125 al 136 se tienen remociones del 70% al 75%. Estas caídas se debieron a los problemas operativos mencionados en el párrafo anterior. En el día 180 se presentó una caída en el porcentaje de remoción de colorante al igual que ocurrió con la remoción de DQO, pero en la concentración de colorante un poco más pronunciada, lo que pudo ser también atribuible a la descomposición de la turba.

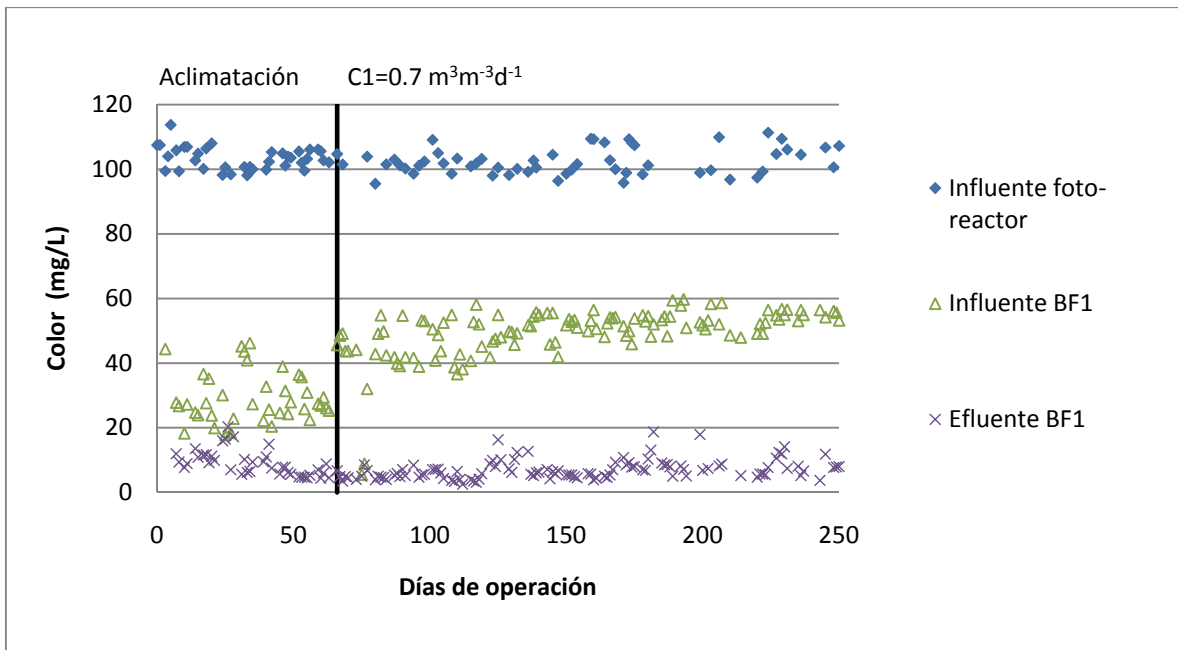


**Figura 4.9.** Concentración de materia orgánica (medida como DQO) durante la experimentación

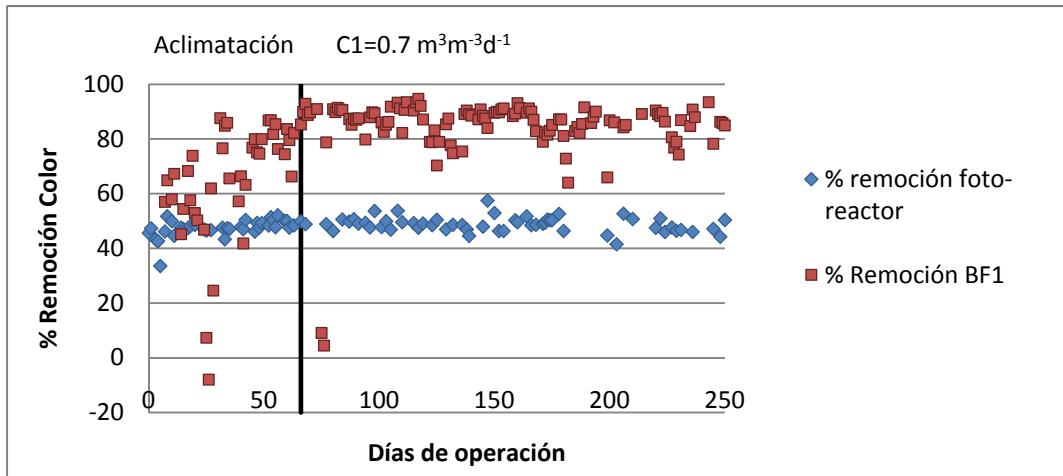
Se realizaron también mediciones a las muestras de color en la escala Pt-Co. El valor promedio de color del influente del foto-reactor fue de 7000 U Pt-Co y de 3700 U Pt-Co en el efluente. En el BF1 los valores promedio fueron de 3600 en el influente y 360 en el efluente.



**Figura 4.10.** Porcentajes de remoción de materia orgánica (medida como DQO) del foto-reactor y BF1

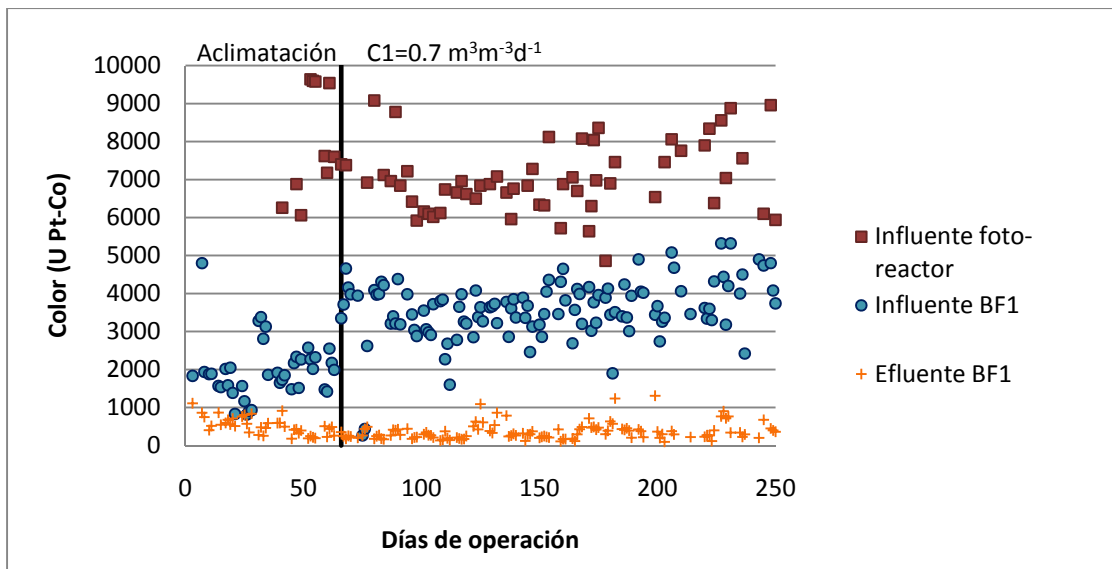


**Figura 4.11.** Concentración de colorante durante la experimentación

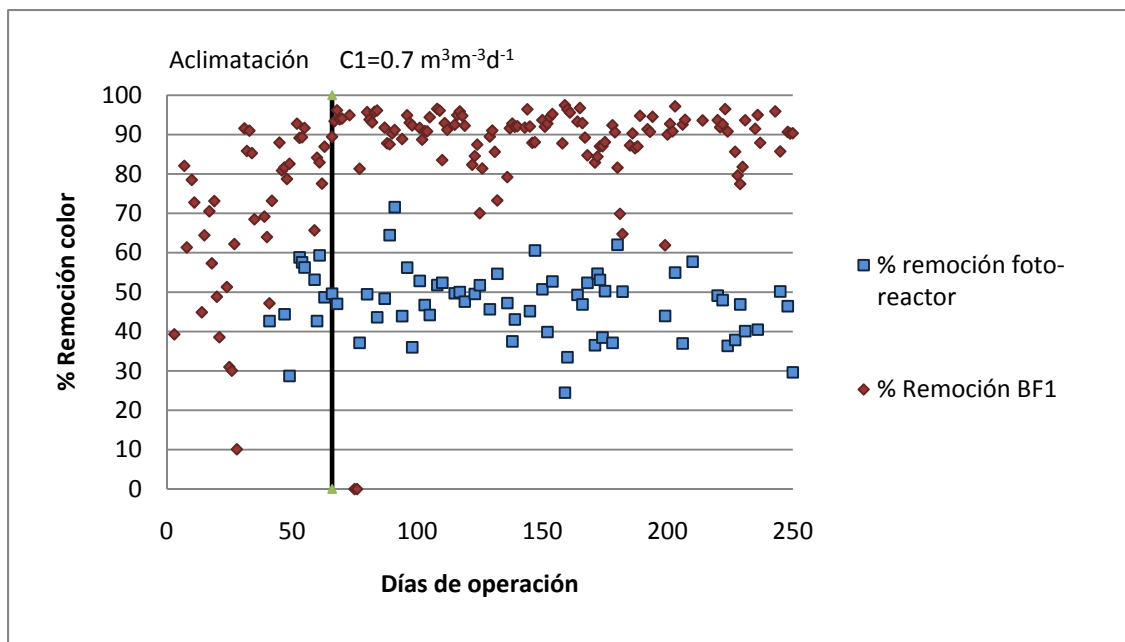


**Figura 4.12.** Porcentajes de remoción de colorante en el foto-reactor y BF1

El comportamiento de color del influente del foto-reactor y del influente y efluente del BF1 pueden observarse en la Figura 4.13. En cuanto a las eficiencias de remoción de color ( $U_{Pt-Co}$ ) en el foto-reactor se tuvo un promedio de 47% y de 88% en el BF1, nuevamente se observaron caídas en la eficiencia de remoción del BF1 los días 76 y 125 al 136, así como a partir del día 180 de operación (Figura 4.14), al igual que en los gráficos de remoción de materia orgánica y de concentración de color (Figuras 4.10 y 4.12), las cuales se debieron a los problemas previamente descritos.



**Figura 4.13.** Seguimiento del color (escala Pt-Co)



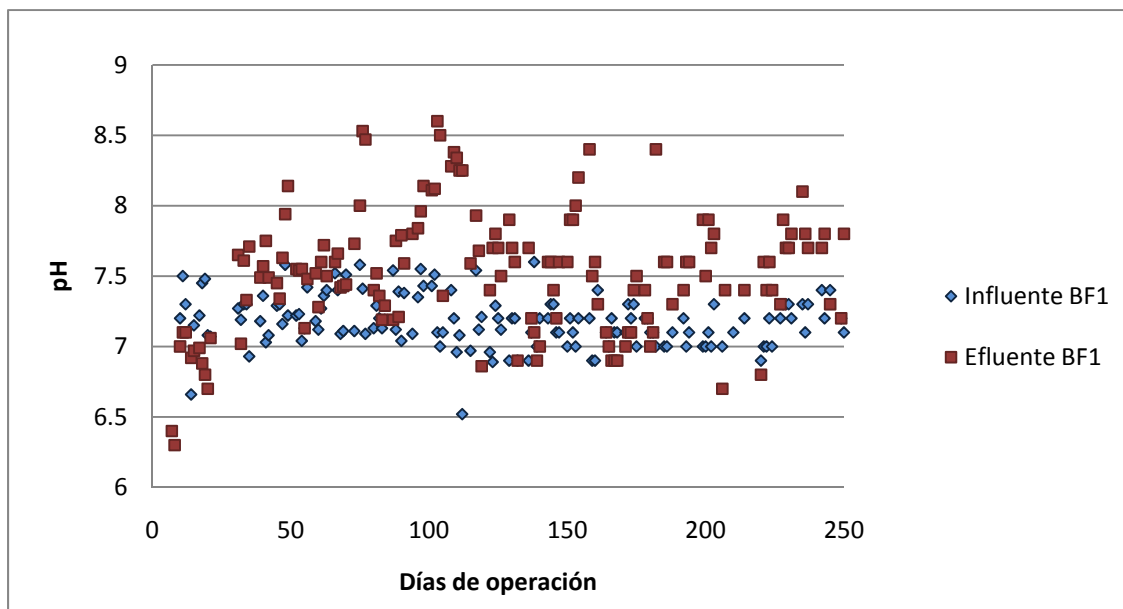
**Figura 4.14.** Eficiencias de remoción de color (escala Pt-Co)

Con relación a los datos de pH, sólo se presenta gráficamente el comportamiento del influente y del efluente del BF1 (Figura 4.15), ya que el influente al foto-reactor se ajustó a pH=3 y permanece prácticamente sin cambio durante la reacción. El pH del influente del BF1 se ajustó con una solución de hidróxido de sodio 0.1N y se mantuvo en valores cercanos a la neutralidad con un promedio de 7.2. El efluente del BF1 en los primeros días de operación tenía valores de pH ligeramente ácidos, lo cual fue debido al lavado de ácidos húmicos contenidos en la turba. Después de este corto periodo de lavado, el pH en el efluente aumentó y presentó variaciones entre 6.8 y 8.5, con un valor medio de 7.6.

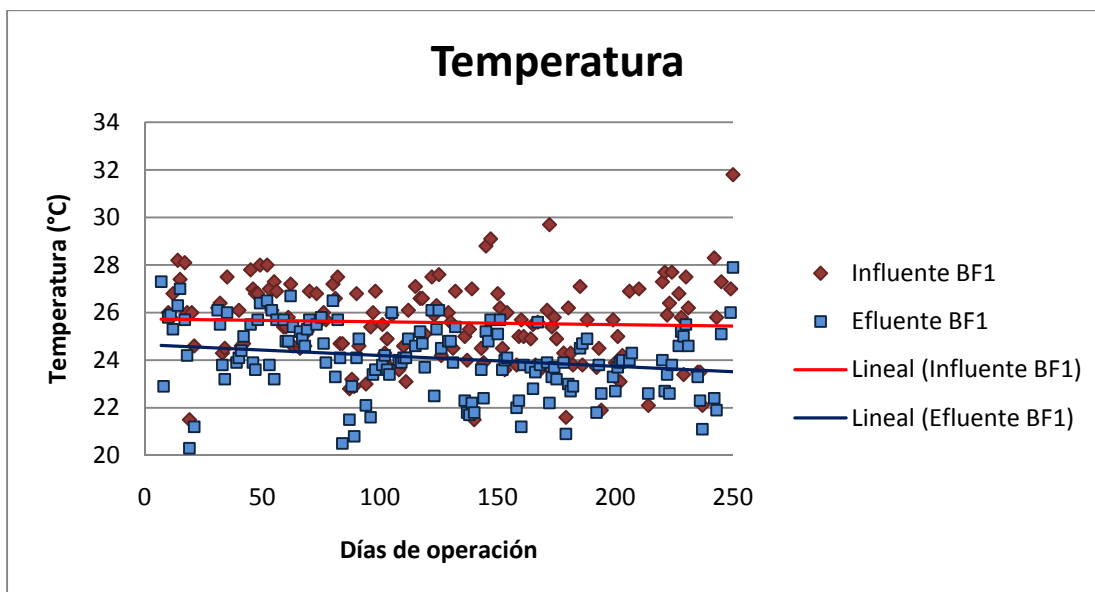
La temperatura en el influente y efluente del BF varió de acuerdo con los cambios de la temperatura ambiente, ya que el equipo no tenía aislamiento térmico. Cabe mencionar que la temperatura en el influente del BF1 presentó una variación mayor debido a que en ocasiones se alimentaba inmediatamente después de terminada la reacción en el foto-reactor, en el cual la temperatura aumentaba a valores entre 25 y 30°C. De esta forma el valor promedio en el influente del BF1 fue de 25°C y en el efluente de 24°C. En la Figura 4.16 puede observarse el comportamiento de la temperatura durante la experimentación en



el influente y efluente del BF1. Ambas temperaturas siempre se mantuvieron en el intervalo óptimo para la actividad de la biopelícula: 10-30°C (Lessard y Le Biham, 2003).



