

Universidad del Mar

Mare Nostrum Veritabile Faciendum



Escalamiento, construcción y caracterización de un reactor fotocatalítico solar para la desinfección de aguas residuales con un gasto de 100 L h⁻¹.

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Ambientales

Presenta:

Cristóbal Santos Santos

Dirigido por:

Dra. María del Rosario Enríquez Rosado

Director de Tesis

M. en C. Héctor López Arjona

Co-Director de Tesis

Puerto Ángel Oaxaca, febrero de 2011

Agradecimientos

A la profesora María del Rosario Enríquez Rosado y al profesor Héctor López Arjona por su confianza, apoyo, tiempo y dedicación al presente trabajo.

Al Fondo Mixto Tabasco-Conacyt TAB-2006-C08-43809 por el financiamiento de esta tesis.

A los revisores: Dra. Margarita M. González Brambilia, al Ing. Uriel Aréchiga Viramontes y al M.en C. José Guadalupe Pacheco Sosa por haber dedicado parte de su tiempo a la revisión de este trabajo y por sus oportunos comentarios.

Al M.en C. Edgar Valencia Rojas por los datos proporcionados, los cuales fueron de gran ayuda para la realización de este trabajo.

A los laboratorios de Ingeniería Ambiental y a la Jefatura de Ingeniería Ambiental por todas las facilidades brindadas en la realización de la parte experimental.

Al profesor Germán Anaya, al Ing. Aurelio Cerdenares, a la profesora Rocío Gutiérrez, a mi gran amigo Cervando y a su esposa por toda la ayuda proporcionada.

Al Departamento de mantenimiento y al técnico Alejandro por el apoyo brindado durante la construcción del reactor SODIS-Fotocatalítico.

Índice general

Resumen.....	1
1. Introducción.....	2
2. Justificación.....	5
3. Objetivos.....	7
3.1. Objetivo general	7
3.2. Objetivos específicos.....	7
4. Marco teórico.....	7
4.1. Agua residual.....	8
4.2. Composición del agua residual doméstica.....	8
4.3. Tratamiento	9
4.4. Técnicas de desinfección.....	11
4.5. Desinfección por cloro	12
4.5.1. Mecanismo de acción de la desinfección por cloro.....	13
4.6. Desinfección por luz ultravioleta	13
4.6.1. Mecanismo de acción de la desinfección por luz UV	14
4.7. Desinfección por ozono (O ₃).....	14
4.8. Desinfección solar (SODIS).....	15
4.8.1. Variables que influyen en la desinfección solar	16
4.9. Desinfección por fotocátalisis heterogénea.....	17
4.9.1. Mecanismo de acción.....	17
4.10. Aplicabilidad de las técnicas de desinfección.....	18
4.11. Reactores fotocatalíticos	20
4.11.1. Reactores soportados con hoja de dos caras (DSSR).....	20

4.11.2.	Reactores soportados de capa fina (TFFBR).....	20
4.11.3.	Reactor colector parabólico compuesto (CPCR).....	21
4.12.	Escalamiento de reactores fotocatalíticos	22
4.12.1.	Análisis dimensional y principio de similaridad.....	22
5.	Operación de la planta de tratamiento de la Universidad del Mar.....	25
5.1.	Descripción de la planta de tratamiento de agua residual.....	25
5.2.	Operación de la PTAR.....	26
5.2.1.	Caudal	27
5.2.2.	Demanda química de oxígeno (DQO) y pH.....	28
5.2.3.	Turbidez.....	31
5.2.4.	Comportamiento de la concentración de patógenos en los RAFA.....	32
5.3.	Conclusiones y recomendaciones	33
6.	Escalamiento y construcción del reactor para desinfección.....	34
6.1.	Metodología para el escalamiento del reactor SODIS-Fotocatalítico.....	34
6.2.	Normatividad aplicable	35
6.3.	Escalamiento del reactor SODIS-Fotocatalítico solar a 100 L h ⁻¹	35
6.3.1.	Cálculo de las dimensiones del reactor	37
6.4.	Resumen de las características teóricas del reactor a 100 L h ⁻¹	42
6.5.	Soporte del catalizador	43
6.6.	Fotocatalizador y proceso de impregnado	44
6.7.	Etapas de construcción	44
6.8.	Características físicas del reactor	45
7.	Caracterización hidrodinámica del reactor SODIS-Fotocatalítico.....	48
7.1.	Metodología empleada para la caracterización termodinámica.....	48
7.2.	Evaluación de la distribución de tiempo de residencia a 100 L h ⁻¹	50
7.2.1.	Resultados de la DTR a un gasto de 100 L h ⁻¹	50
7.2.2.	Evaluación de la DTR a un caudal de 200 L h ⁻¹	53

7.2.3. Resultados a 200 L h ⁻¹	53
7.3. Conclusiones	55
8. Desinfección del agua residual a un caudal de 100 L h ⁻¹	56
8.1. Metodología para la caracterización del reactor SODIS-Fotocatalítico.....	56
8.2. Resultados y discusión	57
8.2.1. Desinfección	57
8.2.2. Efecto de la dosis UV	58
8.2.3. Demanda química de oxígeno y turbidez	60
8.2.4. pH y oxígeno disuelto.....	60
8.2.5. Temperatura	61
8.2.6. Radiación solar	62
8.3. Conclusiones y recomendaciones	62
9. Conclusiones generales.....	64
10. Bibliografía.....	66

Índice de figuras

Figura 4-I Espectro de absorción del ADN.....	16
Figura 4-II Reactor colector parabólico (CPRC).....	21
Figura 4-III Reactor soportado con hoja de dos caras (DSSR).....	21
Figura 4-IV Reactor soportado de capa fina (TFFBR).....	21
Figura 5-I Ubicación de la PTAR de la UMAR-Campus Puerto Ángel.....	25
Figura 5-II Tule (<i>Thypha latifolia</i>).....	26
Figura 5-III Lirio (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	26
Figura 5-IV Caudal promedio mensual de los RAFA y del humedal durante el periodo Marzo-Diciembre de 2009.....	28
Figura 5-V Demanda química de oxígeno (DQO) promedio mensual en A) influente del sistema, B) y C) efluente del reactor #1 y 2. Periodo Marzo-Diciembre de 2009.....	29
Figura 5-VI Demanda química de oxígeno (DQO) promedio mensual. Periodo Marzo-Diciembre de 2009: a) y b) efluente del RAFA #3 y Humedal respectivamente, y c) curva de remoción de DQO del agua conforme atraviesa el sistema de tratamiento.....	30
Figura 5-VII pH promedio mensual periodo Marzo-Diciembre de 2009 en cada uno de los RAFA y el humedal.....	31
Figura 5-VIII Turbidez promedio mensual periodo Marzo-Diciembre de 2009. A) Influyente al sistema de tratamiento; B), C) y D) efluente del RAFA #1, 2 y 3 respectivamente.....	32
Figura 6-I Esquematación de la metodología utilizada para realizar el escalamiento a 100 L h ⁻¹	35
Figura 6-II Esquematación inicial del reactor SODIS-Fotocatalítico.....	36
Figura 6-III Campo de velocidades reactor prototipo operando a 3 L h ⁻¹ en condiciones ideales.....	38
Figura 6-IV Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 10 de septiembre de 2008 para las 10:00.....	40
Figura 6-V Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 10 de septiembre de 2008 para las 12:00.....	40
Figura 6-VI Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 26 de agosto de 2008 para las 12:00.....	40
Figura 6-VII Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 26 de agosto de 2008 para las 14:00.....	40

Figura 6-VIII Constantes de velocidad de desinfección a diferentes periodos del día 26 de agosto de 2008	41
Figura 6-IX Constantes de velocidad de desinfección a diferentes periodos del día 10 de septiembre de 2008	41
Figura 6-X Campo de velocidades en 2D del reactor operando a 100 L h ⁻¹	43
Figura 6-XI Cálculo de la longitud del reactor utilizando el modelo matemático y los valores de las constantes cinéticas obtenidas en durante el escalamiento.	43
Figura 6-XII Muestra del soporte impregnado con TiO ₂	44
Figura 6-XIII Dimensiones teóricas para la construcción del reactor 100 L h ⁻¹ . Perspectiva aérea.	45
Figura 6-XIV Vista de la base el reactor y distribuidor de entrada de agua residual.....	47
Figura 6-XV Vista de la base el reactor y distribuidor de salida del agua desinfectada.	47
Figura 6-XVI Instalación del soporte y catalizador.	47
Figura 6-XVII Vista del reactor terminado.	47
Figura 6-XVIII Batimetría del reactor SODIS-Fotocatalítico.....	47
Figura 7-I Curva de trazador vs tiempo a 100 L h ⁻¹ . A) 3 de diciembre de 2009; B) 10 de diciembre de 2009	51
Figura 7-II Caudal obtenido en la salida del reactor durante los experimentos EDTR1 y EDTR2. Se puede apreciar que durante el experimento EDTR1 la fluctuación en el caudal fue mayor respecto al experimento EDT2.	51
Figura 7-III A) 3 de diciembre de 2009; B) 10 de diciembre de 2009.....	53
Figura 7-IV Curva de trazador Vs tiempo a 200 L h ⁻¹ . A) 24 de noviembre de 2009; B) 27 de noviembre de 2009	54
Figura 7-V A) 24 de noviembre de 2009; B) 27 de noviembre de 2009.....	54
Figura 8-I Promedio diario de la concentración de Coliformes fecales en la entrada y salida del reactor SODIS-Fotocatalítico	58
Figura 8-II Resultados de desinfección del experimento ED3	58
Figura 8-III Comparación de la velocidad de disminución de E-Coli vs Dosis UV en el reactor SODIS-Fotocatalítico	59
Figura 8-V Irradiancia obtenida durante el transcurso de cada experimento de desinfección	62

Índice de tablas

Tabla 4-I Fuentes de contaminación del agua.....	8
Tabla 4-II Clasificación de los contaminantes en aguas residuales	9
Tabla 4-III Composición promedio del agua residual doméstica	9
Tabla 4-IV Niveles de tratamiento convencionales para depurar agua residual.....	10
Tabla 4-V Remoción de Coliformes totales por diferentes operaciones unitarias	11
Tabla 4-VI Organismos potencialmente infecciosos presentes en aguas residuales domésticas.	12
Tabla 4-VII Ventajas y desventajas de la desinfección por cloro	13
Tabla 4-VIII Ventajas y desventajas de la desinfección por luz UV	14
Tabla 4-IX Potencial de oxidación de algunos oxidantes en agua	15
Tabla 4-X Esquema de reacciones propuesto por Turchi y Ollis para la degradación de compuestos orgánicos por fotocatalisis heterogénea con TiO_2	17
Tabla 4-XI Comparación de algunas técnicas de desinfección y su aplicabilidad.....	19
Tabla 6-I Geometría y parámetros del reactor prototipo operando a $3 L h^{-1}$	37
Tabla 6-II Concentración inicial y constantes de velocidad de desinfección para coliformes totales y <i>E. coli</i>	41
Tabla 6-III Geometría y parámetros teóricos del reactor a $100 L h^{-1}$	42
Tabla 6-IV Características del TiO_2	44
Tabla 6-V Características reales del reactor construido.....	46
Tabla 7-I Intervalo y periodos de muestreo para la DTR.....	49
Tabla 7-II Fechas de realización de los experimentos de DTR	50
Tabla 7-III Criterios utilizados para determinar el tipo de dispersión (d) a través del modelo de dispersión axial [2].	52
Tabla 7-IV Resultados del modelo de dispersión axial y del modelo de Wolf-Resnick	54
Tabla 8-I Horas de muestreo del experimento de desinfección.....	57
Tabla 8-II Fechas de realización de los experimentos de desinfección.....	57
Tabla 8-III Promedio diario de DQO y Turbidez obtenidos durante los experimentos de desinfección.	60

Tabla 8-IV Promedio diario de pH y oxígeno disuelto obtenidos durante los experimentos de desinfección.....	61
Tabla 8-V Promedio de la Temperatura obtenidos durante los experimentos de desinfección	61

El presente trabajo se inserta en un proyecto denominado “Desinfección fotocatalítica en un tren de tratamiento de bajo costo: escalamiento y operación”, el cual está enfocado a poblaciones con menos de 2500 habitantes. En particular, se presenta el procedimiento utilizado para realizar el escalamiento, construcción y caracterización de un reactor de sección rectangular para la desinfección de agua residual a un gasto de 100 L h^{-1} ; dicho reactor consta de una zona de desinfección homogénea (desinfección solar o SODIS) seguida por una sección fotocatalítica con TiO_2 como fotocatalizador soportado en piezas de barro de $10 \times 20 \text{ cm}$. Para el escalamiento se partió de datos operativos, geométricos y cinéticos obtenidos en un reactor prototipo operando a 3 L h^{-1} bajo distintas intensidades de radiación solar. La longitud fue escalada utilizando un modelo matemático que supone un reactor tipo pistón en estado estacionario y desinfección por luz solar (SODIS). Para el cálculo de la sección transversal se utilizó como criterio de similaridad el número de Reynolds (para canales abiertos), manteniendo el espesor constante en 0.5 cm . El resultado del escalamiento fue 6.79 m de longitud y 3.6 m de ancho. El reactor fue construido de concreto y las características reales fueron de 7.5 m de largo por 1.8 m de ancho con una profundidad promedio de 0.012 m .

La caracterización hidrodinámica del reactor SODIS-fotocatalítico permitió determinar que el flujo predominante fue tipo mezclado con zonas muertas (5-20%) provocando un tiempo de residencia hidráulico experimental mayor al teórico. Para los experimentos de desinfección se utilizó el efluente de un sistema de reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB)-humedal artificial de la planta de tratamiento de agua residuales de la Universidad del Mar, donde la remoción promedio fue del 50% de DQO, obteniendo un efluente con turbidez $< 5 \text{ NTU}$ y DQO $< 70 \text{ mg L}^{-1}$ requerimientos suficientes para la desinfección por fotocatalisis heterogénea solar. Los resultados de desinfección sugieren que a concentraciones iniciales en el rango de $8.00\text{E}+03$ - $2.00\text{E}+05 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ y con un tiempo de exposición 2.8 h (100 L h^{-1}) se logró obtener una concentración de coliformes fecales por debajo de los $2000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$, valor que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el promedio diario.

1. Introducción

El presente trabajo se refiere al escalamiento de un *reactor SODIS-Fotocatalítico solar para la desinfección de agua residual tipo doméstico*. Dicho reactor es la parte central del tratamiento terciario de un tren de tratamiento compuesto por un sedimentador, tres reactores anaerobios de flujo ascendente y un humedal de flujo subsuperficial. Dicho tren se encuentra ubicado en la Universidad del Mar y trata aproximadamente el 70 % del agua residual que se genera.

La característica principal de este tipo de reactores para desinfección es que sólo necesita de luz solar para la desinfección y un material fotocatalizador (TiO_2) en el caso de la fotocatalisis heterogénea para llevar a cabo la eliminación de microorganismos presentes en el agua residual. En consecuencia, este tipo de reactores no requiere de grandes cantidades de energía eléctrica, como es el caso de la luz UV-C o la ozonación, ambos utilizados en la desinfección del agua. La técnica de desinfección utilizada en este trabajo consiste, por un lado en la acción directa de la luz UV-A y B solar (Desinfección solar o SODIS por sus siglas en inglés); y por otro, en la generación de radicales $^*\text{OH}$ producidos por la fotoactivación (UV-A Solar) de un catalizador (TiO_2 , Fotocatalisis solar).

La fotocatalisis heterogénea ha sido objeto de múltiples investigaciones, las cuales han radicado principalmente en la degradación de compuestos orgánicos en agua y aire [1]. En 1985 apareció el primer trabajo sobre la desinfección fotocatalítica, en el cual demostraron que las partículas de TiO_2 irradiadas con luz UV destruían bacterias. Pero fue hasta 1994 que aparecieron los primeros artículos dedicados a la desinfección por fotocatalisis heterogénea [2]. A partir de ese año se ha reportado que la desinfección por esta técnica ha sido demostrada en varios microorganismos, entre ellos *Enterobacter caloscaea*, *E. Coli*, *Lactobacillus acidophilus helveticus*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Cyanobacteria*, *Legionella pneumophila*, *Clostridium perfringens*, *Coliphages*, *Coliforms fecal*, *Streptococcus mutans*, *Streptococcus rattus*, *Streptococcus cricetus*, *Streptococcus sobrinus*, *Deinococcus radiophilus*, *Serratia marcescens*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Cholerae vulgaris*, *MS2 fago* [3]. A pesar de la gran cantidad de información publicada aún no queda dilucidado el mecanismo de acción, las opiniones de algunos investigadores son: i) que la oxidación superficial inducida fotocatalíticamente puede producir una división entre la pared celular y la membrana, resultando en su desintegración y, por tanto, en la muerte de las bacterias [4]; y ii) que la actividad bactericida de la fotocatalisis puede atribuirse a la oxidación de la Coenzima A lo que inhibiría la respiración del microorganismo [5,6].

En cuanto a la desinfección solar, esta técnica fue descubierta en 1984, cuando el profesor Aftim Acra de la Universidad Americana en Beirut (Líbano) descubrió que, al

exponer agua al sol, el número de microorganismos disminuye. Eso fue el inicio del desarrollo de la desinfección del agua por el sol [7]. Actualmente, esta técnica se ha implementado a nivel doméstico en zonas rurales y desérticas, ya que resulta una solución simple, de bajo costo y sostenible. Al igual que la fotocátalisis heterogénea solar, este método usa luz solar para destruir los microorganismos, ya que estos son vulnerables a dos efectos que produce la luz solar: i) la radiación UV-A (320-400 nm) y ii) la radiación infrarroja, la cual provoca un incremento en la temperatura del agua. La sinergia entre estas dos radiaciones causa la mortalidad de los microorganismos [8].

Si bien estas técnicas aún están en etapa de investigación, ya existen aplicaciones concretas. Actualmente la Fundación SODIS implementa programas de desinfección en países en vías de desarrollo. Sin embargo, solamente se tratan volúmenes pequeños (menores a 10 L) y es básicamente para desinfección de agua para consumo humano. En cuanto a la fotocátalisis heterogénea, existen proyectos como el de la Plataforma Solar de Almería, la cual está dedicada a aplicaciones de la fotocátalisis en tratamiento de agua residual.

El objetivo o interés de llevar a cabo este proyecto, surgió del hecho que actualmente en México y particularmente en la región sureste del país se carece de la infraestructura necesaria para tratar el agua residual generada por sus municipios debido a las barreras tecnológicas y económicas que conlleva. Esto provoca que actualmente existan problemas de salud derivados de la mala disposición del agua residual. Por otra parte, se busca establecer una línea de partida en el diseño de sistemas de tratamiento enfocados a un sector menor de 2500 habitantes.

Como parte del soporte para realizar este trabajo, se revisaron las técnicas de desinfección para agua residual más comúnmente utilizadas. Poniendo especial atención, tanto a las ventajas y desventajas, como a su aplicabilidad de cada una de las técnicas. Un análisis similar se realizó con los reactores fotocatalíticos reportados en la bibliografía. Por otro lado, como parte esencial para llevar a cabo el escalamiento del reactor a 100 L h^{-1} se revisó el concepto de similaridad y análisis dimensional (Capítulo 4).

La turbidez, pH y DQO son parámetros que es necesario atender cuando lleva a cabo la desinfección del agua residual, por lo que fue necesario verificar la buena operación de la planta de tratamiento de la Universidad del Mar. En el capítulo 5 se exponen por un lado, los resultados de nueve meses de operación de la planta de tratamiento, así como los problemas surgidos en la operación debido a las condiciones climatológicas y las recomendaciones que hay que tomar en cuenta para la buena operación de dicha planta.

Finalmente, el resto de la tesis se desarrolló en dos etapas, la primera fue construir un modelo matemático que considerara los fenómenos involucrados en el

proceso de desinfección por las técnicas de desinfección solar y por fotocatalisis heterogénea. Posteriormente, dicho modelo se ajustó y validó con datos experimentales obtenidos en un trabajo anterior [9]. Asegurado el buen funcionamiento del modelo matemático, éste se utilizó para estimar la longitud del reactor, mientras que el ancho del se calculó usando el criterio de similaridad. Los datos así obtenidos se utilizaron para construir físicamente el reactor (Capítulo 6).

En la segunda etapa se llevó a cabo la caracterización hidrodinámica y operativa. La primera de ellas consistió en identificar zonas muertas, tipo de flujo predominante y el grado de dispersión que ocurren en el reactor durante su funcionamiento normal (Capítulo 7). Mientras que en la caracterización operativa se realizaron experimentos de desinfección con agua residual real, la cual fue obtenida del tren de tratamiento de la Universidad del Mar. Asimismo, en dichos experimentos de desinfección se monitorearon la DQO, pH, temperatura, irradiancia UV y la dosis UV que recibieron los microorganismos (Capítulo 8).

2. Justificación

Ya sea que el agua se requiera para uso doméstico, riego agrícola o de jardinearía, recarga de acuíferos o bien para descargas a cuerpos de agua, el tratamiento de la misma es un requisito indispensable para asegurar la salud, tanto del ser humano, como de los ecosistemas.

Actualmente, debido al desarrollo acelerado/desorganizado y a la falta de recursos económicos, aunado al poco interés que representan los recursos naturales para los gobiernos, principalmente a nivel municipal; los recursos naturales están siendo explotados de una forma tal que no se está asegurando la disponibilidad para las generaciones futuras, o dicho de otra forma, se está sobrepasando la capacidad de carga de los recursos naturales. El agua es uno de los recursos más afectados; por ejemplo, el grado de presión ejercido¹ sobre el recurso hídrico en siete de las trece regiones hidrológicas-administrativas del país están clasificadas con un grado de presión fuerte [10]. Asimismo, la Organización de las Naciones Unidas reveló que los siete acuíferos del Valle de México, son los más explotados del mundo [11].

Aunado a lo anterior, nuestro país enfrenta el problema de insuficiencia de infraestructura para tratar el agua residual de origen industrial y urbano: del total generado sólo se tratan el 35% y el 18% del agua residual municipal e industrial, respectivamente. Solo en el estado de Oaxaca existen 570 municipios y 101 plantas de tratamiento de agua, de las cuales unas cuantas están en operación. Esta carencia de infraestructura en el estado trae como consecuencia problemas de salud, debido a la calidad con que se retorna el agua a los cuerpos receptores, que en su mayoría son ríos y arroyos o el mar en el caso de las poblaciones costeras. Particularmente, en el estado de Oaxaca, los municipios con población en el rango de 2501 a 20000 habitantes debieran contar ya con sistemas de tratamiento de aguas residuales, según la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Por otro lado, de la tecnología empleada para tratar el agua residual, un buen porcentaje cuenta con procesos de lodos activados (46.19%) [12]. No obstante, su popularidad y eficiencia, este tipo de tecnología requiere de altos costos de inversión y de operación, lo cual hace que los municipios no puedan costear su operación y mantenimiento, quedando la instalación (planta de tratamiento) como un elefante blanco tiempo después del inicio de arranque.

