



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Química
Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental

**Remoción de materia orgánica y benceno de aguas residuales mediante
lodos activados acoplados con proceso foto Fenton**

Opción de titulación
Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta:

Q.F.B. María Carolina Espinosa Arzate

Dirigido por:

Dr. José Alberto Rodríguez Morales

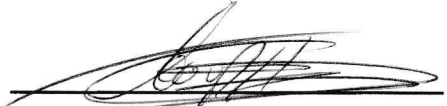
Dr. José Alberto Rodríguez Morales
Presidente

Dr. Carlos Martín Cortés Romero
Secretario

Dr. Víctor Pérez Moreno
Vocal

Dra. María de la Luz Pérez Rea
Suplente

M. en C. Beatriz Verduzco Cuéllar
Suplente


M.S.P. Sergio Pacheco Hernández
Director de la Facultad


Dra. Ma. Guadalupe Flavia Loarca-Piña
Director de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Diciembre de 2017

RESUMEN

Debido a que se ha detectado un aumento significativo en el contenido de Contaminantes Orgánicos Recalcitrantes (COR) en los efluentes derivados de los procesos biológicos, el objetivo del presente trabajo fue remover el benceno, el cual es un COR, así como la Materia Orgánica (MO) contenida en aguas residuales. Para lo anterior, se empleó un Proceso Biológico Aerobio (PBA) acoplado a un Colector Parabólico Compuesto (CPC) o reactor solar con lo que se efectuó un Proceso Foto Fenton (PFF). En el PBA se utilizaron lodos activados, los cuales se estabilizaron en tres meses; en este proceso se obtuvo una eficiencia en la biodegradación del benceno el cual fue de 81.40 %. Con el perfil característico del CPC se construyó un dispositivo de aluminio con un acabado en espejo y con seis canales de reflexión de radiación, a los cuales se les acopló un serpentín de 6 tubos de acrílico. Con lo anterior se obtuvo un volumen de irradiación aproximado de 6 l. El tratamiento de 0.5 mmol/l de Fe (II) y 50 mg/l de H₂O₂ a los 50 minutos de reacción fue el que mostró una mayor capacidad de remoción del Benceno (56.67%), para tal efecto, se utilizó un diseño factorial 2^k en el sistema PFF/CPC. Con el sistema acoplado PBA/PFF/CPC se obtuvo una remoción total de MO del 57.75% y de benceno de 88.99%. El factor de biodegradabilidad obtenido fue de 0.407 el cual, comparado con los datos de referencia de la relación DBO₅/DQO, mostró un cambio de no biodegradable a poco biodegradable. La eficiencia en la remoción de benceno y MO, contenidos en agua residual, se incrementó acoplado un proceso biológico de microorganismos heterótrofos aerobios en suspensión con un sistema colector de energía solar, en el que se realizó un proceso foto catalítico generador de radicales hidroxilos de alta capacidad oxidativa.

(Palabras clave: Benceno, CPC, factor de biodegradabilidad)

SUMMARY

Due to significant increase in the content of recalcitrant organic pollutants that has been detected in the effluents of the biological processes, the objective of this work was to remove the benzene, a COR, and the Organic Matter (OM) contained in wastewater. Thus, it was used a Biological Aerobic Process (BAP) coupled to a Compound Parabolic Collector (CPC), a solar reactor, where the Photo Fenton Process (PFF) was performed. Activated sludge was used in the BAP and was stabilized after three months, in this process was obtained an efficiency of 81.40% in benzene biodegradation. The device was constructed with the characteristic profile of CPC using aluminum with a mirror finish, six radiation reflection channels were done where was incorporated a coil of 6 acrylic tubes. It was obtained a irradiation volume of 6 l approximately. The treatment of 0.5 mmol/l of Fe (II) and 50 mg/l of H₂O₂ at 50 minutes of reaction was the one that showed a greater removal capacity of Benzene (56.67%), for this purpose, a 2k factorial design was used in the PFF/CPC system. With the coupled system PBA/PFF/CPC a total removal of OM of 57.757% and benzene 88.997% was obtained. The biodegradability factor obtained was 0.407 which, compared to the reference data of the DBO₅/DQO ratio, showed a change from non-biodegradable to little biodegradable. The efficiency in the removal of benzene and MO, contained in wastewater, was increased by coupling a biological process of aerobic heterotrophic microorganisms in suspension with a solar energy collector, in which was made a photocatalytic process generator of hydroxyl radicals with high oxidative capacity.

(Key words: Benzene, CPC, biodegradability factor)

DEDICATORIAS

A Carolina y Damián, mis motores de seguir con todo el esfuerzo y corazón para alcanzar los sueños.

Alonso, gracias por el empuje a realizar locuras, por el aliento y la paciencia para que pudiera terminar esta meta, sobre todo la paciencia, te lo agradezco de todo corazón.

A la familia Espinosa Arzate, por ser mis cimientos y darme todo su apoyo: Salomé, Ignacio, Gabi, Carlos, Ricardo y Lorena.

A la familia Salas Álvarez, por el apoyo y el ánimo: Esteban, Estela, Cecilia, Rodrigo y Lupita.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Querétaro, por la oportunidad de realizar el posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo recibido durante la elaboración de esta investigación.

Al Dr. José Alberto Rodríguez Morales, por aceptarme en su grupo de trabajo, por todo el apoyo y consejo durante la elaboración de la tesis, y por crear un ambiente de amistad entre todo el grupo de Tratamiento de Aguas.

Al Dr. Carlos Martín Cortés Romero, Dr. Víctor Pérez Moreno, Dra. María de la Luz Pérez Rea y a la Maestra Beatriz Verduzco Cuéllar, por formar parte de mi comité de tesis, por los consejos, apoyo y ánimo recibido durante la elaboración de este trabajo de tesis, y claro, por las porras.

A la Facultad de Química, a la Coordinación de la Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental, y al personal administrativo de Campus Aeropuerto.

Al Dr. Rufino Nava Mendoza, Ing. Jesús Antonio Sandin Sánchez y Q.F.B. Erandy Mirelle Zúñiga Hernández, por el apoyo proporcionado en la elaboración de este trabajo.

A mis compañeros de generación MCTA 2015-2017: Isaac Aguilar, Erika Álvarez, Norma Amador, Alejandra Contreras, Roberto García, Suhan Juárez, Cecilia Nabor, Magali Quintana, Samantha Rivero, Gabriela Robles, Lourdes Romero, Salvador Ventura por los buenos y divertidos momentos, y por la amistad que se originó.

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN.....	i
SUMMARY.....	ii
DEDICATORIAS.....	iii
AGRADECIMIENTOS.....	iv
TABLA DE CONTENIDOS.....	v
GLOSARIO.....	viii
ÍNDICE DE CUADROS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MOTIVACIÓN DE LA PROPUESTA.....	3
3. FUNDAMENTO CIENTÍFICO.....	6
3.1. Contaminantes en el agua.....	6
3.1.1. Compuestos biodegradables.....	6
3.1.2. Compuestos orgánicos recalcitrantes.....	7
3.1.2.1. Benceno.....	8
3.2. Tratamiento del agua residual.....	9
3.3. Tratamiento secundario del agua residual.....	11
3.3.1. Procesos biológicos.....	13
3.3.2. Lodos activados.....	15
3.4. Tratamiento terciario del agua residual.....	16
3.4.1. Procesos utilizados en el tratamiento terciario.....	16
3.4.2. Procesos Avanzados de Oxidación (PAO).....	17
3.4.3. Proceso Foto Fenton (PFF).....	18
3.5. Energía solar en el tratamiento del agua residual.....	20

3.5.1. Colector Parabólico Compuesto (CPC).....	21
4. HIPÓTESIS.....	25
5. OBJETIVOS.....	25
5.1. Objetivo general.....	25
5.2. Objetivos específicos.....	25
6. METODOLOGÍA.....	26
6.1. Desarrollo del Proceso Biológico Aerobio (PBA) con Lodos Activados para remoción de benceno y MO.....	26
6.1.1. Estabilización del PBA.....	26
6.1.2. Obtención de los coeficientes biocinéticos.....	30
6.1.2.1. Obtención de las variables: Sustrato (S) y Biosólidos (X).....	30
6.1.2.2. Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Tasa máxima de utilización de sustrato (k) y la constante de velocidad media (K_s).....	31
6.1.2.3. Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d).....	32
6.1.3. Adaptación del PBA al benceno.....	33
6.2. Diseño y construcción del CPC.....	35
6.2.1. Diseño del CPC.....	35
6.2.2. Construcción del CPC.....	35
6.3. Desarrollo del PFF para la remoción de benceno.....	36
6.3.1. Diseño experimental.....	36
6.3.2. Metodología del PFF.....	37
6.4. Determinación de la eficiencia de remoción de MO y de benceno con el sistema acoplado PBA/PFF/CPC.....	42
7. RESULTADOS.....	45
7.1. Desarrollo del PBA con Lodos Activados para remoción de benceno y MO.....	45
7.1.1. Estabilización del PBA.....	45
7.1.2. Obtención de los coeficientes biocinéticos.....	46

7.1.2.1. Obtención de las variables: S y X.....	46
7.1.2.2. Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Tasa máxima de utilización de sustrato (k) y la constante de velocidad media (K_s).....	47
7.1.2.3. Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d).....	49
7.1.3. Adaptación del PBA al benceno.....	50
7.2. Diseño y construcción del CPC.....	53
7.2.1. Diseño del CPC.....	53
7.2.2. Construcción del CPC.....	55
7.3. Desarrollo del PFF para la remoción de benceno.....	57
7.3.1. Diseño experimental.....	57
7.4. Determinación de la eficiencia de remoción de MO y de benceno con el sistema acoplado PBA/PFF/CPC.....	66
8. CONCLUSIONES	69
9. PERSPECTIVAS.....	70
10. REFERENCIAS.....	71
11. APÉNDICE.....	80
APÉNDICE A.....	80
APÉNDICE B.....	84
APÉNDICE C.....	86

GLOSARIO

AR	Agua residual
ARB	Agua residual con benceno
AT	Agua tratada
ATB	Agua tratada con benceno
COR	Contaminantes orgánicos recalcitrantes
COV	Compuestos orgánicos volátiles
CPC	Colector parabólico compuesto
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días
DQO	Demanda química de oxígeno
DQOs	Demanda química de oxígeno soluble
EPA	Agencia de Protección Ambiental, por sus siglas en inglés
FB	Factor de biodegradabilidad
FC	Factor de concentración
IVL	Índice volumétrico de lodos
LM	Licor mixto
MO	Materia orgánica
PAO	Procesos avanzados de oxidación
PBA	Proceso biológico aerobio
PFF	Proceso foto Fenton
PTAR	Planta de tratamiento de agua residual
RM	Reactor de mezclado
S	Sustrato
SS	Sólidos suspendidos
SBR	Reactor secuencial por lotes, por sus siglas en inglés
SSLM	Sólidos suspendidos del licor mixto
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSVLM	Sólidos suspendidos volátiles del licor mixto
UV	Ultra violeta
X	Biosólidos

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 6.1. Operación del SBR	26
Cuadro 6.2. Muestreos por cada ciclo de operación.	27
Cuadro 6.3. Estabilización del SBR.....	29
Cuadro 6.4. Muestreos por cada ciclo de operación (coeficientes biocinéticos) ...	30
Cuadro 6.5. Coeficientes biocinéticos para lodos activados.....	32
Cuadro 6.6. Muestras para prueba de biodegradabilidad del benceno.....	34
Cuadro 6.7. Dominio experimental.....	36
Cuadro 6.8. Diseño experimental.....	37
Cuadro 6.9. Muestras obtenidas durante el experimento.....	43
Cuadro 6.10. Relación DBO_5/DQO	44
Cuadro 7.1. Valores de S y X asociadas al cálculo de los coeficientes biocinéticos.....	47
Cuadro 7.2. Variables asociadas al cálculo de k y K_s	48
Cuadro 7.3. Variables asociadas al cálculo de Y y k_d	49
Cuadro 7.4. Resultados del diseño experimental con base a 2 factores y 2 niveles.....	59
Cuadro 7.5. Resultados del sistema acoplado PBA/PFF/CPC.....	66
Cuadro 7.6. Comparación del % Remoción de PBA y PBA/PFF/CPC.....	66
Cuadro 7.7. Resultados del Factor de Biodegradabilidad.....	67
Cuadro A-1. Obtención de SS para estabilización del PBA.....	82

Cuadro A-2. Obtención de la variable X (SSV).....	83
Cuadro A-3. Obtención de SS para adaptación de PBA al benceno.....	84
Cuadro B-1. Obtención del IVL.....	86
Cuadro C-1. Resultados de prueba Fenton en agua residual tratada.....	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1. Esquema de un CPC.....	21
Figura 3.2. Ángulo de aceptación para CPC.....	23
Figura 3.3. Coordenadas espejo para el CPC.....	24
Figura 6.1. Reactores para medición de la biodegradabilidad del benceno	33
Figura 6.2. Diagrama de operación para el PFF.....	38
Figura 6.3. Vista superior del RM.....	39
Figura 6.4. Conexiones a la bomba de recirculación.....	39
Figura 6.5. Conexiones de CPC.....	40
Figura 7.1. Evolución de SSV y el IVL durante la estabilización.....	45
Figura 7.2. Tasa máxima de crecimiento (k) y velocidad media de crecimiento (K_s).....	48
Figura 7.3. Rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d).....	50
Figura 7.4. Utilización de sustrato durante degradación de MO y benceno.....	51
Figura 7.5. Evolución de SSV durante degradación de MO y benceno.....	52
Figura 7.6. Variables para la obtención del perfil del CPC.....	54
Figura 7.7. Perfil del CPC.....	54
Figura 7.8. Construcción de canales de CPC.....	55
Figura 7.9. CPC construido y montado en soporte a 20°.....	56

Figura 7.10. CPC con los tubos de acrílico montados.....	56
Figura 7.11. Resultados de la cinética para cada tratamiento.....	57
Figura 7.12. Evolución de la temperatura durante los tratamientos.....	58
Figura 7.13. Gráfica de Pareto de efectos estandarizados.....	60
Figura 7.14. Gráfica normal de efectos estandarizados.....	61
Figura 7.15. Gráfica de efectos principales para % Remoción.....	62
Figura 7.16. Gráfica de interacción para % Remoción.....	63
Figura 7.17. Gráfica de cubos (medias de los datos) para % Remoción.....	64
Figura 7.18. Color aparente de los efluentes obtenidos.....	65

1. INTRODUCCIÓN

Existen diversas sustancias químicas que se emplean día a día en diferentes actividades del ser humano, tanto en lo personal, en el hogar, en la agricultura o la industria, los cuales cumplen una función muy importante en el proceso de obtención de alimentos, productos y servicios, sin embargo, pueden causar un impacto negativo en el medio ambiente, sobre todo en la hidrosfera (Mahlambi y col., 2015; Oller y col., 2011)

Diversos estudios han descrito la enorme variedad de sustancias químicas, o Contaminantes Orgánicos Recalcitrantes (COR), encontradas en aguas superficiales o subterráneas. Entre ellos se encuentran los pesticidas, los bifenilos policlorados dioxinas, surfactantes, hidrocarburos policíclicos aromáticos, solventes, compuestos orgánicos volátiles, productos farmacéuticos, compuestos “estilo de vida”: cafeína y nicotina, productos de cuidado personal, retardantes de fuego, aditivos alimentarios (Gil y col., 2013; Pal y col, 2010; Ribeiro y col., 2015).

Se ha demostrado que las aguas residuales son la principal fuente que contiene los COR, las cuales al llegar al proceso biológico de las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) no son metabolizados en su totalidad y son enviados en el agua tratada hacia los cuerpos receptores. Aunque se han identificado a nivel de nanogramos, el riesgo se debe a que su vertido es constante y se puede producir bioacumulación (De la Cruz y col., 2012; Jelić y col., 2012; Lapworth y col., 2012).

Para probar el riesgo potencial de los COR en los cuerpos de agua, se han realizado diversos estudios sobre su biodegradabilidad y su ecotoxicidad, usando diferentes especies, como invertebrados, peces, bacterias, hongos, demostrando que no se biodegradan en su totalidad o se producen intermediarios tóxicos, afectando a las especies probadas, especialmente en la inhibición del crecimiento

y provocando feminización (Camacho-Muñoz y col., 2012; Hamid y Eskicioglu, 2012; Pal y col., 2010; Salgado y col., 2012, Vasquez y col., 2014).

Al año se generan 2.212 km³ de Aguas Residuales (AR) municipales, industriales y de drenaje agrícola, y cerca del 80% de éstas se envían al entorno sin un tratamiento adecuado (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, UNESCO, por sus siglas en inglés, 2017) liberando Materia Orgánica (MO) que provoca la muerte de los peces, debido al consumo de oxígeno disuelto de los microorganismos para degradarla (Manahan, 2011). El 20% restante de las AR que están siendo tratadas no están libres de COR, debido al tratamiento insuficiente, lo cual afecta la disponibilidad de este recurso.

Actualmente, en la remoción de los COR se han utilizado Procesos Avanzados de Oxidación (PAO), debido a que producen compuestos altamente oxidativos que los degradan y mineralizan, y en los últimos años el Proceso Foto Fenton (PFF) ha presentado una alta eficiencia en la eliminación de estos compuestos (Oller y col., 2011; Poyatos y col., 2010).

En consecuencia, el objetivo de este proyecto es incrementar la eficiencia en la remoción de MO y de un COR, benceno, contenidos en agua residual, mediante el acoplamiento de un sistema biológico aerobio no fijo, y un PFF, haciendo uso de un dispositivo diseñado para una alta eficiencia en la captura de luz solar.

2. MOTIVACIÓN DE LA PROPUESTA

Desde el año 2004 en México se ha establecido como objetivo una cobertura del 100% en el tratamiento de AR. Para el 2015 se contabilizaron 2 477 plantas en operación, las cuales trataron 120.9 m³/s de los 212.0 m³/s recolectados en los sistemas de alcantarillado, esto representó el 57.0 % de AR que se trataron (CONAGUA, 2016).

Sin embargo, los indicadores de calidad en los cuerpos de agua receptores de aguas tratadas y sin tratar mostraron que no cumplía con las especificaciones requeridas (CONAGUA, 2016). Por otro lado, hay estudios en México que han demostrado la presencia de COR en las aguas tratadas (Zacarías y col., 2017), así como la movilidad de los COR presentes en AR a suelos y agua subterránea (Bautista-Ávalos y col., 2014; Durán-Álvarez y col., 2015; Siemens y col., 2008). Esta problemática se ha estimado que se debe a la baja eficiencia de los procesos empleados en las plantas de tratamiento y/o al vertido de agua sin tratar (Ibarrarán y col., 2017).

En el año 2015 se generaron 229.1 m³/s AR municipales y se recolectaron en alcantarillado 212.0 m³/s por lo que, usando la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅) como parámetro de calidad indicativo de presencia de MO biodegradable, esto representó 1.95 millones de toneladas de DBO₅ al año removiéndose 0.84 millones de toneladas. En cuanto a las AR industriales, se generaron 10.15 millones de toneladas de DBO₅ al año, de los cuales se removió 1.49 millones de toneladas (CONAGUA, 2016).

Por otro lado, la Demanda Química de Oxígeno (DQO), indicativo de descargas de aguas residuales industriales, muestra que las zonas con alta densidad poblacional y crecimiento industrial es donde se localiza mayor contaminación (CONAGUA, 2016), sin embargo, a la fecha, la normatividad en materia de AR sólo le da seguimiento al contenido de MO, sin considerar la gran

cantidad de contaminantes tóxicos y peligrosos que se generan (Becerril, 2009; Ibarrarán y col., 2017; Manahan, 2011).

Esta situación ha ocurrido de manera similar en el estado de Querétaro, en el cual se han puesto en operación 51 PTAR municipales y 156 PTAR industriales, aun así, los cuerpos de agua, ríos El Pueblito, Querétaro y Santiago, Extoraz, Escanela, Colón y Tolimán, se han clasificado como fuertemente contaminados por presencia de MO y COR, cuantificados como DBO₅ y DQO (CONAGUA, 2016; Perrusquia, 2003).