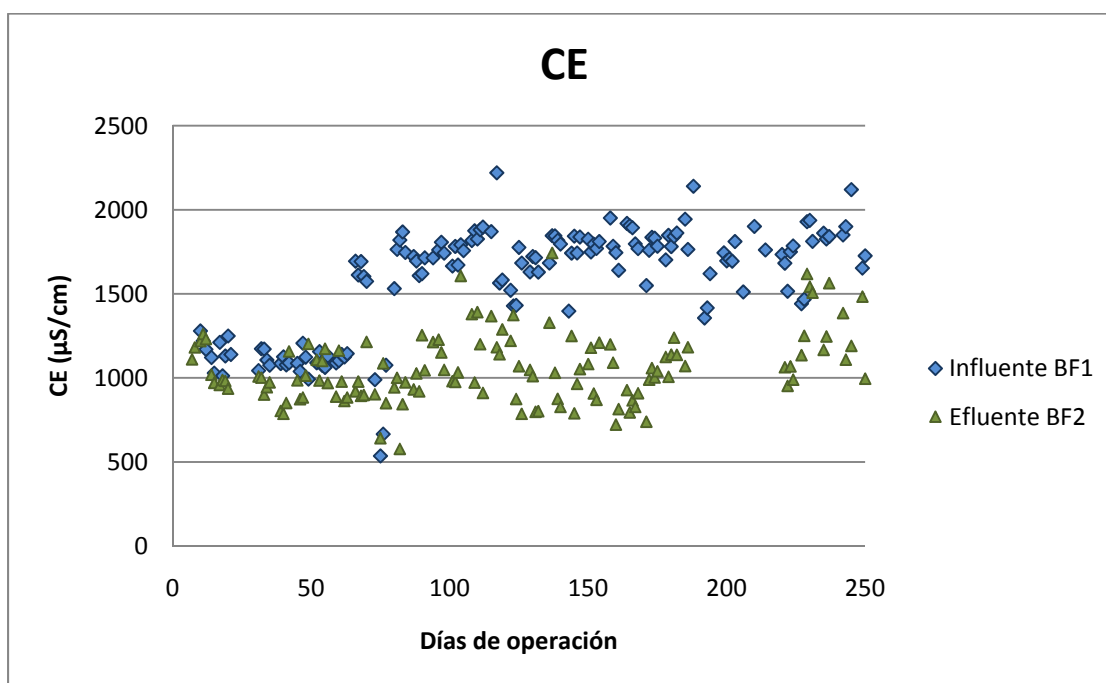
**Figura 4.15.** Comportamiento del pH en el influente y efluente del BF1



**Figura 4.16.** Comportamiento de la temperatura en el influente y efluente del BF1

Otro parámetro al que se le dió seguimiento es a la conductividad eléctrica, la cual es debida principalmente al cloruro de sodio que contiene el agua problema. Puede observarse

en el gráfico de la Figura 4.17, que las variaciones en el influente y efluente del BF1 son muy similares, presentando un valor promedio de 1119  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el influente y 1113  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el efluente durante la etapa de aclimatación, y valores de 1744  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 1753  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el influente y el efluente, respectivamente, una vez que se aumentó la carga orgánica, es decir cuando se dejó de mezclar el efluente del foto-reactor con agua residual de la PTAR del IMTA.

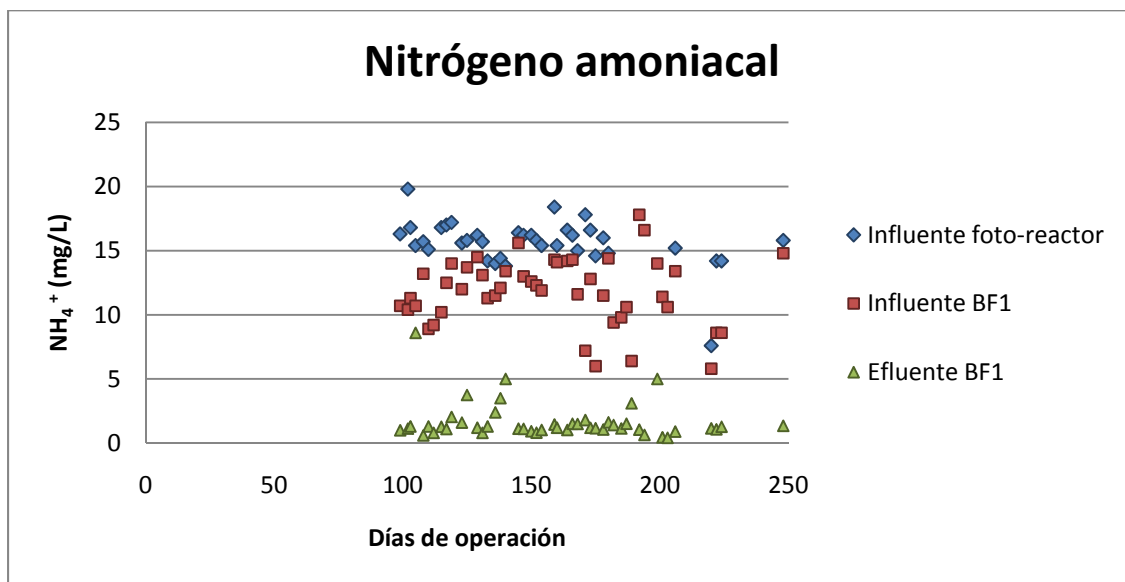


**Figura 4.17.** Comportamiento de la conductividad eléctrica, CE, en el influente y efluente del BF1

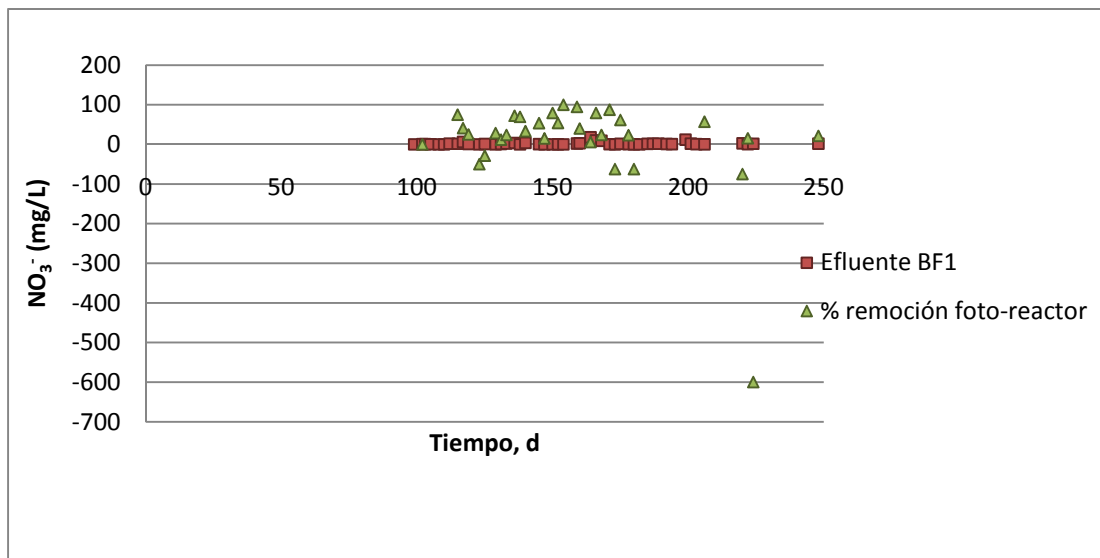
A partir del día 100 de operación se dio seguimiento al comportamiento del nitrógeno amoniacal en el influente del foto-reactor y en el influente y efluente del BF1. En el primero se detectaron concentraciones que oscilan entre 14 y 20 mg/L, con un valor promedio de 15.6 mg/L. En el influente del BF1 la concentración media fue de 11.8 mg/L y en el efluente del mismo es de 1.7mg/L El comportamiento de las concentraciones en los diferentes puntos puede observarse en la Figura 4.18.

La concentración de nitratos fue seguida únicamente en el influente y efluente del BF1. En los resultados obtenidos del influente puede observarse una variación muy grande. En

cambio, el efluente tiene un comportamiento estable con concentraciones que son muy cercanas a cero (un promedio de 2 mg/L). Esta clara remoción de nitratos en el biofiltro indica que ha tenido lugar el proceso de desnitrificación. Los resultados de este análisis pueden observarse en la Figura 4.19.



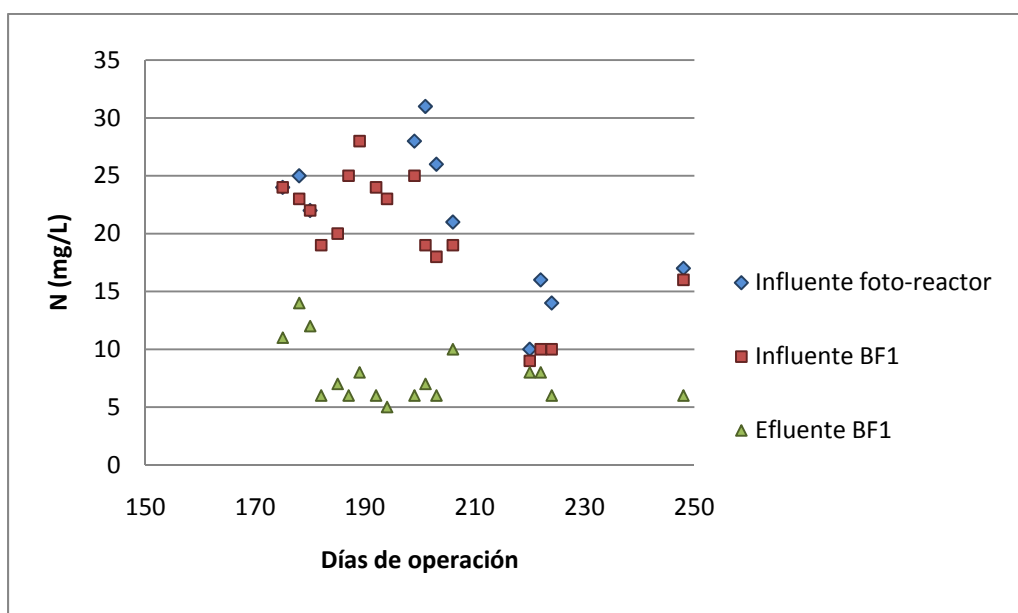
**Figura 4.18.** Comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal



**Figura 4.19.** Comportamiento de la concentración de nitratos

La concentración de nitrógeno total también fue medida; sin embargo, sólo se presentan datos a partir del día 175 de operación, ya que los primeros valores obtenidos no son confiables debido a que existía un error en el procedimiento de medición.

La literatura dice que puede removerse nitrógeno durante la oxidación avanzada de colorantes azo por la formación de nitrógeno gaseoso (Stylidi *et al.*, 2003; García *et al.*, 2008) y, en este caso, puede observarse en la gráfica de la Figura 4.20 que se tiene una pequeña remoción en el foto-reactor, alrededor de 14%, que podría atribuirse a esto. Por otro lado la remoción que ofrece el biofiltro es en promedio de 58%, teniendo una concentración en el efluente de 7.8 mg/L.



**Figura 4.20.** Comportamiento de la concentración de nitrógeno total

Finalmente se realizó un ensayo de toxicidad con *Vibrio fischeri* para tres muestras tomadas el día 248 de operación, cuyos resultados se muestran en la Tabla 4.15.

La toxicidad del agua problema es 4.5 UT, y aumenta a 6.618 al ser oxidada parcialmente. Esto puede deberse a la formación de aminas aromáticas primarias; sin embargo, los resultados de las pruebas indican que con el paso por el biofiltro la toxicidad de los compuestos formados es eliminada.

**Tabla 4.15.** Resultados del ensayo de toxicidad

No. muestra	Identificación	CE <sub>50</sub> (%)	UT
1	Influyente foto-reactor	22.222	4.500
2	Efluente foto-reactor/Influyente biofiltro	15.109	6.618
3	Efluente biofiltro	TOXICIDAD NO DETECTADA	

Además, debe tenerse en consideración que si bien la toxicidad inicial de los colorantes es de 4.5 UT, la toxicidad por la potencial formación de aminas aromáticas al tratar agua por métodos alternativos como puede ser un proceso biológico anaerobio puede alcanzar valores de hasta 115 UT para la misma mezcla de colorantes, de acuerdo con los datos reportados por Hernández (2008). Esta autora hizo pruebas de toxicidad con la bacteria *Vibrio fischeri* expuesta al efluente tratado de un reactor anaerobio, el cual contiene aminas aromáticas generadas como subproducto de la degradación, que son altamente tóxicas.

Por lo anterior puede decirse que el proceso acoplado foto Fenton-Biofiltro representa una vía segura para tratar efluentes con colorantes azo, al mismo tiempo que ofrece remociones de materia orgánica y color de 89.4 y 93.7%, respectivamente. Sin embargo, después de 125 días de operación se presentaron problemas de taponamiento, por lo que se recomienda estudiar la forma de reducir este problema, el cual puede estar relacionado con la carga orgánica aplicada al biofiltro.

Con los materiales usados y bajo las condiciones probadas este sistema de tratamiento mostró tener una vida útil de ocho meses, por lo que para su aplicación deberá considerarse la necesidad de sustituir el material de empaque.

## 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo con el objetivo planteado de decolorar un efluente sintético que simula agua residual de la industria textil previamente tratado por el proceso avanzado de oxidación (PAO) foto-Fenton, mediante un sistema biológico de biofiltración, reduciendo a la vez la carga y la toxicidad, se presentan las siguientes conclusiones y recomendaciones:

### 5.1. Conclusiones

- El proceso foto-Fenton, a las condiciones y dosis utilizadas, alcanzó el 50% de decoloración buscado, por lo que puede decirse que es eficiente en términos de decoloración.
- La remoción de materia orgánica (medida como DQO) alcanzada en el foto-reactor es muy baja (12%), lo que indica que no se llega a la mineralización de los colorantes en esta etapa de tratamiento.
- El sistema de biofiltración sobre lecho orgánico presenta buenas remociones de color (85%), materia orgánica (88%) y nitrógeno (85%  $\text{NH}_4^+$ , 65%  $\text{N}_T$ ), a una carga hidráulica volumétrica de  $0.7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ .
- Los materiales filtrantes utilizados presentan problemas por atascamiento y compactación, dando lugar a la disminución en la remoción de color y materia orgánica, especialmente después de 125 días de operación.
- El acoplamiento del proceso de oxidación avanzado foto-Fenton y un biofiltro aerobio mostró ser una buena opción para el tratamiento de un efluente textil bajo las condiciones probadas, ya que mostró ser una vía segura en lo que a toxicidad se refiere, al presentar valores relativamente bajos de toxicidad con *Vibrio fischeri* (4.5 UT en el influente al sistema, 6.6 UT al final de la oxidación por foto-Fenton y toxicidad no detectada en el efluente del sistema), en comparación con los valores que se pueden alcanzar cuando estos mismos colorantes son degradados en ambientes reductores (alrededor de 115 UT, de acuerdo con Hernández, 2008).
- Las pruebas de t de student realizadas a los resultados de remoción de materia orgánica (como DQO) y color (como concentración), demuestran que existen

diferencias significativas en las remociones obtenidas en el foto-reactor y en el biofiltro. Con base en esto puede decirse que el sistema foto-Fenton presenta una mayor remoción de color, como una medida de la transformación química de los compuestos coloridos, mientras que el biofiltro presenta una mejor remoción de la materia orgánica representada por esos compuestos químicos formados durante la transformación química (PAO).