El proceso completo de tratamiento de agua residual de tipo doméstico, requiere, además de la degradación de materia orgánica, la desinfección de la misma, para evitar los problemas arriba citados. Generalmente, la forma más común de desinfectar el agua, ya sea esta residual o para potabilizar es a través de la cloración, método preferido por

¹ Grado de presión: porcentaje del agua que se utiliza para usos consuntivos respecto al agua renovable.

ser menos costoso que la desinfección con luz UV-C por medio de lámparas o la ozonación, por ejemplo. No obstante, el uso del cloro para desinfectar agua residual trae problemas inherentes, tales como aumento del costo de desinfección si no se remueve los nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), ya que estos últimos reaccionan con el cloro para formar subproductos que restan actividad al cloro libre. Asimismo, la generación de productos resultantes de la combinación del cloro con materia orgánica, los cuales han demostrado ser altamente tóxicos al ambiente y al ser humano. Aunado a ello, los problemas de seguridad e higiene por los volúmenes de cloro requeridos.

En este sentido, se propone el uso de tecnología apropiada² para el tratamiento de agua residual, de bajo costo de instalación y operación, con el objetivo de derribar las barreras culturales, tecnológicas y económicas que imponen los sistemas de tratamiento convencionales.

Dos de las tecnologías para la desinfección del agua que actualmente están en desarrollo como en promoción, son la desinfección solar (SODIS, por sus siglas en inglés) y la fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio (FH-TiO₂). Ambas utilizan la luz solar en el rango de los 320-400 nm de longitud de onda. Debido a ello, estas tecnologías tienen potencial aplicación en países como el nuestro, que por su ubicación (entre los 15° y 35° de latitud norte), se caracteriza por contar con 3000 h de sol al año (125 días) y recibir más del 90% de radiación directa debido a su baja nubosidad. Asimismo, este tipo de tecnología ocuparía un nicho de mercado que debido a la falta promoción aún no ha sido ocupado: el de las tecnologías de tratamiento de agua de bajo costo.

Con el fin de contribuir a nuevas propuestas de tecnologías de bajo costo para el tratamiento de agua residual, el presente trabajo tiene como propósito contar con un sistema de desinfección para tratar al menos 100 L h⁻¹ de agua residual de tipo doméstico; dicho sistema opera de forma continua durante el periodo diurno, utiliza la radiación solar para la desinfección tanto homogénea (SODIS) como heterogénea (fotocatalisis) y para esta última, el catalizador se encuentra fijo sobre un soporte elaborado con material de bajo costo.

² Tecnología que está diseñada con especial atención a los aspectos medioambientales, éticos, culturales, sociales y económicos de la comunidad a la que se dirigen.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Escalar, construir y caracterizar un reactor SODIS-Fotocatalítico solar para la desinfección de aguas residuales domésticas con un gasto de 100 L h^{-1} como soporte de la memoria de cálculo para el escalamiento del proceso a un gasto de 1000 L h^{-1} .

3.2. Objetivos específicos

- I. Desarrollar un modelo matemático que describa la desinfección tanto por la acción de la luz UV solar como por efecto de la fotocatalisis heterogénea en el reactor propuesto.
- II. Realizar el ajuste de parámetros del modelo matemático.
- III. Escalar el reactor SODIS-Fotocatalítico de 3 L h^{-1} a 100 L h^{-1} .
- IV. Caracterizar el reactor construido a partir de parámetros físicos, químicos y biológicos.
- V. Escalar el reactor SODIS-Fotocatalítico a 1000 L h^{-1} y redactar memoria de cálculo.

4. Marco teórico

4.1. Agua residual

La normatividad mexicana define *agua residual* como: el agua de composición variada proveniente de las descargas municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso (NOM-001-SEMARNAT-1996).

4.2. Composición del agua residual doméstica

El agua residual puede ser de origen industrial, de origen agrícola o de origen doméstico. En función de la fuente de desecho, el agua residual va a tener características particulares. En la Tabla 4-I se muestran algunas de las fuentes de contaminación del agua según su origen. Por otro lado, los contaminantes en las aguas residuales se pueden clasificar en físicos, químicos y biológicos. La Tabla 4-II muestra los diferentes indicadores de contaminantes según esta clasificación.

En cuanto a la composición del agua residual doméstica, lo que se espera en este tipo de agua es que los principales constituyentes sean sólidos, nutrientes, grasas, microorganismos. La concentración del agua residual puede ser débil, media y alta, en función de la concentración de cada uno de los contaminantes. En la Tabla 4-III se muestra la composición promedio de un agua residual.

Tabla 4-I Fuentes de contaminación del agua

Agua residual doméstica	Agua residual industrial	Agua residual agrícola
Establecimientos comerciales	Intercambiadores de calor	Animal o vegetal
Instituciones (escuelas, hospitales, cárceles, etc.)	Calderas	Fertilizantes
Casas habitación	Transporte de productos, materiales o químicos.	Pesticidas (herbicidas o plaguicidas)

Fuente: Alley E.R. (2007). Water quality control handbook (2nd ed.). Mc Graw Hill.

Tabla 4-II Clasificación de los contaminantes en aguas residuales

Tipos de contaminantes		
Físicos	Químicos	Biológicos
Color	pH	Demanda química de oxígeno (DQO)
Olor	Salinidad	Demanda biológica de oxígeno (DBO)
Sabor	Metales	Coliformes totales y fecales
Conductividad	Metales pesados	Carbono orgánico total (COT)
Temperatura	Acidez	
Contenido de sólidos (sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales)	Alcalinidad	
Tipo de sólidos (sedimentables, volátiles, suspendidos)	Dureza	
Turbidez	Hidrocarburos, aceites y grasas	
	Contaminantes orgánicos	

Tabla 4-III Composición promedio del agua residual doméstica

Contaminantes	Concentración		
	Débil	Media	Alta
Sólidos totales	350	720	1200
Disueltos totales	250	500	850
Disueltos fijos	145	300	525
Disuelto volátiles	105	200	325
Suspendidos totales	100	220	350
Suspendidos fijos	20	55	75
Suspendidos volátiles	80	165	275
Sólidos sedimentables	5	10	20
DQO	250	500	1000
DBO5	110	220	400
Nitrógeno (Total como N)	20	40	85
Orgánico	8	15	35
Amoniaco	12	25	50
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo (Total como P)	4	8	15
Orgánico	1	3	5
Inorgánico	3	5	10
Cloruros	30	50	100
Sulfato	20	30	50
Alcalinidad	50	100	200
Grasas	50	100	150
Coliformes totales*	1x10 ⁶	1x10 ⁷	1x10 ⁸

Fuente: Noyola Robles, A., Vega Gonzales, E., Ramos Hernández, J.G. y Calderón Mólgora, C.G. (2000). *Alternativas de tratamiento de aguas residuales* (3ra ed.). IMTA, México.

* NMP 100 mL⁻¹

4.3. Tratamiento

Debido a la compleja composición del agua residual, su tratamiento requiere de un conjunto de procesos y operaciones unitarias. Dentro de las operaciones unitarias más comúnmente utilizadas en el tratamiento de agua residual doméstica se encuentran la

sedimentación, flotación, filtración y mezclado por mencionar algunas. Por otro lado, los procesos unitarios se utilizan cuando se requiere remover un contaminante mediante una reacción química o biológica (coagulación, intercambio iónico, oxidación biológica).

Dependiendo de la complejidad del agua a tratar y de su posterior uso se requerirá de cierto nivel de tratamiento (Tabla 4-IV). El objetivo de cada nivel de tratamiento es preparar el agua para el siguiente nivel hasta alcanzar la calidad del agua requerida, es decir, remoción de sólidos, materia orgánica y/o nutrientes, etc. Si bien en cada nivel o proceso de tratamiento se puede remover microorganismos (Tabla 4-IV), al final del proceso de tratamiento es necesario bajar la carga microbiológica a través de la desinfección. La desinfección se puede llevar a cabo utilizando agentes químicos, mecánicos o bien físicos como la radiación. Actualmente, el cloro es el agente desinfectante más utilizado tanto para agua potable como para agua residual. No obstante, este método genera subproductos altamente tóxicos, como los trihalometanos y cloraminas, así como otros compuestos cancerígenos [13, 14, 15]. Por ello se están investigando nuevas alternativas para llevar a cabo la desinfección, sin que estas induzcan nuevos problemas intrínsecos del agente desinfectante. Se busca asimismo que tales alternativas sean económicamente factibles tanto en construcción como en operación para comunidades rurales o de difícil acceso.

Tabla 4-IV Niveles de tratamiento convencionales para depurar agua residual

<i>Nivel de tratamiento</i>	<i>Descripción</i>
Preliminar	Remoción de elementos de tamaño considerable: trapos, palos, grasas
Primario	Remoción de sólidos y materia orgánica suspendida
Primario avanzado	Remoción de sólidos y materia orgánica suspendida a través de la adición de químicos o por medio de filtración.
Secundario	Remoción de materia orgánica biodegradable (en solución o suspensión) y sólidos suspendidos.
Secundario con remoción de nutrientes	Remoción tanto de materia orgánica, sólidos suspendidos como de nutrientes (nitrógeno, fósforo)
Terciario	Remoción de sólidos suspendidos por filtración (después del tratamiento secundario). La desinfección también se incluye en este nivel.
Avanzado	Remoción de materia orgánica (suspendida o disuelta) remanente después tratamiento biológico.

Tabla 4-V Remoción de Coliformes totales por diferentes operaciones unitarias

Proceso	Remoción (Log)
Cribado grueso	0 – 0.7
Cribado fino	1.0 – 1.3
Desarenador	1.0 – 1.4
Sedimentación	1.4 – 2.0
Precipitación química	1.6 – 1.9
Filtro percolador	1.9 – 2.0
Lodos activados	1.9 – 3.0
Filtro de lecho profundo	0 – 1.0
Microfiltración	2 – >4
Osmosis inversa	>4 – 7
Desinfección con cloro	4 – 6

4.4. Técnicas de desinfección

La desinfección mata o inactiva organismos capaces de ocasionar enfermedades al ser humano y generalmente constituye la etapa final de todo tratamiento de agua. La efectividad de la desinfección se evalúa por la capacidad de controlar a los organismos indicadores de contaminación fecal (coliformes totales, coliformes fecales y huevos de helminto). Si bien estos organismos indicadores pueden ser inocuos al ser humano, su presencia indica que existen organismos patógenos que pueden estar presentes o haber sobrevivido a la desinfección [16] (ver Tabla 4-VI). La NOM-001-SEMARNAT-1996 sólo considera a los coliformes fecales como indicador de patógenos y los huevos de helminto como indicador de parásitos. Para los coliformes fecales establece un límite máximo permisible de descarga a aguas y bienes nacionales, así como para las descargas vertidas al suelo (uso agrícola) de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes por cada 100 mL para el promedio mensual y diario, respectivamente. Mientras que para huevos de helminto, el límite máximo permisible para las descargas vertidas al suelo (uso agrícola) es de un huevo de helminto por litro para riego no restringido, y de cinco huevos por litro para riego restringido.

La desinfección es un proceso clave en cualquier sistema de tratamiento de agua. Por ello, en la producción de agua para uso humano es importante destacar consideraciones especiales antes de su implementación [17]. Actualmente existe una gran variedad de técnicas de desinfección, las más utilizadas son: cloración, radiación ultravioleta (UV), ozonación. Recientemente ha surgido la desinfección por fotocátalisis heterogénea y la desinfección solar (SODIS por sus siglas en inglés) y. A continuación se describe el funcionamiento y los detalles más importantes de las técnicas antes mencionadas.

Tabla 4-VI Organismos potencialmente infecciosos presentes en aguas residuales domésticas.

Organismo	Causa de la enfermedad
Bacterias	
Escherichia Coli	Gastroenteritis
Leptospira (spp.)	Leptospirosis
Salmonella Typha	Fiebre Tifoidea
Salmonella	Salmonelosis
Shigella (4 spp.)	Shigelosis (disentería bacilar)
Vibrio cholera	Cólera
Protozoarios	
Balantidium coli	Balantidiasis
Cryptosporidium Parvum	Cryptosporidiosis
Entamoeba histolytica	Amibiasis (disentería amoebica)
Giardia lamblia	Giardiasis
Helmintos	
Ascaris lumbricoides	Ascariasis
Taenia solium	Taeniasis
Trichuris trichiura	Trichuriasis
Virus	
Enterovirus	Gastroenteritis, meningitis, anomalías del corazón
Hepatitis A	Hepatitis
Rotavirus	Gastroenteritis

Fuente: U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Wastewater Technology Fact Sheet Chlorine Disinfection. Office of Water Washington, D.C. EPA 832-F-99-062

4.5. Desinfección por cloro

A pesar de que existe investigación fehaciente que el uso de cloro para la desinfección del agua genera subproductos (sustancias halogenadas como los trihalometanos) que provocan daños a la salud y al ambiente, el uso de cloro y sus derivados todavía continúa como parte integral del proceso de desinfección de los sistemas de tratamiento de agua y agua residual [18].

El cloro como desinfectante puede ser añadido como cloro gaseoso (Cl_2), en forma líquida como hipoclorito de sodio ($NaClO$) y en pastillas como hipoclorito de calcio ($Ca(ClO)_2$). El cloro gaseoso es el más utilizado debido a que resulta rentable para las plantas de tratamiento. En la Tabla 4-VII se indican las ventajas y desventaja de la desinfección por cloro.

Tabla 4-VII Ventas y desventajas de la desinfección por cloro

Ventajas	Desventajas
El cloro es más barato y efectivo en comparación con la desinfección por ozono o radiación UV.	El cloro residual incluso a bajas concentraciones es tóxico para la vida acuática.
El cloro residual que permanece en el efluente puede prolongar la desinfección.	Todas las formas de cloro son altamente corrosivas y tóxicas. Por lo tanto, su manejo y almacenamiento requiere altas condiciones de seguridad.
El cloro es un desinfectante de amplio espectro.	La oxidación de materia orgánica por cloro presente en el agua produce compuestos como los trihalometanos que son tóxicos.
El cloro también sirve como oxidante de algunos compuestos orgánicos e inorgánicos.	Algunos parásitos han mostrado resistencia al cloro en bajas concentraciones. Por ejemplo: Endamoeba Histolytica, Giardia lamblia.
El cloro tiene un control de dosis flexible.	
El cloro puede eliminar algunos olores durante la desinfección.	

Fuente: U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Wastewater Technology Fact Sheet Chlorine Disinfection. Office of Water Washington, D.C. EPA 832-F-99-062.

4.5.1. Mecanismo de acción de la desinfección por cloro

El objetivo de la cloración es provocar que la pared celular de la bacteria interactúe con el cloro para provocar su muerte, ya que la exposición al cloro causa alteraciones físicas, químicas y bioquímicas en la pared celular, destruyendo la barrera protectora de la célula, con lo que concluyen las funciones vitales y se produce la muerte del microorganismo. Christman [19] explica una posible secuencia de los eventos durante la cloración: i) inicia con la eliminación de la barrera suministrada por la pared de la célula mediante reacciones del cloro con determinados sitios en la superficie de la célula; ii) continúa con la liberación de elementos constitutivos celulares vitales; iii) la terminación de las funciones asociadas con la membrana y iv) la terminación de las funciones celulares. Durante el transcurso de esta secuencia de eventos, el microorganismo muere, lo que significa que ya no es capaz de crecer ni causar enfermedad alguna.

4.6. Desinfección por luz ultravioleta

La luz ultravioleta es una onda electromagnética que abarca de los 180 a los 400 nm de longitud de onda y entre los 220 y los 300 nm tiene propiedades germicidas, siendo a los 260 nm más efectivo [20, 21].

4.6.1. Mecanismo de acción de la desinfección por luz UV

La forma en que actúa es la siguiente: la luz UV transfiere energía generada por una lámpara al material genético del organismo, lo cual provoca que los ácidos ribonucleicos y desoxirribonucleicos se rompan, evitando así que la información genética se replique y que los organismos se reproduzcan. Las ventajas y desventajas de esta técnica de desinfección se muestran en la Tabla 4-VIII.

Tabla 4-VIII Ventajas y desventajas de la desinfección por luz UV

Ventajas	Desventajas
La desinfección con luz UV es eficaz para la desactivación de la mayoría de virus, esporas y quistes	La baja dosificación puede no desactivar algunos virus, esporas y quistes.
La desinfección con luz evita manejar, transportar o almacenar productos químicos tóxicos, peligrosos o corrosivos. No se generan subproductos que puedan afectar a los humanos, ni al ambiente.	Algunas veces los organismos pueden reparar o invertir los efectos destructivos de la radiación UV (Fotoreactivación). Se le debe dar mantenimiento preventivo a las lámpara para que no se acumulen sólidos en la parte externa.
La operación de la desinfección con UV es relativamente fácil.	La desinfección se ve afectada cuando la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) es superior a 30 mg/L.
Los tiempos de contacto son más cortos en comparación con otros desinfectantes, de 20 a 30 segundos con lámparas de baja presión.	La desinfección con luz UV es menos económica que la desinfección con cloro, pero los costos son competitivos cuando la cloración requiere descloración y se cumple con los códigos de prevención de incendios.
El equipo de desinfección con luz UV requiere de menos espacio que otros métodos.	

Fuente: U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Wastewater Technology Fact Sheet Ultraviolet Disinfection. Office of Water Washington, D.C. EPA 832-F-99-064.

4.7. Desinfección por ozono (O₃)

Aunque el ozono se conoce y usa en el tratamiento del agua desde hace más de 100 años, su empleo como desinfectante en la industria del agua no está muy difundido. Las estadísticas no son muy confiables, pero probablemente lo usan menos de 1% de las plantas de tratamiento de agua en el mundo [22].

El ozono se produce cuando moléculas de oxígeno (O₂) son disociadas en átomos de oxígeno (O) por medio de un arco eléctrico, los cuales posteriormente reaccionan con el oxígeno molecular (O₂) para formar ozono (O₃). A pesar de que el cloro y el ozono son oxidantes, el ozono desinfecta más rápido debido a su potencial de oxidación (ver Tabla 4-IX) y por lo tanto requiere de tiempos de contacto más cortos (10 a 30 minutos) que los

requeridos con el cloro. Aunado a lo anterior, cuando el ozono se descompone en el agua, también se forman otros oxidantes como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el radical hidroxilo ($\cdot OH$) que contribuyen tanto a la desinfección del agua como la oxidación de materia orgánica presente en el agua [23].

Tabla 4-IX Potencial de oxidación de algunos oxidantes en agua

Oxidante	Potencial de oxidación E^0 (V, 25 °C)
Flúor	3.03
Radical hidroxilo	2.80
Oxígeno atómico	2.42
Ozono	2.07
Peróxido de hidrógeno	1.78
Radical perhidroxilo	1.70
Permanganato	1.67
Ácido hipobromoso	1.59
Dióxido de cloro	1.57
Ácido hipocloroso	1.49
Ácido hipoyodoso	1.45
Cloro gaseoso	1.36
Oxígeno	1.23
Bromo	1.09
Hipoclorito	0.94
Clorito	0.75
Yodo	0.54

Fuente: Liu, D.H.F. y Lipták B.G.(1997). Environmental Engineer's Handbook (2^{da} ed.) Lewis Publishers. USA.
E. Roberts Alley, P.E.(2007).Water Quality Control Handbook (2nd ed.). Mc Graw Hill.

4.8. Desinfección solar (SODIS)

Este método se ha venido utilizando sin el conocimiento de su funcionamiento (empírico), apareciendo las primeras investigaciones sobre esta técnica en los años 70's [24].

La desinfección por radiación solar es una técnica que utiliza el efecto sinérgico de la luz ultravioleta (UV-A, 320-400 nm) y la luz infrarroja para desinfectar agua en pequeñas cantidades. La luz UV por un lado provoca que las células pierdan su capacidad de replicarse, y por otro, la luz infrarroja al ser absorbida por el agua, ésta se calienta y provoca la muerte de algunos organismos. Por otro lado, en presencia de materia orgánica, la luz UV puede ser absorbida por sustancias como los ácidos húmicos, los cuales reaccionan con el oxígeno produciendo especies altamente reactivas como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el radical peróxido ($O^{\cdot 2}$), los cuales tienen efecto germicida [25].

4.8.1. Variables que influyen en la desinfección solar

La eficiencia de la desinfección solar está en función de algunas variables, estas son:

Radiación solar: La eficiencia de la desinfección solar aumenta conforme se recorre el espectro de la radiación solar hacia las ondas cortas, es decir desde la luz visible hacia la luz UV-C (< 250 nm) que es donde ocurre la máxima absorción del ADN de los microorganismos (ver Figura 4-I).

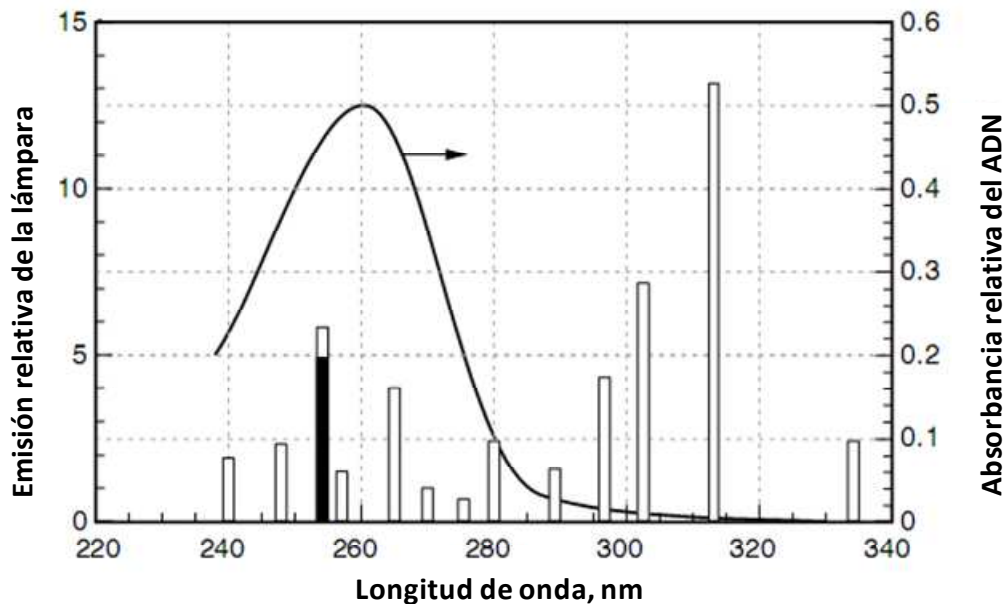


Figura 4-I Espectro de absorción del ADN [26].

Turbidez del agua: La turbidez provoca que las partículas en suspensión absorban y dispersen la radiación solar. Para que esta técnica de desinfección funcione la turbidez del agua debe ser menor a 30 UNT (Unidad Nefelométrica de Turbidez).

Profundidad del agua: Debido a que la radiación UV disminuye conforme aumenta la profundidad, es necesario que para esta técnica de desinfección la profundidad del agua sea menor a 10 cm.

Concentración de oxígeno en el agua: La función que tiene el oxígeno en esta técnica es producir radicales libres como el superóxido y el peróxido de hidrógeno que resultan de la interacción de la luz UV y el mismo oxígeno. Debido a que estas especies son altamente reactivas provocan daños a la pared celular de los microorganismos provocando con ello su muerte (desinfección solar fotooxidativa). Cabe mencionar que estas especies químicas no tienen efecto residual.