Por otra parte, el estado hace uso de 324 hm³/año del agua superficial y 686 hm³/año de agua subterránea, esta situación ha provocado una baja disponibilidad en la obtención de agua potable en la región, ya que se suma el abatimiento de los pozos a la baja calidad del agua superficial (Balcázar, 2014; CONAGUA, 2016). Lo anterior juntamente con el crecimiento poblacional que se ha presentado sobre todo para la Zona Metropolitana de Querétaro requiere con urgencia de técnicas eficientes para la obtención de agua potable, así como la gestión administrativa implícita para tal efecto.

Es por ello la importancia que representa el uso de sistemas acoplados para la remoción de la MO y de COR, como el benceno, lo cual contribuirá a un mayor volumen de agua tratada, con la calidad requerida para su vertido y recarga de los cuerpos de agua, así como a su posterior reúso, entre ellos el agrícola (Estrada, 2011; NOM-003-SEMARNAT-1997; NOM-014-CONAGUA-2003).

En México, actualmente, para el tratamiento biológico se han utilizado diversos procesos aerobios y anaerobios. El tratamiento de agua con lodos activados resultó ser el más usado con 55.0 % de las plantas (CONAGUA, 2016). Este tipo de técnicas de tratamiento requieren de innovación de tecnología, la cual se realice haciendo uso de sistemas acoplados, de tal manera que disminuyan tanto la MO, así como COR.

Para la disminución de los COR se han utilizado los PAO. Estos procesos emplean varias sustancias químicas y pueden darse varias combinaciones: Dióxido de Titanio/Ultra Violeta (TiO_2 /UV), Ozono/Ozono, Peróxido de Hidrógeno, Luz ultravioleta (O_3/O_3 , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ y/o O_3/UV), Peróxido de Hidrógeno/Ultra Violeta ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) y Fenton ($\text{Fe II}/\text{H}_2\text{O}_2$), siendo este último ampliamente estudiado como opción viable para la remoción de COR en aguas residuales (Oller y col., 2011).

Se ha logrado incrementar la eficiencia del proceso Fenton, para la producción del radical hidroxilo, usando radiación Ultra Violeta (UV). En la obtención de este tipo de radiación, se pueden usar lámparas de luz artificial o radiación solar (Jordá y col., 2011). Las lámparas de luz UV son eficientes, pero incrementan el costo operacional del proceso de tratamiento al resultar en un consumo alto de energía eléctrica, por lo que una opción de bajo costo es emplear la radiación solar. Actualmente hay dispositivos llamados Colectores Parabólicos Compuestos (CPC) que se usan para concentrar la radiación solar aplicada a PAO (Oller y col., 2006; Tanveer y Guyer, 2013)

Para tal propósito en el sistema integrado por Procesos Biológicos Aerobios (PBA) de eliminación de MO acoplados con PFF para la remoción de Benceno, se propone el uso de un CPC realizado a partir de materiales de bajo costo, como el acrílico, que permita la obtención de radiación ultravioleta, lo cual favorecerá la eficiencia en la disminución de contaminantes (Dignac y col., 2000; Hamid y col., 2012; Jelić y col., 2012; Mendoza, 2016; Pal y col., 2010; Salgado y col., 2011; Tanveer y Guyer., 2013).

3. FUNDAMENTO CIENTÍFICO

3.1 Contaminantes en el agua

El oxígeno disuelto que se encuentra en los sistemas acuosos proviene de la capacidad del cuerpo de agua de reoxigenarse a si mismo usando el oxígeno de la atmósfera y en menor medida de la acción fotosintética de las algas. Es necesario para la existencia de bacterias, algas unicelulares, plantas, peces, organismos que conforman la biota normal (Manahan, 2011; Mihelcic y Zimmerman, 2011).

La presencia de oxígeno disuelto en los sistemas acuosos es esencial para que se lleven a cabo las reacciones de oxidación de especies químicas como NH_3 y H_2S . Estas especies, oxidadas como NO_3^- y SO_4^{2-} , sirven como fuente de oxígeno a las bacterias que se encuentran en el fondo del cuerpo de agua, y al reducirlas, vuelven a la superficie como NH_3 y H_2S . Cuando se encuentra presente MO debido a contaminación antropogénica, se consume el oxígeno disuelto durante la degradación y se obtiene un ambiente anaerobio, con pérdida de biodiversidad, turbidez y problemas de olor (Manahan, 2011; Mendoza, 2016; Mihelcic y Zimmerman, 2011).

3.1.1. Compuestos biodegradables

La composición media del agua residual municipal contiene compuestos nitrogenados, compuestos fosforados, grasas y aceites, y MO, moléculas que las bacterias pueden metabolizar usando diversos mecanismos (Dignac y col. 2000; Tchobanoglous y col., 2014).

La MO es degradada por oxidación mediante enzimas hidrogenasas, debido a esta reacción las bacterias obtienen la energía necesaria para llevar a cabo sus procesos metabólicos, producir material celular, locomoción y reproducción. En los compuestos nitrogenados se dan las reacciones de reducción de nitrato, o de nitrificación. La biodegradación de compuestos que contienen azufre, como los

aminoácidos, produce metanotiol y dimetildisulfuro, de olores fuertes y desagradables (Manahan, 2011; Tchobanoglous y col., 2014).

Sin embargo, debido a la constante presencia y cantidades que van en aumento de MO y los demás compuestos en el agua vertida a los cuerpos de agua, la biodegradación no se puede llevar a cabo en su totalidad y como resultado se contaminan los arroyos, ríos, lagos (Mendoza, 2016).

3.1.2. Compuestos orgánicos recalcitrantes.

La contaminación química proviene de la industria farmacéutica y química, tecnologías alimentarias, refinerías, plantas petroquímicas, manufactureras de colorantes y textiles, actividad agro-industrial (Shahidi y col., 2015) así como los productos de aseo personal, de limpieza, fármacos, surfactantes, colorantes, aditivos (De la Cruz y col., 2012; Hamid y col., 2012, Mendoza, 2016). Las aguas residuales que contienen este tipo de COR se caracteriza por presentar valores altos en la DQO, y bajos en la DBO₅ (Pouran y col., 2015).

Los procesos naturales del agua para destruir compuestos tóxicos son la fotodegradación y la biodegradación. Para poder producir la fotodegradación se requiere un fotosensibilizador que absorba la luz y la transfiera a los contaminantes, el compuesto que cumple con esas características es el nitrato, molécula que se busca también su remoción. En la biodegradación, los COR no se degradan totalmente o se producen intermediarios aún más tóxicos (Oller y col., 2011), por lo que la calidad del agua tratada se ve afectada por la presencia de esos compuestos.

Son de especial atención por su toxicidad potencial, carcinogenicidad y mutagenicidad (Becerril, 2009; Manahan, 2011), a pesar de estar presentes en cantidades de hasta ng/L, esta es suficiente para poder ser tóxicos. El compuesto aromático, benceno, es considerado una de las principales causas de contaminación ambiental (Ramteke y Gogate, 2015). La Agencia de Protección

Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) de Estados Unidos lo tiene catalogado como prioridad en su lista de contaminantes.

3.1.2.1. Benceno.

Los compuestos orgánicos volátiles (COV) son compuestos orgánicos con un punto de ebullición de 50-100 a 240-260°C. Son el grupo de contaminantes del aire emitidos por la industria más grande. Químicamente, los COV incluyen a los hidrocarburos alifáticos y aromáticos, hidrocarburos halogenados, alcoholes, ésteres y aldehídos (Yu, 2001).

Los hidrocarburos aromáticos tienen una configuración básica de seis carbonos enlazados en forma de anillo con 6 átomos de hidrógeno y tres dobles enlaces. La estructura del anillo es muy estable (ATSDR, 2007).

El benceno es el hidrocarburo aromático más importante porque es la materia prima para la manufactura de numerosos productos industriales y agrícolas. Se usa como intermediario en la síntesis de productos farmacéuticos, y de otros químicos como estireno, detergentes, pesticidas, ciclohexano, como desengrasante, agente limpiador y como detonante en las gasolinas (ATSDR, 2007).

Se presenta en la atmósfera debido a la combustión de las gasolinas y por las emisiones de una gran variedad de procesos industriales. Puede pasar al aire desde el suelo y el agua, y es arrastrado nuevamente al suelo por lluvia o nieve. Se degrada lentamente en el agua. Tiene un coeficiente de partición octanol-agua lo suficientemente bajo para poder ser soluble en agua, y poder transportarse hasta mantos freáticos (ATSDR, 2007; Mihelcic y Zimmerman, 2011).

La exposición al benceno se da al aire libre por el humo de tabaco, estaciones de servicio, el tubo de escape de vehículos motorizados y emisiones industriales. Los vapores (o gases) de productos que contienen benceno, por ejemplo, pegamentos, pinturas, cera para muebles y detergentes, también pueden ser

fuentes de benceno. El aire alrededor de sitios de desechos peligrosos o de estaciones de servicio puede tener niveles de benceno más altos, o por trabajar en industrias que usan o manufacturan benceno (ATSDR, 2007; Yu, 2002).

El benceno inhalado llega a la sangre y se acumula en los tejidos grasos. El proceso es reversible cuando el compuesto no está metabolizado y se excreta a través de los pulmones. Tiene un intermediario, époxido de benceno, que probablemente es el responsable del daño a la médula ósea. Es irritante para la piel, en exposiciones largas causa enrojecimiento, sensación de quemaduras, ampollas. La inhalación, durante una hora, de 7 g/m^3 , causa envenenamiento agudo. La inhalación de 60 g/m^3 ; es fatal. (Manahan, 2011).

La exposición prolongada a niveles altos de benceno puede producir anemia aplásica, leucemia, especialmente leucemia mieloide aguda, conocida a menudo como LMA, y el síndrome mielodisplásico (MDS) (Hays, 2011, Zolghadr y col., 2012). Este es un cáncer de los órganos que producen las células de la sangre. El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS, por sus siglas en inglés), la EPA y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer ha determinado que el benceno es una sustancia carcinogénica reconocida (ATSDR, 2007).

3.2 Tratamiento del agua residual

Actualmente el tratamiento de aguas residuales es una práctica que no se puede pasar por alto en cualquier planeación urbana o industrial. Por disposición oficial, corresponde a los estados y municipios de México la regulación, prevención y control de la contaminación de las aguas que se descarguen a sistemas de alcantarillado, a aguas de jurisdicción estatal y aguas nacionales asignadas, para permitir su explotación, uso o aprovechamiento posterior (LAN, 2014; LGEEPA, 2015).

En consecuencia, se ha incrementado la construcción y puesta en marcha de PTAR para remover MO y especies químicas como el benceno, procedentes de las descargas de los municipios y de la industria.

Es tan importante la remoción de contaminantes en el agua, que también los desarrolladores inmobiliarios han incluido en su proyecto de construcción no sólo a los proyectos referentes al drenaje sanitario y pluvial, sino también a los correspondientes a plantas de tratamiento. Esto debido a las leyes estatales, las cuales han modificado su Código Urbano para implementar esta nueva reglamentación (La Sombra de Arteaga, 2013).

Por su parte, los municipios y las industrias se deben basar en ciertos criterios para el diseño de una PTAR. Los diferentes diseños deben considerar el flujo de agua, localidad de la descarga, el espacio disponible, la cantidad de subproductos generados, así como la calidad del agua residual (Davis, 2010; Tchobanoglous y col., 2014).

El tamaño que tendrá la PTAR dependerá del flujo del agua, así mismo, el tipo de contaminantes presentes en el agua hace pertinente los procesos específicos que se deberán implementar. Lo anterior, en conjunto propiciará la eficiencia en la disminución de la MO y de COR, como el benceno. Con la unión de estos datos se seleccionan los procesos y operaciones unitarias que conlleva el diseño de la PTAR, lo cual incluye pre-tratamiento, tratamientos primario, secundario y terciario o avanzado (Tchobanoglous y col., 2014).

El pre-tratamiento consiste en la remoción de arenas, sólidos grandes y sólidos sedimentables, grasas y espuma, por acción mecánica o por gravedad. En el tratamiento primario, el agua pasa a través de cribas, desarenadores y tanques de sedimentación. Posteriormente, los residuos obtenidos se recogen para su evacuación y disposición controlada (Davis, 2010)

En el tratamiento secundario la remoción de MO la realizan microorganismos heterótrofos y algunos hongos. Es un proceso similar al que ocurre en los ríos, en el que los microorganismos consumen la materia orgánica por dos procesos diferentes: oxidación biológica y biosíntesis. Mediante la oxidación o respiración, se forman los compuestos mineralizados y en la biosíntesis la MO coloidal y soluble propicia el crecimiento de nuevos microorganismos, los cuales después se desecharán por la oxidación biológica. Los compuestos residuales de ambos procesos se conocen como biosólidos (Manahan, 2011, Mendoza, 2016).

Por último, los sólidos en suspensión, materiales inorgánicos disueltos y compuestos orgánicos disueltos, como los COR, contenidos en el agua se remueven con los procesos del tratamiento terciario. Para lo anterior se puede utilizar técnicas de precipitación química, filtración granular, filtración de membrana y carbón activado (Davis, 2010; Manahan, 2011, Mendoza, 2016).

3.3 Tratamiento secundario del agua residual

En el tratamiento secundario, el objetivo principal es la eliminación de la MO usando microorganismos que la metabolizan. En el metabolismo suceden dos tipos de procesos, el catabolismo y el anabolismo. Los microorganismos, en el catabolismo, generan energía usando reacciones de oxidación-reducción que involucran la transferencia de electrones hasta un aceptor terminal. Si el oxígeno es el aceptor terminal de los electrones, se trata de un proceso aerobio; cuando es el nitrato, es un proceso anóxico; si el último aceptor es sulfato o dióxido de carbono, es un proceso anaerobio (Davis, 2010; Mihelcic y Zimmerman, 2011).

Los microorganismos aprovechan también los componentes del agua a tratar, como son nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio para la síntesis celular, este proceso se llama anabolismo (Davis, 2010; Tchobanoglous y

col., 2014) Los microorganismos involucrados en el proceso biológico se mencionan a continuación (Manahan 2011; Tchobanoglous y col., 2014):

- Bacterias: son microorganismos unicelulares procariotas. En base a su metabolismo, se pueden clasificar como autótrofas, usan como fuente de energía CO₂. Las heterótrofas, que usan compuestos orgánicos para obtener energía, son las bacterias responsables de la degradación de la materia orgánica en el tratamiento biológico. En base a su requerimiento de oxígeno, se dividen en aerobias, anaerobias o facultativas. El pH y la temperatura en el reactor son factores importantes para su crecimiento, en base a la temperatura se clasifican en: psicrófilas, debajo de 20°C, mesófilas, 25-40°C, termófilas, 45-60°C, e hipertermófilas, más de 60°C.
- Hongos: organismos aerobios no fotosintéticos, heterótrofos. Pueden crecer con poca humedad y pH relativamente bajos, al necesitar poco nitrógeno los vuelve muy importantes en el tratamiento de aguas residuales industriales y en la formación de composta a partir de residuos sólidos orgánicos.
- Algas: son protistas unicelulares o multicelulares, autótrofos fotosintéticos. En los estanques de estabilización producen oxígeno a través del mecanismo de fotosíntesis. Por la noche, cuando no hay luz, consumen el oxígeno en la respiración. Esta capacidad para producir oxígeno es vital para la ecología del medio acuoso. Existen cuatro clases de algas unicelulares importantes: *Crisofita*, Verdes (*Chlorophyta*), Verdes móviles (*Volvocales euglenophyta*) y Verdiazules (*Cyanophyta*). La función de las algas en un sistema acuático es la producción de biomasa, debido a la fotosíntesis. La producción de cantidades moderadas de biomasa es beneficiosa para otros microorganismos.
- Protozoos. Son protistas móviles microscópicos, generalmente unicelulares y

heterótrofos aerobios. Existen en una gran variedad de formas. Actúan como purificadores de los efluentes de procesos biológicos al consumir bacterias y partículas orgánicas. Suelen dividirse en cinco grupos: Sarcodina, Mastigophora, Sporozoa, Infusoria o Ciliata y Suctoria.

- Rotíferos: es un animal aerobio, heterótrofo y multicelular. Son muy eficaces al consumir bacterias dispersas y floculadas, así como pequeñas partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso aerobio de purificación biológica muy eficiente.

3.2.1. Procesos biológicos.

El proceso biológico puede ser aerobio, anóxico o anaerobio. La elección del proceso se realiza tomando en cuenta las características del agua residual a tratar, como la cantidad de MO, medida como DBO₅, o en base al nitrógeno, considerando también el flujo de agua que llegará a la PTAR (Davis, 2010; Levin y Gealt, 1997; Tchobanoglous y col., 2014).

Los procesos aerobios se clasifican en cultivos en suspensión (lodos activados, lagunas aireadas), y cultivos fijos (lechos fijos, biodiscos, lecho fluidizado).

Los cultivos en suspensión mantienen en aireación la biomasa, usando diversos sistemas que proporcionan agitación y la oxigenación adecuada para proveer el oxígeno disuelto necesario. Los biorreactores más usados son lodos activados. Las lagunas aireadas requieren de menos energía que los lodos activados, pero necesitan un terreno considerable para poder tener la extensión y profundidad adecuada y evitar la proliferación de vectores (Davis, 2010; Mihelcic y Zimmerman, 2011).

Los cultivos fijos utilizan dispositivos a los cuales se fija la biomasa y así se obtiene mayor superficie de contacto. En los lechos fijos, como los filtros percoladores, el biorreactor tiene un relleno que puede ser gravilla, piedra de lava o material plástico, En los biodiscos también permanece la biomasa adherida a una superficie (discos), la diferencia es que los biodiscos están en movimiento rotatorio y la biomasa está expuesta al líquido y al aire (Mendoza, 2016; Tchobanoglous y col., 2014).

En los lechos fluidizados, la biomasa se adhiere a un soporte que la mantiene en suspensión en el biorreactor. El soporte puede ser arena, carbono activado, o plásticos (Rao y col., 2015b).

Los procesos anóxicos también se conocen como procesos desnitrificantes, donde se realiza la eliminación del nitrógeno en forma de nitrato por conversión a nitrógeno gas. No se requiere oxígeno. Los niveles de amoníaco alto se deben eliminar del efluente por su alto valor nutritivo. En un biorreactor aerobio se elimina gran parte del nitrógeno amoniacal oxidándolo a nitrato (nitrificación), sin embargo, el nitrato es una toxina para el ser humano, por lo que se necesita otra reacción para convertirlo a nitrógeno gas (desnitrificación) (Tchobanoglous y col., 2014).

Los biorreactores para un proceso anóxico también pueden ser de cultivo suspendido o fijo. Los que se ocupan en un cultivo suspendido se acoplan a un sistema de lodos activados, como pueden ser las zanjas de oxidación biológica. Los cultivos fijos utilizan un flujo descendente en el relleno que pueden ser piedras o materiales sintéticos. (Levin y Gealt, 1997; Tchobanoglous y col., 2014).

Los procesos anaerobios presentan la ventaja contra los aerobios de no producir gran cantidad de lodos residuales, tienen bajo consumo energético porque se elimina la necesidad de aireación, y se obtiene gas metano como producto secundario. Se usa en combinación con un proceso aerobio, la mayor remoción de materia orgánica se realiza en el biorreactor anaerobio y posteriormente en el

biorreactor aerobio se termina de digerir los sólidos suspendidos (Mihelcic y Zimmerman, 2011),

Los biorreactores anaerobios también utilizan cultivos fijos y suspendidos. El reactor de contacto es similar al proceso de lodos activados, se mantiene a temperaturas de 32-37°C hasta 60°C, con un rango de pH de 6.7 a 7.8. Los reactores de filtro anaerobio usan un material de soporte donde se fija la biomasa y se llena con el agua a tratar, y fluye de manera ascendente o descendente (Tchobanoglous y col., 2014).

Los reactores de lecho de lodos anaerobios de flujo ascendente, UASB (Uplow Anaerobic Sludge Blanket), utilizan un lecho de biomasa en el fondo del tanque, el agua fluye en sentido ascendente y en esta parte es donde se realiza la mayor remoción de materia orgánica. El flujo continúa ascendiendo y el gas generado se colecta en recolectores en forma de campana. Los sólidos se retienen y vuelven a la biomasa en suspensión (Levin y Gealt, 1997; Tchobanoglous y col., 2014).