- De la prueba t de student realizada a los resultados de remoción de materia orgánica (como DQO) de los dos biofiltros probados en la etapa de aclimatación se concluyó que el biofiltro 1 dio mejores resultados que el 2, por lo cual puede decirse que el inóculo proveniente de la purga del sedimentador de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales presentó una mejor aclimatación a los subproductos formados en la oxidación parcial de los colorantes que el inóculo proveniente de un sistema de lodos activados que trataba agua residual con la mezcla de colorantes probados en este proyecto. Esto puede deberse a que los microorganismos de este último tenían un cierto grado de intoxicación por la exposición continua y en concentraciones mayores de los colorantes.

## 5.2. Recomendaciones

Se recomienda:

- Estudiar el comportamiento del sistema de tratamiento propuesto en este proyecto para un agua real de la industria textil.
- Estudiar las rutas de oxidación de los colorantes Amarillo Ácido 36, Azul Directo 2 y Negro Directo 38, ya que con esta información se puede decidir más acertadamente qué grado de decoloración es el más conveniente para acoplar el proceso de oxidación avanzado a un sistema biológico (Anexo VI).
- Identificar las especies microbianas que se desarrollan en la biopelícula para establecer de qué manera intervienen en la depuración del agua.
- Evaluar la “vida” de los biofiltros de turba y tabachín y la forma de disposición del material una vez terminada su “vida útil”.

## BIBLIOGRAFÍA

Alatorre F. y Moeller G. (2006); *Influencia de las características hidráulicas y geométricas de biofiltros empacados sobre la eliminación de un colorante azo*; XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; Guadalajara, México.

Balcioğlu I. y Arslan I. (2001); *Partial oxidation of reactive dyestuff and synthetic textile dye-bath by the  $O_3$  and  $O_3/H_2O_2$  processes*; Water Science and Technology, 43 (2), 221-228.

Bandala E., Pelaez M., García-López A., Salgado M., Moeller G. (2008), *Photocatalytic decolourization of synthetic and real textile wastewater containing benzidine-based azo dyes*, Chemical Engineering and Processing, 47(2), 169-176.

Bitton G. (1994); *Op. cit.* Lessard P. y Le Bihan Y. (2003); Eds. Mara D. y Horan N.; en *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*; Academic Press; pp 317-336. UK.

Buelna G., Garzón M. y Moeller G. (2005); *Tratamiento de las aguas residuales generadas en pequeñas comunidades, zonas rurales y pequeñas y medianas industrias con biofiltros de lecho orgánico*; Foro Mundial del Agua-Reunión Preparatoria Panamericana, Cuernavaca, Mor., México.

Carliell C.M., Barclay S.J., Naidoo N., Buckley C., Mulholland D. y Senior E. (1995); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4):449–505.

CEPIS (1992); *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. Filtración lenta, Teoría y evaluación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Chacón J., Leal T., Sánchez M., Bandala E. (2006); *Op. cit.* Bandala E., Pelaez M., García-López A., Salgado M. y Moeller G. (2008), *Photocatalytic decolourization of synthetic and real textile wastewater containing benzidine-based azo dyes*, Chemical Engineering and Processing, 47(2), 169-176.

Chacón J., Moeller G. y Cervantes A. (2007); *Decoloración, oxidación y reducción de toxicidad de un cóctel de colorantes tipo azo por procesos de oxidación avanzada*; XXV Congreso Centroamericano y XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamá.

Chang C., Lin J., Chao A. y Liu C. (1996); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

Corbman B. (1975); *Op. cit.* EPA (1996); *Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry*; Environmental Protection Agency; EEUU.

Couillard D. (1994); *The use of peat in wastewater treatment*; Water Resources, 28 (6), 1261-1274.



DiGiano F., Clarkin C., Charles M., Maerker M., Francisco D. y LaRocca C. (1992); *Op. cit.* Hao O. J., Kim Hyunook, y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of Wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

DOF (1981); *Ley Federal de Derechos*. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México.

EPA (1996); *Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry*; Environmental Protection Agency; EEUU.

EPA (1997); *Profile of the Textile Industry*; Environmental Protection Agency; EEUU.

García J., Torrades F., Pérez L., Oller I., Malato S., Maldonado M. y Peral J. (2008); *Degradation pathways of the commercial reactive azo dye procion Red H-E7B under solar-assisted photo-Fenton reaction*; Environmental Science and Technology, 42 (17), 6663-6670.

García L. (2007); *Decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes azo en sistemas de biofiltración con diferentes empaques orgánicos*; Tesis de Maestría; UNAM. México.

Garzón-Zuñiga M. (2004); *La biofiltración sobre cama de turba, un tratamiento eficiente para diferentes tipos de agua residual industrial*; XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; San Juan, Puerto Rico.

Garzón-Zuñiga M. A., Lessard P. y Buelna G (2003); Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter; Environmental Technology, Vol. 24, 605-614.

Gilbert E. (1987); *Op. cit.* Balcioglu I. y Arslan I. (2001); *Partial oxidation of reactive dyestuff and synthetic textile dye-bath by the O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes*; Water Science and Technology, 43 (2), 221-228.

Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

Hao O., Shin C., Lin C., Jeng F. y Chen Z. (1996); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

He Y. y Bishop P. (1994); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

Hernández Y. (2008); *Tratamiento de aguas residuales de la industria de síntesis de azo-colorantes por medio de tratamientos combinados*; Tesis de maestría. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería Ambiental. UNAM. México.

Hickman W. (1993); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

Horning L. (1981); *Op. cit.* EPA (1996); *Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry*; Environmental Protection Agency; EEUU.

Ince N. (1999); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

INEGI (2006); *La industria textil y del vestido en México*; Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática; México.

Kang, S-F. y Chang, H-M. (1997); *Coagulation of textile secondary effluent with Fenton's reagent*. *Water Science Technology*, 36(12), 215–221.

Keck, A., Klein, J., Kudlich, M., Stolz, A., Knackmuss, H.J. y Mattes, R. (1997); *Op. cit.* Li J. y Bishop P. (2004); *Adsorption and biodegradation of azo dye in biofilm processes*; *Water Science and Technology*, 49 (11-12), 237-245.

Knapp J.S. y Bromley-Challoner K.C.A. (2003); Eds. Mara D. y Horan N.; en *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*; Academic Press; pp 559-595. UK.

Kuo W. (1992); *Op. cit.* Kang, S-F. y Chang, H-M. (1997); *Coagulation of textile secondary effluent with Fenton's reagent*; *Water Science and Technology*, 36(12), 215–221.

Ledakowicz S. y Gonera M. (1999); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Lens P., Vochten P., Speleers L. y Verstraete W. (1994); *Op. cit.* Lessard P. y Le Bihan Y. (2003); Eds. Mara D. y Horan N.; en *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*; Academic Press; pp 317-336. UK.

Lessard P. y Le Bihan Y. (2003); Eds. Mara D. y Horan N.; en *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*; Academic Press; pp 317-336. UK.

Li J. y Bishop P.L. (2004); *Adsorption and biodegradation of azo dye in biofilm Processes*; *Water Science and Technology*, 49 (11–12), 237–245.

Lin S. y Lin C. (1993); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Lin S. y Lo C. (1997); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Lin S. y Peng C. (1995); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Litter M, Emilio C, Jardim W, Mansilla H. (2002); *Op. cit.* Moeller G. y Garzón M. (2006); *Decoloración y reducción de toxicidad de efluentes de industria química de colorantes y pigmentos. Informe primera etapa*; Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México.

Malato S., Blanco J., Vidal A., Richter C. (2002); *Op. cit.* Moeller G. y Garzón M. (2006); *Decoloración y reducción de toxicidad de efluentes de industria química de colorantes y pigmentos. Informe primera etapa*; Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México.

Marco A., Espulgas S., Saum G. (1997); *How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment*; Water Science and Technology, 35 (4), 321-327.

Martin A. (1991); *Op. cit.* Young-Sook O. y Sung-Chan Ch. (2000); *Selection of Suitable Packing Material for Biofiltration of Toluene, m- and p-Xylene Vapors*; The Journal of Microbiology, 38 (1), 31-35.

Medley D. y Stover E. (1983); *Op. cit.* Balcioglu I. y Arslan I. (2001); *Partial oxidation of reactive dyestuff and synthetic textile dye-bath by the O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes*; Water Science and Technology, 43 (2), 221-228.

Metcalf y Eddy (2003); *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*; McGraw Hill; 4<sup>a</sup> ed. EEUU.

Moeller G. y Garzón M. (2006); *Decoloración y reducción de toxicidad de efluentes de la industria química de colorantes y pigmentos. Informe, primera etapa*; Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México.

Moran C. y Howell R. (1997); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

Morrison R. y Boyd R. (1990); *Química orgánica*; Addison- Wesley Iberoamericana, 5<sup>a</sup> ed.

Ollgaard H. (1998); *Op. cit.* Moeller G. y Garzón M. (2006); *Decoloración y reducción de toxicidad de efluentes de industria química de colorantes y pigmentos. Informe, primera etapa*; Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México.

Ostle B. y Malone L. (1988); *Statistics in research*; Iowa State University Press/AMES; 4<sup>a</sup> ed.

Oturan M.A., Peiroten J., Chartrin P., Acher A.J. (2000); *Op. cit.* Guivarch E., Trevin S., Lahitte C., Oturan M. (2003); *Degradation of azo dyes in water by Electro-Fenton process*; Environmental Chemical Letters 1, 38–44.

Park T. J., Lee K. H., Jung E. J., y Kim C. W. (1999) *Removal of refractory organics and color in pigment wastewater with Fenton oxidation*. Water Science and Technology, 39(10/11), 189–192.

Porter J. y Snider E. (1976); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H.k, y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4), 449–505.

Scott y Ollis (1995); *Op. cit.* Sarria V., Parra S., Invernizzi M., Péringer P. y Pulgarin C. (2001); *Photochemical–biological treatment of a real industrial biorecalcitrant wastewater containing 5-amino-6-methyl-2-benzimidazolone*; *Water Science and Technology*, 44 (5), 93-101.

SEMARNAT-CNA (2004); *Estadísticas del Agua en México 2004*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua; México.

Senthilnathan P. y Ganczarzyk J. (1990); *Op. cit.* Lessard P. y Le Bihan Y. (2003); Eds. Mara D. y Horan N.; en *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*; Academic Press; pp 317-336. UK.

Steenken-Richter I. y Kermer W. (1992); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Stockinger H., Kut Ö.M. y Heinzle E. (1996); *Op. cit.* Balcioglu I. y Arslan I. (2001); *Partial oxidation of reactive dyestuff and synthetic textile dye-bath by the O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes*; *Water Science and Technology*, 43 (2), 221-228.

Stylidi M., Kondarides D., Verykios X. (2003); *Pathways of solar light-induced photocatalytic degradation of azo dyes in aqueous TiO<sub>2</sub> suspensions*; *Applied Catalysis B: Environmental* 40, 271–286.

Takahashi N., Nakai T., Satoh Y. y Katoh Y. (1994); *Op. cit.* Balcioglu I. y Arslan I. (2001); *Partial oxidation of reactive dyestuff and synthetic textile dye-bath by the O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes*; *Water Science and Technology*, 43 (2), 221-228.

Talbot P., Bélanger G., Pelletier M. (1996); *Op. cit.* Lessard P. y Le Bihan Y. (2003); Eds. Mara D. y Horan N.; en *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*; Academic Press; pp 317–336. UK.

Walthall W. y Stark J. (1999); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Webber E. y Stickney V. (1993); *Op. cit.* Hao O. J., Kim H., y Chiang P.-Ch. (2000); *Decolorization of wastewater*; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4), 449–505.

Whaley S. (1984); *Op. cit.* EPA (1996); *Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry*; Environmental Protection Agency; EEUU.

# ANEXOS

---

## ANEXO I. PRUEBAS PRELIMINARES EN EL FOTO-REACTOR

Con la finalidad de establecer el volumen de cada lote de agua a tratar se realizaron pruebas con volúmenes de 1 y 2 L, utilizando una velocidad de flujo de recirculación de 1 y 2 L/min, respectivamente. Los resultados se muestran en la Tabla I.1.

**Tabla I.1.** Resultados de los experimentos con foto-Fenton con diferentes volúmenes de lote

	Volumen del lote	
	1 L	2 L
Color inicial (mg/L)	107.47	99.44
Color final* (mg/L)	58.45	56.38
% remoción de colorantes	45.6	43.3

\*Después de 60 min de reacción

Se realizaron, además, pruebas con diferentes concentraciones de almidón, partiendo de una concentración de 391 mg/L, la cual fue utilizada para los mismos colorantes seleccionados en este proyecto (Hernández, 2008). Los valores de DQO obtenidos con esta concentración de almidón no alcanzan el valor establecido por lo cual se realizaron análisis de DQO de soluciones con diferentes concentraciones de almidón y con base en los resultados de esos análisis (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) y con el cálculo de la demanda teórica de oxígeno de la mezcla de colorantes (214 mg/L) se fijó la concentración de almidón en 647 mg/L.

También se realizaron pruebas con adición y sin adición de cloruro de sodio, para evaluar su posible interferencia en las técnicas analíticas. Los resultados de estas pruebas se resumen en la Tabla I.2.

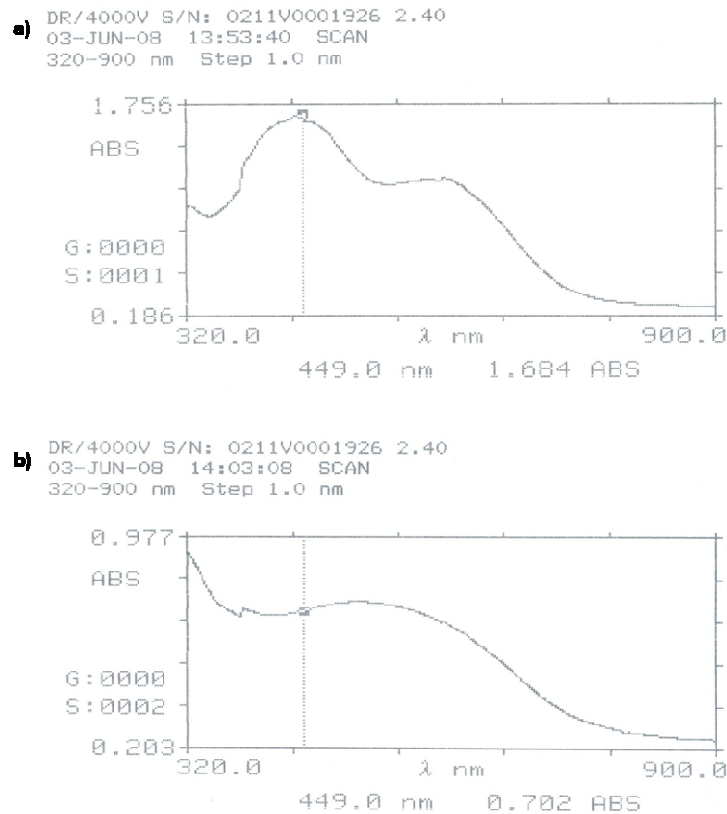
Además de los parámetros presentados en la Tabla I.2, se realizaron barridos espectrofotométricos al influente y al efluente del reactor después de 60 min de reacción. En todas las pruebas se presentó el mismo patrón en los espectros de absorción, por lo que únicamente se muestran los de una prueba (Figura I.1).

**Tabla I.2.** Resultados de los experimentos con foto-Fenton

	Prueba			
	1	2	3	4
Concentración almidón (mg/L)	391.2	647.0	647.0	790.3
Concentración de NaCl (mg/L)	560.1	560.1	0	560.1
Color inicial (mg/L)	100.75	98.98	108.53	101
Color final* (mg/L)	40.51	48.88	49.42	53
% remoción de colorantes	59.8	50.6	54.5	47
DQO inicial (mg/L)	425.54	661.035	697.855	885
DQO final* (mg/L)	364.62	546.33	504.89	865
% remoción de DQO	14.32	17.35	27.65	2.3

\*Después de 60 min de reacción

Nota: Las concentraciones de colorantes y fosfato de amonio monoácido en todas las pruebas fueron de 100 mg/L (33.3 mg/L de cada colorante) y 62.2 mg/L, respectivamente



**Figura I.1.** Espectro de absorción de a) influente al foto-reactor; b) efluente después de 60 min de reacción

## ANEXO II. MEMORIA DE CÁLCULO DE LAS PRUEBAS DE POROSIDAD *in situ*

Se tomó una muestra del material preparado (humedecido al 60%) y se determinó el contenido de humedad por medio de una balanza de humedad Ohaus MB200.