4.9. Desinfección por fotocatalisis heterogénea

La fotocatalisis heterogénea pertenece a las llamadas técnicas avanzadas de oxidación (TAO). Esta técnica se ha utilizado principalmente para la degradación de contaminante orgánicos en agua y aire. La aplicación de fotocatalisis como técnica de desinfección utilizando TiO₂ ha crecido en los últimos años [27].

4.9.1. Mecanismo de acción

Cuando las partículas de TiO₂ son irradiadas con luz UV-A (en el rango de 320-400 nm), se generan pares electrón-hueco (e⁻-h⁺) en el volumen de la partícula (Ec. T1, Tabla 4-X). Una vez generados estos pares e⁻-h⁺ pueden suceder paralelamente los siguientes fenómenos: i) se pueden recombinar en el volumen o la superficie de la partícula (Ec. T5, Tabla 4-X); ii) pueden migrar hacia la superficie donde reaccionan con moléculas de agua, oxígeno o contaminantes que se encuentren adsorbidos en la partícula. La reacción del par e⁻-h⁺ con moléculas de oxígeno y agua producen especies altamente reactivas como el radical hidroxilo ([•]OH, Ec. T9, Tabla 4-X) y el anión radical superóxido (O₂^{•-}, Ec. T8-b, Tabla 4-X). También se han reportado otros agentes oxidantes como el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) [6]. Sin embargo, al que se le atribuye la oxidación es a los radicales [•]OH, los cuales son altamente reactivos para oxidar material orgánico e inactivar virus y bacterias. Incluso, los radicales [•]OH son más oxidantes que muchos productos utilizados para la desinfección de agua (ver Tabla 4-X).

Tabla 4-X Esquema de reacciones propuesto por Turchi y Ollis para la degradación de compuestos orgánicos por fotocatalisis heterogénea con TiO₂

Estado	Reacción	Número
Excitación	$\text{TiO}_2 \xrightarrow{h\nu} e^- + h^+$	T1
Adsorción	$\text{O}_L^{2-} + \text{Ti}^{\text{IV}} + \text{H}_2\text{O} \xrightleftharpoons[k_{2a-}]{k_{2a+}} \text{O}_L\text{H}^- + \text{Ti}^{\text{IV}}\text{-OH}^-$	T2-a
	$\text{Ti}^{\text{IV}} + \text{H}_2\text{O} \xrightleftharpoons[k_{2b-}]{k_{2b+}} \text{Ti}^{\text{IV}}\text{-H}_2\text{O}$	T2-b
	$\text{Sitio} + \text{R}_i \xrightleftharpoons[k_{3-}]{k_{3+}} \text{R}_{i,\text{ads}}$	T3
	$^*\text{OH-Ti}^{\text{IV}} \xrightleftharpoons[k_{4-}]{k_{4+}} \text{Ti}^{\text{IV}} ^*\text{OH}$	T4
Recombinación	$e^- + h^+ \xrightarrow{k_5} \text{calor}$	T5
Captura de cargas	$\text{Ti}^{\text{IV}}\text{-OH}^- + h^+ \xrightleftharpoons[k_{6a-}]{k_{6a+}} \text{Ti}^{\text{IV}} ^*\text{OH}$	T6-a
	$\text{Ti}^{\text{IV}}\text{-H}_2\text{O} + h^+ \xrightleftharpoons[k_{6b-}]{k_{6b+}} \text{Ti}^{\text{IV}} ^*\text{OH} + \text{H}^+$	T6-b
	$\text{R}_{i,\text{ads}} + h^+ \xrightleftharpoons[k_{7-}]{k_{7+}} \text{R}_{j,\text{ads}}$	T7

Estado	Reacción	Número
	$Ti^{IV} + e^- \xrightleftharpoons[k_{8a-}]{k_{8a+}} Ti^{III}$	T8-a
	$Ti^{III} + O_2 \xrightleftharpoons[k_{8b-}]{k_{8b+}} Ti^{IV} - O_2^{*-}$	T8-b
Ataque de radicales	$Ti^{IV} ^* OH + R_{i,ads} \xrightarrow{k_9} Ti^{IV} + R_{j,ads}$	T9
	$*OH + R_{i,ads} \xrightarrow{k_{10}} R_{j,ads}$	T10
	$Ti^{IV} ^* OH + R_{i,ads} \xrightarrow{k_{11}} Ti^{IV} + R_j$	T11
	$*OH + R_i \xrightarrow{k_{12}} R_j$	T12

Fuente: Turchi, C.S. y Ollis, D.F. (2000). *Photocatalytic degradation of organic water contaminants: Mechanism involving hydroxyl radical attack*. Journal of Catalysis 122. 178-192.

En cuanto a la forma en que actúa la fotocatalisis con TiO_2 para desinfectar agua, se han sugerido los siguientes mecanismos [5,6]: i) la actividad bactericida se ha atribuido a la inhibición respiratoria al afectar la Coenzima A, esto es causado debido a la oxidación de dicha coenzima por los radicales formados durante el proceso fotocatalítico; ii) la desinfección se lleva a cabo por la descomposición de la membrana celular causado por los radicales, esto provoca permeabilidad a especies reactivas que posteriormente atacan la membrana citoplasmática con lo cual se provoca la muerte de la célula.

A diferencia de otras técnicas, la fotocatalisis no es selectiva, actúa sobre todo tipo de microorganismos. Este proceso ha demostrado ser efectivo para eliminar los siguientes organismos: *Enterobacter caloscaea*, *E. coli*, *Lactobacillus acidophilus helveticus*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Cyanobacteria*, *Legionella pneumophila*, *Clostridium perfringens*, *Coliphages*, *Coliforms fecal*, *Streptococcus mutans*, *Streptococcus rattus*, *Streptococcus cricetus*, *Streptococcus sobrinus*, *Deinococcus radiophilus*, *Serratia marcescens*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Cholerae vulgaris*, *MS2 fago* [3,28].

4.10. Aplicabilidad de las técnicas de desinfección

En la Tabla 4-XI se hace una comparación de las técnicas mencionadas en cuanto a su efectividad de desinfección, costos de inversión, operación y el nivel capacitación del operador requerido. Al analizar dicha tabla se puede discernir que a pesar de que la cloración, ozonación y luz UV ofrecen buenos resultados; y además son los más comúnmente utilizados, su aplicación y operación son costosas en comparación con la desinfección solar (SODIS) y la fotocatalisis heterogénea. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que a pesar de que la desinfección solar y por fotocatalisis heterogénea son económicamente viables, al ser técnicas que depende de la luz solar, su aplicación estará acotada por la región geográfica (latitud y altitud) y por la duración de horas iluminadas; es decir, estas técnicas de desinfección (SODIS y Fotocatalisis) tienen

potencial aplicación para países ubicados entre los 15° y 35° de latitud norte y sur, esta región corresponde a zonas semiáridas que se caracterizan por tener 3000 horas de sol al año (125 días) y recibir más del 90% de radiación directa debido a su baja nubosidad. Otra región, aunque menos favorable es la que se encuentra entre el Ecuador y los 15° de latitud norte y sur, esta zona se caracteriza por su alta nubosidad y por lo tanto existe una alta dispersión de la radiación y una disminución de horas iluminadas (2500 horas o 104 días) [18,29]. Asimismo, hay que recordar que en estas zonas se encuentran los países de economías emergentes, los cuales presentan problemas de saneamiento del agua residual. El problema de saneamiento del agua en estos países se debe a los altos costos tanto de inversión como de operación de los sistemas de tratamiento de agua residual. Por ejemplo, al finalizar el año 2007 en México se registraron 1710 instalaciones para tratar agua residual, las cuales arrojaron un caudal tratado de 79 294 L s⁻¹. Este valor corresponde al 38.3 % del agua residual generada en el país [30]. Según sus estimaciones, Reynolds [31] considera que México requiere de una inversión de US\$ 2 900 millones para proporcionar agua limpia y servicios de saneamiento a las zonas urbanas. Esta inversión correspondería al 0.31 %³ del producto interno bruto que el país logró en el año 2009, el cual fue de 11 billones 823 mil millones de pesos [32].

Tabla 4-XI Comparación de algunas técnicas de desinfección y su aplicabilidad

Parámetro	SODIS	Cl ₂	UV	O ₃	TiO ₂ /UV
Efectividad					
Bacterias	+++	+++	+++	+++	+++
Virus	+++	+++	+++	+++	+++
Protozoos	+	+	+	++	¿?
Helmintos	+	+	+	+	¿?
Influencia de agua cruda en relación a pH	B	A	B	B	B
Turbidez	A	I	A	A	A
Materia orgánica	I	B	B	B	A
Produce SPD	No	Si	No	B	No
Mantiene protección residual	No	Si	No	No	En estudio
Posibles cambios de sabores y olores	No	Si	No	No	No
Rango de uso caudales	B	B-I-A	B-I-A	B-I-A	I
Costo de capital(equipos)	B	B	B-I	I-A	B
Costo de operación	B	B	B-I	A	B
Capacidad del operador	B	B-I	B-I	A	B-I
Requerimientos de productos químicos	No	Si	No	No	No
Requerimientos de energía	No	B	I	A	No

A=Alto I=Intermedio B= Bajo SPD= Productos de la desinfección
Fuente: Solsona, F., y Méndez, J.P. (2002). Desinfección del Agua. CEPIS; OPS; OMS; Environmental Protection Agency. Lima, Perú. Tab. (OPS/CEPIS/PUB/02.083).

³ Considerando una paridad Peso mexicano Dollar Estadounidense de \$12.2625 -> US\$ 1.

4.11. Reactores fotocatalíticos

En fotocátalisis es necesario por un lado, un contacto adecuado entre los reactivos (compuestos orgánicos o microorganismos) y el fotocatalizador; y por otro, una buena exposición a la luz. Por lo anterior, el diseño del reactor para este proceso deberá cumplir estos dos requerimientos [33].

Los reactores fotocatalíticos se pueden clasificar de acuerdo a la fuente de radiación que utilicen (solar o radiación artificial por medio de lámparas) y de la disposición del fotocatalizador (suspensión o soportado). En el caso de reactores solares se han empleado diferentes configuraciones de reactores fotocatalíticos para estudios a escala piloto debido a que la radiación solar cambia en función de las coordenadas geográficas y de la estación del año, en este tipo de reactores se encuentra los que concentran o no la luz solar [34]. Los reactores fotocatalíticos más utilizados para el tratamiento de agua son: i) reactor colector parabólico (PTR), ii) reactor colector parabólico compuesto (CPCR); iii) reactores tubulares con y sin reflectores; iv) reactores soportados con hoja de dos caras (DSSR) y v) reactores soportados de capa fina (TFFBR). En la bibliografía [34, 35, 36] se ha reportado las ventajas y desventajas de los DSSR, TFFBR y PTR. A continuación se resume las principales de características de los reactores mencionados.

4.11.1. Reactores soportados con hoja de dos caras (DSSR)

Los DSSR tienen la ventajas de ser fáciles de construir y por lo tanto requieren de bajos costos de inversión, son capaces de utilizar el total de la radiación global UV; el flujo en estos reactores es turbulento, por lo que no existen problemas de transferencia de masa y por último por la configuración que manejan (cerrado a la atmósfera) se evita la evaporación del agua y la vaporización de los compuestos orgánicos. En cuanto a sus desventajas se puede mencionar una etapa adicional en el proceso debido a la separación del TiO_2 del efluente tratado dado que el DSSR utiliza dicho fotocatalizador en suspensión, posteriormente se requiere de una etapa de separación. Adicionalmente, tiene baja eficiencia óptica debido a que se encuentra cubierto, y por último se requiere de mucha área para tratar volúmenes grandes de agua.

4.11.2. Reactores soportados de capa fina (TFFBR)

Al igual que el DSSR, este tipo de reactor también es de fácil construcción y de bajo costo de inversión. De igual forma, utilizan el total de la radiación UV global. En comparación con los DSSR; los TFFBR no necesitan de una etapa de recuperación del TiO_2 y además tienen una alta eficiencia óptica. En cuanto a sus desventajas, por las condiciones de flujo

que maneja (laminar) se presentan problemas de transferencia de masa; al no contar con una cubierta, el agua se evapora y de igual forma los contaminantes. Se le suma la desventaja de que el fotocatalizador no se encuentra protegido de las condiciones ambientales (lluvia, polvo, etc.)

4.11.3. Reactor colector parabólico compuesto (CPCR)

Este tipo de reactor es tubular de vidrio, utiliza únicamente el 50% de la luz UV global (radiación directa); presenta una baja eficiencia óptica debido a los tubos (reactor). Cuenta con un sistema mecánico de seguimiento, esto último trae como consecuencia que los costos de inversión sean altos en comparación con los DSSR y los TFFRB. En cuanto a sus ventajas, en este tipo de reactores los problemas de transferencia de masa son mínimos y los contaminantes y el agua no se vaporizan.

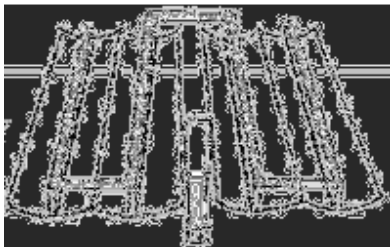


Figura 4-II Reactor colector parabólico (CPCR). Fuente: Cassano, A., & Alfano, O. (2000). Reaction Engineering of Suspended Solid Heterogeneous Photocatalytic Reactors. *Catalysis Today* 58 , 167-197



Figura 4-III Reactor soportado con hoja de dos caras (DSSR). Fuente: Cassano, A., & Alfano, O. (2000). Reaction Engineering of Suspended Solid Heterogeneous Photocatalytic Reactors. *Catalysis Today* 58 , 167-197

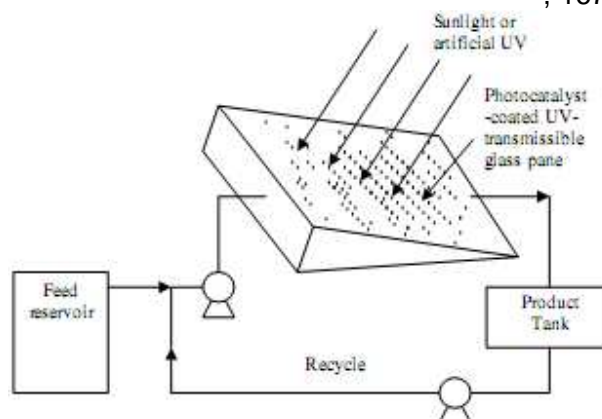


Figura 4-IV Reactor soportado de capa fina (TFFBR). Fuente: Adesina, A. (2004). Industrial Exploitation of Photocatalytic Progress, Perspectives and Prospects. *Catalysis Surveys From Asia* 4 , 265-273

4.12. Escalamiento de reactores fotocatalíticos

A pesar de que se ha escrito un gran número de publicaciones acerca de fotocatalisis heterogénea llevados a cabo a escala laboratorio, hay muy pocos reportes sobre operación y modelado de plantas piloto o a gran escala de este tipo de reactores, los cuales podrían proveer información para el diseño o escalamiento [37]. Esto es debido a la complejidad de los fenómenos que ocurren y de los parámetros que hay que controlar en un sistema fotocatalítico. Por ejemplo, el transporte de masa, el mezclado y la distribución de la luz en el reactor [38]. Además, el análisis de este tipo de reactores requiere conjuntamente de balances de masa, de momentum y de la solución de la ecuación de transporte de radiación. Esta última ayuda a predecir la distribución de la radiación dentro del reactor. Su análisis permite la evaluación de la velocidad volumétrica local de absorción de energía (LVREA) para la configuración y geometría del reactor. Si se requiere escalar un reactor, la LVREA debe ser idéntica, tanto en el reactor a nivel laboratorio como el reactor a escala. Posteriormente los cálculos para el escalamiento se hacen por el principio de similitud geométrica y dinámica [34, 39].

4.12.1. Análisis dimensional y principio de similitud

Análisis dimensional: El análisis dimensional se basa en la *Ley de la Conservación de las Dimensiones*; es una herramienta que permite agrupar variables y parámetros de un sistema en grupos adimensionales (números y variables adimensionales). Para la obtención de estos grupos adimensionales existen diferentes enfoques, por ejemplo, el Método Pi de Buckingham y el Análisis Inspeccional. El análisis inspeccional requiere que se conozcan las ecuaciones y condiciones iniciales y de frontera que gobiernan el fenómeno. A diferencia del análisis inspeccional, el método Pi de Buckingham no necesariamente requiere que se conozcan las ecuaciones; pero sí que se conozcan las variables relevantes al problema en estudio. Estas variables pueden ser determinadas por sentido común, experiencia, intuición o razonamiento físico del problema.

El uso de números adimensionales tiene las siguientes ventajas; por un lado, permite trasladar la información obtenida de un sistema prototipo a otro de cualquier escala que sea geométrica y dinámicamente similar (universalidad); y por otro lado, permite representar de forma más simple y general los fenómenos que ocurren en el sistema en términos de variables adimensionales en comparación si se hiciera en función de las variables originales. Esto último debido a que al aplicar el análisis dimensional la cantidad de variables y constantes es menor a las que originalmente incluye el problema.

Otro concepto que se debe considerar al momento de escalar un sistema es el de *Similitud*, el cual establece que la configuración espacial y temporal de un sistema

físico está determinada por las relaciones de las magnitudes dentro del propio sistema (número adimensionales) y no dependen del tamaño, ni de la naturaleza de las unidades en las cuales se miden esas magnitudes (universalidad) [40]. Existen cuatro condiciones que son necesarias cumplir para que exista completa similaridad entre dos sistemas [40,41]. Estas son:

- **Similaridad geométrica:** El modelo debe tener la misma forma que el prototipo (uno es escala de otro). Puede ser escalado por factores de escala. Esta condición es un prerequisite para la similaridad cinemática.
- **Similaridad mecánica:** Comprende en su área a las similaridades estática, cinemática y dinámica.
 - **Similaridad estática:** Se presenta en cuerpos sólidos sujetos a esfuerzos constantes. Su condición indica que para que dos sistemas sean similares estáticamente; cuando al estar sujetos a esfuerzos constantes sus deformaciones relativas son tales que permanecen geoméricamente similares.
 - **Similaridad cinemática:** La velocidad del fluido en cualquier punto del modelo debe ser proporcional a la velocidad en el punto que corresponde en el prototipo. La similaridad cinemática es una condición necesaria pero insuficiente para tener la similaridad dinámica. Por lo tanto, es posible que un modelo y un prototipo alcancen la similaridad geométrica y la cinemática, sin tener similaridad dinámica.
 - **Similaridad dinámica:** Esta es la condición más restrictiva. Se alcanza cuando todas las fuerzas del fluido en el modelo, al ser escaladas por un factor constante, estas corresponden a las fuerzas en el prototipo.
- **Similaridad térmica:** Los sistemas que presentan Similaridad geométrica son térmicamente similares cuando la diferencia de temperatura conserva una relación constante entre ellos y cuando los sistemas, si están en movimiento, son cinéticamente similares. La Similaridad térmica requiere que los flujos correspondientes de calor guarden una relación constante en cada sistema.
- **Similaridad química:** No es necesario que las composiciones químicas sean las mismas, sino solamente que exista una relación fija entre las concentraciones puntuales de algunos componentes de las cuales se realiza la comparación. Los sistemas con similaridad geométrica y térmica están en similaridad química cuando las diferencias correspondientes de concentración mantienen una relación constante entre uno y otro y cuando los sistemas, si están en movimiento, son cinéticamente similares.

Los conceptos de similaridad y análisis dimensional permiten, por un lado, simplificar los cálculos para el dimensionamiento y diseño (escalamiento) de equipos a partir de datos de laboratorio o de planta piloto, y por otro, reducir costos y errores de diseño.

Basado en los conceptos anteriores y en la experiencia del grupo de trabajo, se propone la metodología desarrollada en el siguiente capítulo.

5. Operación de la planta de tratamiento de la Universidad del Mar

5.1. Descripción de la planta de tratamiento de agua residual

La planta de tratamiento de agua residual (PTAR) está ubicada a un costado de la Planta Piloto de los laboratorios de la carrera de Ingeniería Ambiental, en la parte baja del lado sur-este de la UMAR-Campus Pto. Ángel (Figura 5-I). La PTAR recibe aproximadamente el 70% del agua residual generada en la UMAR. Debido a que la universidad se encuentra sobre una colina, el influente de agua residual llega por gravedad y es esencialmente de tipo doméstico dado que proviene de la Biblioteca, Postgrado, Cafetería, Casas de Profesores, Enfermería, Servicios Escolares y de los baños de las aulas.

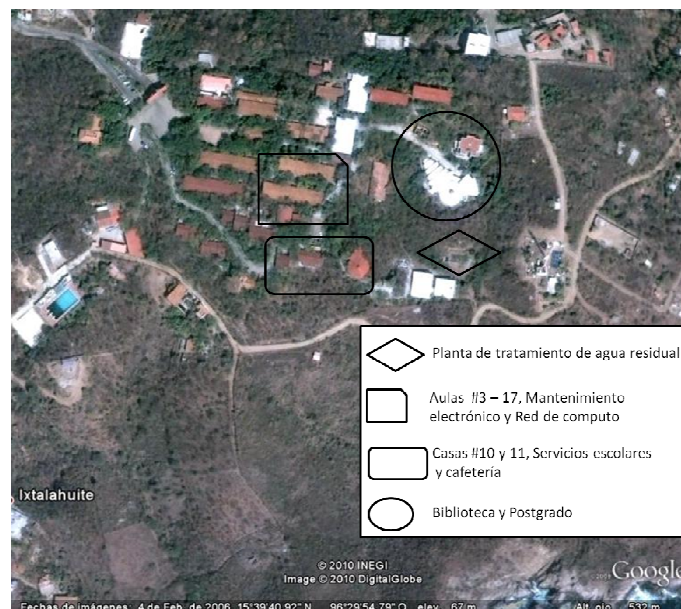


Figura 5-I Ubicación de la PTAR de la UMAR-Campus Puerto Ángel. FUENTE: Cortesía de Imagen 2010 Geo Eye; Google 2010; Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO e INEGI 2010

La PTAR fue dividida en tres zonas: i) la primera abarca los tratamientos primario y secundario en donde se elimina esencialmente materia orgánica; ii) un humedal de flujo sub-superficial para la eliminación de nutrientes y la materia orgánica restante y iii) tratamiento terciario o de pulimento en el cual el agua es desinfectada para finalmente ser dispuesta para riego de jardines de la propia universidad. A continuación se detalla los componentes de cada una de las zonas.

Zona 1: El tratamiento primario cuenta con un sedimentador ($\approx 6.5 \text{ m}^3$) el cual es utilizado para remover materia orgánica y sólidos gruesos sedimentables, así como tres

tanques de almacenamiento ($1.1 \text{ m}^3 \text{ c/u}$); uno de ellos también funciona como tanque de recirculación; mientras que el tratamiento secundario consta de tres reactores anaerobios ($1.1 \text{ m}^3 \text{ c/u}$) de flujo ascendente (RAFA), diseñados para un gasto de $50 \text{ L h}^{-1} \text{ c/u}$. Uno de los tres reactores anaerobios fue inoculado con lodo granular proveniente de la PTAR de la Compañía Cervecera del Trópico, S.A. de C.V., los otros dos reactores están operando con lodo floculento nativo.