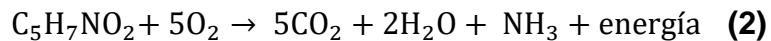
3.2.2. Lodos activados.

El proceso de lodos activados es el más antiguo de todos, diseñado en 1914 en Inglaterra por Andern y Lockett (Dignac y col., 2000; Tchobanoglous y col., 2014). La población microbiana en un biorreactor de lodos activados está compuesta principalmente por los grupos *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Deltaproteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Planctomycetes*, *Actinobacteria*, *Cloroflexi* y *Nitrospira* (Wells y col., 2011). Mediante varios procesos convierten la MO del agua residual en biomasa y CO₂ (Ecuación 1), el nitrógeno orgánico se convierte a ion amonio o nitrato, el fósforo orgánico se convierte en ortofosfatos (Davis, 2010).

bacteria



CHNOS representa la materia orgánica y $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ nuevas células. Cuando la MO se ha acabado, empieza la respiración endógena, las células empiezan a consumir sus propios tejidos celulares para obtener energía (Ecuación 2).



Para que se den estas reacciones, el biorreactor debe tener las condiciones óptimas de pH, entre 6.0 a 9.0 y una concentración de oxígeno disuelto de 2.0 mg/L (Tchobanoglous y col., 2014).

3.4 Tratamiento terciario del agua residual

3.4.1. Procesos utilizados en el tratamiento terciario.

El tratamiento terciario de las aguas residuales se refiere a la serie de procesos que se realizan sobre el efluente obtenido del tratamiento secundario para remover sólidos en suspensión, materiales inorgánicos disueltos, compuestos orgánicos disueltos y microorganismos patógenos (Manahan, 2011).

Los procesos utilizados para la remoción de sólidos y materiales inorgánicos disueltos se basan en la sedimentación por coagulantes y la filtración a través de membranas (Manahan, 2011). Las sales de aluminio y de hierro son los coagulantes más usados, aunque también está el proceso de electrocoagulación, con la principal desventaja de la producción de lodos (Ruiz, 2016).

La filtración a través de membranas se utiliza aplicando presión y operan por exclusión de tamaño, se catalogan como microfiltración, ultrafiltración y nanofiltración, dependiendo del tamaño de poro. Sin embargo, los procesos tienen un alto costo de operación y alta demanda de energía (Ahmed y col., 2017; Tchobanoglous y col., 2014).

Para la remoción de materia inorgánica disuelta se utiliza el intercambio iónico o la destilación. Los compuestos orgánicos disueltos se emplean en los procesos de ósmosis reversa, electrodiálisis, adsorción, que se basan en la transferencia de masa (Jiao y col., 2017) y la oxidación química, fotólisis y los procesos avanzados de oxidación (Tchobanoglous y col., 2014).

3.4.2. Procesos Avanzados de Oxidación (PAO)

Los PAO son un grupo de técnicas que se caracterizan por obtener el radical OH^* , que tiene un alto poder oxidante, su potencial de oxidación es 2.8 V, más reactivo que el cloruro, permanganato o el peróxido de hidrógeno. Al no ser selectivo reacciona rápidamente con una gran cantidad de compuestos orgánicos, oxidándolos hasta la obtención de compuestos más sencillos, CO_2 y H_2O (Malato y col., 2002; Oller y col., 2011).

Estos procesos se pueden usar como pretratamiento o post-tratamiento junto a un proceso biológico, debido a que se mejora la degradabilidad de los COR y disminuye el costo operativo de los PAO, debido a que operan en condiciones de temperatura y presión normales (Tchobanoglous y col., 2014). Los PAO se basan en diferentes reacciones, las cuales se enlistan a continuación (Márquez y Tiscareño, 1999; Shahidi y Azzouz, 2015):

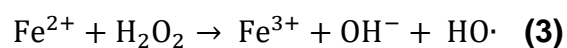
1. Fenton: $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$
2. Ozono: O_3 , O_3/UV , $\text{O}_3/\text{catálisis}$ (mediante óxidos metálicos)
3. Peróxido de hidrógeno: H_2O_2 ; $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$
4. Combinación de ozono y peróxido de hidrógeno
5. Foto-oxidación: fotocatalisis (TiO_2/UV) y por métodos férricos ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$)

Una de las ventajas de la fotooxidación por TiO_2 y los métodos férricos es que pueden utilizar radiación solar o UV obtenida por lámparas, los procesos con O_3 y H_2O_2 sólo pueden llevarse a cabo con longitudes de onda menores a 300 nm, y sólo la obtienen mediante el uso de lámparas, lo cual incrementa el costo operativo (Márquez y Tiscareño, 1999).

Es recomendable proponer un modelo cinético para demostrar la dependencia de degradación o mineralización de las constantes en los parámetros operativos. El modelo cinético podría ayudar para determinar cuál sería el mejor proceso combinado PAO/tratamiento biológico (Mendoza, 2016; Oller y col., 2011).

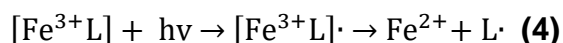
3.4.3. Proceso Foto Fenton (PFF).

El proceso de oxidación Fenton fue descrito en 1894 por Henry J. Fenton al descubrir que el peróxido de hidrógeno se activaba con iones ferrosos para oxidar el ácido tartárico. La formación de radicales OH^* se logra cuando se combinan las sales de Fe^{2+} en presencia de H_2O_2 en medio ácido (Ecuación 3). Actualmente es uno de los procesos avanzados de oxidación ampliamente utilizado para oxidar compuestos recalcitrantes (Mendoza, 2016; Poyatos y col., 2010):

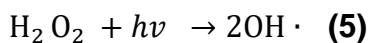


El reactivo Fenton se ha usado en conjunto con otros métodos para promover la oxidación. Uno de los más empleados es el foto Fenton, el cual emplea radiación ultravioleta para incentivar la producción de Fe^{2+} a partir del Fe^{3+} (De la Cruz y col., 2012; Manenti y col., 2014; Rubio-Clemente y col., 2014).

El Fe^{3+} , en presencia de materia orgánica, forma un complejo con aquellas sustancias que actúan como ligandos polidentados (L), al ser solubles evitan la precipitación del Fe^{3+} ; y al tener un coeficiente de absorción molar alto absorben en la región UV cercano y visible (Ecuación 4) por lo tanto, se produce Fe^{2+} a partir de la fotorreducción del Fe^{3+} (De la Cruz y col., 2012; Klamerth y col., 2013):



Con la fotorreducción y con la fotólisis del H_2O_2 (Ecuación 5) se puede incrementar la producción de $\text{OH} \cdot$ (Pouran y col., 2015). En estudios recientes se ha utilizado el foto Fenton como proceso heterogéneo, usando un medio de soporte para el Fe (Manenti y col., 2014).



El proceso foto Fenton tiene una eficiencia más alta en la remoción de COR a pH ácido (Diya'uddeen y col., 2015; Malato y col., 2002; Oller y col., 2006; Ramteke y Gogate, 2016; Rubio-Clemente y col., 2014; Tiburtius y col., 2005) sin embargo, se ha probado que también a pH neutro existe remoción de contaminantes debido a la presencia de materia orgánica disuelta tales como citratos, oxalatos, que mantienen al ión férrico disuelto (De la Cruz y col., 2012; Klamerth y col., 2010;

Klamerth y col., 2013; Lipczynska-Kochany y Kochany, 2008) de esta manera es más factible su aplicación para el tratamiento de aguas residuales.

El proceso se ha estudiado también como un pretratamiento para disminuir la carga contaminante recalcitrante y continuar con procesos biológicos o como un post-tratamiento, teniendo en consideración las siguientes variables de análisis: la concentración del agente oxidante y catalítico, la temperatura, pH y el tiempo de retención (De la Cruz y col., 2012; Rubio-Clemente y col., 2014; Manenti y col., 2014; Mendoza, 2016).

3.5 Energía solar en el tratamiento del agua residual

Actualmente algunos PAO emplean la radiación UV para incrementar la eficiencia en la degradación química, O_3/UV , H_2O_2/UV , o en la fotocatalisis, TiO_2/UV , foto Fenton ($Fe^{2+}/H_2O_2/UV$) (Oller y col., 2011). El uso de lámparas aumenta el costo operativo de las PTAR, por lo que una opción viable es el uso de la radiación solar, que contiene en su espectro la porción de radiación UV-visible necesaria para activar los catalizadores. La radiación solar se puede concentrar por medio de dispositivos diseñados para tal efecto, llamados colectores solares (Tanveer y Guyer, 2013).

Los colectores solares se dividen en tres categorías, dependiendo de la temperatura que puede alcanzar el sistema y pueden ser: no concentradores o baja temperatura, media concentración o media temperatura y alta concentración o alta temperatura (Malato y col., 2004; Tanveer y Guyer, 2013).

Los colectores solares de alta concentración disponen de un mecanismo que permite seguir la luz solar y son eficientes respecto a que concentran la radiación, sin embargo, se requiere de energía y mantenimiento al mecanismo para que

funcione adecuadamente, los más conocidos son los discos parabólicos y hornos solares (Reséndiz, 2012).

Los colectores de media concentración también tienen un mecanismo que sigue la luz solar, los más conocidos son los colectores cilindro-parabólicos (Parabolic Trough Collectors, PTC). Los colectores solares no-concentradores son de estructura más sencilla, son estáticos y aunque no concentran la radiación, se obtiene una captura eficiente, el uso más conocido es para los calentadores solares, también se conocen como CPC (Malato y col., 2004; Mendoza, 2016; Reséndiz, 2012).

3.5.1. Colector Parabólico Compuesto (CPC).

El CPC es un colector estático con una superficie reflejante que rodea un tubo donde se realiza la reacción, se compone de dos mitades de parábola con puntos focales situados estrechamente y sus ejes inclinados el uno al otro como se muestra en la Figura 3.1. Son muy sencillos, de bajo costo, requieren poca inversión y colecta la radiación difusa y la directa (Tanveer y Guyer, 2013).

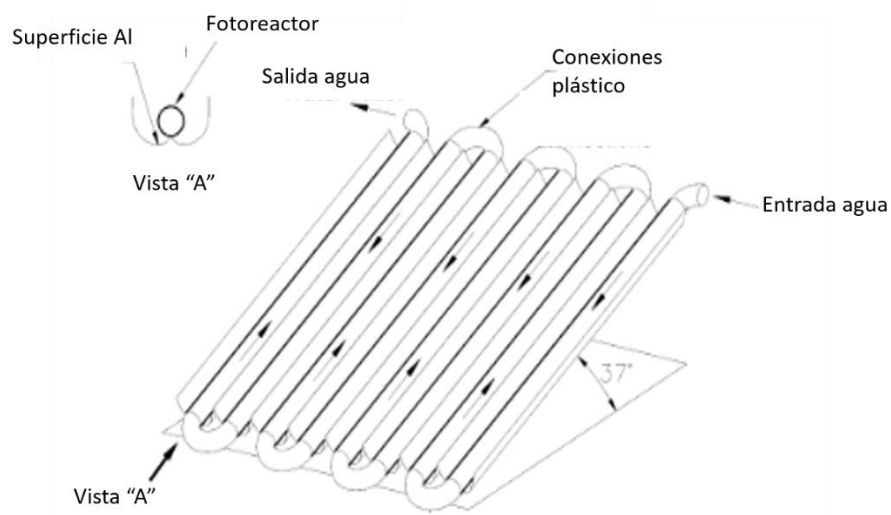


Figura 3.1. Esquema de un CPC (Malato y col., 2002)

Para diseñar un CPC se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

1. Fotoreactor: debe tener la capacidad de mantener al fluido en movimiento y transmitir el componente UV de la luz solar. El diámetro es muy importante, ya que influye sobre el flujo, la luz absorbida y el funcionamiento activo del catalizador. La intensidad de la iluminación afecta la relación entre la velocidad de reacción y la concentración del catalizador, por lo que se establece que no debe ser menor a 20-25 mm (Malato y col., 2002) El material elegido debe ser transparente a la luz UV, y resistente a cambios el clima, químicamente inerte y resistente a cambios de pH. Los materiales adecuados son el cuarzo, fluoropolímeros, o el vidrio borosilicato (Malato y col., 2004).
2. Superficie reflejante: el material debe ser altamente reflejante al UV, resistente a cambios de clima y de bajo costo, siendo el aluminio la mejor opción (Tanveer y Guyer, 2013).
3. Absorción de la radiación: se necesita un elemento intermediario que absorba la radiación incidente, los catalizadores cumplen con esa función al absorber o transferir la radiación para que se produzca el proceso fotoquímico. El proceso fotoquímico puede ser heterogéneo u homogéneo. En el sistema heterogéneo el catalizador se introduce en fase sólida mediante un soporte, de esta manera está recibiendo la radiación y al mismo tiempo está en contacto con el medio. En el sistema homogéneo el catalizador está presente en la misma fase que el contaminante a tratar, por ejemplo, el proceso foto-Fenton. No hay pérdidas de absorción de luz debido a la dispersión (Malato y col., 2002; Tanveer y Guyer, 2013).
4. Ángulo de aceptación: es el ángulo en el cual el CPC concentra o colecta la radiación que llega a la superficie del colector (Ecuación 6).

$$FC = \frac{1}{\sin \theta_a} \quad (6)$$

Donde FC es el Factor de Concentración que se utiliza para describir la cantidad concentrada de energía de la luz obtenido por el colector, θ_a es el ángulo de aceptación para un CPC, como se observa en la Figura 3.2.

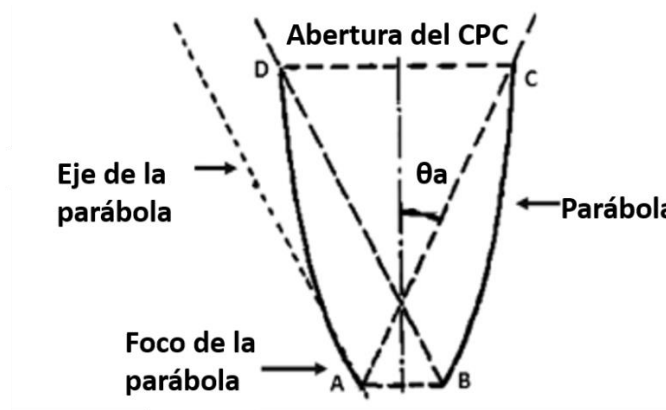


Figura 3.2. Ángulo de aceptación para CPC (Tanveer y Guyer, 2013)

5. Diseño del CPC: el diseño de la parte parabólica y la parte involuta se muestra en la Figura 3.3, la distancia \overline{TP} es equivalente a $\rho(\theta)$, variable que se obtiene a partir de las Ecuaciones 7 y 8. Los grados se encuentran en radianes (Kalogirou, 2004).

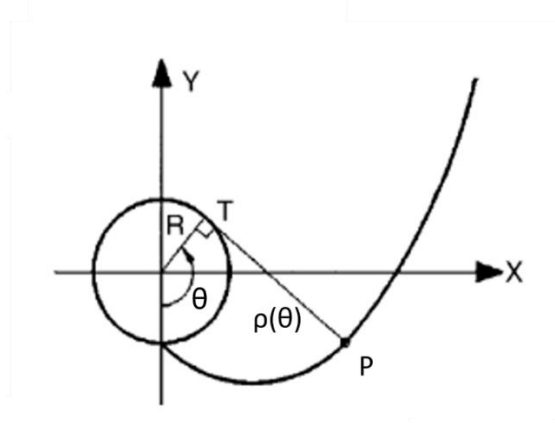


Figura 3.3. Coordenadas espejo para el CPC (Kalogirou, 2004)

Para la parte involuta:

$$\rho(\theta) = R\theta, \quad |\theta| \leq \theta_a + \pi/2 \quad (7)$$

Para la parte parabólica:

$$\rho(\theta) = R \left\{ \frac{\theta + \theta_a + \pi/2 - \cos(\theta - \theta_a)}{1 + \sin(\theta - \theta_a)} \right\}, \quad \theta_a + \pi/2 \leq \theta \leq 3\pi/2 - \theta_a \quad (8)$$

4. HIPÓTESIS

La eficiencia en la remoción de benceno y materia orgánica, contenidos en agua residual, se incrementará acoplado a un proceso biológico de microorganismos heterótrofos aerobios en suspensión con un sistema colector de luz solar, en el que se realiza un proceso foto catalítico generador de radicales hidroxilos de alta capacidad oxidativa.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Incrementar la eficiencia en la reducción de benceno y MO contenidos en agua residual usando pH neutro.

5.2. Objetivos particulares

5.2.1. Desarrollar el Proceso Biológico Aerobio (PBA) con lodos activados para reducción de benceno y MO.

5.2.2. Diseñar y construir el Colector Parabólico Compuesto (CPC).

5.2.3. Desarrollar el Proceso Foto Fenton (PFF) para la remoción de benceno.

5.2.4. Determinar la eficiencia de remoción de benceno y MO con el sistema acoplado PBA/PFF/CPC.

6. METODOLOGÍA

6.1. Desarrollo del proceso biológico aerobio (PBA) con lodos activados para remoción de benceno y MO.

6.1.1. Estabilización del PBA.

Para realizar el PBA con lodos activados se usó un reactor discontinuo por lotes (SBR por sus siglas en inglés), el cual consistió en un tanque rectangular con capacidad de 65 l acoplado con tubos para la entrada de AR, salida para efluente y lodos. Para obtener la aireación se utilizó una bomba de aireación con 4 difusores de manguera de 75 cm de largo, acomodados de tal manera que cubrieron el fondo del reactor.

El inóculo provino de los lodos activados de la PTAR Centro de la Comisión Estatal de Aguas de Querétaro (CEA). La alimentación del SBR se realizó de acuerdo con el Cuadro 6.1, con el AR que recibe la PTAR del edificio Multidisciplinario del campus Aeropuerto de la UAQ (Martínez-García y col., 2014; Metcalf y Eddy, 2003).

Cuadro 6.1. Operación del SBR

Fase	Tiempo (min)
Llenado	30
Reacción	Variable
Sedimentación	30-60
Vaciado	30
Purga de lodos	Variable

Durante la fase de estabilización se llevaron a cabo muestreos para cuantificar las variables descritas en el Cuadro 6.2.

Cuadro 6.2. Muestreos por cada ciclo de operación

Variables	Método de análisis	Afluente	Licor mezclado	Efluente
(SST, SSV)	Gravimétrico	x	x	X
pH	Potenciométrico	x	x	X

La estabilización del SBR se demostró mediante las siguientes variables: el índice volumétrico de lodos, la concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles en el Licor Mezclado (SSVLM) y el pH (Metcalf y Eddy, 2003).

1) Índice Volumétrico de Lodos (IVL): una buena sedimentación y compactación de biomasa demuestra un balance entre las bacterias formadoras de flóculos y las filamentosas. Aunque en la bibliografía se menciona que no es una variable recomendada para el diseño de un reactor debido a la dependencia con la concentración de sólidos y al diámetro del cilindro empleado, se utilizó para evaluar el comportamiento de la biomasa en la clarificación, y poder medir la compactabilidad de la misma. Se obtuvo midiendo el volumen de lodo sedimentado en una probeta de 1 l a los 30 min, y con la concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) del Licor Mezclado (LM) cálculo que se muestra en la Ecuación 9 (Ferrara-Giner y Ramírez, 2013; Davis, 2010).

$$IVL = \frac{(1000)V_{30}}{SST} \quad (9)$$

IVL = índice volumétrico de lodos (ml/g)

V_{30} = volumen sedimentado a los 30 minutos (ml/l)

SST = concentración de SST (mg/l)

2) Concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST): el análisis se realizó por gravimetría con base al método descrito en NMX-AA-034-SCFI-2015 usando crisoles Gooch de 25 ml y filtros de fibra de vidrio GF-C (marca Whatman) obteniendo la diferencia de pesos, secando a 105°C por 1 h, en horno de secado (marca Thermo Scientific) después de la obtención de los pesos constantes (Ecuación 10) en balanza analítica (marca OAHUS, modelo EP214C, exactitud 0.0001 gr).

$$SST = \frac{m_6 - m_2}{V} \times 1\,000\,000 \quad (10)$$

SST = concentración de SST en mg/l

m_6 = masa del crisol Gooch con muestra seca a 105°C, en gr.

m_2 = masa del crisol Gooch, en gr.