**Tabla II.1.** Resultados de la determinación de humedad de las muestras iniciales

	MF Masa húmeda (g)	MF Masa 1h (g)	% humedad	% MF seco	Masa de agua (g)
BF1	11.46	3.41	70.24	29.76	8.05
BF2	13.58	5.2	61.71	38.29	8.38

Se determinó la masa seca del material filtrante (MF) en los reactores:

$$MMF = \frac{(PT - PI) * \% MF \text{ seco}}{100} \quad (\text{II-1})$$

donde:

MMF – Masa del medio filtrante, g

PT – Masa total de reactor + grava + MF húmedo, g

PI – Masa de reactor + grava, g

%MF seco – Porcentaje de masa seca determinado en el punto anterior, %

**Tabla II.2.** Resultados de la determinación de la masa seca del material

	Masa (g)		
	Reactor +grava +MF húmedo	Reactor + grava	Masa MF seco
BF1	4200	1925	676.94
BF2	3900	1900	765.83



Se realizaron tres pruebas de vaciado en cada reactor, pero se toman los resultados de la tercera prueba para realizar los cálculos, debido a que es en esta prueba donde el MF ha tomado una mejor estructura y los datos obtenidos son más estables:

**Tabla II.3.** Resultados de la tercera prueba de vaciado

	Volumen acumulado 3ª prueba (mL)
BF1	970.5
BF2	1014

Al terminar la tercera prueba de vaciado, se tomaron muestras del material de las partes alta, media y baja de los reactores (1, 2, 3, respectivamente). Se determinó la masa seca de estas muestras y el contenido de humedad.

**Tabla II.4.** Resultados de la determinación de humedad de las muestras finales

	Muestra	MF húmedo (g)	MF masa 1 h (g)	% humedad	Media
BF1	1	8.29	1.82	78.05	75.67
	2	9.54	2.28	76.10	
	3	10.84	2.94	72.88	
BF2	1	13.19	2.85	78.39	72.93
	2	11.11	3.24	70.84	
	3	11.5	3.5	69.57	

Se midió el volumen de agua contenido en la capa de grava. Con este dato y los anteriores se calculó el porcentaje de porosidad en cada reactor como sigue:

$$VR = VA - VG \quad (II-2)$$

donde:

VR - Volumen de agua real, mL

VA – Volumen acumulado en la tercera prueba de vaciado, mL

VG - Volumen de agua contenido en la capa de grava, mL

$$GA = \frac{g_{\text{agua}}}{g_{\text{MF seco}}} = \frac{(PH * MA) / \% H_i}{MS} \quad (\text{II-3})$$

donde:

GA= masa de agua retenida por gramo de material filtrante

PH – Humedad promedio de las muestras finales, %

MA – Contenido de agua en la muestra inicial, g

%H<sub>i</sub>- Porcentaje de humedad en la muestra inicial, %

MS – Material filtrante seco, g

$$VM = MMF * GA \quad (\text{II-4})$$

donde:

VM – Volumen de agua contenido en el medio filtrante, mL

$$VAR = VR + VM \quad (\text{II-5})$$

donde:

VAR - Volumen de agua retenido, mL

$$Porosidad = \frac{VAR * 100}{V} \quad (\text{II-6})$$

donde:

V - Volumen del reactor, mL (3500 mL)

### ANEXO III. CÁLCULO DE LOS ESPACIOS VACÍOS EN EL BIOFILTRO

Los resultados de la prueba de vaciado se presentan en las siguientes tablas:

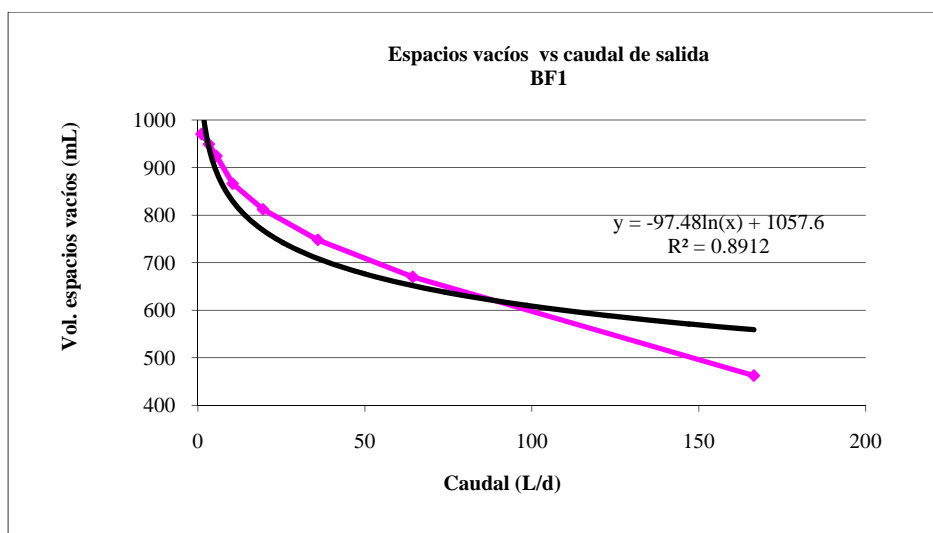
**Tabla III.1.** Resultados de la prueba de vaciado del BF1

<b>BF 1</b>			
<b>Tiempo (min)</b>	<b>Volumen (mL)</b>	<b>Volumen acumulado (mL) (espacios vacíos)</b>	<b>Q salida (L/d)</b>
0	0		
1	89	89	128.16
2	102.5	191.5	137.88
4	271	462.5	166.5
15	207.5	670	64.32
30	78	748	35.904
60	64	812	19.488
120	54	866	10.392
240	58	924	5.544
420	25	949	3.253714
1320	21.5	970.5	1.058727

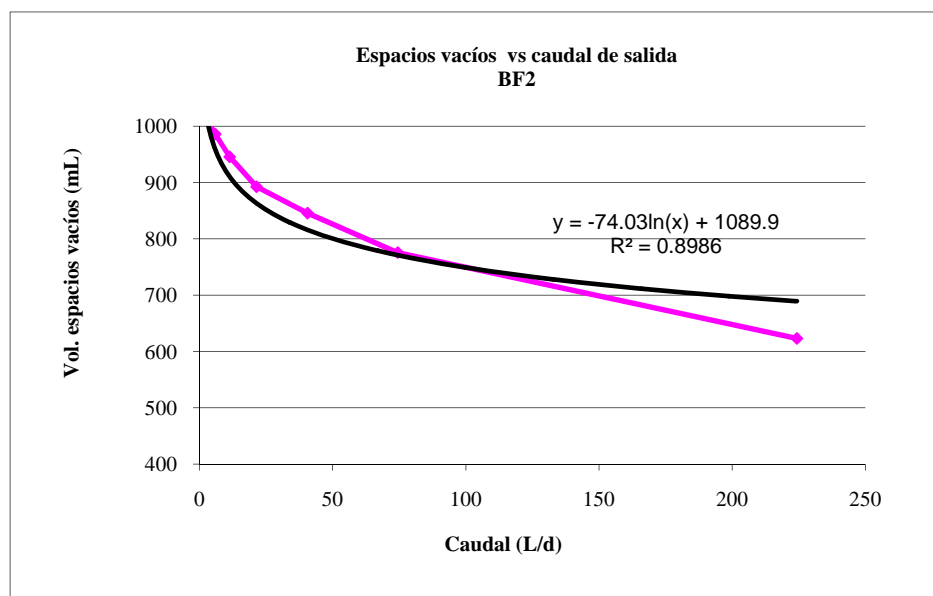
**Tabla III.2.** Resultados de la prueba de vaciado del BF2

<b>BF 2</b>			
<b>Tiempo (min)</b>	<b>Volumen (mL)</b>	<b>Volumen acumulado (mL) (espacios vacíos)</b>	<b>Q salida (L/d)</b>
0	0		
1	199	199	286.56
2	170.5	369.5	266.04
4	253.5	623	224.28
15	152.5	775.5	74.448
30	70	845.5	40.584
60	47	892.5	21.42
120	53	945.5	11.346
240	40.5	986	5.916
420	20	1006	3.449143
1320	8	1014	1.106182

A partir de estos datos se obtuvieron las siguientes gráficas:



**Figura III.1.** Gráfica de espacios vacíos vs caudal del BF1



**Figura III.2.** Gráfica de espacios vacíos vs caudal del BF2

Por medio de las ecuaciones de las curvas se pueden calcular los espacios vacíos para cualquier caudal y de esta forma puede calcularse el tiempo de residencia hidráulica en cada biofiltro.

**ANEXO IV. COMPARACIÓN ESTADÍSTICA DE LOS PORCENTAJES DE  
REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE LOS BIOFILTROS 1 Y 2 DURANTE  
LA ETAPA DE ACLIMATACIÓN**

Prueba T de student

Fecha	Día de operación	% Remoción BF1	% Remoción BF2
2008-07-15	32	66	83
2008-07-16	33	87	83
2008-07-17	34	87	78
2008-07-18	35	64	72
2008-07-22	39	71	61
2008-07-23	40	64	72
2008-07-24	41	63	72
2008-07-25	42	51	67
2008-07-28	45	89	59
2008-07-29	46	88	83
2008-07-30	47	90	81
2008-07-31	48	83	68
2008-08-01	49	89	77
2008-08-04	52	83	70
2008-08-05	53	89	80
2008-08-06	54	92	75
2008-08-07	55	84	76
2008-08-08	56	89	81
2008-08-11	59	98	75
2008-08-12	60	86	71
2008-08-13	61	89	77
2008-08-14	62	78	67
2008-08-15	63	75	58
	Media	81	73
	Desviación estándar	12	7.5
	Varianza	145	56

H0: Las medias son estadísticamente iguales

t            2.499291

t<sub>0.05,44</sub>    2.015368

t > t<sub>0.05,44</sub> por lo tanto se rechaza H0.

## ANEXO V. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE SELECCIONADOS

### TABACHÍN

Nombre científico: *Caesalpinia pulcherrima*

Otros nombres: chacaloxochitl, barbona o cabello de ángel

Características generales

Árbol que alcanza hasta 5 m de altura, de tronco delgado y liso, con follaje vistoso y hojas de tamaño mediano (Figura V.1). Las flores están ubicadas en racimos; sus frutos son vainas alargadas de color café. Es originaria de México y habita en climas cálido, semicálido y templado. Es cultivada en las casas y está asociada a la selva tropical caducifolia, subcaducifolia y perennifolia; bosques espinoso, mesófilo de montaña, de encino y pino (SEMARNAT, 2005).



**Figura V.1.** Fotografías del tabachín

### Usos

Es una planta de uso muy antiguo, pues desde antes de la llegada de los españoles era empleada en el tratamiento de afecciones de las vías respiratorias. En la actualidad, en algunos estados del centro y norte del país, se recomienda para aliviar la tos, mediante la infusión de las flores como agua de uso. Para la misma finalidad es utilizada y combinada

con otras plantas como epazote de zorrillo, gordolobo, bugambilia y palo mulato; además de la flor, también del llamado Cabello de Ángel, se emplea la raíz, el tallo o las hojas. Por otro lado, es útil en problemas digestivos como purgante y para los cólicos. Contiene taninos, los cuales se utilizan para curtir pieles (SEMARNAT, 2005).

Su aprovechamiento está regulado por las normas NOM-028-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996), NOM-005-SEMARNAT-1997 (DOF, 1997a) y NOM-007-SEMARNAT-1997 (DOF, 1997b).

### **Características fisicoquímicas**

**Tabla V.1.** Características fisicoquímicas del tabachín (Chiang *et al.*, 2003)

	CE <sub>50</sub> *
Fruta	41.2
Semilla	83.2
Vástago	61.8
Hoja	52.1
Flor	177.9

\*Pruebas realizadas con el virus ADV-8. La CE<sub>50</sub> es una concentración derivada estadísticamente de una sustancia en el ambiente que produce una cierta inhibición en el 50% de los organismos de una población dada.

### **Costo y disponibilidad**

Se puede obtener sin costo ya que es un desecho de la poda de jardines y áreas verdes. Su disponibilidad en Morelos es durante todo el año.

### **TURBA**

Bajo la palabra turba se entiende la forma disgregada de la vegetación de un pantano que, a causa del exceso de agua y la falta de oxígeno, sólo se ha descompuesto de forma incompleta. Al cabo de un largo período de tiempo se van formando estratos más o menos densos con la materia orgánica que se va depositando, y según la especie de las plantas existentes tiene lugar la formación de diversos tipos de turba (Coupal y Lalancette, 1976).

La descomposición de la masa de las plantas que van cayendo en el pantano tiene lugar en fases diferentes, las cuales pueden ser reconocidas a través de los procesos biológicos, físicos y químicos sucedidos. Característica del desarrollo es en cada caso la existencia de materias húmicas de mayor o menor valor. Estas materias húmicas formadas por la descomposición tienen una importancia decisiva para el poder de absorción de la turba (Coupal y Lalancette, 1976).

## **Usos**

Como potencial materia prima para una variedad de usos, se ha reconocido que la turba posee una combinación única de propiedades químicas y físicas, como absorción, adsorción y desodorización, los cuales pueden ser empleados en aplicaciones de protección al ambiente. Mueller (1972) discutió el potencial de la turba en el abatimiento de la contaminación asociado con su capacidad de adsorber materia orgánica e inorgánica y sus propiedades como material filtrante. Además de las características físicas y químicas de la turba, sus propiedades biológicas deben tomarse en consideración. Ha sido ampliamente reconocido que algunas propiedades de la turba son apropiadas para el mantenimiento de microorganismos en condición viable (Melo, 1992).

La turba procedente de turberas altas y poco descompuestas se utiliza también como material base para cultivos, debido a las buenas cualidades físicas de su estructura, posee una excelente porosidad y es una buena receptora de las soluciones nutritivas, proporcionando una amplia aireación a las raíces (Couillard, 1994).

## **Características fisicoquímicas**

La turba es un material polar y altamente poroso. Turba parcialmente descompuesta tiene una porosidad aproximada de 95% y un área específica de 200 m<sup>2</sup>/g. Además, posee una alta capacidad de intercambio catiónico (Couillard, 1993).

Normalmente, la turba tiene un pH de alrededor de 4, debido a la presencia de ácidos húmicos (Couillard, 1993).



## **Costo y disponibilidad**

La turba se compara favorablemente con otros adsorbentes como carbón, sílice y alúmina, tanto en términos de capacidad de adsorción como de costo [\$0.09 dólares por kg (1991) comparado con resinas comerciales de intercambio iónico a \$4.40-22.00 dólares por kg y carbón activado, al menos \$1.10 dólares por kg (1991)] (Couillard, 1993).

Existen numerosas turberas principalmente en el norte y oeste de Europa y en el norte de América, que constituyen reservas para garantizar su disponibilidad (Couillard, 1994), al menos en el corto plazo.

Después de su uso, la turba puede ser quemada o dispuesta en rellenos sanitarios (Coupal y Lalancette, 1976).

## **Referencias bibliográficas:**

Couillard D. (1994); *The use of peat in wastewater treatment*; Water Resources, 28 (6), 1261-1274.

Coupal B. y Lalancette J-M. (1976); *The treatment of waste waters with peat moss*; Water Research, Vol. 10, 1071-1076.

DOF (1996); *NOM-028-SEMARNAT-1996. Norma oficial mexicana, que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de ramas, hojas o pencas, flores, frutos y semillas*; Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México.

DOF (1997a); *NOM-005-SEMARNAT-1997. Norma oficial mexicana, que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de corteza, tallos y plantas completas de vegetación forestal*; Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México.