Zona 2: Eliminación de nutrientes por medio de un humedal de flujo sub-superficial el cual se divide a su vez en dos sub-zonas, en la primera ($\approx 8 \text{ m}$) el agua fluye de manera sub-superficial a través de un lecho rocoso ($\approx 0.5 \text{ m}$ de profundidad) el cual mantiene plantas de Tule (*Thypha latifolia*, Figura 5-II), mientras que en la segunda zona ($\approx 4 \text{ m}$) el agua aflora a la superficie y mantiene lirios (*Eichhornia crassipes*, Figura 5-III); el efluente del humedal es almacenado en un tanque de 1.1 m^3 de donde es bombeado al tratamiento terciario (desinfección).



Figura 5-II Tule (*Thypha latifolia*).



Figura 5-III Lirio (*Eichhornia crassipes*).

Zona 3: Tratamiento terciario o de pulimento, el cual es la parte central de este trabajo de tesis. En esta zona el agua es desinfectada por medio de fotocatalisis heterogénea solar ($\text{TiO}_2/\text{UV-A}$) y por luz solar (UV-A y UV-B) y los resultados serán tratados en un capítulo posterior.

5.2. Operación de la PTAR

La operación de la PTAR se inició en marzo de 2009 y finalizó en diciembre del mismo año. Durante este periodo se estuvieron monitoreando los siguientes parámetros: caudal (L h^{-1}), DQO (mg L^{-1}), pH, Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Turbidez (NTU), Sólido totales y Sólidos totales volátiles (mg L^{-1}). A continuación se presenta la variación de cada uno de estos parámetros durante el periodo evaluado.

5.2.1. Caudal

En la Figura 5-IV se presenta el caudal promedio mensual de cada uno de los tres RAFA y del humedal. Si bien el diseño de cada RAFA fue de 50 L h^{-1} [9], se puede apreciar la presencia de fluctuaciones en el efluente debido a tres motivos principalmente:

- (a) Taponamiento de la válvula con la que se regula el caudal; la cual es de tipo compuerta ($3/4''$) y facilita la obstrucción por el lodo presente; el RAFA # 3 es el más afectado (Figura 5-IV-C).
- (b) Época de lluvias: las mayores fluctuaciones tanto del caudal como de DQO se presentaron principalmente durante la época de lluvias que comprende de Junio a Octubre. A pesar de dichas fluctuaciones el caudal promedio de todo el periodo fue de 54.92 ± 9.74 , 56.26 ± 11.93 , 61.78 ± 17.07 y $145.59 \pm 18.08 \text{ L h}^{-1}$ para el Reactor #1, 2, 3 y del humedal respectivamente. El orden de fluctuaciones de los RAFA fue RAFA 3 > RAFA 2 > RAFA 1. En cuanto al caudal del humedal este es menor que la suma de los tres caudales (172.96 L h^{-1}) esto se debió posiblemente al proceso de evapotranspiración y a fugas aún no detectadas en el humedal.
- (c) Época de estiaje: Debido a que la universidad no cuenta con toma de agua municipal, toda el agua que se utiliza proviene de pozos y es acarreada por medio de camiones cisterna. Es por ello que durante esta época, el agua que llega a la PTAR se reduce, ya que la capacidad de los pozos se ve disminuida. Cabe mencionar que esto provocó que en ocasiones la PTAR dejara de operar hasta por 24 h. Generalmente esto ocurría al inicio de semana (Lunes), pues el agua almacenada se terminaba el fin de semana y había que esperar a que el flujo se restableciera.

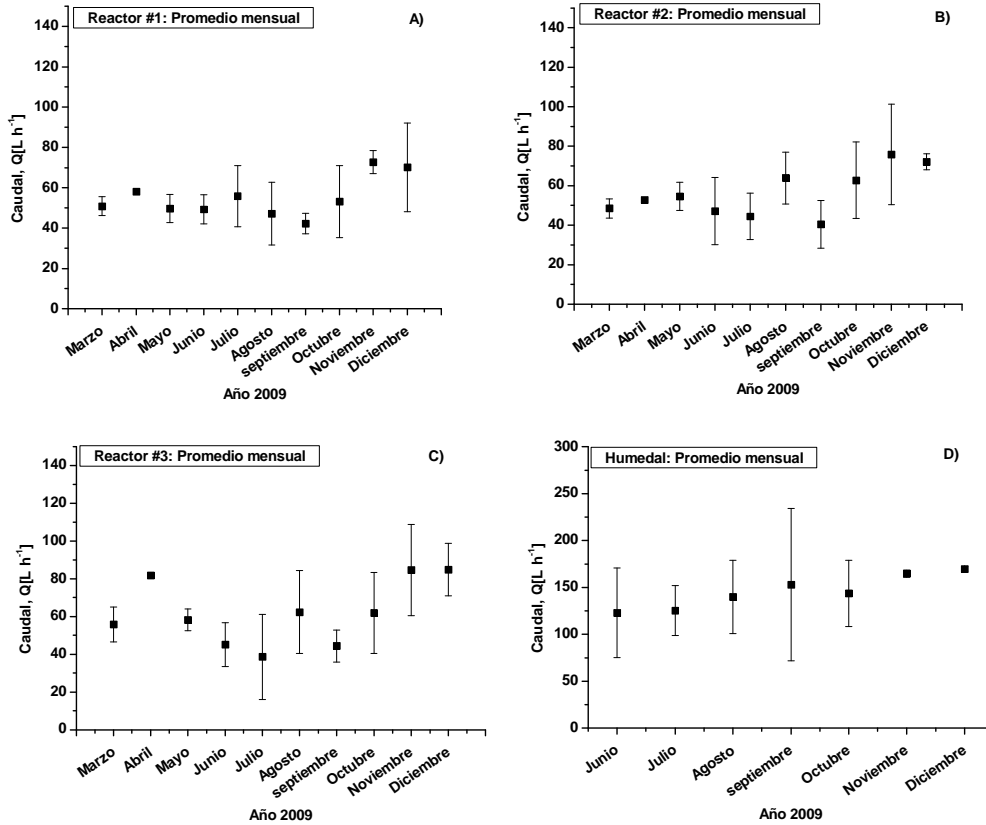


Figura 5-IV Caudal promedio mensual de los RAFA y del humedal durante el periodo Marzo-Diciembre de 2009.

5.2.2. Demanda química de oxígeno (DQO) y pH

Durante el tiempo de operación de la PTAR, la DQO promedio mensual (Figura 5-V y Figura 5-VI) en la entrada del sistema de tratamiento varió entre 250 y 450 mg L⁻¹ mientras que el promedio durante todo el periodo fue de 339.54 ± 81.40 mg L⁻¹. Al igual que el caudal, la DQO se ve afectada por la época de lluvias. Por lo cual es importante comentar que el agua de lluvia puede provocar dos efectos contraproducentes: el primero consiste en la dilución del agua residual cuando la lluvia es continua, lo que provoca que la DQO que llega al sistema baje notablemente; en contraposición, cuando deja de llover por un tiempo, a la siguiente lluvia el agua arrastra materia orgánica acumulada en las aceras y coladeras de la universidad y en consecuencia se observó un aumento en la DQO. Estas dos situaciones provocaron que la variación de la DQO para el mes de julio fuera de ± 196.86 mg L⁻¹.

En relación a la remoción de DQO respecto a los valores de entrada, esta fue del 52% (151.46 mg L⁻¹) en promedio para los tres RAFA (Figura 5-V-B, C) y Figura 5-VI-A) y del 85.59% (46.74 mg L⁻¹) para el humedal. Por otro lado, el pH en cada uno de los elementos que componen el sistema se mantuvo sin gran variación (Figura 5-VII). Sin

embargo, es importante comentar que el pH disminuye ligeramente a 7.15 unidades, cuando sale del humedal. El pH en la salida de los RAFA se encuentra en el límite de operación normal (6.5-7.5) para este tipo de sistemas. Mientras que el descenso del pH en la salida de humedal es normal, pues al degradarse la materia orgánica restante en el humedal se produce CO_2 lo cual provoca que el pH del agua tienda a disminuir ligeramente.

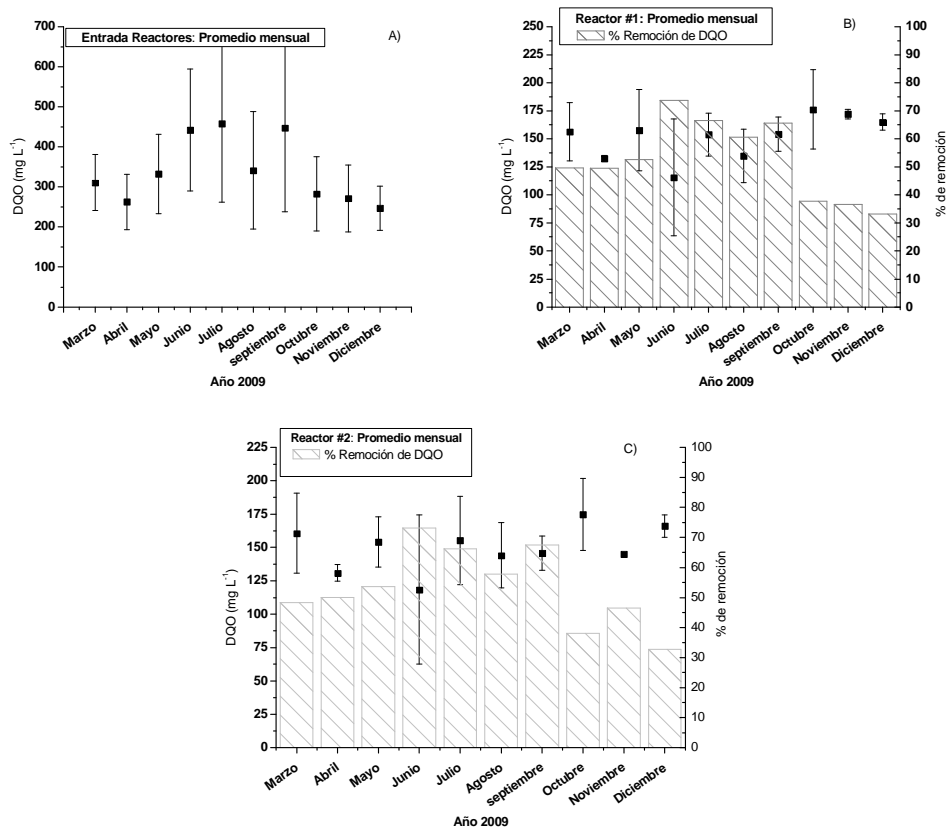


Figura 5-V Demanda química de oxígeno (DQO) promedio mensual en A) influente del sistema, B) y C) efluente del reactor #1 y 2. Periodo Marzo-Diciembre de 2009.

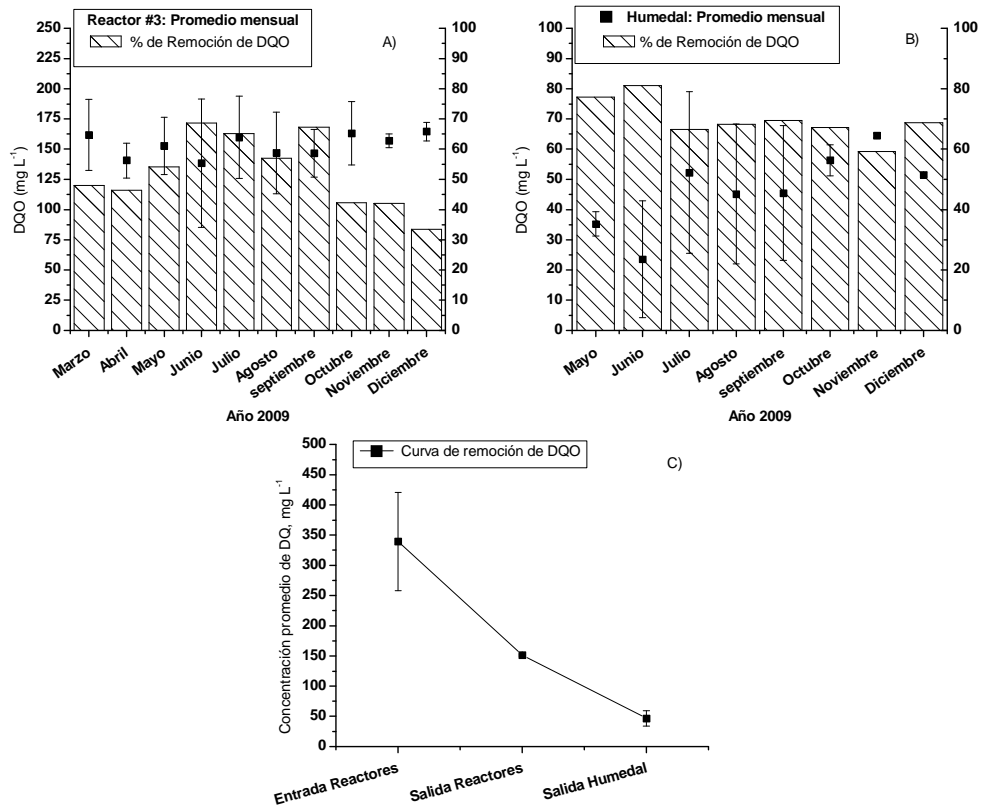


Figura 5-VI Demanda química de oxígeno (DQO) promedio mensual. Periodo Marzo-Diciembre de 2009: a) y b) efluente del RAFA #3 y Humedal respectivamente, y c) curva de remoción de DQO del agua conforme atraviesa el sistema de tratamiento.

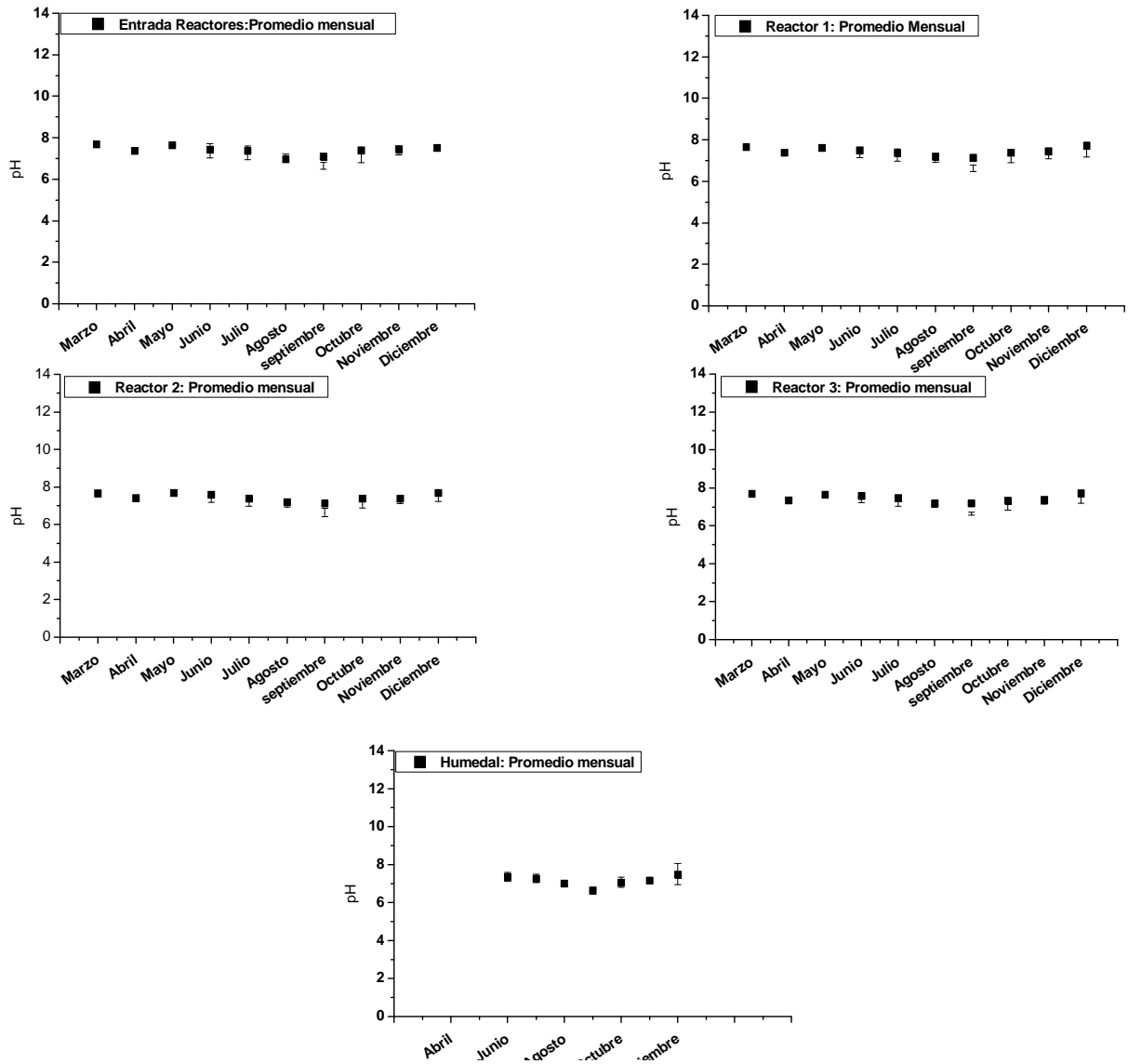


Figura 5-VII pH promedio mensual periodo Marzo-Diciembre de 2009 en cada uno de los RAFA y el humedal.

5.2.3. Turbidez

Similar comportamiento a la de DQO presentó la Turbidez. Esta fluctuó en la entrada del sistema desde 114.67 a 267.80 NTU, presentando la mayor turbidez en Junio (época de lluvias). El promedio de remoción de Turbidez para los RAFA fue de 65.15% (67.86 ± 0.83 NTU en la salida de los RAFA), mientras que el humedal presentó una remoción del 97.38% (4.5 ± 2.27 NTU en la salida del humedal). Es importante comentar que la remoción de turbidez es primordial debido a que la siguiente etapa en el tren de tratamiento depende fuertemente de la luz solar.

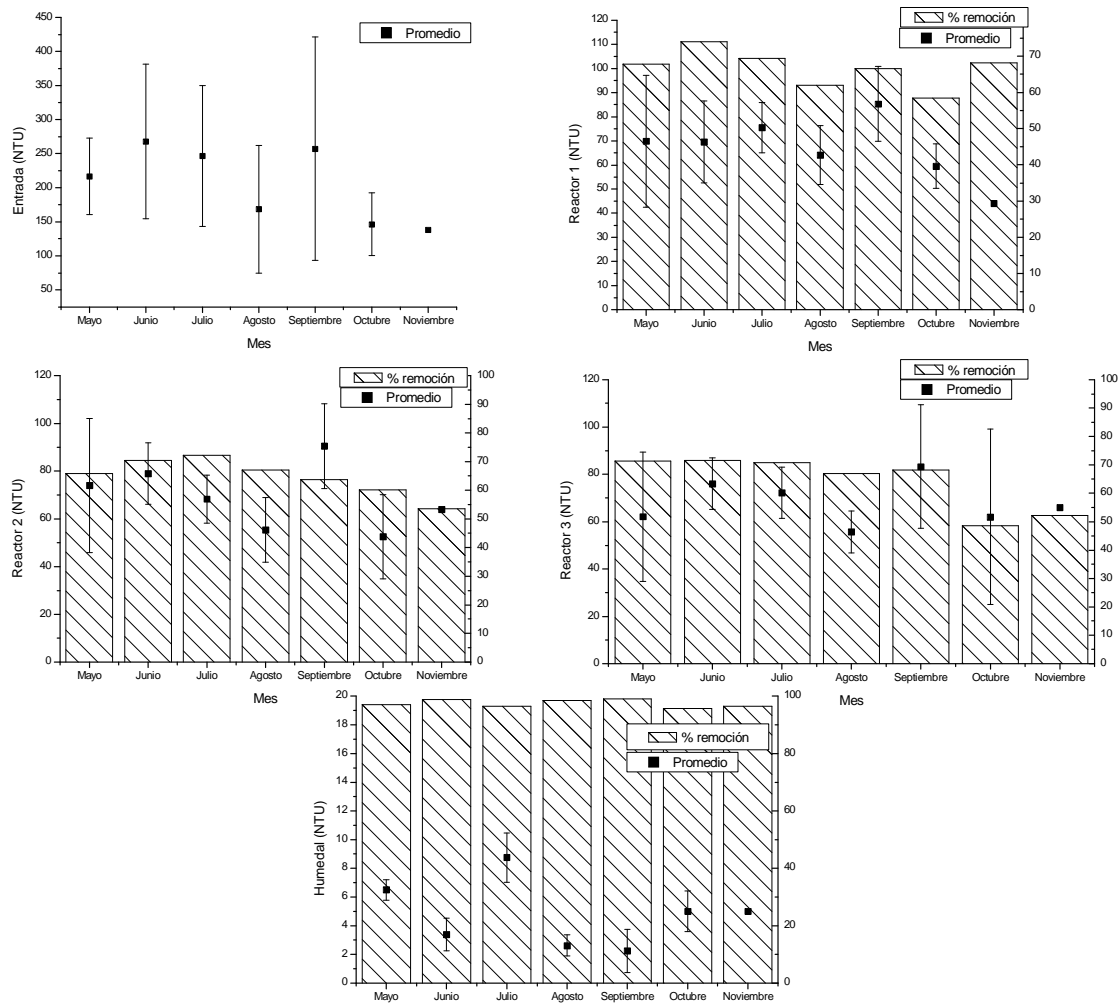


Figura 5-VIII Turbidez promedio mensual periodo Marzo-Diciembre de 2009. A) Influyente al sistema de tratamiento; B), C) y D) efluente del RAFA #1, 2 y 3 respectivamente.

5.2.4. Comportamiento de la concentración de patógenos en los RAFA

En cuanto a patógenos, el orden de magnitud tanto para coliformes totales y fecales en la salida de los RAFA oscila entre $1.0E+06$ y $1.0E+07$ NMP 100 mL^{-1} . Por otro lado, en la salida del humedal la concentración oscila entre $8.0E+03$ y $1.0E+05$ NMP 100 mL^{-1} para coliformes totales, mientras que para coliformes fecales la concentración se encuentra en el rango de $2.0E+03$ - $2.0E+05$ NMP 100 mL^{-1} . Esto significa que hay una reducción de al menos 6.7 y 9.3 órdenes de magnitud logarítmicas para coliformes totales y fecales respectivamente. Esta carga microbiológica será la que entre al reactor SODIS – Fotocalítico, y la que tendrá que ser disminuida hasta valores que exige la normatividad para su uso en riego agrícola.