V = volumen de la muestra, en ml.

1 000 000 = factor de conversión a mg/l

3) Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV): el análisis se realizó por gravimetría. Los SSV se obtuvieron calcinando en mufla eléctrica (marca FELISA) a 550°C los crisoles Gooch después de la obtención de peso constante de los SST (Ecuación 11).

$$SSV = \frac{m_6 - m_7}{V} \times 1\,000\,000 \quad (11)$$

SSV = concentración de SSV en mg/l

m_7 = masa del crisol Gooch con muestra calcinada a 550°C, en gr.

m_6 = masa del crisol Gooch, con muestra seca a 105°C, en gr.

V = volumen de la muestra, en ml.

1 000 000 = factor de conversión a mg/l

4) Medición de pH: se utilizó un medidor de pH portátil (marca HANNA modelo HI98107), la calibración se realizó con solución reguladora pH 4.01 (marca J.T. Baker lote V09C19) y solución reguladora pH 7 (marca J.T. Baker lote V20C21). La calibración y operación de equipo se realizó con base a lo descrito en el manual del equipo

Se consideró estabilizado el SBR cuando se obtuvieron los valores de las variables antes descritas en el Cuadro 6.3 (Ferrara-Giner y Ramírez, 2013; Davis, 2010):

Cuadro 6.3. Estabilización del SBR

Variable	Rango	Unidades
IVL ¹	< 80	ml/g
SSVLM	2000-5000	mg SSV/l
pH	6.0-8.0	-----

¹ valor que se considera como excelente. En un rango de 80 – 150 se considera moderado.

6.1.2. Obtención de los coeficientes biocinéticos.

6.1.2.1. Obtención de variables: Sustrato (S) y Biosólidos (X).

Una vez estabilizado el SBR, se obtuvieron los coeficientes biocinéticos, los cuales indican el crecimiento de los biosólidos en el licor mezclado, la tasa de utilización del sustrato, la relación alimento-microorganismos y el tiempo medio de retención celular. Los biosólidos, denotados por X , se refieren a la población heterogénea de microorganismos presentes en el SBR que consumen el sustrato, S .

Los coeficientes calculados fueron: la tasa utilización de sustrato (k), constante de velocidad media (K_s), coeficiente de decaimiento endógeno (k_d) y el rendimiento celular máximo (Y). Para calcularlos se tomaron las muestras indicadas en el Cuadro 6.4, y de acuerdo con las ecuaciones descritas en el apartado 6.1.2.2. (Metcalf y Eddy, 2003; Rao y col., 2015a).

Cuadro 6.4. Muestreos por cada ciclo de operación (coeficientes biocinéticos)

Variables	Método	Afluyente	Licor mezclado	Efluente
		(S_0)	(X)	(S)
DQO	Espectrofotométrico	x	-----	x
SSV	Gravimétrico	-----	x	x

La DQO se realizó por el método del dicromato de potasio con base en el procedimiento descrito en Norma Mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011, usando viales de concentración 20-1500 mg O_2/l (marca HACH), digestor DQO (marca HACH, modelo DBR/200) y colorímetro portátil (marca HACH modelo DR/890) Las muestras fueron filtradas a través de papel filtro cualitativo grado 1 (marca Whatman) para medir la DQO soluble (DQOs), debido a que casi el 86% de la MO

y coloides en el agua tratada se ha encontrado en la fracción soluble (Dignac y col., 2000). Los SSV se obtuvieron de acuerdo con el apartado 6.1.1.

6.1.2.2 Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Tasa máxima de utilización de sustrato (k) y la constante de velocidad media (K_s)

Para calcular K_s, se utilizó la Ecuación 12:

$$\frac{\theta X}{S_0 - S} = \frac{K_S}{kS} + \frac{1}{k} \quad (12)$$

Donde:

θ = tiempo de retención hidráulico (h)

X = concentración de biosólidos, medidos como mg SSV/l/h

S₀ = concentración de sustrato en afluente, medido como DQOs, mg O₂ /l

S = concentración de sustrato en efluente, medido como DQOs, mg O₂/l

k = tasa máxima de utilización de sustrato, (h)

K_s = constante de velocidad media (mg/l)

Se realizó una gráfica usando las variables de la Ecuación 12, $X\theta / (S_0 - S)$ respecto a $1/S$, la ordenada y la pendiente obtenidas fueron $1/k$, y K_S/k .

6.1.2.3. Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d).

Para el cálculo Y y k_d se utilizó la Ecuación 13:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{S_0 - S}{X\theta} - k_d \quad (13)$$

Donde:

Y = rendimiento celular máximo

k_d = coeficiente de decaimiento endógeno, h^{-1}

Se graficó la relación $1/\theta_c$ respecto a $(S_0 - S) / X\theta$, la ordenada al origen k_d y la pendiente es Y.

Los valores obtenidos se compararon con los rangos descritos en el Cuadro 6.5.

Cuadro 6.5. Coeficientes biocinéticos para lodos activados ¹

Coeficiente	Unidades	Rango	Valor típico
k	g DQOs/gSSV*d	4-12	6.0
K_s	mg/l DQOs	5.0-30.0	15.0
Y	mg SSV/ mg DQOs	0.40-0.60	0.45
K_d	g SSV/g SSV*d	0.06-0.15	0.10

¹Tchobanoglous y col, 2014

6.1.3. Adaptación del PBA al benceno.

La población de microorganismos que existe en el proceso de lodos activados puede biodegradar diferentes fuentes de sustrato, como por ejemplo los compuestos aromáticos volátiles (Ning y col., 2015). Sin embargo, hay un máximo de concentración donde el sustrato inhibe el crecimiento ya que empieza a ser tóxico para la población microbiana.

Para probar la capacidad del lodo activado de metabolizar al benceno se realizaron pruebas de biodegradación: si se tiene la capacidad de originar nuevas células, la concentración de SSLM aumentará en cierto tiempo (Beltrán, 2001; Shadi y col., 2015). Se prepararon tres reactores tubulares de vidrio con capacidad de 2 L (medidas 34.5 cm x 7.0 cm), y se graduaron cada 50 ml. La aireación se obtuvo con un difusor cilíndrico (1.0 x 1.5 cm) y una bomba de aire. Se usaron dos bombas y cada una se adaptó para airear dos reactores, como se observa en la Figura 6.1.



Figura 6.1. Reactores para medición de la biodegradabilidad del benceno.

Cada reactor fue inoculado con un litro de SSLM del reactor de 65 l. Los lodos activados se dejaron sedimentar por media hora y se desechó medio litro de efluente de cada uno. Se prepararon dos disoluciones de benceno (marca Meyer, pureza 98%) usando como matriz AR: 0.1 y 0.5 ml de benceno disueltos en medio litro de AR, obteniéndose las siguientes concentraciones: 174.04 mg benceno/l y 870.21 mg benceno/l.

Las disoluciones se vaciaron a los reactores etiquetados de la manera siguiente R1, R2 y RC. RC es el reactor control que se le agregó medio litro de agua residual sin benceno. Se comenzó la aireación y se tomaron las muestras con base al Cuadro 6.6, al inicio y posteriormente en los tiempos 0.5, 1, 1.5, 2, 4.5 y 6 h. Las muestras se tomaron con pipetas serológicas de 10 ml, se vaciaron en tubos de vidrio (marca KIMAX, 16 x 100 mm) con tapa de rosca de baquelita y se almacenaron en refrigeración a 5°C.

Cuadro 6.6. Muestras para prueba de biodegradabilidad del benceno

Variables	Método	Licor mezclado (X)	Efluente (S)
DQO	Espectrofotométrico	-----	x
SSV	Gravimétrico	x	-----

Posteriormente se graficaron los resultados para observar la tendencia del crecimiento de los SSV.

6.2. Diseño y construcción del CPC.

6.2.1. Diseño del CPC.

El diseño del CPC se realizó en base a un FC de 1 sol más 10% para considerar el truncamiento (Salgado-Tránsito y col., 2015) y así obtener un $\theta_a = 65.38^\circ$ (Ecuación 6). Con base a la información anterior y al radio del fotoreactor, $R = 19.05$ mm, se calculó $\rho(\theta)$, obtenido por las Ecuaciones 7 y 8. La distancia $\rho(\theta)$ sirvió de guía para dibujar el perfil del CPC (Hernández-Rodríguez y col., 2014; Malato y col., 2002; Malato y col., 2004; Reséndiz, 2012).

6.2.2. Construcción del CPC.

En la construcción del CPC se utilizaron 6 tubos de acrílico (polimetacrilato de metilo), de 80 cm de longitud, diámetro 38.1 mm y espesor 3 mm. Los materiales señalados para el fotoreactor son el vidrio borosilicato y los fluoropolímeros por su alta transmisión de la radiación UV, sin embargo, es factible el uso de polímeros de acrílico (Blanco y Malato, 2003), debido a que ha habido estudios probando tubos de acrílico como fotoreactor, el cual tiene la ventaja de ser más resistente que el vidrio y más económico (Formisano y col., 2016; Mendoza, 2016; Rodríguez-Chueca y col., 2016).

Para la superficie reflejante se emplearon 3 láminas de aluminio acabado espejo (Calibre 23, 1220 x 2440 mm), las cuales se cortaron para obtener 6 canales con la forma del perfil obtenido en el apartado 6.2.1., los canales obtenidos se montaron en una estructura de acero para soportarlos.

6.3. Desarrollo del PFF para la remoción de benceno.

6.3.1. Diseño experimental

El diseño factorial 2^k fue la metodología elegida para realizar el diseño experimental (Tsao y Wibowo, 2005). Para este diseño se trabajaron con 2 factores y 2 niveles, establecidos a partir de la investigación bibliográfica (De la Cruz y col., 2012; Klamerth y col., 2010; Lipczynska-Kochany y Kochany, 2008). El dominio experimental se presenta en el Cuadro 6.7.

Cuadro 6.7. Dominio experimental

Factores	Dominio	
	Menor (-)	Mayor (+)
Fe ²⁺ (mmol/l)	0.09	0.5
H ₂ O ₂ (mg/l)	3	50

Se utilizó el programa estadístico Minitab 15 ®, con el cual se obtuvieron las combinaciones y el orden aleatorio a realizarlas, como se muestra en el Cuadro 6.8. Los tratamientos se refieren a días diferentes.

Cuadro 6.8. Diseño experimental

Tratamientos	Fe ²⁺ (mmol/l)	H ₂ O ₂ (mg/l)
1	0.5	50
2	0.09	50
3	0.5	3
4	0.5	3
5	0.5	3
6	0.09	3
7	0.09	3
8	0.09	3
9	0.09	3
10	0.09	50
11	0.5	50
12	0.5	50

Los resultados obtenidos se analizaron con el programa Minitab 15 ®.

6.3.2. Metodología del PFF.

La matriz fueron 20 l por día de agua tratada (AT) obtenida del SBR estabilizado (ver apartado 6.1), a la cual se le adicionó benceno (Meyer, pureza 98%) para obtener la concentración teórica de 174.04 mg Benceno/l de AT (ver apartado 6.1.3.), esta muestra se codificó como agua tratada con benceno (ATB).

Para la reacción Fenton se utilizaron $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Fermont, pureza 102.0 %) y H_2O_2 (Fermont pureza 31.4 %). Se prepararon disoluciones madre de concentración 10 g Fe/l, disueltos en agua destilada (Ecopura), almacenados a 4°C en frasco de polietileno (NALGENE), de la cual se tomó la alícuota correspondiente de disolución para obtener las concentraciones necesarias de Fe^{2+} de cada nivel (0.09 y 0.5 mmol/l). Las alícuotas de H_2O_2 se tomaron directamente en base a su pureza.

El diagrama de operación para el PFF se muestra en la Figura 6.2.

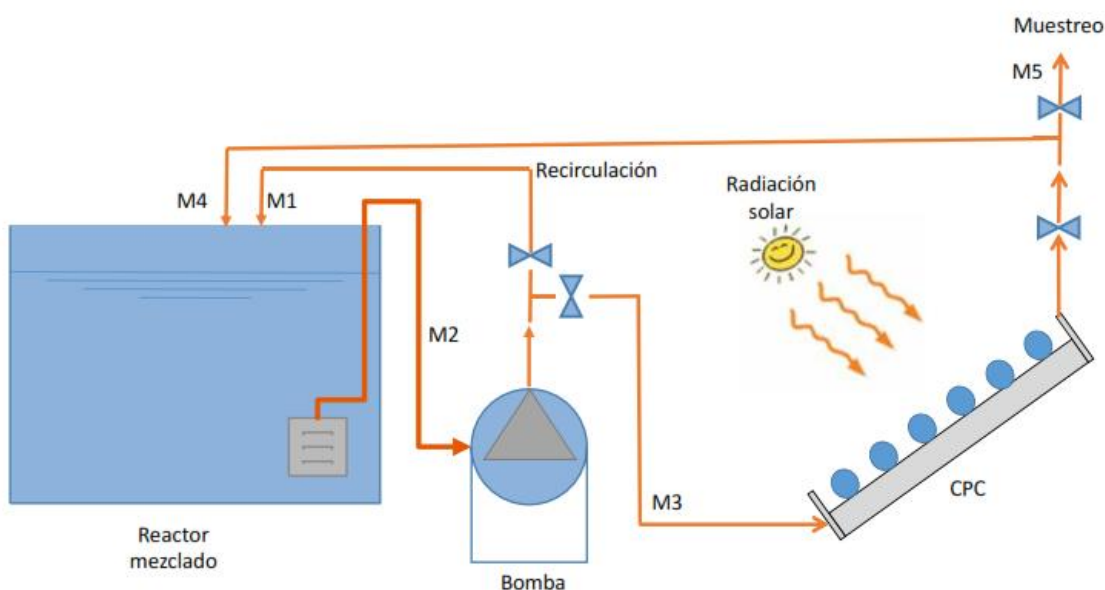


Figura 6.2. Diagrama de operación para el PFF.

El sistema para el PFF consistió en lo siguiente: un Reactor de Mezclado (RM) de 60 l, una bomba de recirculación de 1 HP (Siemens) y el CPC, con las siguientes conexiones: 1ª. recirculación (M1), succión (M2), entrada al CPC (M3), 2ª recirculación (M4), como se observa en las Figuras 6.3 y 6.4.

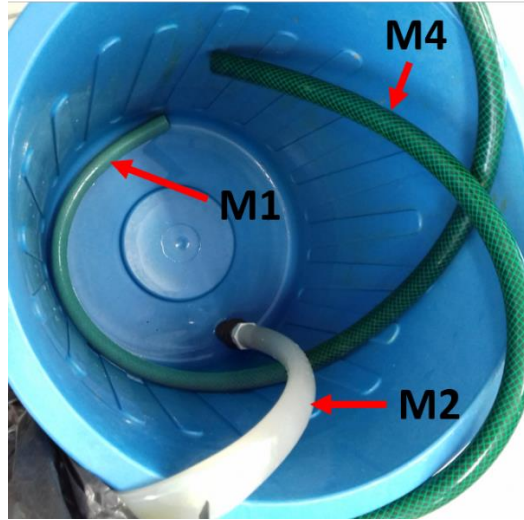


Figura 6.3. Vista superior del RM

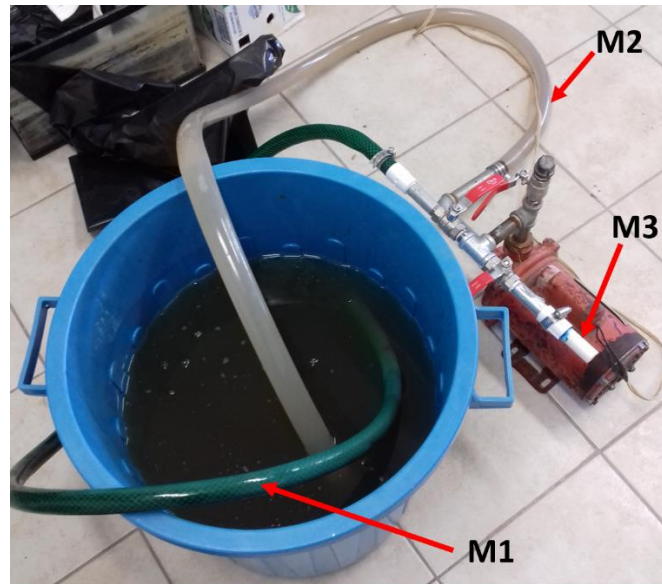


Figura 6.4. Conexiones a la bomba de recirculación

Las mangueras M1-M2 se utilizaron para mezclar durante cierto tiempo el ATB con el reactivo Fenton. Posteriormente se envía el ATB+Fenton al CPC mediante la manguera M3 y se recirculó durante 50 minutos con mangueras M2-M3-M4 (Klamerth y col., 2010).

En la Figura 6.5 se aprecia la salida para toma de muestras, M5, y el luxómetro (3251 Traceable) con el cual se midió la radiación durante los experimentos.

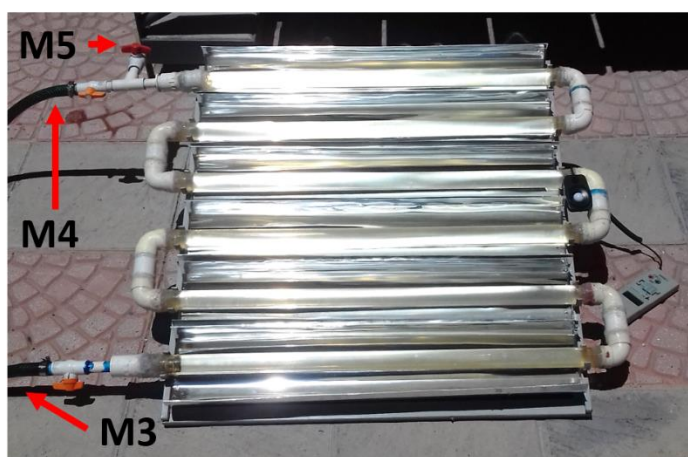


Figura 6.5. Conexiones de CPC

Se obtuvieron muestras al inicio y a los 10, 25 y 50 minutos de reacción (De la Cruz y col., 2012) para observar la disminución de la DQOs. La muestra inicial se refiere al agua tratada mezclada con benceno por recirculación.

En cada tratamiento se tomaron muestras para medir DQOs, pH, temperatura y color verdadero. Las muestras se filtraron a través de papel filtro cualitativo no. 1 (Whatman) para medir la DQOs y el color verdadero. La DQOs se determinó como se describe en el apartado 6.1.2.1. El color verdadero se obtuvo con base al método

Platino-Cobalto descrito en el manual de operación del colorímetro DR/890. Los análisis se realizaron el mismo día.

El porcentaje de remoción ($\%R$) se calculó de acuerdo con la Ecuación 14:

$$\% R = \left(C_1 - C_2 / C_1 \right) * 100 \quad (14)$$

Donde:

C_1 = Concentración inicial de analito

C_2 = Concentración final de analito

Los datos obtenidos se ingresaron en el programa estadístico Minitab 15 ® para evaluar el resultado. El mejor tratamiento, el $\%R$ más alto, fue el que se utilizó en el apartado 6.4.

El análisis del estudio de la cinética para la remoción de benceno se realizó sobre el modelo cinético representado en la Ecuación 15 (Ramteke y Gogate, 2015b).

$$\frac{dS}{dt} = -kS^n \quad (15)$$

Donde:

S = sustrato (DQOs)

S_0 = sustrato inicial (DQOs)

n = orden de reacción

k = coeficiente de velocidad de reacción

t = tiempo

Por lo tanto, una reacción es de primer orden cuando al graficar el logaritmo natural que representa la concentración y el tiempo se obtiene una línea recta (Ecuación 16).

$$-\ln \frac{S}{S_0} = kt \quad (16)$$

La pendiente es k , el coeficiente de velocidad de reacción. La velocidad de reacción de una reacción de primer orden depende de la concentración de S . Conforme avanza el tiempo de reacción, desaparece el componente S (Ramteke y Gogate, 2015b).