DOF (1997b); *NOM-007-SEMARNAT-1997; Norma oficial mexicana, que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de ramas, hojas o pencas, flores, frutos y semillas*. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México.

Melo L.F. (1992); *Biofilms*; Science and Technology; Kluwer Academic Publishers, 461-466. Netherlands.

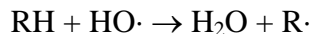
Mueller (1992); *Op. cit.* Melo L.F. (1992); *Biofilms*; Science and Technology, Kluwer Academic Publishers, 461-466. Netherlands.

SEMARMAT (2005). Consulta electrónica a redes internacionales. Dirección electrónica: [www.semarnat.gob](http://www.semarnat.gob)

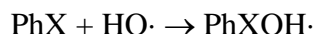
## ANEXO VI. RUTAS PROPUESTAS PARA LA OXIDACIÓN DE LOS COLORANTES

Los radicales hidroxilo generados a partir del reactivo Fenton reaccionan con compuestos orgánicos presentes en el medio por 3 reacciones (Oturán *et al.*, 2000):

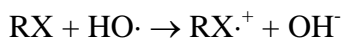
- ⊕ Sustracción de un átomo de hidrógeno (Colonna *et al.*, 1999):



- ⊕ Adición electrofílica (Calindo *et al.*, 2000):



- ⊕ Transferencia de un electrón (Brillas *et al.*, 1998):

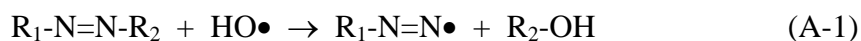


En todos los casos, el primer intermediario de reacción es una especie radical. Reacciones posteriores, que ocurren con la participación de radicales hidroxilo, oxígeno molecular, iones férricos y/o ferrosos, llevan finalmente a productos finales minerales (Oturán *et al.*, 2000).

La identificación de los productos de degradación permite probar que el primer paso de la degradación del colorante azo es el rompimiento del enlace azo y el segundo paso es la adición del radical hidroxilo al anillo aromático (Guivarch *et al.*, 2003).

Los radicales hidroxilo son oxidantes fuertemente electrofílicos, por lo cual la degradación debería iniciarse por el ataque de HO• a un sitio rico en electrones, es decir, cerca de los átomos de nitrógeno del grupo azo o cerca de los grupos amino (Guivarch *et al.*, 2003).

Los grupos azo pueden ser atacados en dos posiciones. Una es en el enlace C-N, entre el grupo azo y el anillo de naftaleno, generando N<sub>2</sub> gaseoso de acuerdo con las siguientes ecuaciones (García *et al.*, 2008):



El segundo ataque puede ser en el doble enlace del cromóforo, dando la formación de aminas aromáticas primarias. Por degradación posterior, el grupo amino puede ser liberado finalmente a la solución acuosa como  $\text{NH}_4^+$  (García *et al.*, 2008).

Stylidi *et al.* (2003) en la oxidación del colorante Naranja Ácido 7 observaron en las primeras horas de la fotorreacción compuestos tipo naftaleno por lo que concluyen que estos son productos primarios de degradación, originados del rompimiento oxidativo de la molécula alrededor del enlace azo.

La adición de los  $\text{OH}\bullet$  a enlaces insaturados de estructuras de naftaleno y/o benceno da lugar a la formación de derivados mono o polihidroxiados. Una mayor oxidación de estos grupos llevará a intermediarios de degradación que contienen estructuras similares a las quinonas.

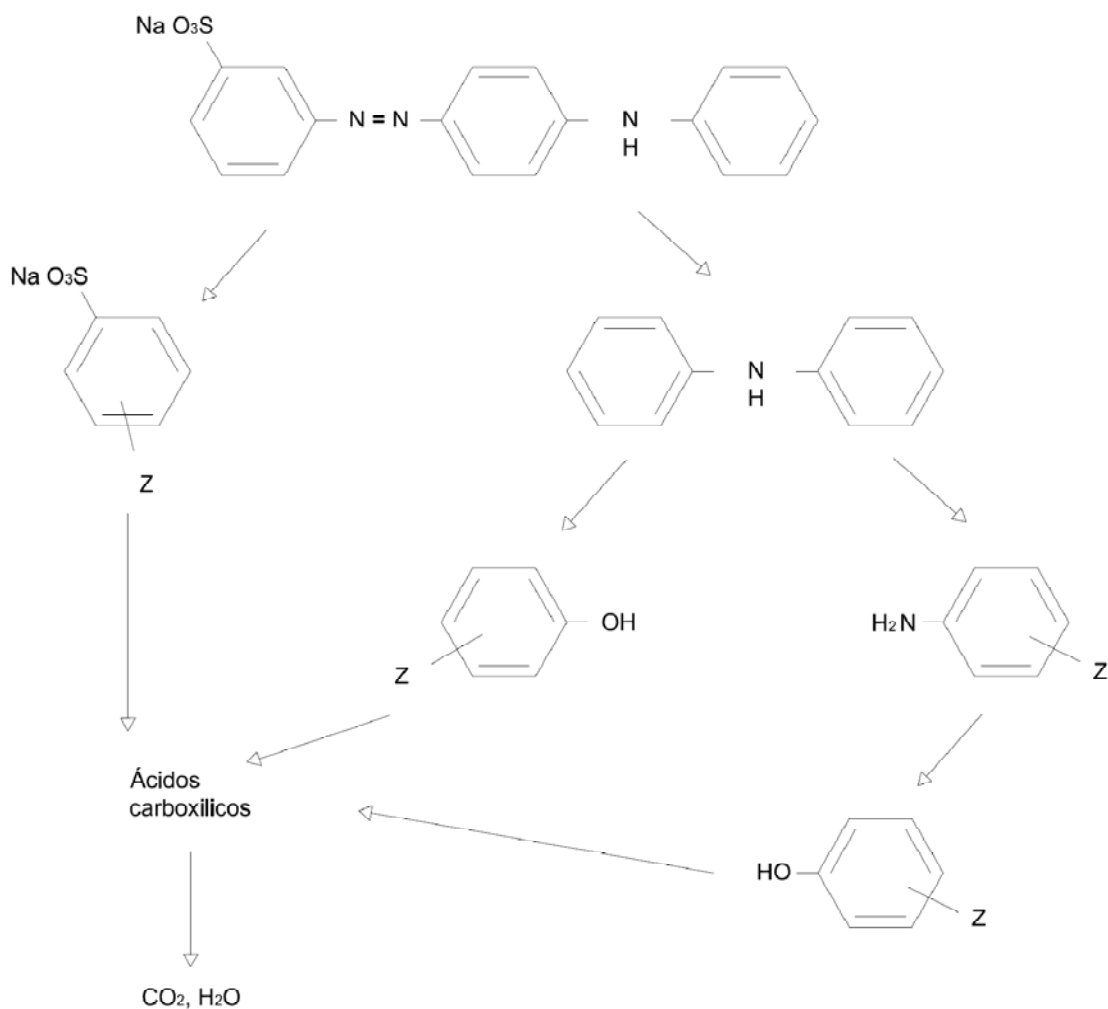
Guivarch *et al.* (2003) observaron en la degradación del azobenceno la formación de derivados aromáticos, tales como: hidroquinona, 1,4-benzoquinona, pirocatecol, 4-nitrocatecol, 1,3,5-trihidroxinitrobenzoceno, p-nitrofenol.

Como se indica en la literatura, la hidroxilación de los grupos de benceno y naftaleno termina con la apertura del anillo, dando ácidos carboxílicos de cadena corta (García *et al.*, 2008; Guivarch *et al.*, 2003; Joseph *et al.*, 2000; Stylidi *et al.*, 2003).

García *et al.* (2008), durante la mineralización del colorante azo Rojo Proción H-E7B, detectaron en solución ácido fórmico, acético, oxálico y maleíco, todos los ácidos carboxílicos aparecen al principio del proceso foto-Fenton. Los autores señalan que su presencia fue evidente incluso antes de iniciar la irradiación solar. Este comportamiento indica la rápida y fácil hidroxilación y rompimiento de los anillos naftaleno y/o benceno.

Con base en lo anterior se proponen las posibles rutas de oxidación de los colorantes azo utilizados en este proyecto de tesis. Se sugiere que la reacción comience por el ataque del radical  $\text{OH}\bullet$  en el enlace C-N entre el grupo azo y el anillo aromático, con desprendimiento

de nitrógeno molecular. La reacción puede continuar por ataque del radical  $\text{OH}\bullet$  a uno de los enlaces insaturados del anillo aromático, dando lugar a la formación de compuestos monohidroxilados. Eventualmente se llegará a la apertura del anillo produciéndose ácidos carboxílicos de cadena corta, aunque debe tenerse en cuenta que el objetivo de la oxidación con foto-Fenton en esta investigación es oxidar parcialmente los colorantes y no llegar a la mineralización, por lo que es posible que no se llegue a las etapas finales de oxidación que se presentan en los esquemas de las rutas de propuestas en las Figuras V.1, V.2 y V.3.

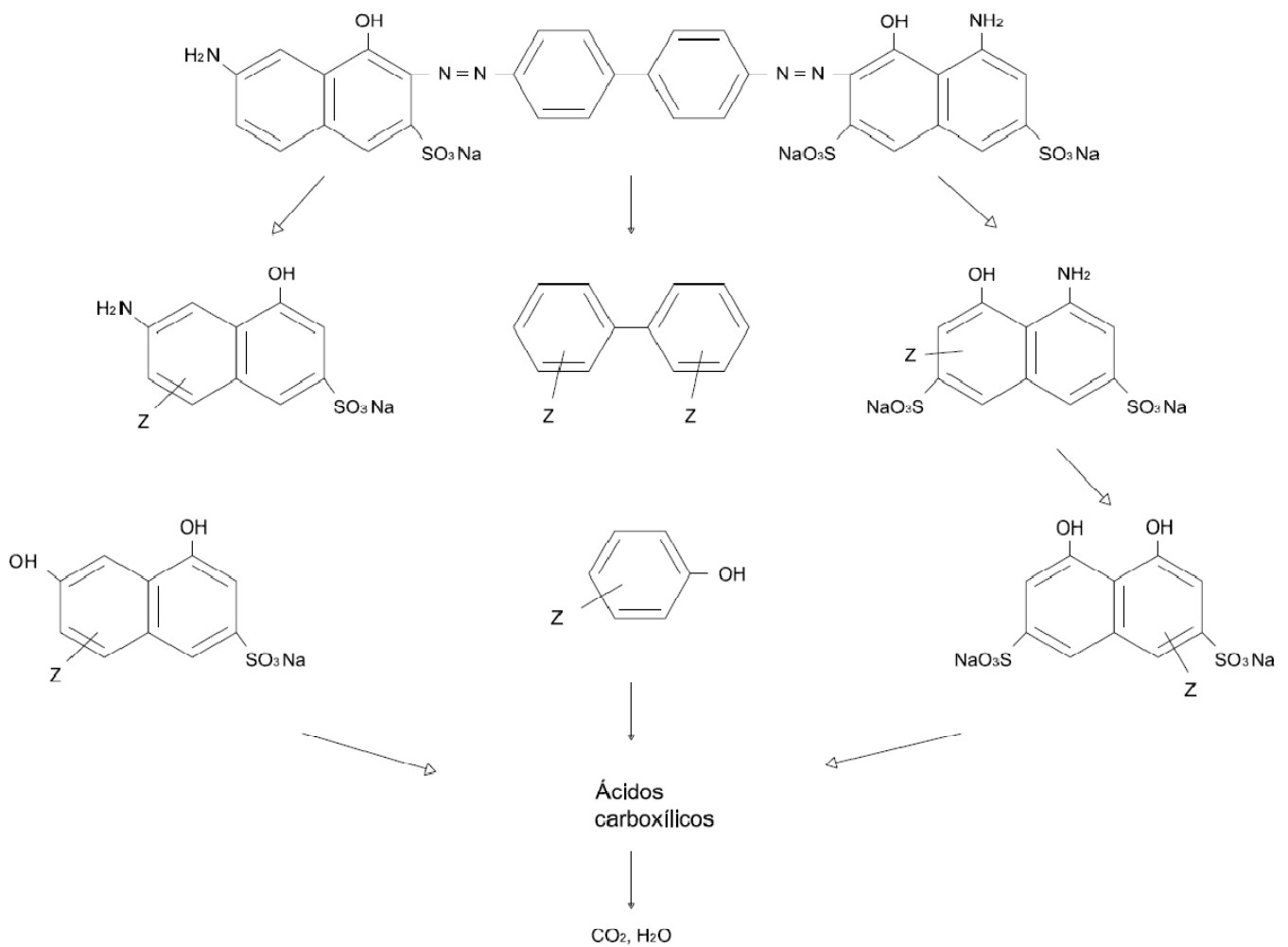


**Figura VI.1.** Rutas propuestas para la oxidación del colorante Amarillo Ácido 36

Si se llegara a la mineralización de las moléculas de colorante, la formación de  $\text{CO}_2$  podría tener lugar vía descaboxilación de los ácidos carboxílicos por la vía de la reacción “foto-Kolbe” (Stylidi *et al.*, 2003):

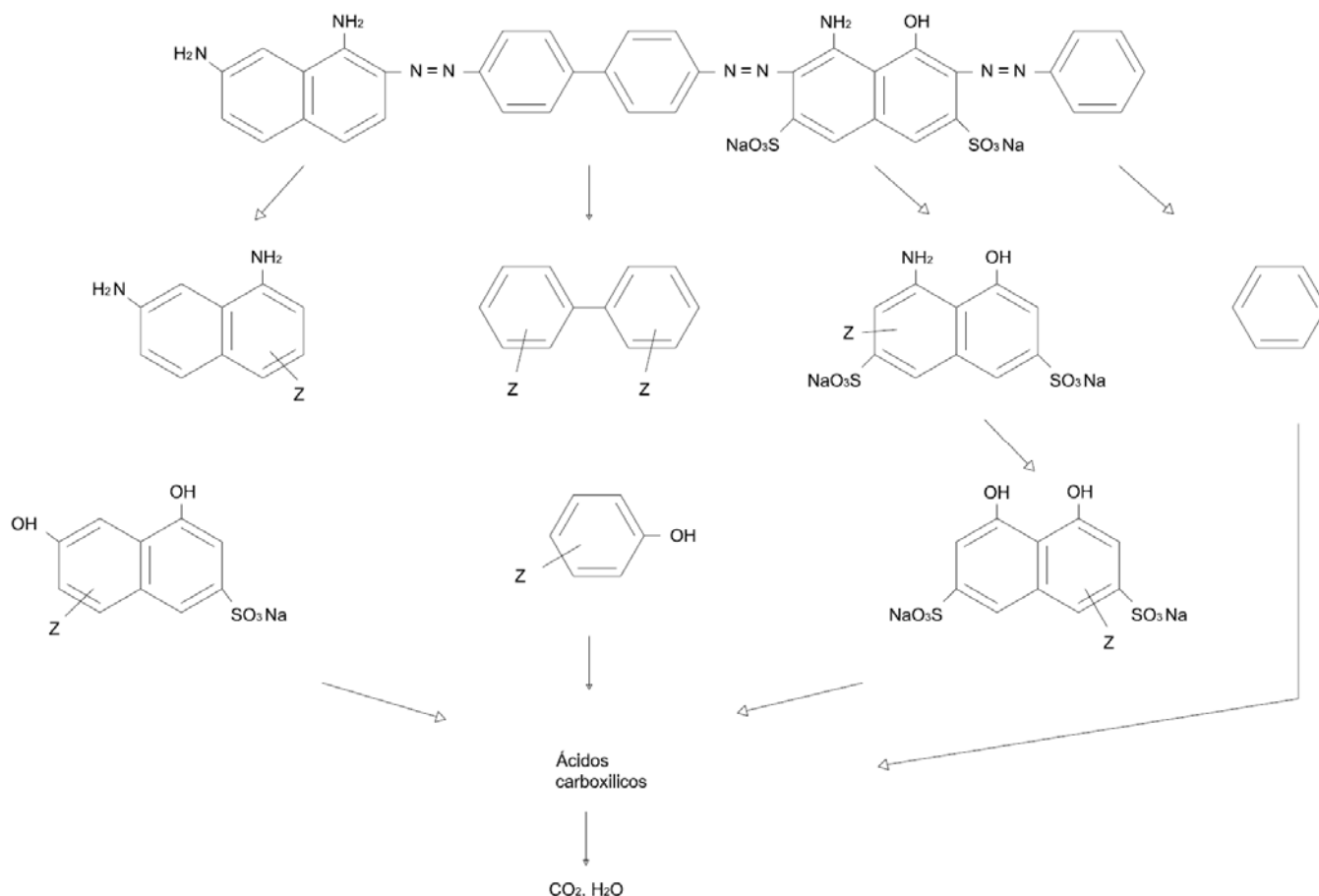


En cuanto a los iones con contenido de nitrógeno presentes en la solución, de acuerdo con trabajos previos (García *et al.* 2008; Styliði *et al.*, 2003), el  $\text{NH}_4^+$  detectado puede ser generado de la degradación de los enlaces azo o de los grupos amino. Por otro lado, el nitrato detectado correspondería a la transformación directa de los grupos amino en  $\text{NO}_3^-$  y a la oxidación del  $\text{NH}_4^+$ . Sin embargo, debe observarse que la oxidación del amonio intermediario es un proceso lento en medio ácido.