5.3. Conclusiones y recomendaciones

La remoción de DQO (aprox. 50%) mostrada por los RAFA se considera baja dentro de lo normal para este tipo de reactores (85-95 % de remoción) [42]. Esto se debe posiblemente a que la DQO de entrada es menor a 500 mg L^{-1} . No obstante, esto no representa problema alguno, pues al final del proceso se logra alcanzar los valores que exige la normatividad mexicana para la descarga en aguas y bienes nacionales. Sin embargo, se recomienda seguir monitoreando el pH, ya que este se encuentra en el límite superior al de operación de este tipo de reactores. Asimismo, para una mejor caracterización del comportamiento del sistema se recomienda monitorear sólidos suspendidos volátiles, ácidos grasos volátiles, nitrógeno, fósforo, potencial redox.

En cuanto a la calidad del agua que sale del humedal, esta cumple tanto los niveles de parámetros físicos y químicos exigidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para la descarga en aguas y bienes nacionales como con los valores requeridos de turbidez, sólidos y DQO para una desinfección por fotocátalisis heterogénea y luz solar.

Respecto a la calidad microbiológica del agua que sale del sistema de tratamiento (RAFAs-Humedal) aún es necesario un proceso de desinfección ya que se requiere 2000 NMP 100 mL^{-1} de coliformes fecales (*E. coli*) como promedio diario para disponerla al riego (NOM-001-SEMARNAT-1996) de jardinería.

Recomendaciones para una operación adecuada.

1. Monitoreo continuo del pH, ya que este se encuentra en el límite superior al de operación de los RAFA. Asimismo, para una mejor caracterización del comportamiento del sistema se recomienda monitorear sólidos suspendidos volátiles, ácidos grasos volátiles, nitrógeno, fósforo, potencial redox.

2. Mantenimiento continuo al humedal (una vez al mes), el cual consiste en podar las plantas y mantener el humedal libre de hojas secas para evitar que estas se descompongan y aumente la DQO en el efluente del humedal.

6. Escalamiento y construcción del reactor para desinfección

En el presente capítulo se describe el escalamiento de una unidad para desinfectar agua residual doméstica como etapa terciaria en un tren de tratamiento que incluye de forma secuencial un sedimentador, un tanque homogenizador, tres reactores anaerobios que operan a 50 L h^{-1} cada uno, dos filtros de arena que operan en forma intermitente y un humedal de flujo subsuperficial. El agua que sale de este tren es tratada en la unidad de desinfección (Reactor SODIS-Fotocatalítico), la cual utiliza TiO_2 activado por la luz solar. La unidad de desinfección consiste de dos zonas, una zona SODIS en la cual la desinfección se lleva a cabo únicamente por la acción de la luz solar (UV-A y B) y otra zona fotocatalítica (UV-A), en el cual el TiO_2 es activado por la luz solar para llevar a cabo la desinfección.

6.1. Metodología para el escalamiento del reactor SODIS-Fotocatalítico.

La Figura 6-I esquematiza la metodología empleada para llevar a cabo el escalamiento del reactor a un caudal de 100 L h^{-1} . Dicha metodología considera tres pasos, estos son:

1. La obtención de datos cinéticos a partir de experimentos realizados con la ayuda de un reactor modular prototipo de sección rectangular. Dicho prototipo cuenta con cuatro módulos, cada uno de los cuales cuenta con dos zonas: la primera es una zona SODIS (2 m), seguida por una segunda zona de 4 m de fotocátalisis. Uno de los módulos sirvió como control (fotólisis). Asimismo, el tiempo de exposición solar (retención hidráulica) fue de una hora, mientras que el espesor de la película de agua fue de aproximadamente 0.5 cm. Estos experimentos se llevaron a cabo en diferentes periodos del día (10:00-11:00; 12:00-13:00 y 14:00-15:00); de tal forma que se obtuvieran datos que fueran representativos de los periodos de baja y alta intensidad de radiación durante el transcurso del día. Es importante mencionar que esta parte de la metodología fue realizada en una etapa anterior a este proyecto de tesis [9].
2. Desarrollo de un modelo matemático adimensional que considere los fenómenos que involucran el proceso de desinfección por SODIS y fotocátalisis. Asimismo, la validación del modelo matemático con datos experimentales obtenidos en la etapa precedente y utilizando un ajuste de parámetros de dicho modelo.
3. Cálculo de las dimensiones de reactor escalado: siendo la longitud del reactor calculada con ayuda del modelo matemático validado y la anchura utilizando el criterio de similitud dinámica.
4. Construcción física del reactor para desinfección.

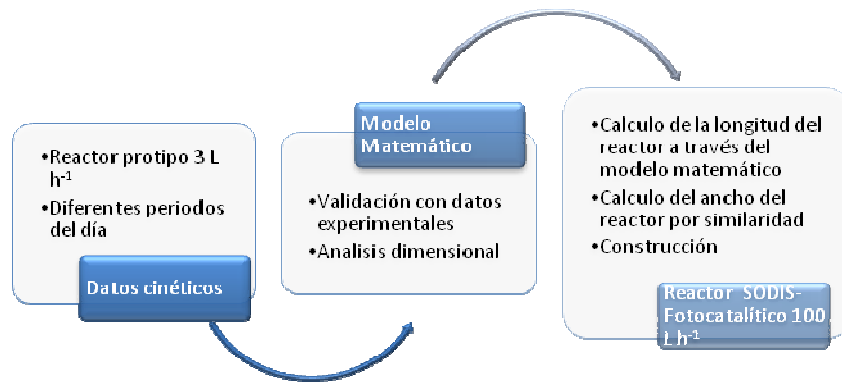


Figura 6-I Esquematización de la metodología del escalamiento a 100 L h⁻¹.

6.2. Normatividad aplicable

El efluente de la unidad de desinfección debe satisfacer la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF 06/ENE/97) la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Específicamente debe cumplir con la concentración de Coliformes fecales (*E. coli*), la cual debe ser de 1000 y 2000 NMP 100 mL⁻¹ como promedio mensual y diario respectivamente.

6.3. Escalamiento del reactor SODIS-Fotocatalítico solar a 100 L h⁻¹.

El reactor que se pretende escalar y construir se esquematiza en la Figura 6-II. En dicha figura se puede observar que la geometría del reactor es rectangular. Asimismo, el reactor contempla dos zonas, una donde la desinfección se lleve a cabo únicamente por la luz solar (UV-A y B) y otra donde la desinfección se consiga con la acción combinada de fenómenos homogénea (SODIS) y heterogéneos (Fotocatálisis). Por otro lado, el modo de operar de este reactor es de forma continua y utiliza el total de la radiación UV global. El motivo por el cual se escogió este tipo de configuración es que son de fácil construcción y de bajo costo de inversión. Este tipo de reactores presentan una ventaja dado que el catalizador se encuentra soportado por lo que no se necesita de una etapa de recuperación del TiO₂.

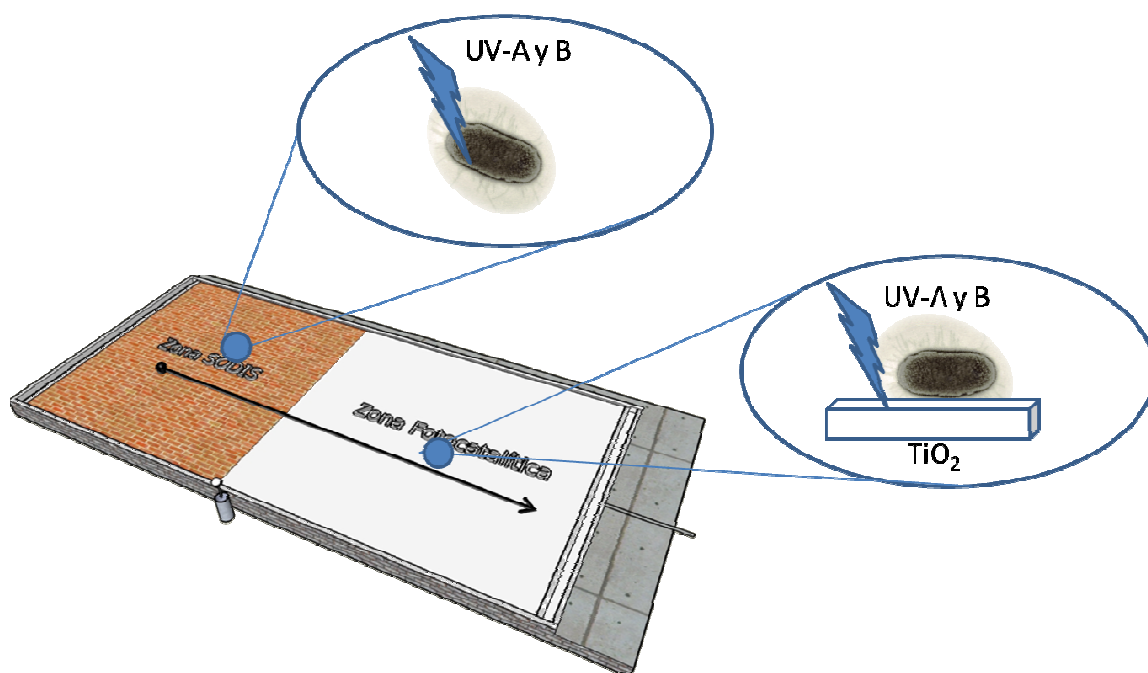


Figura 6-II Esquematización inicial del reactor SODIS-Fotocatalítico.

Análisis del proceso de desinfección:

Como ya se mencionó anteriormente, la desinfección se lleva a cabo gracias a la radiación solar por lo que el reactor cuenta con dos zonas, en la primera, la desinfección se lleva a cabo en el seno del líquido con una contribución solar, en esta zona la desinfección es provocada por la luz UV-A y B (daño a nivel genético, lo que provoca que los microorganismos ya no se puedan reproducir), mientras que en la segunda zona, intervienen tanto fenómenos solares homogéneos (seno del líquido) como fotocatalíticos (base del reactor/ TiO_2 soportado en piezas de barro de 10×20 cm). Para que la desinfección fotocatalítica se lleve a cabo se requiere que los microorganismos se difundan o migren desde el seno del fluido hacia el catalizador. Una vez que los microorganismo estén en la superficie del TiO_2 estos serán inactivados gracias a la acción de radicales $\cdot\text{OH}$ y/o huecos generados por la activación solar del fotocatalizador, de aquí que la superficie deberá estar con la menor cantidad de material orgánico depositado. Una condición crítica del funcionamiento del reactor es que dicha superficie pudiera ser desactivada por el depósito de materia orgánica, razón por la cual el escalamiento del reactor propuesto se realizó considerando que la desinfección se lleva a cabo debido a la luz solar (SODIS) en condiciones de baja irradiación, de tal forma que si la zona fotocatalítica se llega a inactivar, el efluente siga cumpliendo con la normatividad.

6.3.1. Cálculo de las dimensiones del reactor

6.3.1.1. Ancho del reactor

Para estimar (escalar) el ancho del reactor se utilizaron los datos de la Tabla 6-I los cuales corresponden a los parámetros utilizados en la etapa previa de este proyecto donde la desinfección se llevó a cabo a un caudal de 3 L h⁻¹ (reactor prototipo) [9]. En particular, el número de Reynolds indica que en condiciones ideales el reactor prototipo opera en un régimen de flujo laminar. La Figura 6-III muestra una simulación del reactor prototipo operando a 3 L h⁻¹, realizado con ayuda del Software Comsol Versión 3.4, en dicha figura se puede apreciar que el campo de velocidades en el reactor no presenta cambios significativos en la velocidad del fluido, presentando una velocidad máxima en la superficie de 2.1E-03 m s⁻¹, mientras que conforme aumenta la profundidad la velocidad del disminuye debido al esfuerzo cortante. Debido a esto, en el presente trabajo, en los cálculos para el escalamiento se consideró una la velocidad promedio calculada de acuerdo a la siguiente relación:

$$V_x = \frac{Q}{A_r} \quad [6.I]$$

Tabla 6-I Geometría y parámetros del reactor prototipo operando a 3 L h⁻¹.

Datos	Símbolo	Ecuación	Valor	Unidades
Caudal	Q		8.33E-7	m ³ s ⁻¹
Viscosidad del agua a 30°C	η		8.04E-7	m ² s ⁻¹
Longitud del reactor	L _r		6	M
Ancho del reactor	B		0.1	M
Profundidad	Y		5.0 E-3	M
Área transversal	A _r	=b y	5.0 E-4	m ²
Volumen del reactor	V _R	= A _r L _r	3.02E-3	m ³
Área de actividad	A	=b L _r	0.6	m ²
Velocidad promedio del agua	V _x	=Q/A _r	1.66E-3	m s ⁻¹
Tiempo de residencia hidráulico	TRH	=V _R /Q	1.00	H
Radio hidráulico	Rh	= $\frac{b y}{b+2 y}$	4.55E-3	M
Número de Reynolds	Re	= $\frac{4 Rh V_x}{\eta}$	37.54	Adimensional

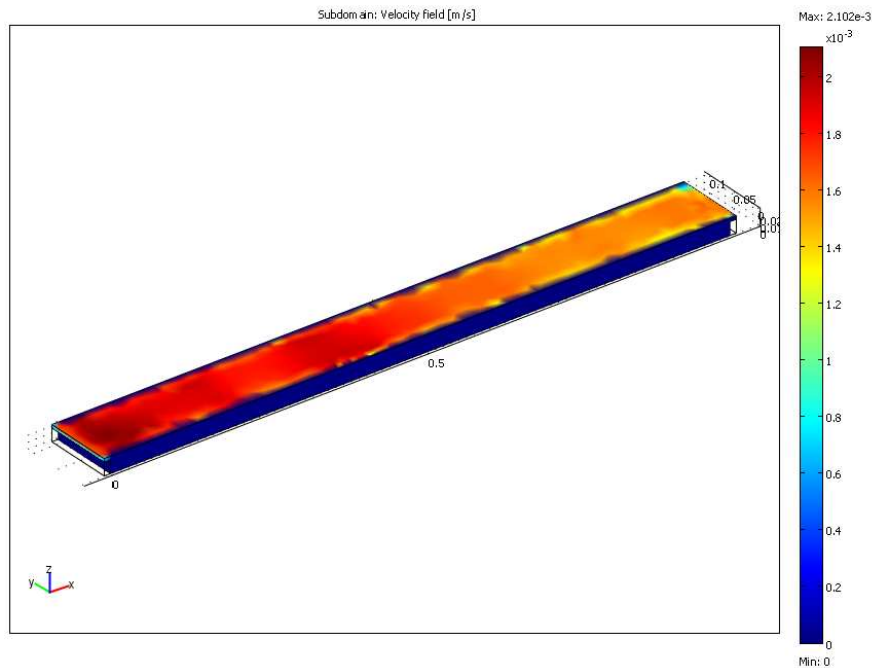


Figura 6-III Campo de velocidades reactor prototipo operando a 3 L h^{-1} en condiciones ideales.

Partiendo del principio de similitud dinámica, el cual indica que para que existan las mismas condiciones hidrodinámicas entre el reactor prototipo y el reactor a 100 L h^{-1} ambos deben operar bajo el mismo régimen hidráulico, es decir, el número de Reynolds al cual operó el reactor prototipo debe ser el mismo en el que operará el reactor a 100 L h^{-1} . El número de Reynolds para canales abiertos de sección rectangular está definido de la siguiente forma:

$$\text{Re} = \frac{4Rh V_x}{\eta} \quad [6.II]$$

Donde Rh es el radio hidráulico del canal (m), V_x es la velocidad de fluido (m s^{-1}) y η es la viscosidad cinemática del fluido ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$). Por lo tanto al hacer los cálculos, se tiene el siguiente valor para el escalamiento del reactor a 100 L h^{-1} :

Igualando los Reynolds, el del reactor prototipo a 3 L h^{-1} y el de 100 L h^{-1} .

$$\text{Re}_{3 \text{ L h}^{-1}} = \text{Re}_{100 \text{ L h}^{-1}} \quad [6.III]$$

Sustituyendo los parámetros de los que depende el número de Re y tomando Rh como definida en la Tabla 6-I:

$$\frac{4Rh_{3 \text{ L h}^{-1}} V_{x,3 \text{ L h}^{-1}}}{\eta} = \frac{4Rh_{100 \text{ L h}^{-1}} V_{x,100 \text{ L h}^{-1}}}{\eta} \quad [6.IV]$$

$$Rh_{3 \text{ L h}^{-1}} V_{x,3 \text{ L h}^{-1}} = \frac{Q_{100 \text{ L h}^{-1}}}{b_{100 \text{ L h}^{-1}} + 2y_{100 \text{ L h}^{-1}}}$$

Resolviendo la ecuación [6.IV] para el ancho del reactor a 100 L h^{-1} ($b_{100\text{Lh}^{-1}}$), se llega a la ecuación [6.V], la cual sirvió para estimar el ancho del reactor :

$$b_{100\text{L h}^{-1}} = \frac{Q_{100\text{L h}^{-1}} - 2Rh_{3\text{L h}^{-1}} V_{x,3\text{L h}^{-1}} y_{100\text{L h}^{-1}}}{Rh_{3\text{L h}^{-1}} V_{x,3\text{L h}^{-1}}} = 3.66 \text{ m} \quad [6.V]$$

Nota: El valor utilizado para $y_{100\text{Lh}^{-1}}$ es el mismo que el del reactor a 3 L h^{-1} . Este espesor de película de agua fue el que presentó mejores resultados de desinfección, bajo las condiciones del agua residual que se estaba desinfectando.

6.3.1.2. Longitud del reactor

Para estimar la longitud del reactor se usó un modelo matemático para la desinfección solar. Este modelo considera que i) el reactor trabaja en estado estacionario; ii) el flujo es tipo pistón y iii) la desinfección se lleva a cabo en el volumen del líquido siguiendo una cinética de desinfección de primer orden (Ley de Chick):

$$N(x) = N_o \exp\left(\frac{-k_{\text{NDH}} x}{V_x}\right) \quad [6.VI]$$

En la ecuación [6.VI], $N(x)$ es la concentración de Coliformes fecales a lo largo del reactor ($\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), N_o es la concentración de entrada al reactor ($\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), x es la longitud del reactor (m), V_x es la velocidad de agua (ms^{-1}), k_{NDH} es una constante de velocidad de desinfección (s^{-1}). Los datos experimentales para la estimación de la constante de velocidad se tomaron de la operación del reactor prototipo durante los días 26 de agosto y 10 de septiembre de 2008 para diferentes periodos de desinfección durante el día (10:00 a 11:00; 12:00 a 13:00 y 14:00 a 15:00). Para estimar la constante k_{NDH} se realizó un ajuste de parámetros de la ecuación [6.VI], para lo cual se linealizó dicha ecuación quedando de la siguiente forma.

$$\ln(N(x)) = \ln(N_o) - \frac{k_{\text{NDH}} x}{V_x} \quad [6.VII]$$

Se obtuvieron las constantes que se muestran en la Tabla 6-II, y las Figura 6-IV - V es un ejemplo del ajuste del modelo matemático a los datos experimentales. Por otro lado, las Figura 6-VIII y VII muestran que el comportamiento de la constante de velocidad de desinfección conforme aumenta la intensidad de radiación también lo hace la constante de velocidad, lo cual es normal si consideramos que la influencia en la activación luminosa está representado por este parámetro.

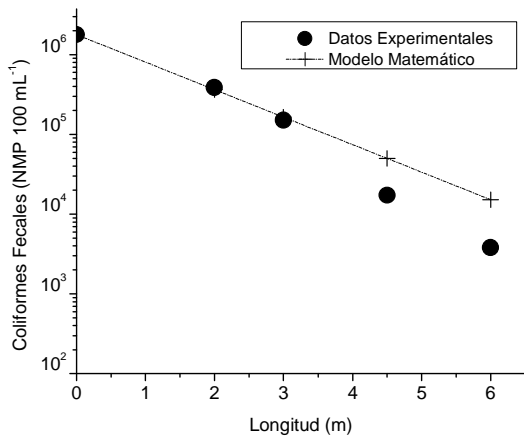


Figura 6-IV Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 10 de septiembre de 2008 para las 10:00

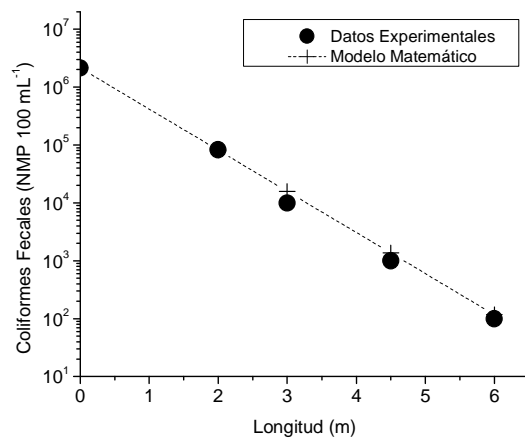


Figura 6-V Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 10 de septiembre de 2008 para las 12:00

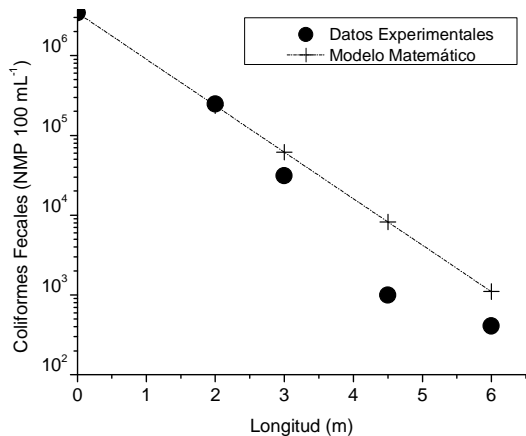


Figura 6-VI Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 26 de agosto de 2008 para las 12:00

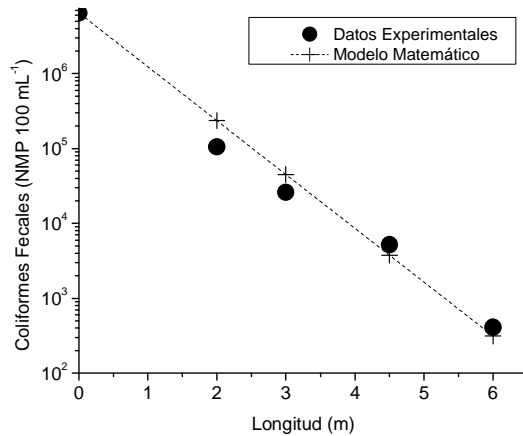


Figura 6-VII Ajuste del modelo matemático a los datos experimentales del día 26 de agosto de 2008 para las 14:00

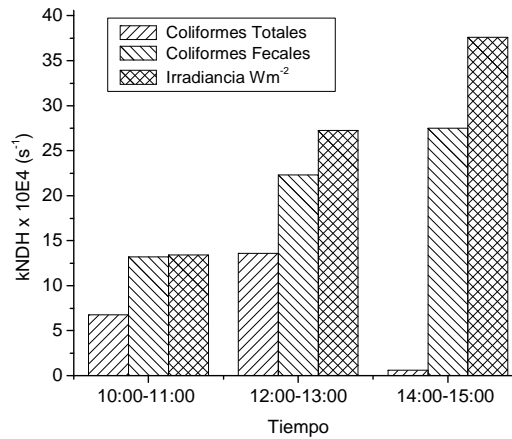


Figura 6-VIII Constantes de velocidad de desinfección a diferentes periodos del día 26 de agosto de 2008

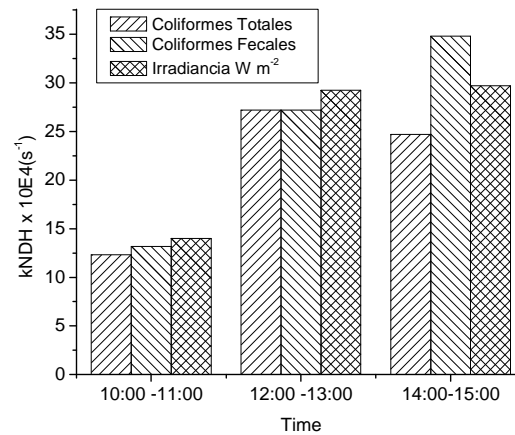


Figura 6-IX Constantes de velocidad de desinfección a diferentes periodos del día 10 de septiembre de 2008

Tabla 6-II Concentración inicial y constantes de velocidad de desinfección para coliformes totales y *E. coli*

26 de agosto de 2008							
Hora	Concentración		Coliformes totales	R ²	<i>E. coli</i>	R ²	Irradiancia Promedio
	NMP/100 ml		k _{NDH} x 1E4		k _{NDH} x 1E4		
	Coliformes Totales	<i>E. coli</i>					
10:00-11:00	3.3E6	2.48E6	6.75	0.9751	13.20	0.9993	13.40
12:00-13:00	7.7E6	3.54E6	13.6	0.9999	22.30	0.9999	27.24
14:00-15:00	8.7E6	6.49E6	6.01E-1	0.9998	27.50	0.9998	37.60
Promedio	6.5E6	4.1E6	6.98		21.0<0		
10 de septiembre de 2008							
Hora	Concentración		Coliformes totales		<i>E. coli</i>		Irradiancia Promedio
	NMP/100 ml		k _{NDH} x 1E4		k _{NDH} x 1E4		
	Coliformes Totales	<i>E. coli</i>					
10:00-11:00	4.6E6	1.79E6	12.30	0.9995	13.20	0.9997	14.02
12:00-13:00	4.6E6	2.14E6	27.20	0.9999	27.20	0.9999	29.24
14:00-15:00	3.4E6	1.61E6	24.70	0.9999	34.80	0.9999	29.70
Promedio	4.2E6	1.8E6	21.40		25.07		

Una vez calculado los valores de las constantes de velocidad de desinfección se escogió un valor por debajo del promedio de los dos días ($2.1E-3 s^{-1}$), el cual fue utilizado para estimar la longitud del reactor. El motivo por el cual se escogió un valor por debajo del promedio fue con el objetivo de sobredimensionar el reactor utilizando un valor de irradiancia menor al que se requirió para lograr la desinfección demandada.