6.4. Determinación de la eficiencia de remoción de MO y Benceno con el sistema acoplado PBA/PFF/CPC.

El tratamiento con el mejor porcentaje de remoción fue el elegido para probar el sistema acoplado PBA/PFF/CPC mediante el siguiente procedimiento:

Se colectaron 45 l de agua residual de la PTAR del edificio de Microbiología de los cuales, 39 l se vaciaron en el SBR y se inició la aireación. Del agua residual restante, un litro se usó para disolver 40 ml de benceno y vaciarlo al SBR para obtener 40 l de agua residual adicionada con benceno (ARB). Se usó la cantidad de benceno más alta con base a los resultados de la biodegradabilidad obtenido en el apartado 6.1.3.

En el Cuadro 6.9 se observan las muestras de ARB, Efluente de tratamiento biológico (E1) y Efluente del PFF (E2) que se tomaron durante el experimento, para análisis de DBO₅, DQOs, pH, color verdadero y benceno.

Cuadro 6.9. Muestras obtenidas durante el experimento

Muestra	DBO ₅	DQOs	pH	Color verdadero	Benceno	Muestreo
ARB	M1-1	M1-2	M1-3	M1-4	M1-5	9 am
E1	M2-1	M2-2	M2-3	M2-4	M2-5	12:30 pm
E2	M3-1	M3-2	M3-3	M3-4	M3-5	2:10 pm

Debido a la dificultad de tomar las muestras para ARB del SBR y separar los lodos activados, se preparó una muestra sintética de 2 l de AR adicionada con 2 ml de benceno, de la cual se tomaron las muestras descritas anteriormente.

De acuerdo con los tiempos de biodegradación del benceno obtenidos en el apartado 6.1.3., el tiempo de reacción en el SBR elegido fue el de 3 horas, el necesario para observar una degradación de la MO y benceno por parte del lodo activado.

Al término de las tres horas la aireación se detuvo y se dejó sedimentar por 30 minutos, del cual se obtuvo E1. Se vació al RM y se le adicionó la cantidad necesaria de Fe²⁺ 0.5 mmol/l, mezclando con recirculación. A los dos minutos se le adicionó el H₂O₂ 50 mg/l e inmediatamente se envió al CPC. Se mantuvo en recirculación E1 durante 50 minutos. El PFF se realizó de 13:20 a 14:10 hrs.

Las muestras (DBO₅ y Benceno) se mantuvieron a 4°C y se enviaron a laboratorio externo y acreditado por Entidad Mexicana de Acreditación (EMA). Los frascos para DBO₅ y los tubos de vidrio con tapa de baquelita para Benceno se lavaron con detergente libre de fosfatos, enjuagados con agua corriente y destilada, y sumergidos 1 h en ácido sulfúrico 10%, posteriormente se enjuagaron con agua destilada y se secaron de forma invertida. Las muestras para DQOs, pH, y Color Verdadero se analizaron en el laboratorio el mismo día.

Para comprobar la eficacia del sistema acoplado se usó el factor de biodegradabilidad (DBO_5/DQO), que indica la efectividad del proceso debido a que muestra la fracción de MO contenida en el AT que es susceptible de ser metabolizada por microorganismos, de acuerdo con los valores descritos en el Cuadro 6.10 (Arias y col., 2012; Mihelcic y Zimmerman, 2011).

Cuadro 6.10. Relación DBO_5/DQO

DBO_5/DQO	Carácter
>0.8	Muy biodegradable
0.7 – 0.8	Biodegradable
0.3 – 0.7	Poco biodegradable
<0.3	No biodegradable

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

7.1. Desarrollo del proceso biológico aerobio (PBA) con lodos activados para remoción de MO y benceno.

En este apartado se presentan los resultados de la estabilización del PBA, proceso necesario para la remoción de la MO y la capacidad de la población de microorganismos de biodegradar al benceno.

7.1.1. Estabilización del PBA.

La evolución de los SSV y el IVL durante la degradación aerobia de la MO se muestra en la Figura 7.1.

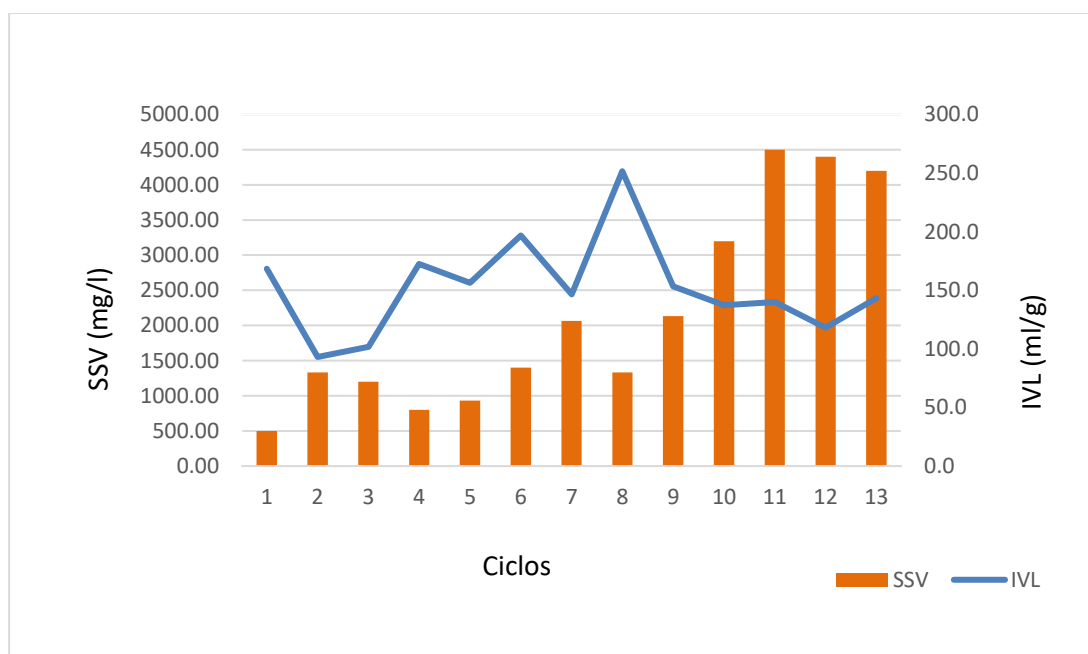


Figura 7.1. Evolución de SSV y el IVL durante la estabilización

Como se muestra en la Figura 7.1, hubo el crecimiento de los microorganismos, el cual se identifica en función del aumento en la concentración de SSV, los microorganismos utilizaron el sustrato como alimento para crear nuevas células (Apéndice A). Así mismo, la disminución en el IVL mostró que la población de microorganismos presente en el licor mixto fue adecuada para favorecer la sedimentación del lodo y para la obtención de un efluente sin flóculos (Apéndice B).

Como se mencionó en el apartado 6.1, para que en el licor mixto se conservara la concentración de SSV en el rango de 2000-5000 mg SSV/l y un IVL menor a 80 ml/g en promedio (Cuadro 6.3) se realizó una purga de lodos cada 30 días. Los ciclos (Cuadro 6.1) se refieren a muestreos en días diferentes durante tres meses, agosto, septiembre y octubre, que es el tiempo que se necesitó para la estabilización.

Por lo tanto, el PBA en modalidad SBR obtuvo las condiciones adecuadas, en función de concentración de SSVLM e IVL, para poder remover MO y clarificar el agua tratada, por lo que se pudo continuar con los siguientes objetivos.

7.1.2. Obtención de los coeficientes biocinéticos.

7.1.2.1 Obtención de variables: S y X .

En el Cuadro 7.1 se muestran los valores obtenidos de S y X asociadas al cálculo de los coeficientes biocinéticos. La obtención de estas variables se realizó como se indicó en el Cuadro 6.4.

Cuadro 7.1. Valores de S y X asociadas al cálculo de los coeficientes biocinéticos

Ciclo	S_0	S	$\theta = \theta_c$	X
No.	g/l DQOs	g/L DQOs	h	g SSV/l
1	0.34	-----	0	3.35
2	-----	0.149	2	2.43
3	-----	0.102	4	2.27
4	-----	0.072	6	2.33
5	-----	0.069	7	2.63

7.1.2.2 Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Tasa máxima de utilización de sustrato (k) y la constante de velocidad media (K_s)

Para la obtención de los coeficientes biocinéticos tasa máxima de utilización de sustrato (k) y la constante de velocidad media (K_s) primero se graficaron las variables que se muestran en el Cuadro 7.2., utilizando la información del Cuadro 7.1, así como la Ecuación 12.

Cuadro 7.2. Variables asociadas al cálculo de k y K_s

$X\theta$ g SSV/h*l	$1/S$ (g/l) ⁻¹	$X\theta/(S_0 - S)$ h ⁻¹
4.867	6.689	25.48
9.067	9.7561	38.10
14.000	13.889	52.14
18.433	14.493	67.89

En la Figura 7.2 se graficó $X\theta/(S_0 - S)$ de acuerdo a $1/S$. En este gráfico la ordenada al origen es $1/k$, y la pendiente es igual a K_s/k .

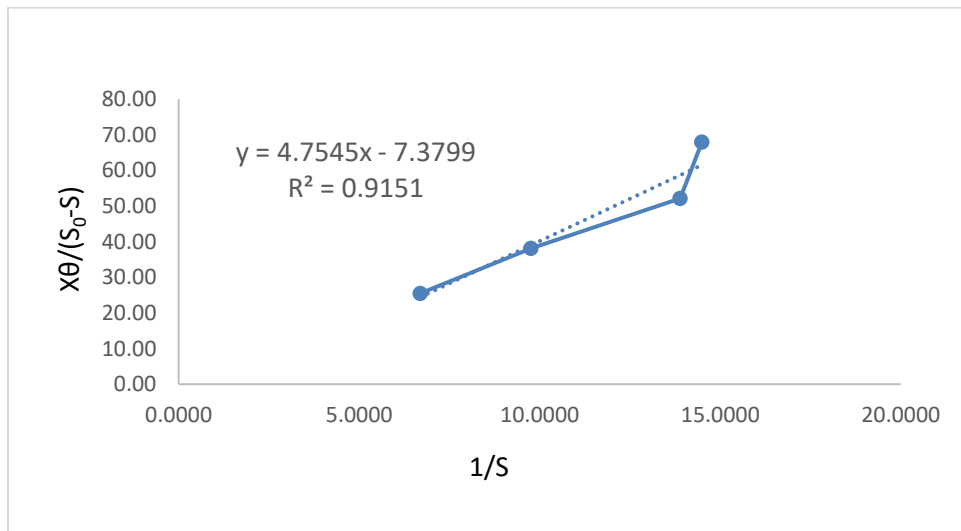


Figura 7.2. Tasa máxima de crecimiento (k) y Velocidad media de crecimiento (K_s)

En consecuencia, con base a la ordenada al origen y la pendiente los valores de k y K_s fueron 0.135 h^{-1} y 0.64 g/l respectivamente.

7.1.2.3. Cálculo de los coeficientes biocinéticos: Rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d)

Con base a los resultados del Cuadro 7.1 y con la Ecuación 13, se obtuvieron las variables $1/\theta_c$ y $(S_0 - S) / X\theta$ indicadas en el Cuadro 7.3.

Cuadro 7.3. Variables asociadas al cálculo de Y y k_d	
$1/\theta_c$	$(S_0 - S) / X\theta$
h^{-1}	h^{-1}
0.5	0.039
0.25	0.026
0.17	0.019
0.14	0.015

Las variables del Cuadro 7.3 se graficaron, como se muestra en Figura 7.3, para obtener los coeficientes biocinéticos, rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d).

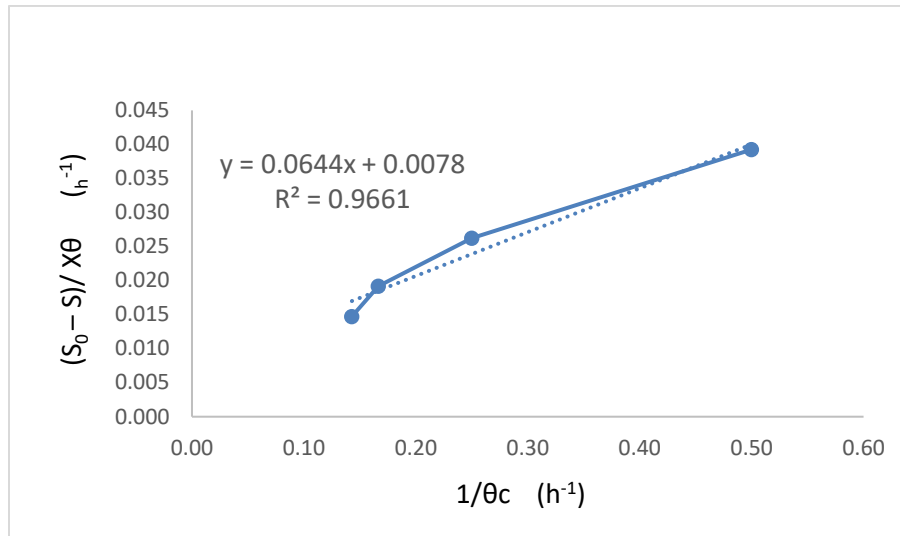


Figura 7.3. Rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (k_d)

Una vez que se graficó $1/\theta_c$ respecto a $(S_0 - S) / X\theta$, se obtuvo la ordenada al origen k_d y la pendiente es Y . En consecuencia, los valores de Y y k_d que se obtuvieron fueron 0.06 y $0.0078 h^{-1}$ respectivamente.

7.1.3. Adaptación del PBA al Benceno.

La utilización de Sustrato, cuantificado como DQOs, durante la degradación de benceno y MO se muestra en la Figura 7.4:

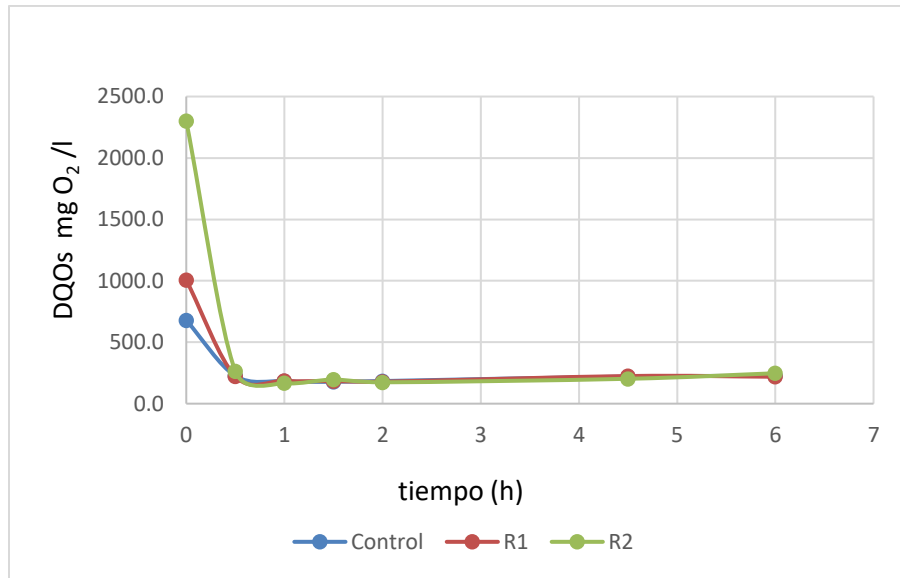


Figura 7.4. Utilización de Sustrato durante degradación de MO y benceno.

La concentración inicial de sustrato para los reactores RC, R1 y R2 fue 678.5 mg O₂ /l, 1005.5 mg O₂ /l y 2300.0 mg O₂ /l respectivamente. La concentración cuantificada como DQOs aumentó en función de la cantidad de benceno que se le adicionó al agua residual a tratar. Es de especial interés observar que la utilización del sustrato empezó en los tres reactores en la primera media hora, debido a que disminuyó la DQOs, y posteriormente se mantuvo constante, en un promedio de 198.6 mg O₂/l, 198.5 mg O₂/l y 197.4 mg O₂/l respectivamente.

Las bacterias emplean al benceno como fuente de materia orgánica (Littlejohns y Daugulis, 2008; Shadi y col., 2015) y se han reportado valores de 67% de remoción de benceno en cultivos de bacterias aisladas, como las *Pseudomonas sp*, *Arthrobacter sp*, sin embargo, es un valor bajo comparado con el obtenido por cultivos mixtos (Ramteke y Gogate, 2015a). En este estudio se obtuvo una remoción de 80.25 % para R1 y 91.42% para R2 en la primera hora de reacción.

La evolución de los SSV indicativo de contenido de microorganismos durante la degradación aerobia del sustrato se muestra en la Figura 7.5. En cada serie se muestran los valores iniciales de SSV en cada reactor.

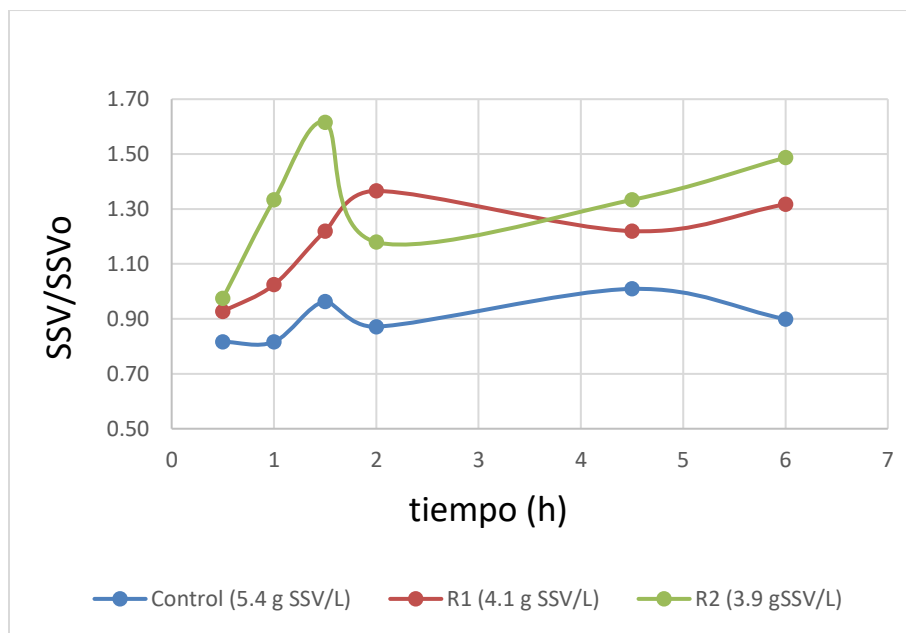


Figura 7.5. Evolución de SSV durante degradación de MO y benceno.

En esta prueba se esperó que no se presentara inhibición de crecimiento por toxicidad al aumentar la concentración de benceno y los SSVLM continuarán en el rango adecuado de 2000-5000 mg/l (Ramteke y Gogate, 2015a). En los reactores R1 y R2 se observó que la cantidad de SSV aumentó en las primeras dos horas, lo cual indica que los microorganismos utilizaron el sustrato en exceso para crecimiento. Posteriormente, empezaron la fase estacionaria. La concentración final de SSV para los reactores R1 y R2 fue de 5400 mg/l y 5800 mg/l respectivamente.

En cuanto al reactor control RC, se observó la fase de adaptación en la primera hora, posteriormente empezó la fase de crecimiento exponencial que sólo continuó alrededor de media hora. Al final de la cinética se alcanzó a observar la fase de respiración endógena. La concentración final de SSV fue de 4900 mg/l.

Por lo tanto, la cantidad inicial de SSV es un factor determinante para la utilización de sustrato y posterior crecimiento de los microorganismos. No se observó una inhibición del crecimiento de los microorganismos que conforman al lodo activado del SBR al utilizar benceno como sustrato.

7.2. Diseño y construcción del CPC.

Se presenta en este apartado el perfil obtenido del CPC y la posterior construcción de los canales.

7.2.1. Diseño del CPC.

En la Figura 7.6. se muestran las variables que se obtienen al emplear las Ecuaciones 6, 7, y 8, resultando ρ como la distancia \overline{RS} para obtener el punto reflector genérico S (Malato y Blanco, 2003).