**Figura VI.2.** Rutas propuestas para la oxidación del colorante Azul Directo 2

La posibilidad de generación del  $N_2$  gaseoso como resultado del ataque al grupo azo por  $HO\bullet$  justificaría el balance de masa de nitrógeno incompleto (García *et al.* 2008; Styliidi *et al.*, 2003).



**Figura VI.3.** Rutas propuesta para la oxidación del colorante Negro Directo 38

### Referencias bibliográficas:

Brillas E, Mur E, Saucedo R, Sanchez L, Peral J, Domenech X (1998); *Op. cit.* Guivarch E., Trevin S., Lahitte C., Oturan M. (2003); *Degradation of azo dyes in water by Electro-Fenton process*; Environmental Chemical Letter 1:38–44.

Calindo C., Jacques P., Kalt A. (2000); *Op. cit.* Guivarch E., Trevin S., Lahitte C., Oturan M. (2003); *Degradation of azo dyes in water by Electro-Fenton process*; Environmental Chemical Letters 1, 38–44.

Colonna G., Caronna T, Marcandalli B (1999); *Op. cit.* Guivarch E., Trevin S., Lahitte C., Oturan M. (2003); *Degradation of azo dyes in water by Electro-Fenton process*; Environmental Chemical Letters 1, 38–44.

García J., Torrades F., Pérez L., Oller I., Malato S., Maldonado M. y Peral J. (2008); *Degradation pathways of the commercial reactive azo dye procion Red H-E7B under solar-assisted photo-Fenton reaction*; Environmental Science and Technology, 42 (17), 6663-6670.

Guivarch E., Trevin S., Lahitte C., Oturan M. (2003); *Degradation of azo dyes in water by Electro-Fenton process*; Environmental Chemical Letters 1, 38–44.

Joseph J., Destailats H., Hung H., and Hoffmann M. (2000); *The Sonochemical Degradation of Azobenzene and Related Azo Dyes: Rate Enhancements via Fenton's Reactions*; J. Phys. Chem. A, , 104 (2), 301-307.

Stylidi M., Kondarides D., Verykios X. (2003); *Pathways of solar light-induced photocatalytic degradation of azo dyes in aqueous TiO<sub>2</sub> suspensions*; Applied Catalysis B: Environmental 40, 271–286.



ANEXO VII. RESULTADOS ANALÍTICOS DE LA OPERACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

DQO (mg/L)										
Fecha	Día de operación	Influyente foto-reactor	Efluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	% Remoción BF1	Efluente BF2	% Remoción BF2
2008-06-13	0	702	823	-17	344	344				
2008-06-14	1	702	797	-14			303		303	
2008-06-16	3	792	836	-5	470	470	284	40	499	-6
2008-06-17	4	580	596	-3						
2008-06-18	5	581	867	-49	818	818				100
2008-06-20	7	774	750	3	205	205	167	19	243	-18
2008-06-21	8	632	541	14	310	310	141	54	163	47
2008-06-23	10	792	818	-3	382	382	142	63	115	70
2008-06-24	11	792	818	-3	467	467	92	80	119	74
2008-06-27	14	545	688	-26	399	399	145	64	163	59
2008-06-28	15	617	649	-5	298	298	81	73	87	71
2008-06-30	17	805	546	32	390	390	46	88	88	77
2008-07-01	18	433	416	4	351	351	38	89	37	89
2008-07-02	19	435	778	-79	322	322	115	64	90	72
2008-07-03	20	756	927	-23	525	525	118	78	89	83
2008-07-04	21				293	293	164	44	172	41
2008-07-07	24	512	552	-8	387	387	226	42	188	51
2008-07-08	25	541	692	-28	231	231	213	8	126	45
2008-07-09	26				449	449	424	6	113	75
2008-07-10	27	678	702	-4	444	444	208	53	434	2
2008-07-11	28				457	457	422	8	174	62
2008-07-14	31				732	732	77	89	140	81
2008-07-15	32	904	785	13	669	669	226	66	114	83
2008-07-16	33	968	881	9	800	800	103	87	136	83
2008-07-17	34	885	865	2	688	688	88	87	151	78
2008-07-18	35	1046	790	24	498	498	177	64	140	72
2008-07-22	39				307	307	89	71	119	61
2008-07-23	40	992	812	18	449	449	163	64	124	72
2008-07-24	41	965	867	10	411	411	152	63	117	72
2008-07-25	42				286	286	141	51	93	67
2008-07-28	45				288	288	32	89	117	59

DQO (mg/L)										
Fecha	Día de operación	Influyente foto-reactor	Efluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	% Remoción BF1	Efluente BF2	% Remoción BF2
2008-07-29	46	845	597	29	580	580	70	88	97	83
2008-07-30	47	845	660	22	445	445	42	90	83	81
2008-07-31	48	845	843	0	397	397	67	83	126	68
2008-08-01	49	888	751	15	498	498	56	89	115	77
2008-08-04	52	855	767	10	365	365	61	83	111	70
2008-08-05	53	1061	872	18	649	649	73	89	129	80
2008-08-06	54	861	800	7	413	413	32	92	103	75
2008-08-07	55	891	817	8	564	564	89	84	136	76
2008-08-08	56	971	898	7	241	241	26	89	45	81
2008-08-11	59	896	783	13	416	416	6	98	105	75
2008-08-12	60	1024	836	18	439	439	60	86	126	71
2008-08-13	61	1204	1061	12	582	582	63	89	132	77
2008-08-14	62				426	426	94	78	141	67
2008-08-15	63	921	767	17	340	340	84	75	144	58
<b>2008-08-18</b>	<b>66</b>	<b>974</b>	<b>788</b>	<b>19</b>	<b>795</b>	<b>458</b>	<b>121</b>	<b>85</b>	<b>191</b>	<b>58</b>
2008-08-19	67				823	704	77	91	92	87
2008-08-20	68	934	824	12	885	491	52	94	92	81
2008-08-21	69				1068	402	94	91	162	60
2008-08-22	70				734	459	39	95	105	77
2008-08-25	73				1304	499	158	88	155	69
2008-08-27	75				172	172	93	46	156	9
2008-08-28	76				165	165	136	17	184	-12
2008-08-29	77	935	904	3	495	495	33	93	160	68
2008-09-01	80	933	922	1	818	455	82	90	134	70
2008-09-02	81				1002	584	372	63	149	74
2008-09-03	82				1064	497	98	91	135	73
2008-09-04	83				815	413	59	93	89	79
2008-09-05	84	923	902	2	829	488	56	93	132	73
2008-09-08	87	1002	859	14	856	448	95	89	131	71
2008-09-09	88				780	334	44	94	109	67
2008-09-10	89	934	842	10	876	532	80	91	153	71

DQO (mg/L)										
Fecha	Día de operación	Influente foto-reactor	Efluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influente BF1	Influente BF2	Efluente BF1	% Remoción BF1	Efluente BF2	% Remoción BF2
2008-09-11	90				749	708	126	83	96	86
2008-09-12	91	933	841	10	875	640	64	93	180	72
2008-09-15	94	840	830	1	768	527	72	91	105	80
2008-09-17	96	791	731	8	612	321	33	95	73	77
2008-09-18	97				885	372	81	91	84	77
2008-09-19	98	781	700	10	836	426	143	83	101	76
2008-09-22	101	921	605		689	326	105	85	94	71
2008-09-23	102				548	376	96	82	80	79
2008-09-24	103	903	859	5	665	385	86	87	92	76
2008-09-25	104				663	473	99	85	126	73
2008-09-26	105	904	807	11	1000	426	75	92	99	77
2008-09-29	108				904	357	63	93	83	77
2008-09-30	109				540	367	52	90	98	73
2008-10-01	110	957	613	36	474	371	102	79	53	86
2008-10-02	111				687	385	29	96	68	82
2008-10-03	112				690	273	53	92	77	72
2008-10-06	115	846	799	6	615	274	76	88	122	55
2008-10-07	116				679	298	75	89	99	67
2008-10-08	117	827	816	1	718	336	78	89	113	66
2008-10-09	118				1004	425	81	92	286	33
2008-10-10	119	949	841	11	731	412	106	86	91	78
2008-10-13	122				711	322	94	87	72	78
2008-10-14	123	755	658	13	702	334	89	87	100	70
2008-10-15	124				892	322	38	96	61	81
2008-10-16	125	801	798	0.4	798	300	238	70	72	76
2008-10-17	126				814	328	183	78	78	76
2008-10-20	129	840	804	4	881	283	69	92	129	55
2008-10-21	130				794	285	21	97	95	67
2008-10-22	131				802	386	51	94	108	72
2008-10-23	132	809	588	27	418	414	86	79	71	83
2008-10-27	136	685	362	47	494	797	171	65	128	84

DQO (mg/L)										
Fecha	Día de operación	Influente foto-reactor	Efluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influente BF1	Influente BF2	Efluente BF1	% Remoción BF1	Efluente BF2	% Remoción BF2
2008-10-28	137				956	288	95	90	56	81
2008-10-29	138	812	714	12	648	215	94	85	64	70
2008-10-30	139	773	711	8	701	396	141	80	78	80
2008-10-31	140				842	345	47	94	135	61
2008-11-03	143				857		26	97		
2008-11-04	144				610	249	26	96	56	77
2008-11-05	145	998	882	12	876	513	108	88	109	79
2008-11-06	146				741	275	28	96	22	92
2008-11-07	147	675	512	24	512	340	41	92	39	89
2008-11-10	150	929	735	21	868	207	57	93	50	76
2008-11-11	151				858	378	63	93	52	86
2008-11-12	152	1152	1020	11	1057	400	98	91	79	80
2008-11-13	153				1079	363	34	97	28	92
2008-11-14	154	665	637	4	985	416	32	97	50	88
2008-11-18	158				630	429	68	89	91	79
2008-11-19	159	916	813	11	857	376	76	91	42	89
2008-11-20	160	965	855	11	875	294	66	92	82	72
2008-11-21	161				962	328	96	90	85	74
2008-11-24	164	1043	958	8	984	424	58	94	29	93
2008-11-25	165				753	362	63	92	9	98
2008-11-26	166	912	773	15	949	315	73	92	27	92
2008-11-27	167				900	227	97	89	53	77
2008-11-28	168	774	730	6	941	254	46	95	17	93
2008-12-01	171	790	702	11	994	307	85	91	45	85
2008-12-02	172	856	772	10	768	147	72	91	67	55
2008-12-03	173	841	790	6	840	422	64	92	25	94
2008-12-04	174	940	855	9	688	283	30	96	58	80
2008-12-05	175	1094	928	15	942	275	57	94	70	75
2008-12-08	178	900	792	12	881	377	106	88	68	82
2008-12-09	179				723	367	69	90	31	92
2008-12-10	180	965	753	22	838	453	70	92	78	83

DQO (mg/L)										
Fecha	Día de operación	Influyente foto-reactor	Efluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	% Remoción BF1	Efluente BF2	% Remoción BF2
2008-12-11	181				694	523	114	84	55	89
2008-12-12	182	1001	920	8	590	447	137	77	67	85
2008-12-15	185				1013		126	88		
2008-12-16	186				877		91	90		
2008-12-17	187				775		97	87		
2008-12-18	188				681		100	85		
2008-12-19	189				942		177	81		
2008-12-22	192				1006		84	92		
2008-12-23	193				1090		126	88		
2008-12-24	194				1068		65	94		
2008-12-29	199	969	773	20	626		131	79		
2008-12-30	200				802		75	91		
2008-12-31	201				872		67	92		
2009-01-01	202				637		140	78		
2009-01-02	203	835	807	3	807		145	82		
2009-01-05	206	1098	860	22	860		71	92		
2009-01-06	207	1184	936	21	936		28	97		
2009-01-09	210	1102	618	44	626		51	92		
2009-01-13	214				857		79	91		
2009-01-19	220	1086	960	12	661		77	88		
2009-01-20	221				821	640	73	91	199	69
2009-01-21	222	797	526	34	767	341	38	95	114	66
2009-01-22	223				655	768	126	81	27	96
2009-01-23	224	1037	973	6	622	720	81	87	88	88
2009-01-26	227	931	689	26	689	535	172	75	77	86
2009-01-27	228				777	459	95	88	100	78
2009-01-28	229	966	893	8	1076	607	98	91	149	76
2009-01-29	230				767	956	93	88	59	94
2009-01-30	231	919	593	35	593	241	64	89	65	73
2009-02-03	235				788	448	54	93	32	93
2009-02-04	236	797	747	6	747	405	21	97	22	95

DQO (mg/L)										
Fecha	Día de operación	Influente foto-reactor	Efluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influente BF1	Influente BF2	Efluente BF1	% Remoción BF1	Efluente BF2	% Remoción BF2
2009-02-05	237				678	407	23	97	23	94
2009-02-11	243				695	834	153	78	86	90
2009-02-13	245	1026	794	23	1003	243	140	86	236	3
2009-02-16	248	886	788	11	788		133	83	89	
2009-02-17	249				1178	561	91	92	119	79
2009-02-18	250	937	603	36	603	393	84	86	54	86
2009-02-19	251				1073	693	97	91	76	89

<b>Promedios</b>	Aclimatación	940	813	13	467	467	87	81	117	73
	Seguimiento	909	778	14	795	413	86	88	91	76
<b>Desviación</b>	Aclimatación	94	96	7	144	144	53	12	23	7
	Seguimiento	113	127	11	180	149	47	10	48	17









Fecha	Día de operación	Color (mg/L)									Color (U Pt-Co)								
		Influyente foto-reactor	Effluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influyente BF1	Influyente BF2	Effluente BF1	% Remoción BF1	Effluente BF2	% Remoción BF2	Influyente foto-reactor	Effluente foto-reactor	% remoción foto-reactor	Influyente BF1	Influyente BF2	Effluente BF1	% Remoción BF1	Effluente BF2	% Remoción BF2
2009-02-11	243				56	69	4	93	6	91				4900	5280	201	96	333	94
2009-02-13	245	107	56	47	54	63	12	78	12	80	6100	3040	50	4740	4100	676	86	620	85
2009-02-16	248	101	56	44	56		8	86			8960	4800	46	4800		448	91		
2009-02-17	249				56	72	8	86	12	83				4080	5760	397	90	1760	69
2009-02-18	250	107	53	50	53	60	8	85	9	84	5940	4180	30	3740	2800	361	90	451	84
2009-02-19	251				55	67	10	83	10	85				5080	5000	499	90	498	90
Promedios	Acimatación	103	54	47	29	28	9	65	10	63	7996	3944	49	1971	1971	513	69	585	68
	Seguimiento	102	52	49	50	35	7	85	7	75	7025	3699	47	3603	2380	362	88	388	80
Desviación estándar	Acimatación	3	4	3	8	7	4	21	3	14	1458	244	10	763	763	228	20	318	20
	Seguimiento	4	3	3	8	17	3	12	3	16	907	650	8	795	1276	219	13	235	17