Para calcular la longitud se resuelve para x la ecuación [6.VII]:

$$x = \frac{\ln(N_0/N(x))V_x}{k_{NDH}} \quad [6.VIII]$$

Donde $N_0 = 5.38E+06$ NMP 100 mL⁻¹, es el valor promedio de los dos días de la concentración de coliformes totales, no se escogió el valor de Coliformes Fecales (*E. coli*)

debido a que este es un valor más bajo. Para cuestiones de diseño se utiliza el valor de la concentración más alta, ya que es preferible sobreestimar el tamaño del equipo con el fin de asegurar el resultado deseado.

$N(x) = 1.00E+03 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ es el valor estipulado por la norma (NOM-001-SEMARNAT-1996) como mínimo; $V_x = 1.66E-03 \text{ m s}^{-1}$, es la velocidad del fluido.

Sustituyendo estos valores en la ecuación [6.VIII], se tiene que la longitud estimada del reactor es:

$$x = \frac{\ln((5.38E6 \text{ NMP}/100 \text{ mL}) / (1E3 \text{ NMP}/100 \text{ mL})) * 1.66E-3 \text{ m s}^{-1}}{2.1E-3 \text{ s}^{-1}} = 6.79 \text{ m}$$

6.4. Resumen de las características teóricas del reactor a 100 L h⁻¹

Los datos calculados y las fórmulas utilizadas para el escalamiento del reactor a 100 L h⁻¹ se encuentran resumidos en la Tabla 6-III. Mientras que en la Figura 6-X se muestran el campo de velocidades del reactor operando a 100 L h⁻¹ y se puede apreciar que al igual que en el reactor prototipo no existe cambio significativos en la velocidad, a excepción de las zonas cercanas a las paredes del reactor, donde debido al esfuerzo cortante, la velocidad del fluido tiene a disminuir. Asimismo, en la Figura 6-XI se muestra la solución del modelo matemático con los datos calculados y en la cual se puede apreciar que la concentración deseada (< 1000 NMP/100 mL) se alcanza después de los 6.79 m de longitud, la cual es 0.79 m (11.63%) mayor que la longitud del reactor prototipo.

Tabla 6-III Geometría y parámetros teóricos del reactor a 100 L h⁻¹

Datos	Símbolo	Formula	Valor Teórico	Unidades
Caudal	Q		2.77E-5	m ³ s ⁻¹
Viscosidad del agua a 30 °C	η		8.04E-7	m ² s ⁻¹
Longitud del reactor	L _r	$= \frac{\ln(N_o / N(x)) V_x}{k_{NDH}}$	6.79	m
Ancho del reactor	b	$= \frac{Q_{100L/h} - 2Rh_{3L/h} V_{x,3L/h} y_{100L/h}}{Rh_{3L/h} V_{x,3/h}}$	3.66	m
Profundidad	y		0.005	m
Área transversal	A _r	=b y	1.83E-2	m ²
Volumen del reactor	V _R	= A _r L _r	0.124	m ³
Área del reactor	A	=b L _r	24.85	m ²
Velocidad promedio del agua	V _x	$= \frac{Q}{A_r}$	1.51E-3	m s ⁻¹
Tiempo de residencia hidráulico	TRH	=V _R /Q	1.24	H
Radio hidráulico	Rh	$= \frac{b y}{b+2 y}$	4.99E-3	m

Datos	Símbolo	Formula	Valor Teórico	Unidades
Número de Reynolds	Re	$= \frac{4Rh V_x}{\eta}$	37.55	Adimensional

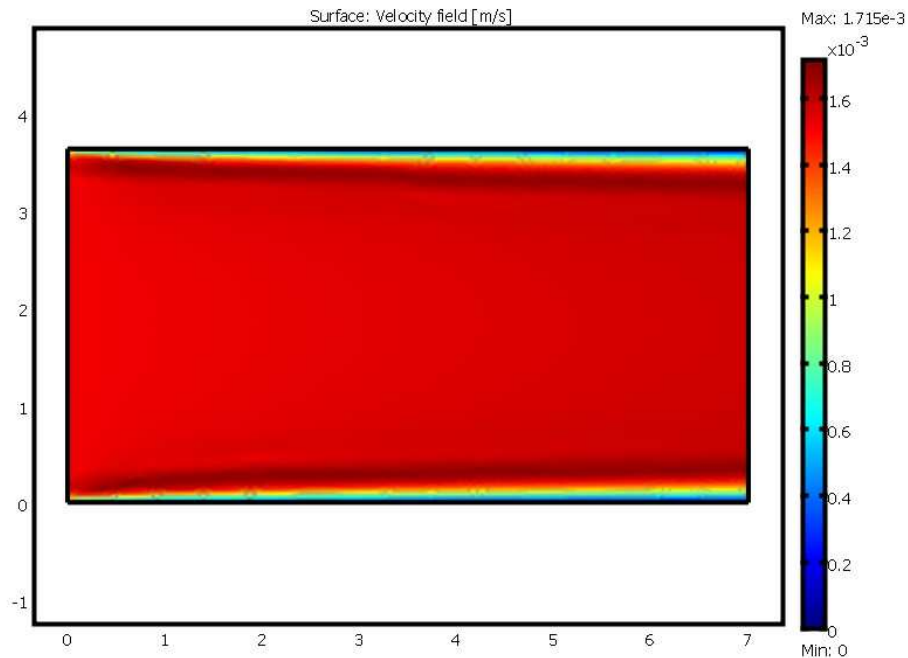


Figura 6-X Campo de velocidades en 2D del reactor operando a 100 L h^{-1} .

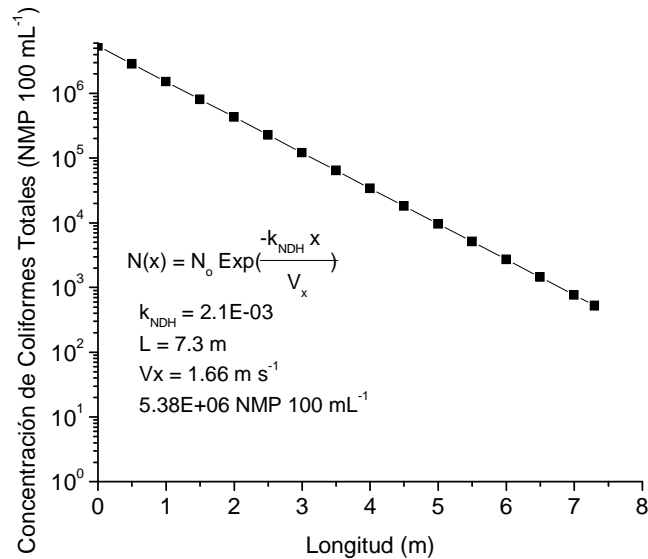


Figura 6-XI Cálculo de la longitud del reactor utilizando el modelo matemático y los valores de las constantes cinéticas obtenidas en durante el escalamiento.

6.5. Soporte del catalizador

El material de soporte utilizado fue barro y se extrajo de la zona ladrillera ubicada en la Agencia Municipal de San Roque, Pochutla, Oaxaca. El proceso de elaboración del

soporte fue el mismo que se emplea para la fabricación de ladrillos rojos para la industria de la construcción de la zona. La geometría del soporte fue rectangular con las siguientes dimensiones promedio: 0.10 x 0.20 x 0.02 m. En la Figura 6-XII se presenta una muestra del soporte cubierto con fotocatalizador. Asimismo, se puede observar que la superficie del soporte es en su mayoría rugosa, lo cual incrementa el área superficial de contacto microorganismo-fotocatalizador y permite una buena adherencia del fotocatalizador.



Figura 6-XII Muestra del soporte impregnado con TiO_2 .

6.6. *Fotocatalizador y proceso de impregnado*

El fotocatalizador utilizado fue dióxido de titanio (TiO_2) Degussa P25. El cual es un material estándar en el campo de la fotocatálisis heterogénea; sus principales características se resumen en la Tabla 6-IV. El impregnado se realizó utilizando la misma técnica que Valencia Rojas [9] y Hernández García [43].

Tabla 6-IV Características del TiO_2

Parámetro	Rutilo	Anatasa
Composición (%)	23.5	76.5
Tamaño de cristal (nm)	20.6	14.4
Tamaño de partícula (nm)	15-25	
Área Superficial ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)	54.09± 0.39	
Tamaño de poro (nm)	1.829	
Volumen del poro ($\text{m}^3 \text{g}^{-1}$)	24.70E-03	
Fuente: [44]		

6.7. *Etapas de construcción*

La Figura 6-XIII esquematiza la forma y dimensiones teóricas del reactor. El reactor está compuesto por 4 secciones o zonas: i) un canal de entrada cuya función es distribuir uniformemente el agua residual a lo ancho del reactor con el fin de evitar canalizaciones del agua residual que se alimenta; ii) una zona SODIS de 3.3 m de longitud y recubierta solamente con el soporte (ladrillos), sus funciones son retener sólidos sedimentables y

empezar con el proceso de inactivación solar homogénea de los microorganismos; iii) la zona fotocatalítica de 4.0 m donde se va a llevar a cabo la desinfección heterogénea y degradación de materia orgánica presente en el agua; y por último iv) un canal de salida, cuya función es homogenizar el agua residual con el fin de que las muestras de agua que se tomen sean representativas del proceso de desinfección.

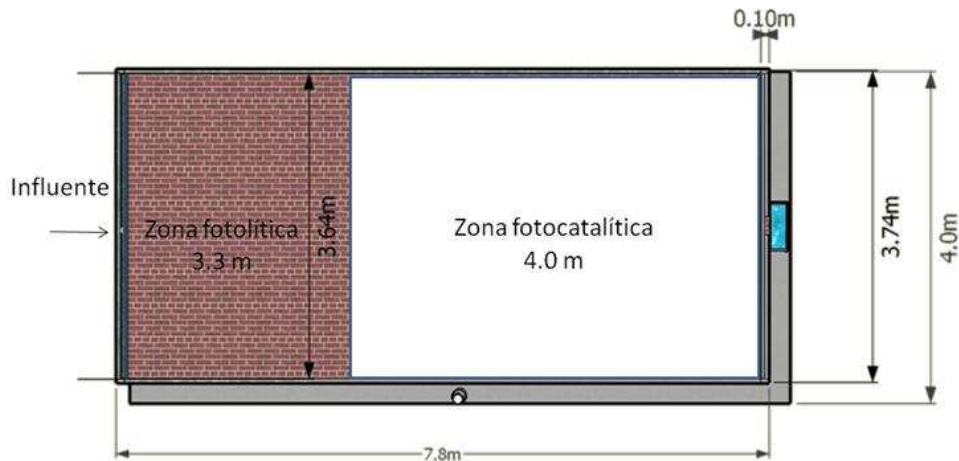


Figura 6-XIII Dimensiones teóricas para la construcción del reactor 100 L h⁻¹. Perspectiva aérea.

6.8. Características físicas del reactor

La base, las paredes y el distribuidor de entrada y salida se realizó de una sola pieza (monolítico) con el fin de evitar fisuras y como consecuencia de esto, fugas de agua (Figura 6-XIV y Figura 6-XV); se utilizó cemento, arena y grava como material de construcción. Mientras que el soporte (ladrillo y TiO₂ soportado en ladrillo) fue pegado a la base del reactor con pegazulejo. Esto último se realizó con el fin de evitar espacios entre cada una de las piezas del soporte y evitar así zonas muertas en el reactor.

A pesar de que en los cálculos se consideró la profundidad de la base donde se soportaría las piezas de barro con TiO₂; durante la construcción del reactor y por las características del material usado para la base (cemento) el secado fue muy rápido y no se pudo controlar que la profundidad teórica del reactor fuera homogénea; otro punto que contribuyó a que existieran zonas de diferentes profundidades fue la geometría del soporte debido esencialmente a su manufactura artesanal. La Figura 6-XVIII muestra las diferentes profundidades que presenta el reactor; y se puede apreciar que la profundidad difiere a lo largo del reactor; presentando una profundidad promedio de 0.012 m, es decir 2.4 veces mayor a la teórica. Todo lo anteriormente mencionado originó que el ancho del reactor debiera ser modificado a la mitad de lo calculado originalmente (de 3.6 a 1.8 m).

Sin embargo, a pesar de las modificaciones realizadas para la construcción final respecto a los cálculos teóricos, el tiempo de retención teórico (TRH_t) no se modificó notablemente dado que la profundidad aumentó en 58% y el ancho se redujo en el mismo orden (aprox. 50%). Asimismo, la longitud del reactor se aumentó un 7.5 % quedando en 7.35 m de largo como porcentaje de seguridad. Por otro lado, el régimen hidráulico (flujo laminar) se mantiene, ya que el orden de magnitud del número de Reynolds es similar, pasó de 37.55 a 65.76. La Tabla 6-V resume las características reales del reactor construido. Mientras que en el conjunto de Figura 6-XV Figura 6-XVII se presenta diferentes imágenes de la etapa de construcción del reactor.

Tabla 6-V Características reales del reactor construido

Parámetro		Valor	Unidades
Longitud del reactor	L_r	7.35	m
Ancho del reactor	b	1.80	m
Profundidad promedio	y	0.012	m
Área transversal promedio del reactor	A_r	2.16E-02	m ²
Volumen del reactor	V_R	0.2845	m ³
Área del espejo de agua	A	13.23	m ²
Velocidad promedio del agua	V_x	2.28E-03	m s ⁻¹
Tiempo de residencia hidráulico	TRH	1.24	H
Radio hidráulico	Rh	1.18E-2	m
Número de Reynolds	Re	65.67	Adimensional



Figura 6-XIV Vista de la base el reactor y distribuidor de entrada de agua residual.



Figura 6-XV Vista de la base el reactor y distribuidor de salida del agua desinfectada.



Figura 6-XVI Instalación del soporte y catalizador.



Figura 6-XVII Vista del reactor terminado.

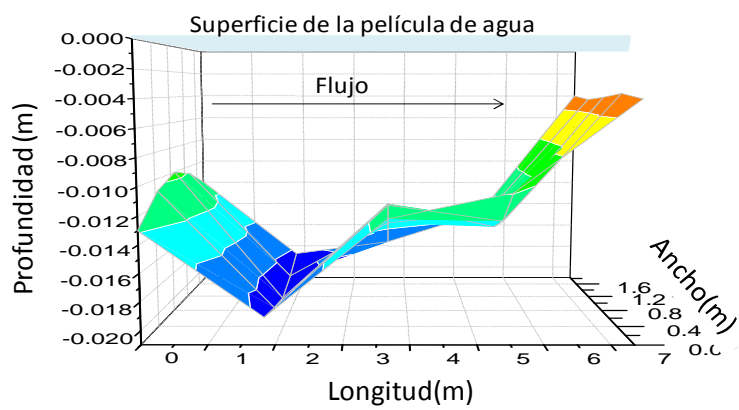


Figura 6-XVIII Batimetría del reactor SODIS-Fotocatalítico.

7. Caracterización hidrodinámica del reactor SODIS-Fotocatalítico

Una parte importante del escalamiento, además del diseño y construcción del reactor es la caracterización, de tal forma que se verifique si las condiciones reales de operación del sistema siguen el comportamiento teórico previsto. Dicha caracterización contempla la evaluación de las características hidrodinámicas y de reacción. En el presente capítulo se aborda la evaluación hidrodinámica.

En esta sección se presenta tanto la metodología seguida para llevar a cabo la caracterización hidrodinámica del reactor SODIS-Fotocatalítico a un caudal de 100 y 200 L h⁻¹, como los resultados obtenidos durante la caracterización hidrodinámica.

Para la evaluación de las condiciones hidrodinámicas reales del reactor se realizó un estudio de la distribución de tiempos de residencia, o DTR. Dicho estudio proporciona información sobre el tipo de flujo que ocurre en un determinado reactor y del tiempo real que permanece el fluido en su interior, lo que influirá en su comportamiento en la desinfección. En nuestro caso, el análisis de DTR permitirá evaluar las condiciones hidráulicas del reactor a 100 y 200 L h⁻¹ determinando el tiempo de retención hidráulico experimental (TRH_E), tipo de flujo y si existen espacios muertos y/o cortos circuitos hidráulicos.

7.1. Metodología empleada para la caracterización termodinámica

Para el análisis de la DTR, se inyectó un pulso de 30 mg L⁻¹ de un trazador, constituida por una solución de NaCl (sal de mesa común). La cantidad de trazador alimentado y el tiempo que duró la alimentación se calculó de acuerdo a lo propuesto por el CEPIS [45], con la siguiente relación:

$$P = \frac{V_R K C_o}{I \times 10^3} \quad [6.IX]$$

Donde P, es la masa de trazador a inyectar, Kg; V_R es el volumen del reactor, m³; K es una constante de corrección; C_o es la concentración de trazador deseado (Kg m⁻³) y por último, I es el grado de pureza del trazador.

El NaCl se utilizó dado que es un compuesto no reactivo en el sistema estudiado, es de fácil detección y es totalmente soluble en el fluido. En este caso la determinación de la concentración de NaCl se llevó a cabo por medición de la conductividad eléctrica del fluido.

El experimento se realizó en cuatro etapas i) acondicionamiento del reactor; ii) ejecución del experimento; iii) análisis de las muestras y iv) procesamiento de datos. A continuación se describen cada una de las etapas.

i) Acondicionamiento del reactor.

Un día antes de realizar el experimento de DTR se lavó el reactor con agua de la llave y se dejó operando a un flujo constante de aproximadamente 25 L h^{-1} hasta el siguiente día para que se continuara lavando y no se acumularan materiales en el reactor que pudieran interferir en la lectura de trazador.

ii) Ejecución del experimento

El día del experimento se introdujo agua a un caudal de aproximadamente 100 L h^{-1} , controlado por medio de un regulador de voltaje (TRIPPLITE), un reóstato, una bomba y un rotámetro. El regulador de línea se utilizó con el fin de evitar las variaciones en el voltaje de alimentación, ya que esto provoca variaciones en la presión de salida de la bomba y en consecuencia en el caudal de alimentación.

Una vez regulado el caudal a 100 L h^{-1} con el rotámetro y con el fin de asegurar dicho caudal, 30 min antes de iniciar el experimento y durante el transcurso del mismo se aforó el caudal de salida del reactor midiendo el volumen con una probeta de 1 L (marca Nalgen) y utilizando la siguiente relación:

$$Q = V t^{-1} \quad [6.X]$$

Verificado el caudal, se procedió a inyectar el trazador, y a medir su concentración en la corriente del efluente tomando muestras de 100 mL. Dicho monitoreo se mantuvo durante un periodo de al menos tres veces el tiempo de residencia hidráulico teórico.

$$\text{tiempo de monitoreo} \geq 3 \text{TRH}_T \quad [6.XI]$$

El intervalo y periodos de muestreo se muestran en la Tabla 7-I .

Tabla 7-I Intervalo y periodos de muestreo para la DTR

Periodo de muestreo	Intervalo de toma de muestra	Periodo de muestreo	Intervalo de toma de muestra
	100 L h^{-1}		200 L h^{-1}
0-140 min	5 min	0 – 250 min	5 min
140 – 200 min	2 min		
200 – 310 min	5 min		

iii) Análisis de muestras

Una vez terminada la toma de muestras, estas fueron analizadas en el laboratorio para determinar la conductividad (mS m^{-1}) con un analizador multiparámetros marca Oatkon; Modelo 600 Series.

El procesamiento de los datos se realizó conforme a lo indicado por Metcalf & Eddy [42] y CEPIS [45].

7.2. Evaluación de la distribución de tiempo de residencia a 100 L h⁻¹

7.2.1. Resultados de la DTR a un gasto de 100 L h⁻¹

Se realizaron dos experimentos a un caudal de 100 L h⁻¹ y dos a un caudal de 200 L h⁻¹ para evaluar el comportamiento hidrodinámico del reactor. Los días en que se llevaron a cabo los experimentos, así como su clave de identificación se muestran en la Tabla 7-II.