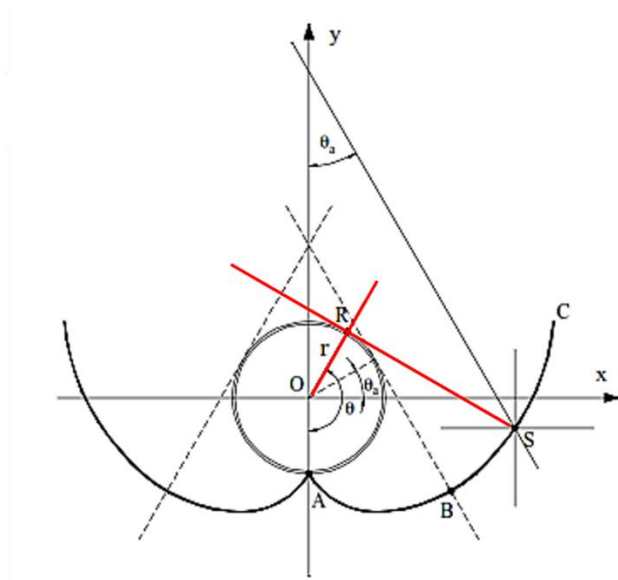


Figura 7.6. Variables para la obtención del perfil del CPC

Con base a estas variables, se graficó el perfil del CPC, como se aprecia en la Figura 7.7.

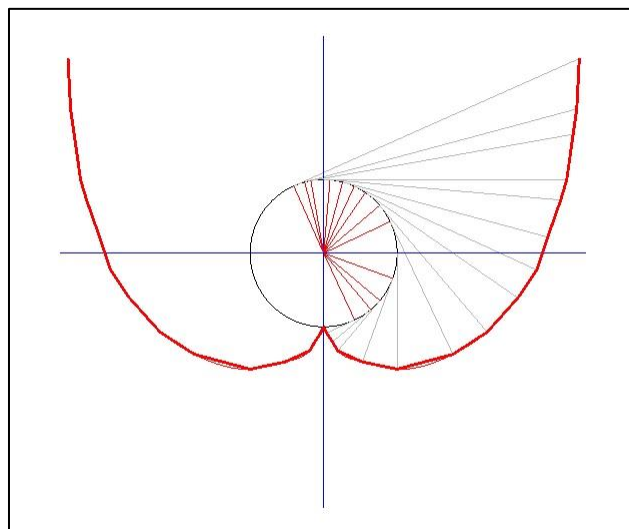


Figura 7.7. Perfil del CPC, elaboración propia.

7.2.2. Construcción del CPC.

El reactor CPC construido constó de 6 canales de aluminio, (130 mm de apertura, 80 mm de alto, 800 mm de largo) montados sobre un soporte de acero, inclinado a 20° correspondiente a la latitud en la cual se encuentra la ciudad de Querétaro, Qro. En la Figura 7.8 se observa la construcción de los canales del CPC.



Figura 7.8. Construcción de canales de CPC.

En la Figura 7.9 se muestra el prototipo CPC construido en soporte a 20°.



Figura 7.9. CPC construido y montado en soporte a 20°.

En la Figura 7.10 se muestra el prototipo CPC construido en soporte y montado los tubos de acrílico, en las cuales se usaron las conexiones de PVC.



Figura 7.10. CPC con los tubos de acrílico montados

7.3. Desarrollo del PFF para la remoción de benceno.

Se realizaron los tratamientos aleatorios de PFF para obtener el que tenga una remoción más alta de benceno medido como DQOs y posteriormente utilizarlo en el proceso acoplado.

7.3.1. Diseño experimental

Los tratamientos se realizaron durante 12 días en el mes de agosto entre 13:00 – 15:00 hrs. No se modificó el pH. Las mediciones de pH al inicio y al final de los tratamientos dieron un resultado en promedio de 7.5 y 7.6 unidades respectivamente. Se definió como tiempo de reacción 50 minutos de acuerdo con bibliografía (De la Cruz y col., 2012; Mendoza, 2016) sin embargo, para corroborar la disminución en la concentración de MO y Benceno medidos como DQOs en tiempos más cortos, se realizaron mediciones a los 10 y 25 minutos. Los resultados de la cinética se muestran en la Figura 7.11., de acuerdo a la Ecuación 16:

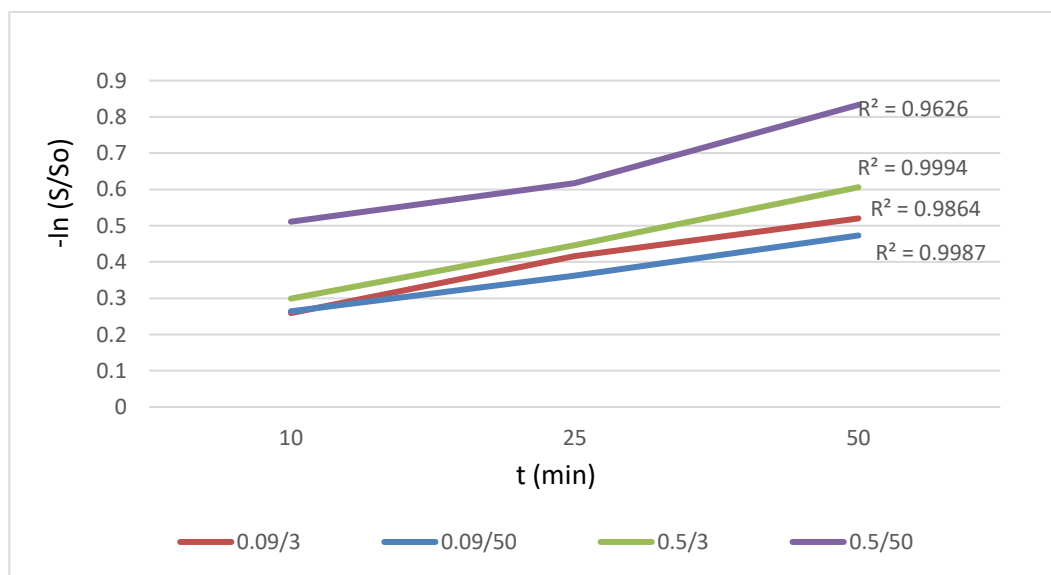


Figura 7.11. Resultados de la cinética para cada tratamiento.

Los resultados de la cinética indicaron que la mayor remoción se obtuvo a los 50 minutos, por lo tanto, son los resultados que se muestran en el Cuadro 7.4 y los que se analizaron el programa estadístico.

Por otro lado, la evolución de la temperatura del agua durante los tratamientos se muestra en la Figura 7.12.:

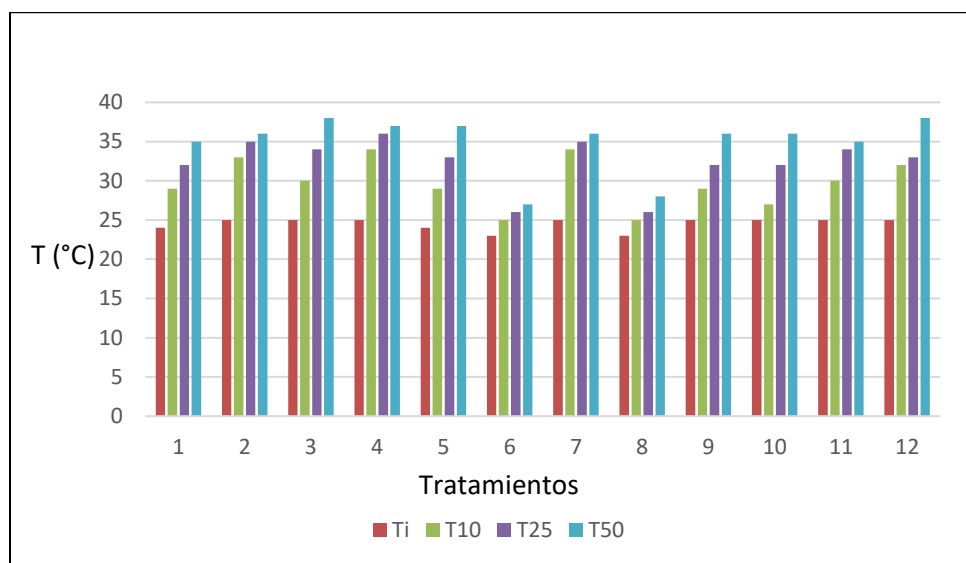


Figura 7.12. Evolución de la temperatura durante los tratamientos. Las series indican T al inicio, 10, 25 y 50 minutos.

Se estima que el fotoreactor tiene capacidad para adsorber temperaturas de alrededor 60-70°C (Malato y Blanco, 2003). Al respecto, la temperatura del agua aumentó conforme se incrementó el tiempo, pero no sobrepasó los 40°C, esto se debe a la temporada en que se realizaron los experimentos. Sin embargo, como se puede observar en el Cuadro 7.4., donde se muestra los resultados de % Remoción, el pH o la temperatura no fueron un factor determinante en la disminución de la concentración, debido a que, en promedio, en todos se observó una remoción.

Cuadro 7.4. Resultados del Diseño Experimental con base a 2 factores y 2 niveles

Orden Corrida	Fe(II) mmol/l	H ₂ O ₂ mg/l	DQOi mg O ₂ /l	DQOf mg O ₂ /l	% Remoción DQO
1	0.5	50	539.33	266.00	50.7*
2	0.09	50	481.33	281.67	41.5*
3	0.5	3	468.67	219.67	53.1*
4	0.5	3	470.67	271.00	42.4
5	0.5	3	455.67	270.67	40.6
6	0.09	3	461.67	294.67	36.2
7	0.09	50	481.67	311.67	35.3*
8	0.09	3	469.33	260.67	44.5
9	0.09	3	510.33	301.33	41.0*
10	0.09	50	416.00	266.00	36.0
11	0.5	50	593.33	238.67	59.8*
12	0.5	50	467.33	190.67	59.5

DQOi = Demanda Química de Oxígeno inicial, DQOf= Demanda Química de Oxígeno final *DIAS NUBLADOS

Se observa también que los porcentajes de remoción más altos son 50.7%, 59.8% y 59.5%, los cuales concuerdan en que son el triplicado para el mismo tratamiento. Esto es similar a lo obtenido de otros autores, donde se ha trabajado con 50 mg/l de H₂O₂ en períodos de tiempo entre 30 y 60 minutos (De la Cruz y col., 2012; Klamerth y col., 2010).

Los resultados del programa estadístico Minitab se muestran a continuación, empezando con la gráfica de Pareto de efectos estandarizados (Figura 7.13.), en la cual se observa la magnitud y la importancia de los efectos, en este caso, Fe^{2+} y H_2O_2 .

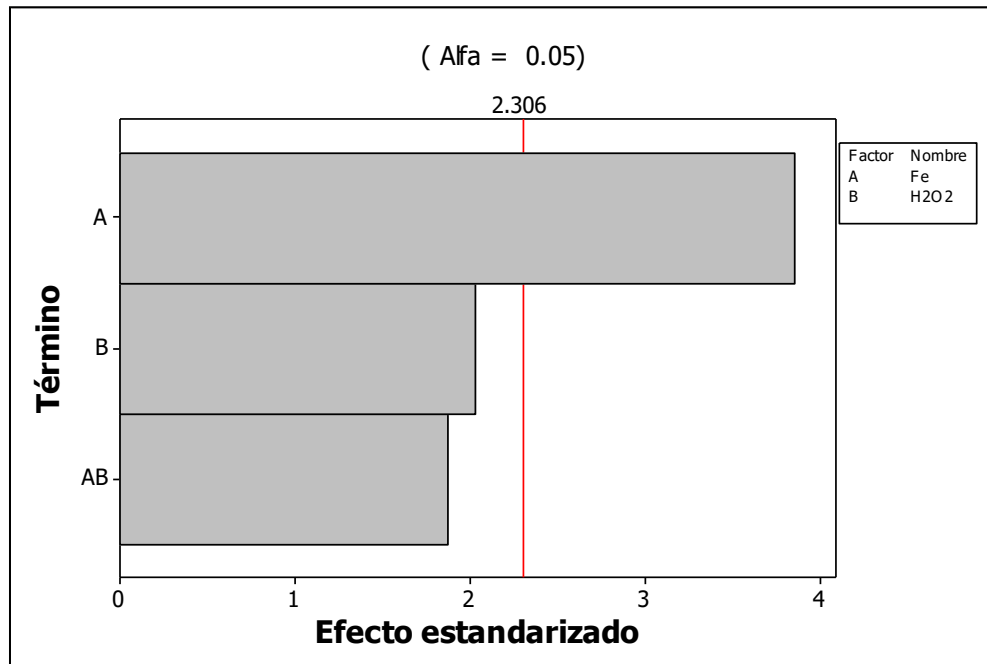


Figura 7.13. Gráfica de Pareto de efectos estandarizados

El Fe^{2+} es el factor que tiene el mayor efecto en el proceso y se corrobora con la gráfica normal de efectos estandarizados (Figura 7.14), en donde la posición del factor Fe^{2+} , alejado de 0 y valor alto, indica que el efecto es positivo, provoca un aumento en la respuesta, el porcentaje de remoción.

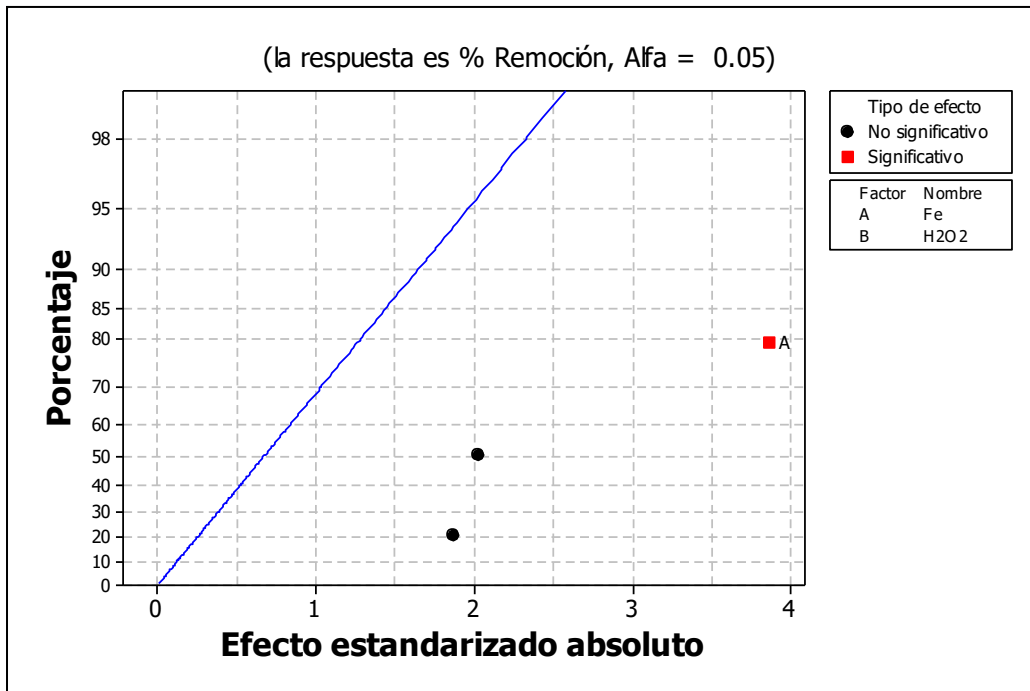


Figura 7.14. Gráfica normal de efectos estandarizados

En la gráfica de efectos principales (Figura 7.15) se observa la media del porcentaje de remoción para las medias de cada factor en cada nivel. La pendiente de cada línea indica el grado de efecto que existe entre los niveles, si la línea es horizontal, paralela al eje X no hay efecto principal, por lo tanto, existe un efecto más importante en la concentración de Fe^{2+} comparado con el H_2O_2

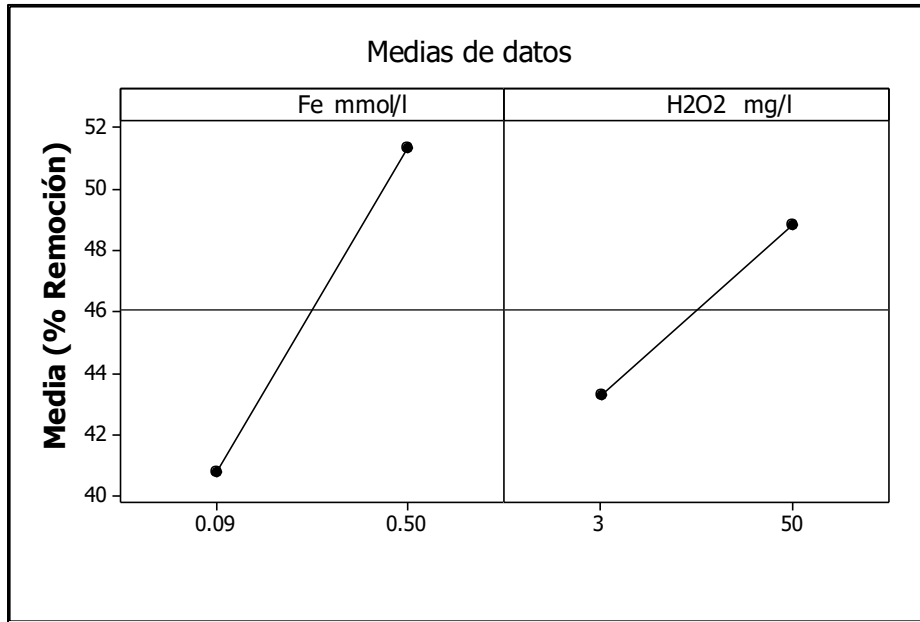


Figura 7.15. Gráfica de efectos principales para % Remoción.

El efecto de Fe^{2+} es predominante sobre el H_2O_2 , y de acuerdo con lo que se observa en la gráfica de interacción (Figura 7.16.), la remoción tiene una alta dependencia con base a la concentración de Fe^{2+} y no tanto con la de H_2O_2 .

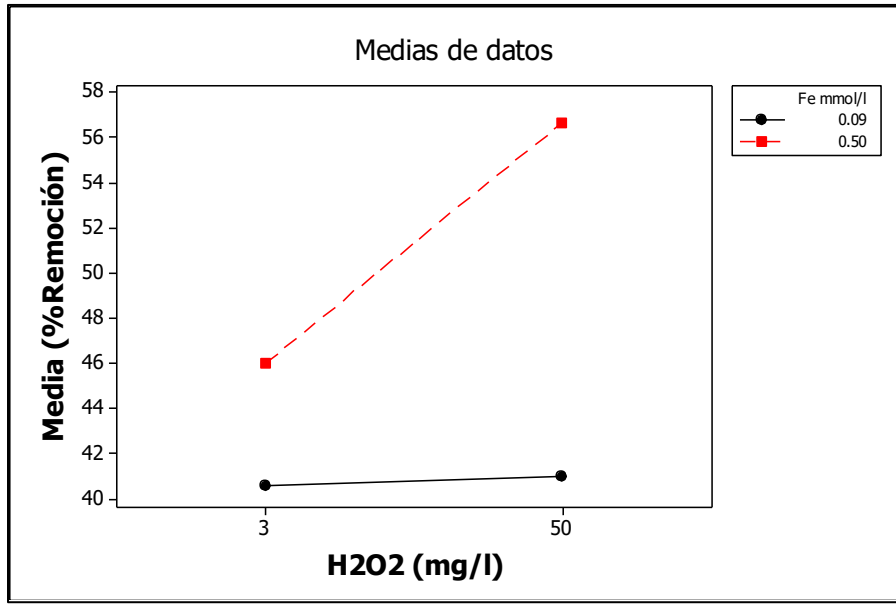


Figura 7.16. Gráfica de interacción para % Remoción.

En la Figura 7.17. se muestra la gráfica de cubos, donde se observa la media de los datos para porcentaje de remoción de los factores relacionados entre sí.