Fecha	Día de operación	Temperatura (°C)				pH				CE (µS/cm)			SDT (mg/L)			
		Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2
2008-06-20	7			27	27			6.4	6.4		1503	1110				
2008-06-21	8			23	23			6.3	6.4		1320	1181				
2008-06-23	10	26	26	26	26	7.2	7.2	7.0	7.0	1279	1146	1218	631			
2008-06-24	11	26	26	26	26	7.5	7.5	7.1	7.1	1220	1154	1261	602			
2008-06-25	12	27	27	25	25	7.3	7.3	7.1	7.2	1169	1100	1231	576			
2008-06-27	14	28	28	26	27	6.7	6.7	6.9	6.9	1121	1138	1019	552			
2008-06-28	15	27	27	27	27	7.2	7.2	7.0	7.0	1028	1051	970	503			
2008-06-30	17	28	28	26	26	7.2	7.2	7.0	6.8	1211	848	958	597			
2008-07-01	18	26	26	24	24	7.5	7.5	6.9	6.7	1012	864	987	497			
2008-07-02	19	22	22	20	21	7.5	7.5	6.8	6.8	1130	940	982	557			
2008-07-03	20	26	26	20	20	7.1	7.1	6.7	6.8	1249	933	936	616			
2008-07-04	21	25	25	21		7.1	7.1	7.1		1139	1075		561			
2008-07-07	24															
2008-07-08	25															
2008-07-09	26															
2008-07-10	27															
2008-07-11	28															
2008-07-14	31	26	26	26	26	7.3	7.3	7.7	6.9	1043	1090	1008	538	538		
2008-07-15	32	26	26	26	25	7.2	7.2	7.0	6.8	1173	1298	1001	578	578		
2008-07-16	33	24	24	24	24	7.3	7.3	7.6	6.9	1171	1074	901	577	577		
2008-07-17	34	25	25	23	24	7.3	7.3	7.3	7.1	1106	1017	944	544	544		
2008-07-18	35	28	28	26	26	6.9	6.9	7.7	7.0	1075	1274	973	529	529		
2008-07-22	39	24	24	24	24	7.2	7.2	7.5	6.7	1085	1072	803	534	534		
2008-07-23	40	26	26	24	24	7.4	7.4	7.6	6.9	1125	1106	786	554	554		
2008-07-24	41	25	25	24	25	7.0	7.0	7.8	6.7	1077	1165	850	530	530		
2008-07-25	42	25	25	25	25	7.1	7.1	7.5	6.8	1089	1105	1157	536	536	544	570
2008-07-28	45	28	28	26	26	7.3	7.3	7.5	7.0	1086	938	985	534	534	460	483
2008-07-29	46	27	27	24	24	7.3	7.3	7.3	6.9	1038	933	873	510	510	457	427
2008-07-30	47	27	27	24	24	7.2	7.2	7.6	6.6	1206	1032	883	594	594	507	432
2008-07-31	48	27	27	26	26	7.6	7.6	7.9	7.1	1123	1086	1013	553	553	534	497
2008-08-01	49	28	28	26	26	7.2	7.2	8.1	7.1	992	1076	1202	486	486	530	593
2008-08-04	52	28	28	27	26	7.2	7.2	7.6	7.2	1089	1556	1107	535	535	774	545
2008-08-05	53	27	27	24	24	7.2	7.2	7.5	7.2	1156	1151	984	570	570	568	483
2008-08-06	54	26	26	26	26	7.0	7.0	7.6	7.4	1074	1222	1100	528	528	603	542
2008-08-07	55	27	27	23	23	7.1	7.1	7.1	6.8	1062	1080	1173	522	522	532	579
2008-08-08	56	27	27	26	26	7.4	7.4	7.5	6.8	1130	1037	969	556	556	509	475
2008-08-11	59	25	25	26	26	7.2	7.2	7.5	7.3	1088	1068	888	535	535	524	434
2008-08-12	60	25	25	25	25	7.1	7.1	7.3	6.8	1102	1281	1162	542	542	633	572
2008-08-13	61	26	26	25	25	7.3	7.3	7.6	7.0	1139	982	978	561	561	482	479
2008-08-14	62	27	27	27	27	7.4	7.4	7.7	7.0	1124	1101	862	553	553	542	422
2008-08-15	63	25	25	25	25	7.4	7.4	7.5	7.0	1144	1243	883	563	563	613	432
2008-08-18	66	25	25	25	25	7.5	7.6	7.6	7.5	1694	1010	920	826	553	495	451
2008-08-19	67	25	25	25	25	7.4	7.4	7.7	7.5	1612	1125	978	803	554	554	480
2008-08-20	68	25	25	25	24	7.1	7.4	7.4	7.4	1692	1596	893	844	518	794	437
2008-08-21	69	25	25	25	25	7.1	7.4	7.4	7.4	1603	1567	898	799	501	780	440
2008-08-22	70	27	27	26	25	7.5	7.3	7.4	7.5	1574	1648	1214	783	500	821	599



Fecha	Día de operación	Temperatura (°C)				pH				CE (µS/cm)			SDT (mg/L)			
		Influente BF1	Influente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influente BF1	Influente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influente BF1	Efluente BF1	Efluente BF2	Influente BF1	Influente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2
2008-08-25	73	27	27	26	26	7.1	7.3	7.7	7.8	989	1690	902	486	305	843	441
2008-08-27	75	26	26	26	26	7.6	7.6	8.0	7.8	535	863	641	259	259	422	312
2008-08-28	76	26	26	25	25	7.4	7.4	8.5	7.9	665	894	1086	323	323	438	534
2008-08-29	77	26	26	24	25	7.1	7.1	8.5	8.1	1075	781	849	529	529	381	237
2008-09-01	80	27	27	27	27	7.1	7.1	7.4	7.6	1531	938	943	763	526	460	462
2008-09-02	81	27	28	23	25	7.3	7.1	7.5	7.7	1764	1054	1000	881	582	518	491
2008-09-03	82	28	27	26	26	7.2	7.2	7.4	7.6	1820	1221	577	911	552	602	280
2008-09-04	83	25	26	24	24	7.1	7.5	7.2	7.7	1868	1627	843	928	474	810	412
2008-09-05	84	25	25	21	23	7.2	7.1	7.3	7.7	1746	1633	973	872	562	814	477
2008-09-08	87	23	23	22	22	7.5	7.1	7.2	7.9	1722	1695	931	860	473	845	456
2008-09-09	88	23	23	23	23	7.1	7.4	7.8	8.0	1695	1681	1026	846	534	838	504
2008-09-10	89	23	24	21	21	7.4	7.5	7.2	7.5	1608	1740	920	801	506	867	452
2008-09-11	90	27	28	24	27	7.0	7.3	7.8	8.0	1620	1851	1254	806	549	925	620
2008-09-12	91	25	25	25	25	7.4	7.4	7.6	7.7	1714	1974	1045	855	603	992	514
2008-09-15	94	23	23	22	23	7.1	7.0	7.8	7.7	1714	1844	1213	856	596	924	599
2008-09-17	96	25	25	22	24	7.4	7.5	7.8	7.9	1761	1716	1227	880	575	856	606
2008-09-18	97	26	25	23	25	7.6	7.4	8.0	8.1	1807	1941	1151	904	514	973	567
2008-09-19	98	27	26	24	25	7.4	7.4	8.1	7.7	1742	1944	1047	870	515	975	514
2008-09-22	101	26	25	24	24	7.4	7.3	8.1	8.2	1665	1674	980	832	599	835	480
2008-09-23	102	24	24	24	25	7.5	7.5	8.1	8.4	1782	1794	976	891	498	896	478
2008-09-24	103	25	25	24	24	7.1	7.4	8.6	8.5	1671	1668	1032	832	358	829	517
2008-09-25	104	24	23	23	24	7.0	7.3	8.5	8.4	1792	1921	1606	986	608	960	803
2008-09-26	105	26	26	26		7.1	7.1	7.4		1757	1929		875	560	973	
2008-09-29	108	24	23	24	24	7.4	7.4	8.3	8.2	1817	1702	1379	909	562	845	682
2008-09-30	109	24	25	24	26	7.2	7.2	8.4	8.2	1875	1926	972	941	620	966	476
2008-10-01	110	25	24	24	24	7.0	7.3	8.3	8.1	1826	2070	1391	915	691	1041	689
2008-10-02	111	23	25	24	25	7.1	7.1	8.3	8.2	1881	2240	1200	942	631	1132	592
2008-10-03	112	26	29	25	25	6.5	8.1	8.3	8.2	1897	1376	910	491	651	679	473
2008-10-06	115	27	27	25	25	7.0	8.1	7.6	8.1	1870	1958	1367	937	653	983	677
2008-10-07	116															
2008-10-08	117	27	27	25	25	7.5	7.2	7.9	8.2	2220	1919	1182	1122	782	963	582
2008-10-09	118	27	25	25	25	7.1	7.2	7.7	8.3	1564	2230	1140	778	483	1124	559
2008-10-10	119	25	25	24	25	7.2	6.9	6.9	8.0	1582	1538	1288	787	529	765	637
2008-10-13	122	28	26	26	26	7.0	7.1	7.4	8.5	1521	1603	1220	756	428	798	602
2008-10-14	123	26	25	23	25	6.9	7.1	7.7	8.0	1428	1397	1373	708	462	692	681
2008-10-15	124	26	25	25	25	7.3	7.2	7.8	8.6	1431	1502	874	709	419	746	431
2008-10-16	125	28	28	26	26	7.2	7.4	7.7	8.1	1776	1755	1069	890	550	878	521
2008-10-17	126	24	25	25	24	7.1	7.2	7.5	7.7	1683	1745	786	840	581	871	384
2008-10-20	129	26	26	25	25	6.9	7.3	7.9	7.5	1630	1967	1047	811	503	990	515
2008-10-21	130	26	24	25	25	7.2	6.9	7.7	7.8	1722	1608	1010	860	505	801	491
2008-10-22	131	25	24	24	26	7.2	7.0	7.6	7.7	1715	1701	798	856	592	849	389
2008-10-23	132	27	26	25	25	6.9	7.4	6.9	7.9	1629	1678	802	812	638	837	392
2008-10-24	133															
2008-10-27	136	25	23	22	22	6.9	7.4	7.7	7.8	1683	2510	1328	840	517	1275	657
2008-10-28	137	24	23	22	21	7.1	7.3	7.2	7.4	1846	2140	1743	924	565	1075	871
2008-10-29	138	25	23	22	23	7.6	7.6	7.1	7.5	1845	1663	1030	923	559	828	506

Fecha	Día de operación	Temperatura (°C)				pH				CE (µS/cm)				SDT (mg/L)			
		Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2
2008-10-30	139	27	26	22	22	7.0	7.2	6.9	7.4	1818	1138	1695	875	909	563	853	428
2008-10-31	140	22	23	22	22	7.2	7.4	7.0	7.4	1796	1108	1920	827	898	545	968	404
2008-11-03	143	25		24		7.2		7.6		1397		1997		697		1002	
2008-11-04	144	24	26	22	22	7.3	7.7	7.6	7.7	1742	907	1867	1249	869	443	935	617
2008-11-05	145	29	27	25	25	7.3	7.0	7.4	7.7	1843	1221	1378	789	923	602	683	384
2008-11-06	146	25	25	25	24	7.1	7.1	7.2	7.6	1743	1110	1483	964	871	547	736	472
2008-11-07	147	29	26	26	25	7.1	7.1	7.6	7.5	1838	1119	1653	1052	923	551	824	517
2008-11-10	150	27	26	25	25	7.0	7.0	7.6	7.5	1825	1012	2070	1082	914	497	1041	537
2008-11-11	151	26	26	26	26	7.2	7.3	7.9	7.7	1749	1039	1719	1179	874	511	858	581
2008-11-12	152	25	24	24	22	7.1	7.1	7.9	7.7	1795	1117	1757	907	898	548	878	444
2008-11-13	153	24	23	24	23	7.0	7.4	8.0	7.5	1770	1075	1790	869	885	529	900	425
2008-11-14	154	26	26	24	24	7.2	7.2	8.2	8.0	1811	1117	1852	1209	906	550	926	596
2008-11-18	158	24	22	22	23	7.2	7.2	8.4	7.4	1951	844	2010	1199	930	413	1012	592
2008-11-19	159	25	23	22	22	6.9	7.0	7.5	7.4	1783	698	2710	1090	892	340	1379	537
2008-11-20	160	26	23	21	21	6.9	7.2	7.6	7.9	1745	1003	2250	722	872	492	1135	352
2008-11-21	161	25	25	24	24	7.4	7.2	7.3	7.5	1640	962	1883	814	817	472	944	399
2008-11-24	164	25	25	24	24	7.1	6.9	7.1	7.7	1919	806	1606	927	962	394	800	454
2008-11-25	165	26	23	23	23	7.0	7.0	7.0	7.9	1905	907	1629	794	955	442	812	388
2008-11-26	166	24	24	24	23	7.2	7.3	6.9	8.0	1893	900	1931	866	949	441	969	424
2008-11-27	167	26	24	26	23	7.1	7.2	6.9	7.9	1797	963	1899	827	898	472	952	404
2008-11-28	168	24	25	24	24	7.1	7.1	6.9	7.7	1769	957	1797	908	885	470	899	445
2008-12-01	171	26	26	24	24	7.1	7.0	7.0	7.4	1549	940	1740	739	770	460	869	360
2008-12-02	172	30	24	22	23	7.3	6.9	7.1	7.7	1759	989	1684	989	850	486	840	486
2008-12-03	173	25	23	23	23	7.2	7.1	7.1	7.6	1836	1037	1808	1058	919	510	903	520
2008-12-04	174	26	23	24	24	7.3	7.0	7.4	7.6	1831	1092	1853	1002	916	538	928	492
2008-12-05	175	25	22	23	23	7.0	7.1	7.5	8.0	1783	1224	1932	1039	891	604	974	520
2008-12-08	178	24	23	24	24	7.2	7.0	7.4	7.7	1702	1243	1692	1124	850	614	844	553
2008-12-09	179	22	21	21	20	7.2	7.0	7.2	7.7	1848	1178	1556	1006	925	581	774	494
2008-12-10	180	26	22	23	23	7.1	7.2	7.0	7.7	1781	1150	1500	1138	890	567	745	561
2008-12-11	181	24	25	23	22	7.1	6.9	7.1	7.7	1841	1250	1504	1239	922	618	747	611
2008-12-12	182	24	25	23	21	7.0	7.0	8.4	7.8	1862	1217	2180	1137	932	600	1098	560
2008-12-15	185	27	25	25	24	7.0	6.9	7.6	8.0	1944	1173	1767	1070	975	579	883	526
2008-12-16	186	24	23	25		7.0	7.2	7.6		1764		1700	1182	881		849	582
2008-12-17	187																
2008-12-18	188	26		25		7.1		7.3		2140		1861		1079		932	
2008-12-22	192	24		22		7.2		7.4		1356		1480		671		735	
2008-12-23	193	25		24		7.0		7.6		1416		1193		805		545	
2008-12-24	194	22		23		7.1		7.6		1620		1680		795		648	
2008-12-29	199	26	22	23		7.0	7.1	7.9		1744	795	986		871	388	484	
2008-12-30	200	24	22	23		7.0	7.2	7.5		1696	937	1447		846	459	718	
2008-12-31	201	25	23	24		7.1	7.2	7.9		1708	1059	1920		853	521	963	
2009-01-01	202	23	23	24		7.0	7.2	7.7		1694	1095	1702		846	539	850	
2009-01-02	203	24	24	24		7.3	7.2	7.8		1811	1085	1643		906	533	819	
2009-01-05	206	27	23	24		7.0	7.0	6.7		1511	1072	1559		750	527	777	
2009-01-06	207		23	24			7.1	7.4			739	1648			360	822	
2009-01-09	210	27	24			7.1	7.0			1901	1011			953	496		