Tabla 7-II Fechas de realización de los experimentos de DTR

100 L h ⁻¹		200 L h ⁻¹	
Fecha	Clave	Fecha	Clave
03/12/2009	EDTR1	24/11/2009	EDTR3
10/12/2009	EDTR2	27/11/2009	EDTR4

La Figura 7-I muestra la curva de concentración del trazador vs tiempo de salida del mismo en los experimentos EDTR1 y EDTR2; en dicha figura se puede observar que el tiempo promedio (de ambos experimentos) que tardó en aparecer el trazador en la salida desde que se inyectó fue de 67.5 ± 10.7 min y el tiempo en que el efluente con trazador terminó de salir fue de 385 ± 35.35 min. La diferencia entre los tiempos de salida del trazador en los experimentos se puede deber principalmente al efecto del viento y a la diferencia en los caudales obtenidos (Figura 7-II). Por ejemplo, el experimento EDTR1 se vio más afectado por el viento en comparación con el EDTR2 en el cual el viento fue menor. El efecto del viento se ve reflejado en la variación del caudal, siendo esta variación mayor para el experimento EDTR1 (± 8.86 L h⁻¹). En cuanto al caudal obtenido, el del experimento EDTR2 fue menor (96.13 ± 4.13 L h⁻¹) que el EDTR1 (101.25 ± 8.86 L h⁻¹).

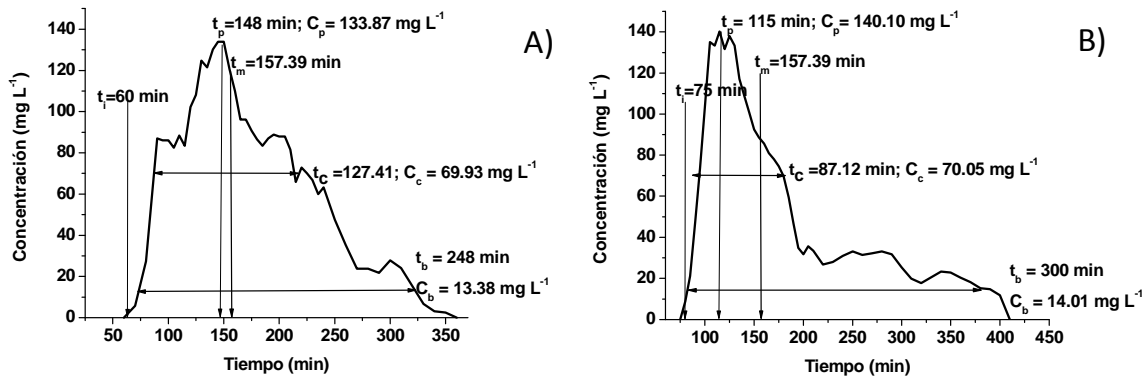


Figura 7-I Curva de trazador vs tiempo a 100 L h^{-1} . A) 3 de diciembre de 2009; B) 10 de diciembre de 2009

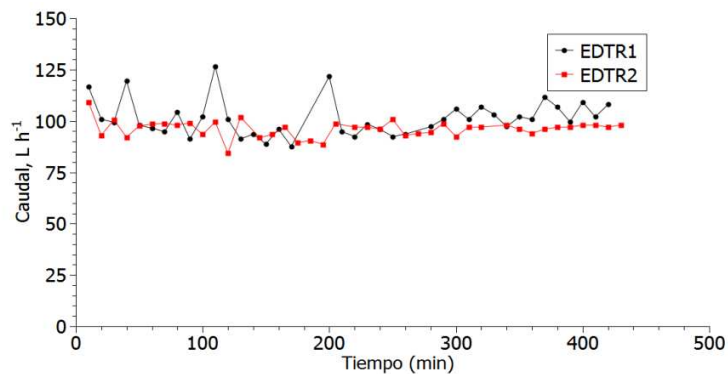


Figura 7-II Caudal obtenido en la salida del reactor durante los experimentos EDTR1 y EDTR2. Se puede apreciar que durante el experimento EDTR1 la fluctuación en el caudal fue mayor respecto al experimento EDT2.

Respecto a las condiciones hidrodinámicas que predominaron en el reactor, estas se dedujeron a través del modelo simplificado de Wolf-Resnick [45], el modelo de dispersión axial y el coeficiente de dispersión de Morril.

El modelo simplificado de Wolf-Resnick permite cuantificar el porcentaje de flujo pistón (P), mezcla completa (M), y zonas muertas (m), que se presentan en la operación normal del reactor a partir de parámetros como ϕ y $Tan\alpha$ (Ec. [6.XII]); los cuales se obtienen de forma experimental al analizar la curva del trazador. Los resultados obtenidos a través de este modelo indican que el flujo predominante es tipo mezclado para los dos experimentos realizados (Tabla 7-IV). Sin embargo, el experimento EDTR1 presentó más flujo mezclado, posiblemente por efecto del viento. Asimismo, el análisis de estos resultados indican que existen zonas muertas menor a 20%.

Los resultados obtenidos con el modelo de Dispersión Axial indican que existe una dispersión moderada en el reactor pues el coeficiente de dispersión (d) obtenido se encuentra entre $0.05 \leq d \leq 0.25$ [46].

Por otro lado, a través del análisis de la Figura 7-III se obtuvo el Índice de Dispersión de Morril (IDM), expresado como t_{90}/t_{10} , donde t_{90} y t_{10} se refiere al tiempo en el cual el 90 y el 10% del trazador pasa por el reactor respectivamente. El valor que se obtuvo del IDM fue mayor a 2 en ambos experimentos, por lo que según criterios establecidos por la USEPA [46], un valor del IDM mayor a 2 indica que el comportamiento del reactor se aleja de un reactor de flujo pistón y se acerca a un comportamiento de flujo mezclado.

$$\text{Log}[1-F(t)] = \text{Tan } \alpha \left[\frac{t}{t_0} - p(1-m) \right] \quad [6.XII]$$

Tabla 7-III Criterios utilizados para determinar el tipo de dispersión (d) a través del modelo de dispersión axial [42].

Tipo de dispersión	Criterio
No existe	$d = 0$ (flujo pistón)
Baja	$d < 0.05$
Moderada	$d = 0.05$ a 0.5
Alta	$d > 0.25$
	$d \rightarrow \infty$ (flujo completamente mezclado)

El tiempo de retención hidráulico experimental (TRH_E) se calculó de dos formas:

1. Aplicando la ecuación [6.XIII], el TRH_E fue de 168.08 ± 52.26 min para el experimento EDTR1 y 164.72 ± 68.24 min para el experimento EDTR2.

$$\bar{t}_{\Delta c} \gg \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad [6.XIII]$$

2. Mediante el análisis de la Figura 7-III [46], donde se puede observar que el tiempo que tarda en pasar el 50% del trazador es de 157.39 min y 141.41 min para el experimento EDTR1 y EDTR2 respectivamente. Estos tiempos corresponden al tiempo de residencia promedio del trazador en el reactor.

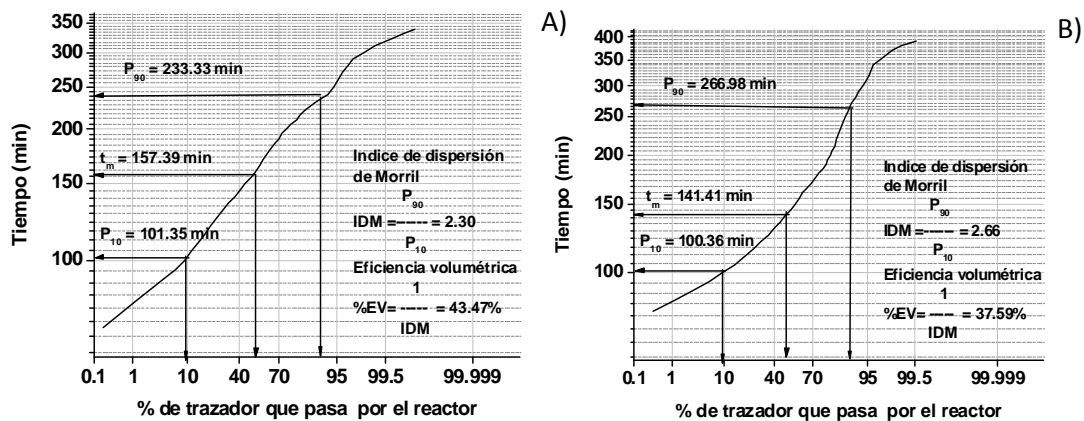


Figura 7-III A) 3 de diciembre de 2009; B) 10 de diciembre de 2009

El promedio de los dos TRH_E calculados por medio de la ecuación [6.XIII] es de 166.5 min y el error con respecto al TRH_T es de 20.72 %. Mientras que el promedio de los TRH_E calculados con la ayuda de la ecuación [6.XIII] es de 149.4 min y el error con respecto a la TRH_T es de 11.64%.

7.2.2. Evaluación de la DTR a un caudal de 200 L h⁻¹

En condiciones reales de operación existen oscilaciones en la carga hidráulica que se recibe en una planta de tratamiento de agua. Por tal motivo se evaluó el comportamiento del reactor a un caudal de 200 L h⁻¹, con el objetivo de estudiar su desempeño hidrodinámico y ver si dicho comportamiento cumple con las condiciones hidrodinámicas del diseño.

Se realizaron dos experimentos para determinar el comportamiento hidráulico del reactor a 200 L h⁻¹. La metodología para llevar a cabo dichos experimentos fue la misma que la utilizada en los experimentos a 100 L h⁻¹.

7.2.3. Resultados a 200 L h⁻¹

En la Figura 7-IV-B se puede ver que en el experimento EDTR4 se presenta una oscilación en la concentración a los 90 min y posteriormente una más pequeña a los 140 min. Estas oscilaciones dan pauta a la posibilidad de que existan zonas muertas en el reactor. La existencia de zonas muertas lo confirman los cálculos realizados a través del modelo de Wolf-Resnick, los cuales indican la existencia de zonas muertas (Tabla 7-IV).

En cuanto a las condiciones hidrodinámicas que imperan en el reactor a un caudal de 200 L h⁻¹, estas no cambian, puesto que el número de Reynolds aumentó ligeramente sin que indique que exista un cambio en el régimen hidráulico; por otro lado el índice de dispersión y el índice de Morril siguen indicando que existe una dispersión moderada en

el reactor y que el comportamiento del fluido se acerca más un flujo mezclado respectivamente.

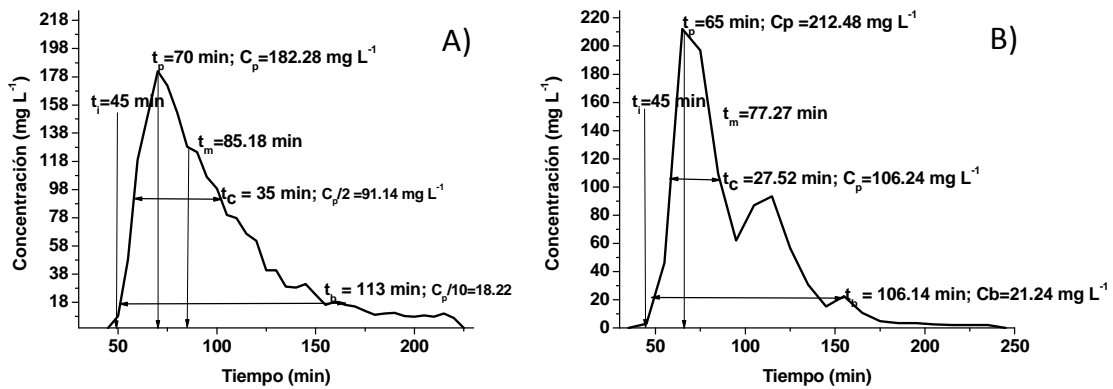


Figura 7-IV Curva de trazador Vs tiempo a 200 L h^{-1} . A) 24 de noviembre de 2009; B) 27 de noviembre de 2009

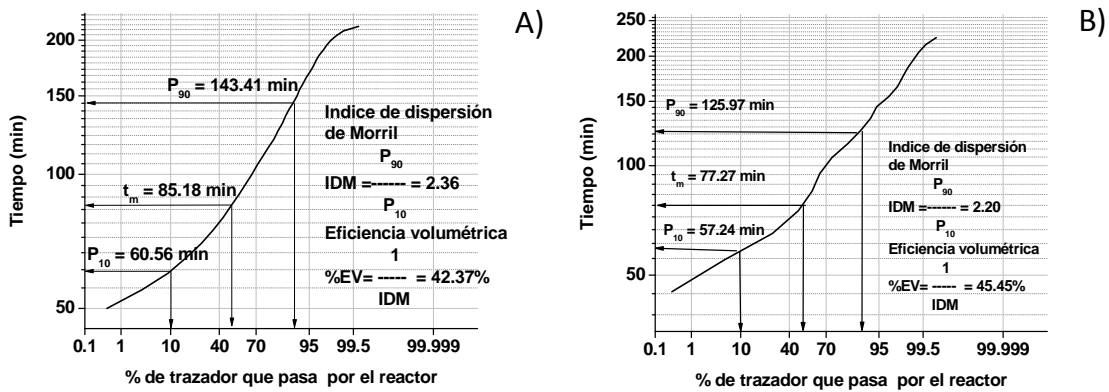


Figura 7-V A) 24 de noviembre de 2009; B) 27 de noviembre de 2009

Tabla 7-IV Resultados del modelo de dispersión axial y del modelo de Wolf-Resnick

Parámetro	ADTRH a 100 L/H		ADTRH a 200 L/H	
	EDTR1	EDTR2	EDTR3	EDTR4
Caudal(L/h)	101.25±8.86	96.13±4.13	191.22±14.13	201.43±11.44
V_x (m/s)	1.26E-3	1.20E-3	2.38E-3	2.51E-3
TRH_t (min)	130.37	137.31	69.00	65.53
TRH_{exp} (min)	168.08	164.72	97.07	92.16
% flujo pistón	44.31	47.31	46.93	46.93
% flujo mezclado	55.68	52.68	53.06	53.06
% zonas muertas	19.69	10.74	5.0	12.01
índice de Morril, IM	2.30	2.66	2.36	2.20
% Eficiencia volumétrica, EV	43.37	37.59	42.37	45.45
Número de dispersión, d	0.08	0.12	0.13	0.11
Coficiente de dispersión, D	7.44E-4	1.09E-3	2.19E-3	2.00E-3
Número de Reynolds, Re	88.38	83.91	166.92	175.83

7.3. Conclusiones

De los resultados obtenidos a través del análisis de la distribución del tiempo de residencia se puede concluir lo siguiente:

1. El flujo predominante en el reactor es de tipo mezclado.
2. Existen zonas muertas en el reactor, las cuales oscilan de 5-20% dependiendo de las condiciones atmosféricas (viento).
3. Las zonas muertas provocan que el TRH_E sea mayor que el TRH_T .
4. Las zonas muertas son posiblemente debido a errores de diseño y de construcción tanto del reactor como del soporte del catalizador.
5. Es factible hidrodinámicamente operar el reactor a 200 L h^{-1} sin que las condiciones hidrodinámicas se modifiquen.

8. Desinfección del agua residual a un caudal de 100 L h⁻¹

En este capítulo se aborda la caracterización del reactor en la desinfección de agua residual de tipo doméstico; dicho procedimiento se plantea utilizando las condiciones hidrodinámicas previamente reportadas en el capítulo 7 y se acopla para completar el tren de tratamiento (primario-secundario) reportados en el capítulo 5.

8.1. Metodología para la caracterización del reactor SODIS-Fotocatalítico

Para la realización de los experimentos de desinfección, se siguió el siguiente procedimiento general.

i. Preparación del reactor

Antes de cada experimento se lavó el reactor con agua limpia para eliminar el material adherido, tanto en la zona SODIS como la fotocatalítica. Una vez limpio y seco el reactor, se prosiguió a añadir una fina capa de TiO₂ a la base de la zona fotocatalítica del reactor. Para ello se utilizó un aspersor (Mca. Truper) para rociar tres veces una suspensión de 50 g L⁻¹ de TiO₂, previo secado entre cada esparcida.

Un día antes de realizar el experimento se llenó el reactor con agua limpia.

Una hora antes de iniciar el experimento se alimentó ($\approx 200 \text{ L h}^{-1}$) el reactor con agua residual proveniente del tren de tratamiento. Esto se realizó con el fin de que el agua residual a tratar desplazara el agua limpia y así evitar que los resultados obtenidos fueran erróneos debido a una posible dilución.

Media hora antes de empezar con el experimento, se reguló el flujo (rotámetro) a 100 L h⁻¹ posteriormente, se empezó a aforar el efluente del reactor con la ayuda de una probeta de 1 L.

ii. Ejecución del experimento

Debido a que la composición espectral de la radiación solar cambia conforme transcurre el día, se evaluó la desinfección a diferentes periodos del día y en consecuencia a diferentes dosis de radiación solar.

El inicio del experimento fue a las 8:48 h y terminó a las 15:03 h. Durante este periodo se tomaron muestras tanto en el influente como en el efluente. La Tabla 8-1 muestra la hora en que se tomaron las muestras. La toma de muestras se realizó en frascos de 250 mL previamente esterilizados. Se monitorearon los siguientes parámetros: DQO, Oxígeno disuelto, Turbidez, pH, Temperatura en la entrada y salida del reactor.

Asimismo, durante el transcurso de cada experimento se midió la irradiancia solar (W m^{-2}) por medio de un radiómetro solar (280-400 nm, Kipp & Zonen modelo CUV5). Dicho radiómetro se encontraba colocado a un costado del reactor y una altura de 10 cm de la base del reactor.

Tabla 8-I Horas de muestreo del experimento de desinfección

Toma de muestra (250 mL)	
Influente	Efluente
8:48	11:36
9:30	12:18
11:00	13:48
12:15	15:03

8.2. Resultados y discusión

8.2.1. Desinfección

Se realizaron 3 experimentos a un caudal de 100 L h^{-1} c/u para evaluar la desinfección en función de la dosis UV. Los días en que se llevaron a cabo los experimentos, así como la clave con la que se identifica a cada experimento para su análisis se muestran en la Tabla 8-II

Tabla 8-II Fechas de realización de los experimentos de desinfección

Fecha	Clave del experimento
09/11/09	ED3
09/03/10	ED4
15/04/10	ED5

La Figura 8-I muestra de manera general el promedio diario de la concentración de coliformes fecales que se obtuvo en la entrada (eje y, izquierda) y salida (eje y, derecha) del reactor de los experimentos ED3, ED4 y ED5. Los resultados obtenidos indican que la concentración de entrada oscila considerablemente; sin embargo, la concentración de salida siempre se mantuvo por debajo (50%) de lo que indica la NOM-001-SEMARNAT-1996 para promedio diario, lo cual indica que se logra el objetivo para el cual fue construido el reactor fotocatalítico.

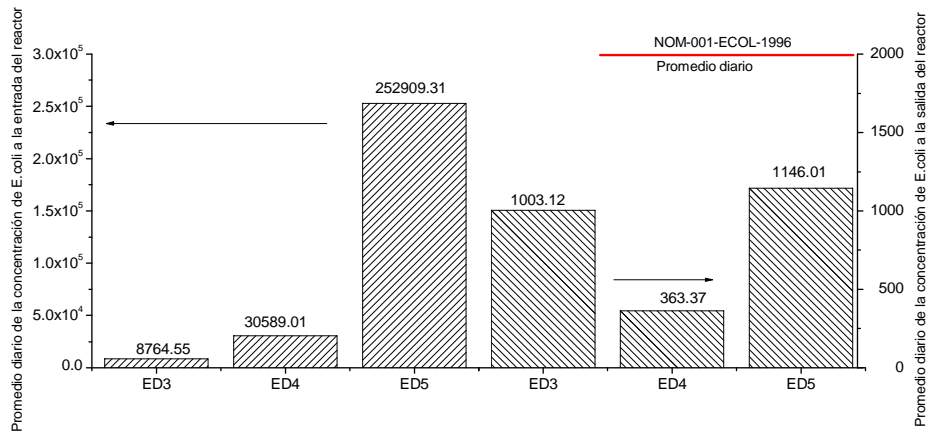


Figura 8-I Promedio diario de la concentración de Coliformes fecales en la entrada y salida del reactor SODIS-Fotocatalítico

8.2.2. Efecto de la dosis UV

La Figura 8-II, muestra una representación de la relación entre i) la irradiancia; ii) la dosis UV en cada uno de los periodos evaluados y iv) la concentración de entrada y salida de los coliformes totales y fecales (*E. coli*) obtenida durante el experimento ED3.

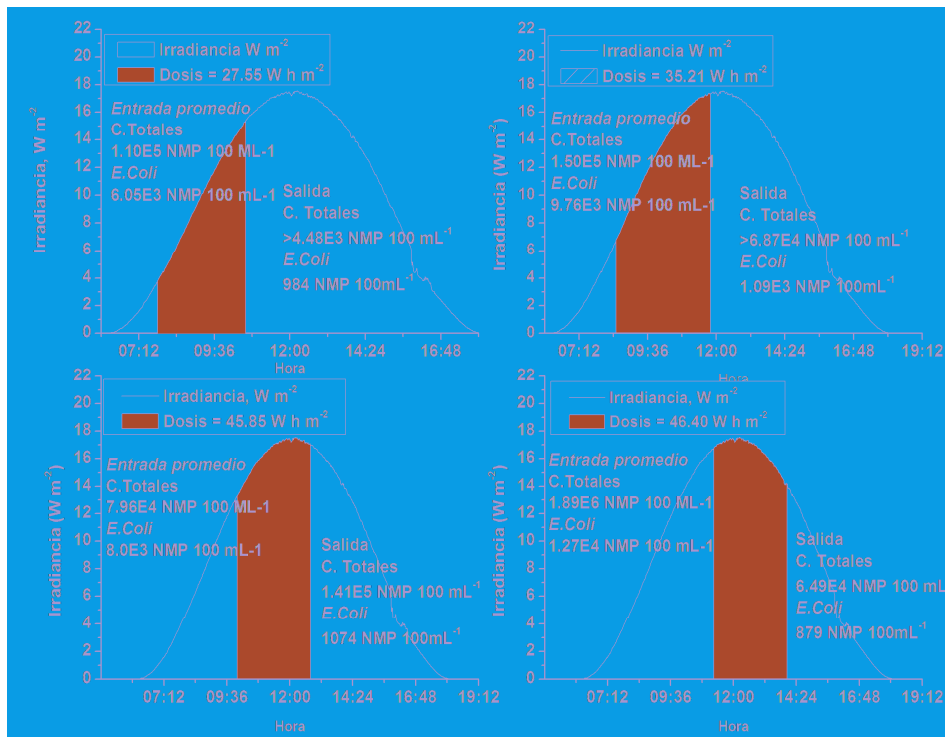


Figura 8-II Resultados de desinfección del experimento ED3

Por otro lado, la Figura 8-III resume los resultados de los experimentos ED3-ED5, se muestra la disminución de coliformes fecales (*E. coli*) en función de las dosis de radiación a la que fueron expuestos los microorganismos.