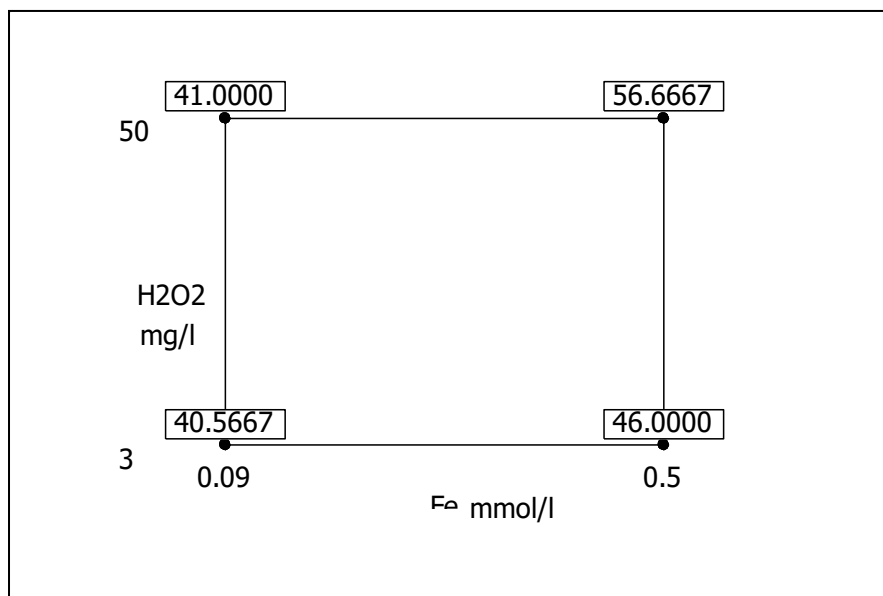


Figura 7.17. Gráfica de cubos (medias de los datos) para % Remoción.

El mayor porcentaje se obtuvo con el tratamiento de Fe^{2+} 0.5 mmol/l y H_2O_2 50 mg/l, con una remoción de 56.66 % del agua tratada adicionada con benceno cuantificada como DQOs. Por otro lado, se realizó un experimento por duplicado usando la reacción Fenton con el tratamiento mencionado, para corroborar el incremento en la remoción debido al empleo de luz solar en la reacción Fenton. Se obtuvieron los valores de 38.97 % y 29.56 %, los cuales indican que el uso de luz solar incrementa la capacidad oxidante del Fenton (Apéndice C).

Los valores reportados en la bibliografía concuerdan para la concentración de H_2O_2 . Respecto al ion Fe^{2+} a pH neutros y con la misma concentración de H_2O_2 , se han trabajado con concentraciones menores (De la Cruz y col., 2012; Klamerth y col., 2010, Mendoza, 2016) o mayores a 0.5 mmol/L (Ramteke y Gogate, 2015b; Rodríguez y col., 2013), valores que dependen de la composición química del agua residual.

De acuerdo con lo observado en el diseño experimental, la concentración de Fe^{2+} dirige la reacción en el proceso homogéneo Fenton (Giannakis y col., 2016).

Las aguas residuales tratadas contienen diversos aniones que reaccionan con el Fe, tales como fosfato, carbonatos, cloruros, generando menos especies oxidantes (Carra y col., 2013), al ser el Fe el catalizador en la reacción (Ecuación 3) y ser fotorreducido (Ecuación 4) para continuar con el ciclo, es necesario que se encuentre en concentración suficiente para poder producir el PAO, 0.5 mmol/L, como se observa para el agua residual tratada real que se utilizó.

Sin embargo, se observa también que el exceso de Fe afecta la calidad visual del agua tratada, debido a que a pH neutro también el Fe^{2+} precipita como hidróxido, como se muestra en los resultados de color verdadero analizado para el tratamiento Fe/ H_2O_2 0.5 mmol/l - 50 mg/l. Se obtuvo una remoción del 40% como color verdadero, sin embargo, como color aparente, el agua tratada se observa más turbia (Figura 7.18.)

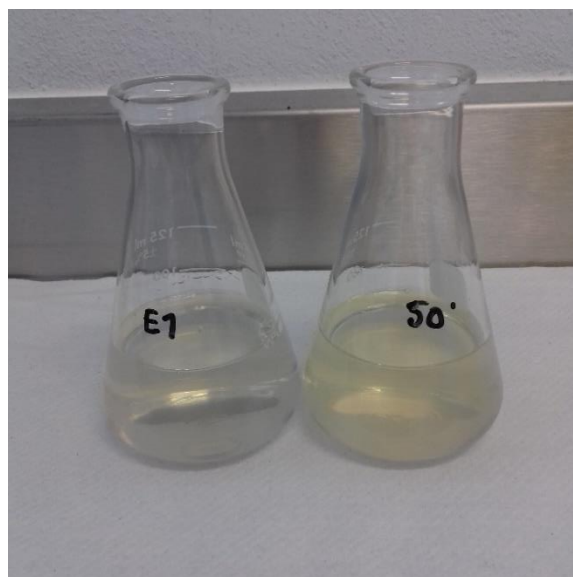


Figura 7.18. Color aparente de los efluentes obtenidos

El uso de agentes quelantes, como el ácido etilendiamino-N, N'-disuccínico (EDDS, por sus siglas en inglés), puede ser una alternativa para mantener al hierro solubilizado y que se siga produciendo la reacción foto Fenton (Klamerth y col., 2012).

7.4. Determinación de la eficiencia de remoción de benceno y MO del agua con el sistema PBA/PFF/CPC.

En el Cuadro 7.5 se muestran los resultados obtenidos de la prueba del sistema acoplado:

Cuadro 7.5. Resultados del sistema acoplado PBA/PFF/CPC

Muestra	¹ DBO ₅ mg/l	² DQO mgO ₂ /l	² pH	² Color verdadero U Pt-Co	¹ Benceno μg/l
ARB	306.800	2365.0	8.3	725.0	280 984.360
E1	139.500	658	8.4	847.5	52 254.370
E2	129.600	318	8.4	220.0	30 915.610

¹DBO₅ y Benceno se analizaron en Laboratorio externo, acreditación EMA (No. AG-160-027/12): métodos NMX-AA-028-SCFI-2001 y EPA 8260C-2006.

²Métodos realizados en el laboratorio de Tratamiento de Aguas.

El porcentaje de remoción (%R) se obtuvo de acuerdo con la Ecuación 13. En el Cuadro 7.6 se muestran los resultados de %R para cada sistema.

Cuadro 7.6. Comparación del %R de PBA y PBA/PFF/CPC

Analito	PBA	PBA/PFF/CPC
MO	54.531%	57.757 %
Benceno	81.403 %	88.997%

Se obtuvo una remoción del benceno en el tratamiento del PBA de 81.403%, el cual aumentó a 88.997% al acoplar los sistemas PBA/PFF/CPC. La remoción de MO como DBO₅ en el PBA fue de 54.531%, y con los sistemas acoplados PBA/PFF/CPC se logró el 57.757%.

Se ha utilizado al PFF como un pretratamiento para reducir la concentración de COR adicionado a un agua modelo y posteriormente terminar el tratamiento con un proceso biológico, para tal efecto el PFF se ha empleado en condiciones ácidas. El empleo del PFF acoplado al PBA, a pH neutro y usando agua residual tratada para simular las condiciones de una PTAR, fue efectivo al conseguirse un incremento en la remoción de los contaminantes MO y benceno. Por lo tanto, el PFF también puede utilizarse como tratamiento terciario.

Sin embargo, el hecho de obtener una remoción más alta al emplear un PAO no debe significar que el agua tratada no presenta toxicidad, para corroborarlo, se empleó el factor de biodegradabilidad, la relación DBO₅/DQO. Por lo tanto, de acuerdo a lo mencionado en el Cuadro 6.11, se obtuvieron los índices para cada muestra de agua, los cuales se presentan en el Cuadro 7.7.

Cuadro 7.7. Resultados del factor de biodegradabilidad

	DBO ₅ /DQO	Carácter
ARB	0.129	No biodegradable
E1	0.212	No biodegradable
E2	0.407	Poco biodegradable

El sistema acoplado puede producir agua tratada poco biodegradable, resultado cercano al de 0.5, valor obtenido en un pretratamiento usando foto Fenton para remoción de benceno, en 60 min de reacción (Ramteke y Gogate, 2015a). Sin embargo, se debe señalar que el día que se realizó la prueba se inició con una

radiación luminosa de 161.7 W/m^2 , a los 25 minutos decayó a 32.2 W/m^2 , terminando en 28.56 W/m^2 a los 50 minutos que duró el tratamiento, situación que provocaría una pobre eficiencia en la generación del radical OH.

El espectro de UV solar no tiene variación esencialmente en un sitio específico durante todo el año, sin embargo, las nubes modifican la energía UV total que alcanza la superficie de la Tierra, aunque la distribución de la longitud de onda no se ve afectada. Es necesario conocer el promedio anual de radiación UV que incide sobre la región, para poder predecir la cantidad de energía que alcanza a esa superficie en específico (Blanco y Malato, 2003).

8. CONCLUSIONES

Se logró estabilizar un reactor biológico aerobio de lodos activados en modalidad SBR. El sistema PFF/CPC es factible y mostró una mayor eficiencia en la disminución de la concentración del benceno comparado con un sistema Fenton, probando que el empleo de luz solar beneficia la capacidad oxidante del Fenton, lo anterior utilizando un CPC que contiene un fotorreactor de acrílico.

La remoción obtenida con el sistema Fenton también nos muestra un panorama de lo que ocurriría en una PTAR durante la noche.

Se consiguió una mejora en la remoción de benceno y MO contenidos en agua residual con el sistema acoplado PBA/PFF/CPC comparado con el obtenido por el sistema PBA.

El Fe^{2+} es un factor importante en el PFF a pH neutro en aguas residuales, y se requiere a una concentración mayor que la utilizada a pH ácido, por lo tanto, se propone el uso de un agente quelante como el EDDS para mantenerlo disuelto y no generar lodos, o la realización de un proceso heterogéneo en el cual el Fe^{2+} se encuentre fijo en un soporte reutilizándose el fotocatalizador.

9. PERSPECTIVAS

Sobre este trabajo se propone lo siguiente:

Realizar las pruebas del PFF/CPC en un sistema continuo.

Probar la remoción de otros COR: medicamentos, pesticidas, o una mezcla de varios.

Realizar pruebas mecánicas al fotoreactor de acrílico, para poder determinar el tiempo de vida útil o el efecto de la intemperie.

Probar el uso del EDDS para mantener al hierro solubilizado.

Probar un proceso heterogéneo, en el cual el Hierro estará fijo en el fotorreactor.

Realizar las pruebas del PFF durante un año para observar el efecto de la radiación en diferentes temporadas.

10. REFERENCIAS

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 2007. Reseña Toxicológica del Benceno (versión actualizada) (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública. www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts3.html
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., Guo, W., Thomaidis, N. S., & Xu, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review. *Journal of hazardous materials*, 323, 274-298.
- Arias, A. N. A., Calle, J. R., Villaseñor, E. A., & Hernández, J. A. (2015). Remoción fotocatalítica de DQO, DBO5 y COT de efluentes de la industria farmacéutica. *Revista politécnica*, 8(15), 9-17.
- Balcázar Regalado, R. (2014). Estudio genotóxico en renacuajos (*Ecnomiohyla miotympanum*) del río Escanela expuestos a residuos mineros de Pinal de Amoles. Tesis de maestría. UAQ. México.
- Bautista-Ávalos, D., Cruz-Cárdenas, G., Moncayo-Estrada, R., Silva García, J. T., & Estrada-Godoy, F. (2014). Aplicación del modelo SWAT para evaluar la contaminación por fuentes difusas en la subcuenca del lago de Chapala, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 263-274.
- Becerrill, Bravo José Elías. (2009). "Contaminantes emergentes en el agua". *Revista Digital Universitaria*. Vol. (10). No. 8. [Consultada: 11 de agosto de 2015]. Recuperado de: <http://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/int54.htm>
- Beltrán, F. J., Álvarez, P. M., Rodríguez, E. M., García-Araya, J. F., & Rivas, J. (2001). Treatment of high strength distillery wastewater (cherry stillage) by integrated aerobic biological oxidation and ozonation. *Biotechnology progress*, 17(3), 462-467.
- Blanco G. J., Malato R. S. (2003). Solar detoxification. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Recuperado de: <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001287/128772e.pdf>
- Camacho-Muñoz, D., Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2012). Effectiveness of conventional and low-cost wastewater treatments in the removal of pharmaceutically active compounds. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(5), 2611-2621.

- Carra, I., López, J. C., Santos-Juanes, L., Malato, S., & Pérez, J. S. (2013). Iron dosage as a strategy to operate the photo-Fenton process at initial neutral pH. *Chemical engineering journal*, 224, 67-74.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2016. Estadísticas del agua en México. <http://www.conagua.gob.mx/ConsultaPublicaciones.aspx>
- Davis, Mackenzie L. (2010). *Water and wastewater engineering. Design principles and practice*. Edit. Mc Graw Hill. Pp. 23-38, 23-39, 23-50, 23-62 a 23-67.
- De la Cruz, N., Giménez, J., Esplugas, S., Grandjean, D., De Alencastro, L. F., & Pulgarin, C. (2012). Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. *Water Research*, 46(6), 1947-1957.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185-4194.
- Diya'uddeen, B. H., Pouran, S. R., Aziz, A. A., Nashwan, S. M., Daud, W. M. A. W., & Shaaban, M. G. (2015). Hybrid of Fenton and sequencing batch reactor for petroleum refinery wastewater treatment. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 25, 186-191.
- Durán-Álvarez, J. C., Prado, B., González, D., Sánchez, Y., & Jiménez-Cisneros, B. (2015). Environmental fate of naproxen, carbamazepine and triclosan in wastewater, surface water and wastewater irrigated soil—results of laboratory scale experiments. *Science of the Total Environment*, 538, 350-362.
- Estrada Corona, Adrián. (2011). "México es pionero en el reúso de agua: Blanca Jiménez". *Revista Digital Universitaria*. Vol. (12). No. 2 [Consultada 2 de septiembrede 2015]. Recuperado de: <http://www.revista.unam.mx/vil.12/num2/art11/index.html>
- Ferrara-Giner, Griselda, & Ramírez, Armando. (2013). Análisis de la sedimentabilidad de los lodos biológicos producidos en un RCS durante la desnitrificación de un efluente de un biorreactor de crecimiento adherido. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, 28(1), 37-44.
- Formisano, F., Fiorentino, A., Rizzo, L., Carotenuto, M., Pucci, L., Giugni, M., & Lofrano, G. (2016). Inactivation of *Escherichia coli* and *Enterococci* in urban wastewater by sunlight/PAA and sunlight/H₂O₂ processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 104, 178-184.

- Giannakis, S., López, M. I. P., Spuhler, D., Pérez, J. A. S., Ibáñez, P. F., & Pulgarin, C. (2016). Solar disinfection is an augmentable, in situ-generated photo-Fenton reaction—part 1: a review of the mechanisms and the fundamental aspects of the process. *Applied Catalysis B: Environmental*, 199, 199-223.
- Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2013). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción+limpia*, 7(2).
- Hamid, H., & Eskicioglu, C. (2012). Fate of estrogenic hormones in wastewater and sludge treatment: A review of properties and analytical detection techniques in sludge matrix. *Water Research*, 46(18), 5813-5833.
- Hays, S. M., Pyatt, D. W., Kirman, C. R., & Aylward, L. L. (2012). Biomonitoring Equivalents for benzene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 62(1), 62-73.
- Hernández-Rodríguez, M. J., Fernández-Rodríguez, C., Doña-Rodríguez, J. M., González-Díaz, O. M., Zerbaní, D., & Peña, J. P. (2014). Treatment of effluents from wool dyeing process by photo-Fenton at solar pilot plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 163-171.
- Ibarrarán, M. E., Mendoza, A., Pastrana, C., & Manzanilla, E. J. (2017). Determinantes socioeconómicos de la calidad del agua superficial en México. *Región y Sociedad*, 29(69), 89-125.
- Jelić, A., Gros, M., Petrović, M., Ginebreda, A., Barceló, D. (2012). Occurrence and elimination of pharmaceuticals during conventional wastewater treatment. *Hdv Env Chem*. 19: 1-24.
- Jiao, W., Luo, S., He, Z., & Liu, Y. (2017). Applications of high gravity technologies for wastewater treatment: a review. *Chemical Engineering Journal*, 313, 912-927.
- Jordá, L. S. J., Martín, M. B., Gómez, E. O., Reina, A. C., Sánchez, I. R., López, J. C., & Pérez, J. S. (2011). Economic evaluation of the photo-Fenton process. Mineralization level and reaction time: the keys for increasing plant efficiency. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2), 1924-1929.
- Kalogirou, S. A. (2004). Solar thermal collectors and applications. *Progress in energy and combustion science*, 30(3), 231-295.
- Klamerth, N., Rizzo, L., Malato, S., Maldonado, M. I., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Degradation of fifteen emerging contaminants at μgL^{-1} initial concentrations by mild solar photo-Fenton in MWTP effluents. *Water research*, 44(2), 545-554.

- Klamerth, N., Malato, S., Agüera, A., Fernández-Alba, A., & Mailhot, G. (2012). Treatment of municipal wastewater treatment plant effluents with modified photo-Fenton as a tertiary treatment for the degradation of micro pollutants and disinfection. *Environmental science & technology*, 46(5), 2885-2892.
- Klamerth, N., Malato, S., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. (2013). Photo-Fenton and modified photo-Fenton at neutral pH for the treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plant effluents: a comparison. *Water research*, 47(2), 833-840.
- La sombra de Arteaga. (2015). Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Querétaro de Arteaga.
- Levin M.A., Gealt M.A. (1997). Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Edit Mc Graw-Hill. México. Pag. 250-254, 256-257.
- Ley de Aguas Nacionales (LAN). Diario Oficial de la Federación. 11 de agosto de 2014. México.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA). Diario Oficial de la Federación. 9 de enero de 2014. México.
- Lipczynska-Kochany, E., & Kochany, J. (2008). Effect of humic substances on the Fenton treatment of wastewater at acidic and neutral pH. *Chemosphere*, 73(5), 745-750.
- Littlejohns, J. V., & Daugulis, A. J. (2008). Kinetics and interactions of BTEX compounds during degradation by a bacterial consortium. *Process Biochemistry*, 43(10), 1068-1076.
- Mahlambi, M. M., Ngila, C. J., & Mamba, B. B. (2015). Recent developments in environmental photocatalytic degradation of organic pollutants: the case of titanium dioxide nanoparticles—a review. *Journal of Nanomaterials*, 2015, 5.
- Malato, S., Blanco, J., Vidal, A., & Richter, C. (2002). Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: an overview. *Applied Catalysis B: Environmental*, 37(1), 1-15.
- Malato Rodríguez S., Gálvez, J. B., Rubio, M. M., Ibáñez, P. F., Padilla, D. A., Pereira, M. C., & De Oliveira, J. C. (2004). Engineering of solar photocatalytic collectors. *Solar Energy*, 77(5), 513-524.
- Manahan, S. E. (2011). *Introducción a la química ambiental*. Editorial Revérte, UNAM. México. Pág. 36-42, 172-173, 205-214, 217-218, 228-230.

- Manenti, D. R., Soares, P. A., Módenes, A. N., Espinoza-Quiñones, F. R., Boaventura, R. A., Bergamasco, R., & Vilar, V. J. (2015). Insights into solar photo-Fenton process using iron (III)-organic ligand complexes applied to real textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 266, 203-212.
- Márquez Lona, H. M., & Tiscareño Lechuga, F. (1999). La fotooxidación en el tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería química*, 31(358), 101-108.
- Martínez-García, C.G., Olgúin, M.T., Fall, C. (2014). Aerobic stabilization of biological sludge characterized by an extremely low decay rate: Modeling, identifiability analysis and parameter estimation. *Bioresource Technology*. 166(2014), 112-119.
- Mendoza, B.M. (2016). Acoplamiento de un Sistema biológico aerobio a un proceso avanzado de oxidación para el tratamiento de un efluente acuoso. Tesis de maestría. UAQ. México.
- Metcalf y Eddy (2003). *Wastewater Engineering (Treatment and Reuse)*. Mc Graw Hill. New York. Pags. 1441-1445
- Mihelcic, J.R.; Zimmerman, J.B. (2011) *Ingeniería ambiental. Fundamentos, sustentabilidad, diseño*. Editorial Alfaomega. México. Pag. 65, 82-85, 310-322.
- Modificación a la Norma Oficial Mexicana. NMX-127-SSA1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*. 22 de noviembre de 2000.
- Ning, X. A., Wang, J. Y., Li, R. J., Wen, W. B., Chen, C. M., Wang, Y. J., ... & Liu, J. Y. (2015). Fate of volatile aromatic hydrocarbons in the wastewater from six textile dyeing wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 136, 50-55.
- Norma Mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011. Análisis de agua. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. Parte 2. Determinación del índice de la demanda química de oxígeno. Método de tubo sellado a pequeña escala. *Diario Oficial de la Federación*. *Diario Oficial de la Federación* 27 de junio de 2013.
- Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015. Análisis de agua. Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. *Diario Oficial de la Federación*.