Fecha	Día de operación	Temperatura (°C)				pH				CE (µS/cm)				SDT (mg/L)			
		Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2	Influyente BF1	Influyente BF2	Efluente BF1	Efluente BF2
2009-01-13	214	22	22	23		7.2	7.0	7.4		1761	1012	2160		881	497	1091	
2009-01-19	220	27	24	24		6.9	7.0	6.8		1734	1133	2240		865	558	1133	
2009-01-20	221	28	22	23		7.0	7.0	7.6	7.3	1682	1181	2040	1063	838	582	1024	522
2009-01-21	222	26	26	23		7.0	7.3	7.4	7.4	1515	1038	1538	952	753	510	765	467
2009-01-22	223	26	30	23		7.2	7.3	7.6	7.7	1750	1148	1719	1068	874	566	858	525
2009-01-23	224	28	23	24		7.0	7.3	7.4	7.8	1785	1437	1582	989	893	713	787	486
2009-01-26	227	27	26	25		7.2	7.2	7.3	8.3	1441	1098	1365	1135	715	540	676	559
2009-01-27	228	26	25	25		7.3	7.2	7.9	8.1	1467	1447	1533	1250	729	718	760	617
2009-01-28	229	23	25	25	26	7.3	7.3	7.7	8.1	1929	1583	1835	1618	970	788	920	807
2009-01-29	230	28	25	26	25	7.3	7.3	7.7	8.1	1937	1358	1815	1542	972	673	908	767
2009-01-30	231	26	24	25	24	7.2	7.0	7.8	7.8	1812	1287	2250	1507	907	636	1134	749
2009-02-03	235	24	25	23	24	7.3	7.4	8.1	8.1	1861	1254	1976	1166	932	620	992	575
2009-02-04	236	24	26	22	23	7.1	7.4	7.8	7.6	1826	1122	1998	1246	914	552	1004	615
2009-02-05	237	22	22	21	21	7.3	7.2	7.7	8.0	1841	1299	2050	1563	922	642	1030	778
2009-02-10	242	28	24	22	23	7.4	7.4	7.7	8.0	1850	1310	2060	1385	927	647	1038	684
2009-02-11	243	26	25	22	24	7.2	7.3	7.8	8.1	1900	1551	2060	1108	953	772	1038	545
2009-02-13	245	27	25	25	25	7.4	7.2	7.3	7.9	2120	1295	2110	1190	1068	640	1061	602
2009-02-17	249	27	28	26	26	7.2	7.2	7.2	7.5	1653	1029	2040	1483	824	505	1024	736
2009-02-18	250	32	30	28	28	7.1	7.2	7.8	8.0	1726	1081	1949	995	862	532	977	488
2009-02-19	251	29	30	29	28	7.2	7.3	7.6	7.8	2170	1274	1765	974	1094	630	882	478
Aclimatación	Promedio	26	26	25	25	7.2	7.2	7.3	6.9	1119	1119	1113	1010	552	544	551	498
	Desviación estándar	1	1	2	2	0.2	0.2	0.4	0.2	66	66	154	128	33	23	78	61
Operación	Promedio	25	25	24	24	7.2	7.2	7.6	7.8	1744	1111	1753	1079	868	547	875	530
	Desviación	2	2	1	2	0.2	0.2	0.4	0.3	165	165	311	219	92	84	163	114

Fecha	Día de operación	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)					NT (mg/L)				N-NO <sub>3</sub> (mg/L)				
		Influyente foto-reactor	Influyente BF1	Efluente BF1	% remoción foto-reactor	% Remoción BF1	Influyente foto-reactor	Influyente BF1	Efluente BF1	% remoción foto-reactor	Influyente foto-reactor	Influyente BF1	Efluente BF1	% remoción foto-reactor	% Remoción BF1
2008-09-20	99	16	11	1	34	91	35	33	36	6	0	0	0		
2008-09-23	102	20	10	1	47	89	76	49	54	36	14	14	1	0	94
2008-09-24	103	17	11	1	33	88	32	51	47	-59	0	4	1		88
2008-09-26	105	15	11	9	31	20	58	55	57	5	0	0	0		0
2008-09-29	108	16	13	1	16	95	102	44	50	57	0	0	0		0
2008-10-01	110	15	9	1	41	85	59	58	55	2	0	0	0		0
2008-10-03	112		9	1		91		49	59			11	2		84
2008-10-06	115	17	10	1	39	88	36	53	54	-47	8	2	2	75	20
2008-10-08	117	17	13	1	26	91	37	80	57	-116	22	13	6	41	52
2008-10-10	119	17	14	2	19	85	61	57	50	7	8	6	1	25	83
2008-10-14	123	16	12	2	23	87	40	17	58	58	12	18	0	-50	100
2008-10-16	125	16	14	4	13	73	32	38	52	-19	14	18	1	-29	94
2008-10-20	129	16	15	1	10	92	87	66	79	24	14	10	0	29	98
2008-10-22	131	16	13	1	17	94	52	50	39	4	17	15	1	12	93
2008-10-24	133	14	11	1	20	88	49	40	38	18	21	16	2	24	87
2008-10-27	136	14	12	2	18	79	46	41	45	11	36	10	4	72	63
2008-10-29	138	14	12	4	16	71	47	47	51	0	36	11	0	69	100
2008-10-31	140	14	13	5	3	63	59	53	36	10	24	16	4	33	76
2008-11-05	145	16	16	1	5	93	50	48	47	4	28	13	1	54	95
2008-11-07	147	16	13	1	20	91	62	57	54	8	46	39	0	15	100
2008-11-10	150	16	13	1	22	93	41	41	40	0	24	5	0	79	100
2008-11-12	152	16	12	1	22	93	57	46	40	19	52	24	0	54	100
2008-11-14	154	15	12	1	23	91	58	54	48	7	38	0	0	100	0
2008-11-19	159	10	14	1	22	90	57	54	53	5	56	3	2	95	27
2008-11-20	160	15	14	1	8	91	61	56	26	8	10	6	3	40	53
2008-11-24	164	17	14	1	14	93	50	39	17	22	17	16	18	6	-13
2008-11-26	166	16	14	2	12	89	61	52	48	15	48	10	10	79	0
2008-11-28	168	15	12	1	23	87	33	23	21	30	21	16	9	24	44
2008-12-01	171	18	7	2	60	75	13	14	3	-8	8	1	0	88	60
2008-12-03	173	17	13	1	23	91	55	47	14	15	8	13	0	-63	100
2008-12-05	175	15	6	1	59	81	24	24	11	0	26	10	1	62	86
2008-12-08	178	16	12	1	28	91	25	23	14	8	26	20	1	23	97
2008-12-10	180	15	14	2	3	89	22	22	12	0	16	26	0.1	-63	100
2008-12-12	182		9	1		85		19	6			12	0		100
2008-12-15	185		10	1		88		20	7			12	1		88
2008-12-17	187		11	2		86		25	6			40	2		96
2008-12-19	189		6	3		52		28	8			25	2		93
2008-12-22	192		18	1		94		24	6			22	1		95
2008-12-24	194		17	1		96		23	5			12	1		96
2008-12-29	199		14	5		64	28	25	6	11		20	12		40
2008-12-31	201		11	0.5		96	31	19	7	39		8	2		78
2009-01-02	203		11	0.4		96	26	18	6	31		12	1		95
2009-01-05	206	15	13	0.9	12	93	21	19	10	10	14	6	0.1	57	98
2009-01-19	220	8	6	1.2	24	80	10	9	8	10	32	56	2.7	-75	95
2009-01-21	222	14	9	1.1	39	88	16	10	8	38	26	22	0.6	15	97
2009-01-23	224	14	9	1.3	39	85	14	10	6	29	4	28	1.6	-600	94
2009-02-16	248	16	15	1.4	6	91	17	16	6	6	6	4	1.7	21	61
Promedios		15.6	11.8	1.7	23.5	85.2	23.2	20.8	7.8	14.3	19.8	13.7	2.1	9.8	71.9
desviación		1.8	2.6	1.4	14.0	13.4	11.3	8.2	4.2	29.5	15.2	11.3	3.5	120.5	35.4

## ANEXO VIII. RESULTADOS DEL ENSAYO DE TOXICIDAD

 <b>IMTA</b> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua										
LABORATORIO DE CALIDAD DEL AGUA <b>RESULTADOS INTERNOS</b>										
ÁREA: TOXICOLOGÍA										
No. DE CONTROL: 147/2009	TIPO DE MUESTRA: SOLUCIÓN SINTÉTICA	FECHA DE MUESTREO: 2009/02/16 FECHA RECEPCIÓN: 2009/02/16								
IDENTIFICACIÓN	PARÁMETROS									
	Vibrio fischeri									
	CE <sub>50</sub> (%)	UT								
1	<b>22.222</b>	<b>4.500</b>								
2	<b>15.109</b>	<b>6.618</b>								
3	TOXICIDAD NO DETECTADA									
4	TOXICIDAD NO DETECTADA									
MUESTRA DUPLICADA <i>JD</i>	<b>21.710</b>	<b>4.606</b>								
TOXICO DE REFERENCIA: <small>(FENOL 100.900 mg/L)</small>	22.631 mg/L									
RANGO DE ACEPTACIÓN: TOXICO DE REFERENCIA	13 - 26 mg/L									
MÉTODO DE ANÁLISIS <small>(CLAVE):</small>	CAHB6 - 19 Y 21									
ANÁLIZO (FIRMA):	<i>JD</i>									
SIGNATARIO (FIRMA):	<i>JD</i>									
FECHA DE ANÁLISIS:	2009 / 02 / 16									
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS A GARANTÍA DE CALIDAD:	<i>2009/03/04</i>									
OBSERVACIONES:										
ESTE REPORTE NO PODRÁ SER ALTERADO NI REPRODUCIDO PARCIALMENTE SIN LA AUTORIZACIÓN PREVIA DEL LABORATORIO.										
_____ M.C. ANA MA. SANDOVAL V. RESPONSABLE DEL ÁREA		<div style="border: 2px solid black; padding: 5px;">                  GARANTÍA DE CALIDAD                  FIRMA: <i>[Signature]</i>                  FECHA: <i>2009/03/04</i> </div>								
Edición:	D 13	M 11	A 08	Sustituye a:	D 24	M 08	A 06	Revisión:	8	Hoja 1 de 1

EM-C08-B



ANEXO IX. COMPARACIÓN ESTADÍSTICA DE LOS PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y DE COLOR EN EL FOTO-REACTOR Y EN EL BF1

Prueba T de student

Comparación de porcentajes de remoción de materia orgánica (medida como DQO) en foto-reactor y en biofiltro

Fecha	Día de operación	% Remoción foto-reactor	% Remoción BF1
2008-08-18	66	19	69
2008-08-20	68	12	89
2008-08-29	77	3	49
2008-09-01	80	1	79
2008-09-05	84	2	84
2008-09-08	87	14	76
2008-09-10	89	10	85
2008-09-12	91	10	87
2008-09-15	94	1	83
2008-09-17	96	8	73
2008-09-19	98	10	89
2008-09-24	103	5	64
2008-09-26	105	11	92
2008-10-01	110	36	39
2008-10-06	115	6	64
2008-10-08	117	1	77
2008-10-10	119	11	66
2008-10-14	123	13	81
2008-10-16	125	0	70
2008-10-20	129	4	97
2008-10-23	132	27	41
2008-10-27	136	47	47
2008-10-29	138	12	68
2008-10-30	139	8	72
2008-11-05	145	12	77
2008-11-07	147	24	70
2008-11-10	150	21	87
2008-11-12	152	11	83
2008-11-14	154	4	97
2008-11-19	159	11	85
2008-11-20	160	11	84
2008-11-24	164	8	89
2008-11-26	166	15	96
2008-11-28	168	6	95
2008-12-01	171	11	91

Fecha	Día de operación	% Remoción foto-reactor	% Remoción BF1
2008-12-02	172	10	81
2008-12-03	173	6	92
2008-12-04	174	9	70
2008-12-05	175	15	81
2008-12-08	178	12	86
2008-12-10	180	22	80
2008-12-12	182	8	45
2008-12-29	199	20	51
2009-01-02	203	3	79
2009-01-05	206	22	72
2009-01-06	207	21	77
2009-01-09	210	44	52
2009-01-19	220	12	54
2009-01-21	222	34	91
2009-01-23	224	6	52
2009-01-26	227	26	56
2009-01-28	229	8	91
2009-01-30	231	35	58
2009-02-04	236	6	91
2009-02-13	245	23	84
2009-02-16	248	11	74
2009-02-18	250	36	55
	Media	14	75
	Desviación estándar	10.83146	15.52335
	Varianza	117.3206	240.9745

$x_1$	14
$x_2$	75
$n_1$	57
$n_2$	58
$s_1^2$	117.3
$s_2^2$	241.0

H0: las medias son estadísticamente iguales

t 24.2897

$t_{0.05,28}$  1.973691

Se rechaza Ho, es decir, sí existe diferencia estadística de las medias, por lo cual puede decirse que el efecto en la remoción de materia orgánica es diferente para el foto-reactor que para el biofiltro. La remoción mayor se da en el biofiltro.

Prueba T de student  
Comparación de porcentajes de remoción de color en foto-reactor y en biofiltro

Fecha	Día de operación	% Remoción foto-reactor	% Remoción BF1
2008-08-18	66	50	37
2008-08-20	68	49	45
2008-08-29	77	49	24
2008-09-01	80	46	41
2008-09-05	84	51	38
2008-09-08	87	50	35
2008-09-10	89	51	34
2008-09-12	91	49	37
2008-09-15	94	49	34
2008-09-17	96	48	34
2008-09-19	98	54	46
2008-09-22	101	48	40
2008-09-24	103	50	40
2008-09-26	105	47	47
2008-09-29	108	54	52
2008-10-01	110	50	29
2008-10-06	115	49	36
2008-10-08	117	48	54
2008-10-10	119	49	38
2008-10-14	123	48	38
2008-10-16	125	50	38
2008-10-20	129	47	43
2008-10-23	132	49	37
2008-10-27	136	49	39
2008-10-29	138	47	48
2008-10-30	139	45	49
2008-11-05	145	48	47
2008-11-07	147	57	37
2008-11-10	150	53	47
2008-11-12	152	46	47
2008-11-14	154	46	46
2008-11-19	159	50	43
2008-11-20	160	50	48
2008-11-24	164	52	40
2008-11-26	166	48	47
2008-11-28	168	49	45

Fecha	Día de operación	% Remoción foto-reactor	% Remoción BF1
2008-12-01	171	49	42
2008-12-02	172	49	40
2008-12-03	173	51	37
2008-12-04	174	50	35
2008-12-05	175	50	43
2008-12-08	178	53	49
2008-12-10	180	46	44
2008-12-29	199	45	35
2009-01-02	203	42	58
2009-01-05	206	53	40
2009-01-09	210	51	50
2009-01-19	220	48	46
2009-01-21	222	51	44
2009-01-23	224	46	44
2009-01-26	227	48	42
2009-01-28	229	46	41
2009-01-30	231	47	46
2009-02-04	236	46	49
2009-02-13	245	47	40
2009-02-16	248	44	48
2009-02-18	250	50	42
	Media	49	42
	Desviación estándar	2.649106	6.203714
	Varianza	7.017763	38.48607

$x_1$	49
$x_2$	42
$n_1$	57
$n_2$	57
$s_1^2$	7.0
$s_2^2$	38.5

H0: las medias son estadísticamente iguales

t 7.630138

$t_{0.05,28}$  1.980992

Se rechaza Ho, es decir, sí existe diferencia estadística de las medias, por lo cual puede decirse que el efecto en la remoción de color es diferente para el foto-reactor que para el biofiltro. Se tiene una mayor remoción en el foto-reactor.