- Norma Oficial Mexicana. NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación. 6 de enero de 1997.
- Norma Oficial Mexicana. NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas tratadas que se reúsen en servicios al público. Diario Oficial de la Federación. 21 de septiembre de 1998.
- Norma Oficial Mexicana. NOM-014-CONAGUA-2003. Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada. Diario Oficial de la Federación. 18 de agosto de 2009.
- Oller, I., Gernjak, W., Maldonado, M. I., Pérez-Estrada, L. A., Sánchez-Pérez, J. A., & Malato, S. (2006). Solar photocatalytic degradation of some hazardous water-soluble pesticides at pilot-plant scale. *Journal of Hazardous Materials*, 138(3), 507-517.
- Oller, I., Malato, S., & Sánchez-Pérez, J. (2011). Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination—a review. *Science of the total environment*, 409(20), 4141-4166.
- Pal, A., Gin, K. Y. H., Lin, A. Y. C., Reinhard, M. (2010). Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. *Science of the Total Environment*, 408(24), 6062-6069.
- Perrusquía, G. (2003). *Sistemas Acuáticos Sustentables Estudio para la Ciudad de Querétaro y sus alrededores*. CHALMERS-CONCYTEQ-UAQ-Tec de Monterrey. Consultado: 9 febrero 2016. Recuperado de: <http://concyteq.edu.mx/PDF/Tomo%206.pdf>.
- Pouran, S. R., Aziz, A. A., & Daud, W. M. A. W. (2015). Review on the main advances in photo-Fenton oxidation system for recalcitrant wastewaters. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 53-69.
- Poyatos, J. M., Muñio, M. M., Almecija, M. C., Torres, J. C., Hontoria, E., & Osorio, F. (2010). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205(1-4), 187.
- Ramteke, L. P., & Gogate, P. R. (2015a). Synthesis and characterization of modified activated sludge for biological oxidation with isolation studies and performance evaluation. *Separation and Purification Technology*, 141, 179-187.

- Ramteke, L. P., & Gogate, P. R. (2015b). Treatment of toluene, benzene, naphthalene and xylene (BTNXs) containing wastewater using improved biological oxidation with pretreatment using Fenton/ultrasound based processes. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 28, 247-260.
- Ramteke, L. P., & Gogate, P. R. (2016). Removal of benzene, toluene and xylene (BTX) from wastewater using immobilized modified prepared activated sludge (MPAS). *Journal of chemical technology and biotechnology*, 91(2), 456-466.
- Rao, S., Murty, K.S., Badu N. (2015a). Biokinetics of removal of BOD and COD from domestic sewage using fluidized bed bioreactor. *International Journal of Engineering and Science*, 5(5), 01-06.
- Rao, G. S., Murty, K. S., & Naveen, A. (2015b). Food Processing Industrial Effluent Treatment Using FBBR. *Food Processing*, 5(08).
- Reséndiz H. R. (2012). Diseño de un sistema de captación y purificación de agua de lluvia mediante fotocatalisis. Tesis de maestría. UNAM. México.
- Ribeiro, A. R., Nunes, O. C., Pereira, M. F., & Silva, A. M. (2015). An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. *Environment international*, 75, 33-51.
- Rodríguez-Chueca, J., Ormad, M. P., Mosteo, R., Canalis, S., & Ovelleiro, J. L. (2016). Escherichia coli Inactivation in Fresh Water Through Photocatalysis with TiO₂-Effect of H₂O₂ on Disinfection Kinetics. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 44(5), 515-524.
- Rodrigues, C. S., Madeira, L. M., & Boaventura, R. A. (2013). Optimization and economic analysis of textile wastewater treatment by photo-Fenton process under artificial and simulated solar radiation. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 52(37), 13313-13324.
- Rubio-Clemente, A., Chica, E. L., & Peñuela, G. A. (2014). Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico. *Ingeniería y Competitividad*, 16(2), 211-223.
- Ruíz, Á. A. (2016). Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación: desarrollo y potencial de aplicación. *Journal of Engineering and Technology*, 3(1).

- Salgado, R., Marques, R., Noronha, J. P., Carvalho, G., Oehmen, A., & Reis, M. A. M. (2012). Assessing the removal of pharmaceuticals and personal care products in a full-scale activated sludge plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1818-1827.
- Salgado-Transito, I., Jiménez-González, A. E., Ramón-García, M. L., Pineda-Arellano, C. A., & Estrada-Gasca, C. A. (2015). Design of a novel CPC collector for the photodegradation of carbaryl pesticides as a function of the solar concentration ratio. *Solar Energy*, 115, 537-551.
- Shadi, A. M., Yaghmaei, S., Vafaei, F., Khataee, A. R., & Hejazi, M. S. (2015). Degradation of benzene, toluene, and xylene (BTX) from aqueous solution by isolated bacteria from contaminated sites. *Research on Chemical Intermediates*, 41(1), 265-275.
- Shahidi, D., Roy, R., & Azzouz, A. (2015). Advances in catalytic oxidation of organic pollutants—Prospects for thorough mineralization by natural clay catalysts. *Applied Catalysis B: Environmental*, 174, 277-292.
- Siemens, J., Huschek, G., Siebe, C., & Kaupenjohann, M. (2008). Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, Mexico City–Mezquital Valley. *Water Research*, 42(8), 2124-2134.
- Tanveer, M., & Guyer, G. T. (2013). Solar assisted photo degradation of wastewater by compound parabolic collectors: review of design and operational parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 534-543.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G., & Pfrang, W. (2014). *Metcalf and Eddy I AECOM. Wastewater engineering: treatment and resource recovery.*
- Teichert, S., Carrasco, F., & Platzler, W. (2017). INFORME CSET-2017-PU-005-WT Estudio de tecnologías de tratamiento de agua residual y concentración en la industria.
- Tiburtius, E. R. L., Peralta-Zamora, P., & Emmel, A. (2005). Treatment of gasoline-contaminated waters by advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 126(1), 86-90.
- Tsao, H. S. J., & Wibowo, I. (2005). A method for identifying a minimal set of test conditions in 2^k experimental design. *Computers & Industrial Engineering*, 48(1), 141-151.

- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, UNESCO. (2017) "Las aguas residuales, el recurso desaprovechado. Cifras y datos". Informe mundial sobre el desarrollo de los recursos hídricos de las Naciones Unidas 2017. Recuperado de:
<http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002475/247553s.pdf>
- Vasquez, M. I., Lambrianides, A., Schneider, M., Kümmerer, K., & Fatta-Kassinos, D. (2014). Environmental side effects of pharmaceutical cocktails: what we know and what we should know. *Journal of hazardous materials*, 279, 169-189.
- Wells, G. F., Park, H. D., Eggleston, B., Francis, C. A., & Criddle, C. S. (2011). Fine-scale bacterial community dynamics and the taxa–time relationship within a full-scale activated sludge bioreactor. *Water Research*, 45(17), 5476-5488.
- Yu, M. H. (2001). *Environmental Toxicology: Impacts of environmental toxicants on living systems*. Lewis Publishers.USA. P139,142-145.
- Zacarías, V. H. R., Machuca, M. A. V., Soto, J. L. M., Equihua, J. L. P., Cardona, A. A. V., Calvillo, M. D. L., & González, J. V. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano-industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 221-235.
- Zolghadr, F., Sadeghizadeh, M., Amirizadeh, N., Hosseinkhani, S., & Nazem, S. (2012). How benzene and its metabolites affect human marrow derived mesenchymal stem cells. *Toxicology letters*, 214(2), 145-153.

11. APÉNDICE

Apéndice A. Determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas por método gravimétrico.

Fundamentación: el método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos, sales disueltas y materia orgánica que quede retenida en un filtro de fibra de vidrio con tamaño de poro de 1.2 μm , por diferencia de pesos mediante la evaporación y la calcinación se determina el contenido de SST y SSV.

A.1 Equipo y Materiales.

Estufa de secado,

Balanza analítica calibrada, resolución de 0.1 mg

Mufla eléctrica

Equipo de filtración al vacío

Desecador con desecante

Filtro de fibra de vidrio.

Crisol Gooch

Matraz Kitasato

Pinzas para crisol

Probeta de vidrio, 50 mL

Pipetas serológicas, 10 mL

A.2 Reactivos

Agua destilada (Marca Ecopura)

A.3 Recolección, preservación y almacenamiento de muestras.

El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis fue de 7 días. Se tomaron muestras de alrededor 480 mL en envases de plástico de capacidad de 500 mL, en el tubo de salida del efluente del reactor aerobio. Una vez recolectadas se guardaron en el refrigerador a 4°C hasta su análisis.

A.4 Metodología

Procedimiento descrito en página 28 y 29.

A.5 Resultados

Los resultados se muestran en el cuadro siguiente. Los días que se realizaron análisis fueron: resultados Cuadro A-1: 14/09/16, 26/09/16 y 26/10/16, Cuadro A-2: 05/01/17 y 10/01/17, Cuadro A-3: 05/04/17 y 06/04/17.

Cuadro A-1. Obtención de SS para estabilización del PBA

Muestra	Alicuota (mL)	Crisol	w2 (mg/l)		w6 (mg/l)		w7 (mg/l)		SST (mg/L)	SSV (mg/L)
BCO AD	50	7	19.9041	19.9039	19.9037	19.9041	19.9046	19.9043	4.00	N.D.
SSLM 06/09	2	1	24.3277	24.3281	24.3301	24.330	2403291	24.329	950.00	500.00
SSLM 07/09	1.5	4	20.0260	20.0262	20.0287	20.0291	20.0272	20.0271	1933.33	1333.33
SSLM 09/09	1.5	8	20.0892	20.0890	20.0916	20.0918	20.0904	20.0900	1866.67	1200.00
SSLM 09/09 D	1.5	2	19.6279	19.6276	19.6306	19.6308	19.6291	19.6290	2133.33	1200.00
SSLM 12/09	1.5	6	19.2008	19.201	19.2025	19.2030	19.2015	19.2018	1333.33	800.00
SSLM 13/09	1.5	11	19.9531	19.9534	19.9553	19.9558	19.9541	19.9544	1600.00	933.33
SSLM 14/09	1.5	10	19.0325	19.0326	19.0357	19.0358	19.0336	19.0337	2133.33	1400.00
SSLM 14/09 D	1.5	5	20.4515	20.4510	20.4545	20.4548	20.4525	20.4527	2533.33	1400.00
BCO AD	50	7	19.9035	19.9038	19.9035	19.9034	19.9038	19.9035	N.D.	N.D.
SSLM 21/09	1.5	11	19.9529	19.953	19.9575	19.9573	19.9542	19.9542	2866.67	2066.67
SSLM 23/09	1.5	8	20.0891	20.0893	20.0925	20.0924	20.0902	20.0904	2066.67	1333.33
SSLM 26/09	1.5	6	19.2002	19.2003	19.2048	19.2047	19.2013	19.2015	2933.33	2133.33
SSLM 27/09	1	2	19.6273	19.6274	19.6316	19.6317	19.6286	19.6285	4300	3200
BCO AD	50	6	19.1991	19.1992	19.1995	19.1995	19.1994	19.1990	6	10
SSLM 15/10	1	11	19.9524	19.9519	19.9566	19.9569	19.9523	19.9524	5000	4500
SSLM 17/10	1	7	19.9028	19.9024	19.9071	19.9074	19.9035	19.903	5000	4400
SSLM 24/10	1.5	8	20.0878	20.0879	20.0942	20.0947	20.0886	20.0884	4533.33	4200
SSLM 25/10	1	3	20.3672	20.367	20.3714	20.3717	20.3677	20.3672	4700	4500
SSLM 26/10	1.5	12	20.4723	20.4725	20.4779	20.4781	20.4738	20.4734	3733.33	3133.33
SSLM 26/10 D	1.5	5	20.4491	20.4486	20.4555	20.456	20.4505	20.4501	4933.33	3933.33

AD = Agua Destilada N. D. = No Detectado

Cuadro A-2. Obtención de la variable X (SSV).

Muestra	Alícuota ml	Crisol	w2 (mg/l)		w6 (mg/l)		w7 (mg/l)		SST (mg/l)	SSV (mg/l)
BCO AD	50	18	41.5539	41.5539	41.5546	41.5549	41.5548	41.5547	20	4
SSLMi (29/12)	1	16	38.7133	38.7133	38.7178	38.718	38.7144	38.7149	4700	3100
SSLMi D (29/12)	1	15	43.3298	43.3301	43.3350	43.3354	43.3315	43.3318	5300	3600
SSLM 1 (29/12,2h)	1.5	17	41.3606	41.3608	41.3663	41.3665	41.3624	41.3628	3800	2466.67
SSLM 1 D (29/12,2h)	1.5	14	40.567	40.5671	40.5722	40.5725	40.5684	40.5689	3600	2400
SSLM 2 (29/12,4h)	1.5	6	19.2038	19.2033	19.2082	19.2084	19.2047	19.2049	3400	2333.33
SSLM 2 D (29/12,4h)	1.5	5	20.4547	20.4546	20.4586	20.459	20.4555	20.4557	2933.33	2200
SSLM 3 (29/12,6h)	1.5	11	19.9571	19.9567	19.9618	19.962	19.9580	19.9584	3533.33	2400
SSLM 3 D (29/12,6h)	1.5	4	20.0297	20.0292	20.0341	20.0342	20.0304	20.0308	3333.33	2266.67
SSLM 4 (29/12,7h)	1.5	8	20.0929	20.0925	20.0982	20.0984	20.0941	20.0942	3933.33	2800
SSLM 4 D (29/12,7h)	1.5	7	19.9071	19.907	19.9118	19.9120	19.9083	19.9083	3333.33	2466.67

AD = Agua Destilada

Cuadro A-3. Obtención de SS para adaptación del PBA al benceno.

Muestra ¹	Alícuota ml	Crisol	w2 (mg/l)		w6 (mg/l)		w7 (mg/l)		SST (mg/l)	SSV (mg/l)
BCO AD	50	C	29.729	29.7285	29.7278	29.7282	29.7281	29.7283	-6	-2
RC01	2	19	24.5086	24.5084	24.5189	24.5207	24.5099	24.5098	6150	5450
RC11	2	B	29.5295	29.5291	29.5386	29.539	29.5299	29.5301	4950	4450
RC21	2	14	40.5735	40.573	40.5828	40.583	40.574	40.5741	5000	4450
RC31	2	E	23.0043	23.0048	23.0164	23.0159	23.0058	23.0054	5550	5250
RC41	2	1	19.6373	19.6368	19.6482	19.6481	19.6382	19.6386	5650	4750
RC51	2	D	29.0587	29.0582	29.0688	29.0704	29.0599	29.0594	6100	5500
RC61	1	16	38.7125	38.712	38.7171	38.7176	38.7146	38.7127	5600	4900
R101	1	13	38.7136	38.7132	38.7178	38.7181	38.7142	38.714	4900	4100
R111	1	17	41.3656	41.3651	41.3693	41.3697	41.3646	41.3659	4600	3800
R121	1	10	19.0414	19.0414	19.046	19.0462	19.0417	19.042	4800	4200
R131	1	15	43.3361	43.3357	43.3408	43.341	43.3362	43.336	5300	5000
R141	1	2	24.3381	24.3378	24.343	24.3442	24.3386	24.3386	6400	5600
R151	1	18	41.5592	41.5587	41.5633	41.5643	41.5591	41.5593	5600	5000
R161	1	20	18.5852	18.5851	18.5913	18.5915	18.5858	18.5861	6400	5400
R201	1	8	20.0995	20.099	20.1036	20.1035	20.0997	20.0996	4500	3900
R202	1	5	20.4591	20.4588	20.4638	20.4639	20.4597	20.46	5100	3900
R211	1	4	20.0381	20.0377	20.04	20.0399	20.0355	20.0361	2200	3800
R212	1	9	20.9905	20.99	20.995	20.995	20.9906	20.9905	5000	4500
R221	1	6	19.2082	19.2084	19.2134	19.2138	19.2086	19.2086	5400	5200
R222	1	7	19.9127	19.9123	19.9174	19.9175	19.9131	19.9136	5200	3900
R231	1	F	17.2808	17.2807	17.2877	17.2875	17.2812	17.2812	6800	6300
R232	1	A	18.415	18.4148	18.42	18.4201	18.4155	18.4153	5300	4800
R241	1	22	19.8515	19.8513	19.8568	19.8565	19.852	19.8519	5200	4600
R242	1	G	17.4573	17.4573	17.4647	17.4646	17.4578	17.4581	7300	6500
R251	1	21	19.858	19.8575	19.8632	19.8634	19.8581	19.8582	5900	5200
R252	1	11	19.963	19.9627	19.9693	19.9691	19.9636	19.9636	6400	5500
R261	1	3	20.3771	20.3771	20.383	20.3833	20.3776	20.3775	6200	5800
R262	1	12	20.4822	20.4822	20.4928	20.4925	20.4828	20.4827	10300	9800

¹AD= agua destilada. RC= reactor control, R1=reactor que contiene 0.1 ml de benceno, R2= reactor que contiene 0.5 ml de benceno

Apéndice B. Determinación del Índice Volumétrico de Lodos (IVL).

B.1 Equipo y Materiales.

Probeta de capacidad 1 l

B.2 Reactivos

No aplica

B.3 Recolección, preservación y almacenamiento de muestras.

Análisis inmediato.

B.4 Metodología

Procedimiento descrito en página 27.

B.5 Resultados

Los resultados se muestran en el Cuadro B-1:

Cuadro B-1. Obtención del IVL

CICLO	Muestra	V30 (ml/l)	SST (mg/l)	IVL
1	SSLM 06/09	160	950.00	168.4
2	SSLM 07/09	180	1933.33	93.1
3	SSLM 09/09	190	2000.00	95.0
4	SSLM 12/09	230	1333.33	172.5
5	SSLM 13/09	250	1600.00	156.2
6	SSLM 14/09	420	2333.33	180.0
8	SSLM 21/09	420	2866.67	146.5
9	SSLM 23/09	520	2066.67	251.6
10	SSLM 26/09	450	2933.33	153.4
11	SSLM 27/09	590	4300.00	137.2
12	SSLM 15/10	700	5000.00	140.0
13	SSLM 17/10	590	5000.00	118.0
14	SSLM 24/10	650	4533.33	143.4
15	SSLM 25/10	660	4700.00	140.4
16	SSLM 26/10	470	4333.33	108.5
17	SSLM 29/10	310	3133.33	98.9
18	SSLM 30/12	310	4400.00	70.5

Apéndice C. Resultados de prueba Fenton en agua residual tratada.

Se siguió parte de la metodología descrita en página 37. Se utilizaron 20 litros de agua residual tratada a los cuales se les adicionó 4 ml de benceno iniciando la recirculación en el RM durante 1 min, y posteriormente se agregaron las cantidades adecuadas de Fe^{2+} y H_2O_2 para obtener 0.5 mmol/l y 50 mg/l respectivamente. Inmediatamente comenzó el tiempo de reacción, y a los 50 min se detuvo la recirculación. El RM y mangueras se mantuvieron tapadas para evitar que penetrara luz solar. El pH se mantuvo entre 6.6 y 7.7. Los experimentos se realizaron en dos días diferentes.

Cuadro C-1. Resultados de prueba Fenton en agua residual tratada

Orden Corrida	Fe(II) mmol/l	H ₂ O ₂ mg/l	DQOi mg O ₂ /l	DQOf mg O ₂ /l	% Remoción DQO
1	0.5	50	390	238	38.97
2	0.5	50	433	305	29.56