Del análisis de los resultados de la Figura 8-III se puede comentar que:

- I) De manera general se puede apreciar que existe una tendencia a disminuir la concentración de *E. coli* conforme la dosis UV solar aumenta.
- II) La concentración de *E. coli* disminuyó al menos una unidad logarítmica ($\approx 90\%$) cuando las condiciones no fueron favorables (ED3). Esto significa que, en un poco más de dos horas se logró eliminar 9 de cada 10 bacterias *E. coli* con el proceso combinado de SODIS-Fotocatálisis.
- III) La dosis obtenida en el periodo de las 8:48-11:36 en los experimentos ED3 y ED4 son muy similares (27.55 y 27.99 w h m^{-2} respectivamente). No obstante, a pesar de dicha similitud en la dosis, el efecto en la disminución de los coliformes fecales no fue similar. Igual comportamiento se observa en el periodo de las 12:15-15:03 de los experimentos ED4 y ED5; con la misma dosis recibida en ambos experimentos, la reducción de coliformes fecales fue mayor en el experimento ED5 ($>99.99\%$). Hay que recalcar que la concentración de coliformes fecales en dichos experimentos fue diferente. Asimismo, se realizaron en meses diferentes, y por lo tanto a distintas composiciones espectrales de radiación UV. Este comportamiento sugiere que la dosis para inactivar cierta cantidad de microorganismo por esta técnica es variable, y está función de otros parámetros, tales como turbidez, oxígeno disuelto y DQO principalmente. Dicho comportamiento, ha sido reportado por Pulgarin y col[47]., quienes calcularon la dosis recibida en diferentes estaciones del año y su influencia sobre la desinfección de *E. coli*.

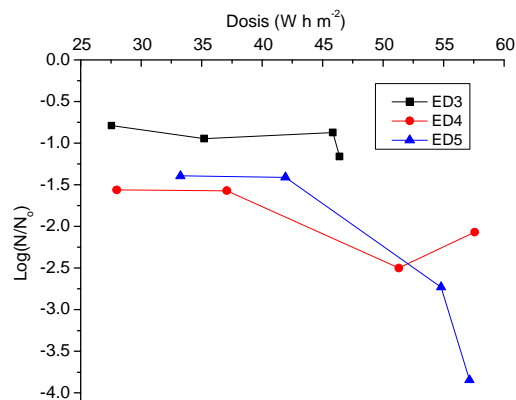


Figura 8-III Comparación de la velocidad de disminución de E-Coli vs Dosis UV en el reactor SODIS-Fotocatalítico

8.2.3. Demanda química de oxígeno y turbidez

La Tabla 8-III resume los promedios obtenidos durante los experimentos de la DQO y turbidez en el reactor para desinfección y se puede observar que la concentración de DQO en la entrada del reactor osciló entre 54 y 68 mg L⁻¹. Mientras que en la salida se obtuvo una concentración de entre 47-56 mg L⁻¹ de DQO. Por otro lado, la turbidez del agua en la entrada del reactor osciló entre 2.5 y 6.0 NTU. No obstante, se presentó una ocasión en que la turbidez parece aumentar respecto al valor de entrada. Una posible explicación a este comportamiento, es debido a la configuración del reactor, a las condiciones tanto del terreno como las meteorológicas; estos factores permiten que materia orgánica (hojas y polvo) entren al reactor y con ello se vea afectado la turbidez del agua. Sin embargo, los valores de Turbidez que se manejaron están por debajo de la turbidez que se requiere (30 NTU) para llevar a cabo procesos fotolíticos como la desinfección solar [48] o la desinfección por luz UV-C. En cuanto a los valores de DQO observadas durante los experimentos, son valores bajos, si se considera que la fotocatalisis heterogénea dependiendo del contaminante soporta una carga menor a 1000 mg L⁻¹ [4]. Sin embargo, en la literatura [49] se ha reportado que la materia orgánica (ácidos húmicos) pueden disminuir el proceso de desinfección fotocatalítico, debido a que la materia orgánica puede secuestrar los radicales libres, competir por los sitios activos o bien absorber directamente la radiación UV.

Tabla 8-III Promedio diario de DQO y Turbidez obtenidos durante los experimentos de desinfección.

Experimento	DQO mg L ⁻¹		Δ DQO	Turbidez NTU		Δ Turbidez
	Entrada	Salida		Entrada	Salida	
ED3	54.50±8.66	47.00±10.80	- 7.50	2.50±0.57	2.00±0.0	- 0.50
ED4	68.25±12.31	54.00±5.88	-14.25	4.00±0.00	4.25±0.50	0.25
ED5	66.00±2.58	56.00±2.94	-10.00	6.00±1.15	4.5±0.57	- 1.50
Promedio	62.91±7.37	52.33±4.72	-10.58	4.16±1.75	3.58±1.37	- 0.58

8.2.4. pH y oxígeno disuelto

El pH promedio del agua en la entrada (7.11±0.23) y a la salida (7.91±0.09) del reactor durante los experimentos se mantuvo sin gran variación (Tabla 8-IV). Sólo se presentó un ligero aumento en el pH (0.8 unidades) a la salida respecto al valor de entrada del reactor, posiblemente debido al carácter básico del concreto utilizado en la construcción.

Varios investigadores [3, 50] han estudiado el papel que juega el pH sobre la velocidad de desinfección fotocatalítica, dichos estudios han demostrado que en el rango de pH de 5-8 la velocidad de desinfección no se ve afectada significativamente.

Comportamiento que atribuyen a que en dicho rango de pH, tanto la superficie del TiO₂ como la de la bacteria están cargadas negativamente, lo que provoca repulsión electrostática entre ambas superficies. No obstante, en un sistema como el que nos ocupa, el efecto de esta repulsión electrostática se puede disminuir con el mezclado provocado por el viento, lo que facilitaría la transferencia de masa hacia la superficie.

Tabla 8-IV Promedio diario de pH y oxígeno disuelto obtenidos durante los experimentos de desinfección

Experimento	pH		Δ pH	OD (mg L ⁻¹)		Δ OD
	Entrada	Salida		Entrada	Salida	
ED3	6.85±0.071	7.91±0.11	1.06	4.44±1.35	7.15±0.31	2.71
ED4	7.32±0.06	7.82±0.08	0.50	3.86±1.66	7.87±0.16	4.01
ED5	7.16±0.04	8.01±0.07	0.85	3.58±0.23	8.48±0.33	4.90
Promedio	7.11±0.23	7.91±0.09	0.80	3.96±0.43	7.83±0.66	3.87

En cuanto a la cantidad de oxígeno disuelto en la entrada del reactor es más bien bajo (3.96±0.43 mg L⁻¹), su comportamiento es similar al del pH, tiende a aumentar conforme el agua atraviesa el reactor (Tabla 8-IV) hasta alcanzar en promedio 7.83±0.66 mg L⁻¹ de oxígeno disuelto. El oxígeno disuelto en este tipo de sistemas juega un papel muy importante, ya que tanto la desinfección solar, como la fotocátalisis dependen de la cantidad de oxígeno disuelto para producir los radicales que se encargan de llevar a cabo el proceso de desinfección.

8.2.5. Temperatura

La temperatura promedio del agua en la entrada del reactor fue de 30.12 °C; 4.81°C más bajo que la temperatura promedio de salida del reactor (34.93 °C) (Tabla 8-V). Sin embargo, este aumento de temperatura es despreciable, ya que la temperatura del agua que sale del reactor en ningún momento alcanzó los 40.00 °C; tanto la temperatura como el tiempo de exposición (2.8 h) es muy bajo como para suponer que la reducción bacteriana se pudo deber a un proceso de pasteurización. De lo anterior, es factible suponer que la desinfección se llevó a cabo exclusivamente por el efecto de la luz UV-A y B, así como por la fotocátalisis heterogénea.

Tabla 8-V Promedio de la Temperatura obtenidos durante los experimentos de desinfección

Experimento	Temperatura °C		Δ Temperatura
	Entrada	Salida	
ED3	30.25±1.50	35.12±0.59	4.87
ED5	30.00±2.00	34.75±1.25	4.75
Promedio	30.12±0.17	34.93±0.36	4.81

8.2.6. Radiación solar

La Figura 8-IV muestra la irradiancia medida durante un día en el mes de enero, de febrero, septiembre y noviembre de 2009, así como de los meses de marzo y abril de 2010. De estos datos se corrobora el hecho que la irradiancia varía en función de la estación del año. Asimismo, se observa que la irradiancia tiende a disminuir en intensidad a partir del mes de noviembre presentando en enero su menor intensidad; posteriormente aumenta a partir de febrero. Esta variación estacional es muy importante para la aplicación de esta técnica de desinfección. Así, por ejemplo en enero de 2009 la máxima irradiancia a las 14:00 h fue de 13.64 W m^{-2} , mientras que en septiembre del mismo año y a la misma hora se registró una intensidad de 20.44 W m^{-2} . Esto significa un aumento del 33.26% de intensidad. La reducción de la irradiancia en enero se verá reflejada en el grado de desinfección, ya que para obtener las mismas dosis en dicho mes que las obtenidas en septiembre, se necesitará aumentar el tiempo de exposición o de residencia hidráulico para lograr disminuir la concentración.

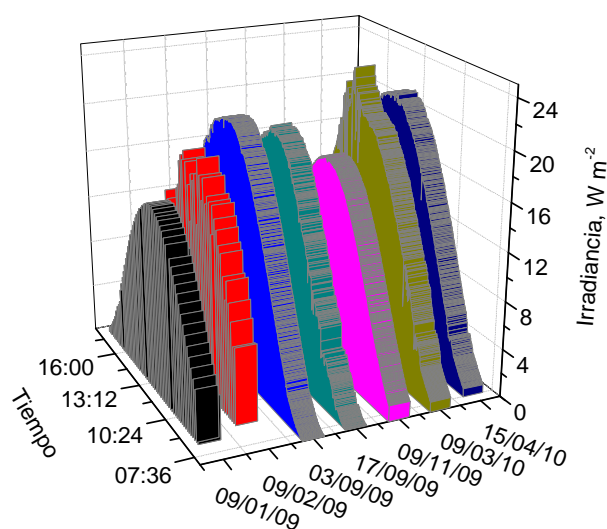


Figura 8-IV Irradiancia obtenida durante el transcurso de cada experimento de desinfección

8.3. Conclusiones y recomendaciones

De los resultados obtenidos se puede concluir lo siguiente:

A una concentración inicial que oscila en el orden de $8.00\text{E}+03$ a $2.00\text{E}+05$ NMP 100 mL^{-1} y con un tiempo de exposición 2.8 h (100 L h^{-1}) **fue posible obtener una concentración de Coliformes fecales por debajo de los 2000 NMP 100 mL^{-1} , el cual**

corresponde al valor que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el promedio diario.

El pH en los experimentos aumentó en promedio 0.8 unidades, ubicándose en promedio en 7.11 ± 0.23 , rango en el cual las velocidades de desinfección fotocatalítica no se ve muy influenciada.

La DQO y turbidez del agua disminuye conforme pasa por el reactor, lo que indica que existen procesos simultáneos de sedimentación y/o oxidación de la materia orgánica presente inicialmente. Es importante recalcar que en este tipo de reactores es necesario que el influente contenga la menor cantidad de sólidos sedimentables, ya que estos se depositan en el fotocatalizador provocando que disminuya la eficiencia del proceso al impedir que luz llegue al fotocatalizador.

La temperatura del agua a la salida del reactor fue inferior a los 40°C , y el tiempo de residencia del agua en el reactor, fue insuficiente como para suponer que la reducción de bacterias se llevó a cabo por un proceso de pasteurización.

En cuanto a las recomendaciones, es importante comentar que:

- I) Es necesario que la geometría del soporte sea lo más homogéneo posible, para evitar que exista problemas de acoplamiento durante su instalación. Asimismo, es importante reducir el espacio entre soporte y soporte para evitar que existan zonas sin fotocatalizador.
- II) Es necesario monitorear la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) para evitar la proliferación de organismos fotosintéticos.
- III) De la operación de este reactor se observó que un día después de los experimentos, existió la proliferación de algas, por lo cual se recomienda combinar esta técnica con otra durante la noche. O bien, desalojar el agua del reactor una vez terminada su etapa de operación.
- IV) En cuanto al mantenimiento, este consiste en remover constantemente las hojas e insectos que se depositan en el interior del reactor.
- V) En caso de que el reactor disminuya su efectividad. Se recomienda remover el TiO_2 con una hidrolavadora y esperar a que el soporte se seque para posteriormente impregnar con una suspensión de 50 g L^{-1} de TiO_2 .

9. Conclusiones generales

- El sistema de tratamiento evaluado (RAFA-Humedal-SODIS-Fotocatalítico) en este trabajo de tesis mostró resultados dentro de norma en cuanto a remoción de materia orgánica (DQO) y patógenos principalmente. Asimismo, se logró cumplir con los siguientes parámetros establecidos por la normatividad mexicana.
 - Sólidos sedimentables
 - Sólidos suspendidos totales
 - DBO
 - pH
 - Temperatura
- En cuanto al modelo matemático planteado (sin efecto fotocatalítico) mostró buenos resultados al ajustarse a los datos cinéticos obtenidos previamente con un reactor prototipo operado a 3 L h^{-1} . Asimismo, resultó útil para estimar la longitud del reactor SODIS-Fotocatalítico.
- Es difícil discernir cual de los dos procesos involucrados (fotocatálisis heterogénea o la desinfección solar) predomina en la desinfección, o si existe un efecto sinérgico durante la eliminación de los microorganismos. Esto puede ser debido a la fuente de luz empleada (solar) y por lo cercano del rango ultravioleta en que actúan en la desinfección dichos fenómenos.
- La metodología empleada para el escalamiento permitió desarrollar y alcanzar los objetivos planteados. Lo cual da pauta a que dicha metodología pueda ser empleada para el escalamiento o rediseño de otra unidad similar.
- El análisis de la distribución de tiempos de residencia permitió caracterizar el comportamiento hidrodinámico del reactor, con lo cual se comprobó que a pesar de las modificaciones realizadas a las dimensiones teóricas del reactor, se logró obtener un régimen hidráulico similar al teórico. Sin embargo, el tiempo de residencia se modificó. Lo cual resultó benéfico por la mayor exposición de los microorganismos al tratamiento, pues se alcanzó las concentraciones que establece la normatividad mexicana ($< 2000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$).
- El tipo de flujo para el diseño del reactor se consideró pistón. Sin embargo, debido al espesor de la película de agua, el viento provoca que el flujo predominante en el reactor sea flujo mezclado.
- En cuanto a la calidad que debe reunir el agua residual tratada, para poder ser objeto de desinfección en la unidad SODIS-Fotocatalítica debe cumplir con las siguientes características:
 - $\text{DQO} < 70 \text{ mg L}^{-1}$

- Turbidez < 5 NTU
 - $6 < \text{pH} < 8$
 - Coliformes fecales < $1.0 \text{ E}+06$
- No obstante, aun falta resolver problemas operativos, tales como: i) reducir las interferencias en el fluido provocadas por el viento; ii) acoplar el reactor con otro sistema (ozono o UV-C artificial) para tratar agua durante el periodo nocturno o bien cuando la intensidad de radiación durante el día no es el suficiente como para cumplir con la normatividad ambiental.

10. Bibliografía

- [1] D.M. Blake. (2001). *Bibliography of work on the heterogeneous photocatalytic removal of hazardous compounds from water and air*, Update number 4 to October. NICH Report No. TP-510-31319.
- [2] Fernández Ibáñez, P. (2005). *Desinfección con reactores solares: experiencia operativa*. En curso " Posibilidades para la Provisión de Agua Usando Nuevas Tecnologías". Puerto de Iguazú-Misiones, Argentina. 14 y 15 de octubre de 2005
- [3] Rahmani, A.R., Samarghandi, M.R., Samadi M.T., y Nazemi F.(2009). *Photocatalytic disinfection of coliform bacteria using UV/TiO₂*. J. Res. Health Sci. 9(1). Pp1-6
- [4] Blanco Gálvez J., Malato Rodríguez S., Estrada Gasca C.A., Bandala E.R., Gelover S. y Leal T., Capítulo 3: *Purificación de aguas por fotocatalisis heterogénea: Estado del arte*. En: Eliminación de Contaminantes por fotocatalisis heterogénea. Miguel A. Blesa, Editor, ISBN: 987-43-3809-1, pp. 51-76.
- [5] Srinivasan, C., y Somasundaram, N. (2003). *Bactericidal and detoxification effects of irradiated semiconductor catalyst TiO₂*. Curr. Sci. India 85 (10). Pp.1431-1438.
- [6] Maness, P.C., Smolinski, S., Blake, A., Huang, Z., Wolfrum, E., y Jacoby, W. (1999). Bactericidal activity of photocatalytic TiO₂ reaction: toward an understanding of its killing mechanism. Appl. Environ. Microb. 65 (9). pp.4094-4098
- [7] En:http://www.fundacionsodis.org/web/index.php?option=com_content&view=article&id=1&Itemid=101&lang=es. (21 de noviembre de 2010).
- [8] Meierhofer, R., Wegelin, M., Torres, X., Gremion, B., Mercado, A., Mausezahl, D., Hobbins, M., Indergand-Echeverria, S., Grimm, B., y Aristanti, B. (2003). *Desinfección Solar del Agua Guía de aplicación*. Reporte SANDEC No 07/03.
- [9] Valencia Rojas, E. (2009). *Diseño, construcción y caracterización a nivel piloto de un sistema anaerobio-fotocatalítico para el tratamiento de aguas residuales domesticas*. Tesis de Maestría. Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel.
- [10] Comisión Nacional del Agua.(2010). *Estadísticas del Agua en México*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- [11] En <http://www.oei.es/cienciayuniversidad/spip.php?article6>
- [12] Comisión Nacional del Agua.(2010). *Estadísticas del Agua en México*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- [13] Steve E.H. (2009). *Chlorination disinfection by-products, public health risk tradeoffs and me*. Water Res. 43 (8). pp. 2057-2092
- [14] Marugán J., Van Grieken R., Pablos C. y Sordo C.(2010). *Analogies and differences between photocatalytic oxidation of chemicals and photocatalytic inactivation of microorganisms*. Water Res. 44 (3). pp. 789-796
- [15] Gomes, A.I., Santos, J.C., Villar J.P. y Boaventura, Rui A.R. (2010). *Inactivation of Bacteria E. coli and photodegradation of humic acids using natural sunlight*. Appl. Catal. B-Environ. 88 (3-4). pp. 283-291
- [16] Leal Asencio, M. (2005). *Tecnologías Convencionales de Tratamiento de Agua y sus Limitaciones*. En curso " Posibilidades para la Provisión de Agua Usando Nuevas Tecnologías". Puerto de Iguazú-Misiones, Argentina. 14 y 15 de octubre de 2005.
- [17] Solsona, F., y Méndez, J. (2002). *Desinfección del agua*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú.

-
- [18] Acra, A., Jurdi, M., Muallem, H., Karahagopian, Y. y Raffoul, Z. (1998). *Water disinfection by solar radiation assesment and application*. Ottawa, Ontario, Canada IDCR number 41882.
- [19] Christman, K. A. (1998). *Cloro*. En: Memorias del simposio calidad de agua: desinfección efectiva. Lima, Perú. 27-29 de Octubre de 1998
- [20] Noyola Robles, A., Vega Gonzales, E., Ramos Hernández, J., y Calderón Mólgora, C. (2000). *Alternativas de tratamiento de aguas residuales*. 3ra Edición. México: IMTA.
- [21] EPA. (1999). *Combined sewer overflow technology facto sheet alternative disinfection methods*. Washington D.C. EPA 832-F-99-033.
- [22] Deininger, R.A., Skadsen, J., Sanford, L. y Myers A.G. (1998). *Desinfección del agua con ozono*. Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva / Lima 27-9 octubre 1998.
- [23] EPA. (1999). *Wastewater techonology fact sheet ozono disifection*. Washington, D.C.: EPA 832-F-99-063.
- [24] Wegelin, C., Canonica, S., Mechsner, K., Fleischmann, T., Pesaro, F., y Metzler, A. (1994). *Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments*. J. Water Supply Res. T. 43 (3). Pp. 154-169.
- [25] Laurie F., C., Daniel, J. C., Vilas, M., Catriona, M. D., Ricardo, R., y Javad, T. (2004). *Disinfection of water contaminated water by using solar irradiation*. Appl. Environ. Microb. 70 (2), 1145-1150.
- [26] Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H. L., Tsuchihashi, R., y Tchobanoglous, G. (2007). *Water Reuse Issues, Technologies, and Applications*. USA: McGraw-Hill.
- [27] Rincon, A., Giraldo, S., y Pulgarin, C. (2005). *Desinfección del agua por fotocatalisis aspectos básicos*. En curso " Posibilidades para la provisión de agua usando nuevas tecnologías". Puerto de Iguazú-Misiones, Argéntina. 14 y 15 de octubre de 2005.
- [28] Guimares, J., Ibañes, J., Litther, M., y Pizarro, R. (2001). *Desinfección de Agua*. En " Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea" , (Blesa, M. A., Ed.) La Plata, Argentina: CYTED. pp. 305-316.
- [29] Fundación SODIS. (1998.). *Nota Técnica No. 5. Condiciones Climáticas: Radiación Solar*. Bolivia.
- [30] Cominición Nacional del Agua. (2008). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y tratamiento de aguas residuales en operación*. México. SEMARNAT
- [31] Reynolds, K. A. (2002). *Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica identificación del problema*. AGUA LATINOAMÉRICA 2(5).
- [32] Banco de información económica del INEGI. En <http://dgcnesyp.inegi.gob.mx/cgi-win/bdieintsi.exe/PBUS>.
- [33] Blanco Gálvez, J., Malato Rodríguez, S., Peral, J., Sánchez, B., y Cardona, A., Capitulo 11: *Diseño de reactores para fotocatalisis: evaluación comparativa de las distintas opciones*. En: Eliminación de Contaminates por fotocatalisis heterogénea. Miguel A. Blesa, Editor, ISBN: 987-43-3809-1, pp 346-366.
- [34] Adesina, A. (2004). *Industrial explotation of photocatalytic progress, perspectives and prospects*. Catal. Surv. Asia 8(4) . pp 265-273
- [35] Goslich, R., y Bahnemann, D. (1997). *Solar water treatment: principles and reactors*. Water Sci. Technol. 35(4) , 137-148.

-
- [36] Alfano, O., Bahnemann, D., Cassano, A., Dillert, R., y Goslich, R. (2000). *Photocatalysis in water environmental using artificial and solar light*. Catal. Today 58(2-3), 199-230.
- [37] Li Puma, G., y Yue, P. (1998). *A laminar falling a film slurry photocatalytic reactor part I-model development*. Chem. Eng. Sci. 53 (16). pp 2993-3006.
- [38] Ray, A. (1998). *A new photocatalytic reactor for destruction of toxic water pollutants by advanced oxidation process*. Catal. Today 44(1-4). Pp 357-368
- [39] Cassano, A., y Alfano, O. (2000). *Reaction engineering of suspended solid heterogeneous photocatalytic reactors*. Catal. Today 58(2-3). Pp. 167-197
- [40] Anaya Durand, A. y Pedroza Flores, H. (2008). *Escalamiento, el arte de la ingeniería química: Plantas piloto, el paso entre el huevo y la gallina*. Tecnología, Ciencia, Educación 23 (001). Pp. 31-39.
- [41] Banco Interamericano de Desarrollo (1992). *Principios hidráulicos del funcionamiento del aforador Parshall en el canal principal Bagatzi*. IICA-SENARA.
- [42] Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.(2002) *Wastewater engineering: Treatment and Reuse*. Metcal & Eddy Inc.
- [43] Hernández García, H. (2008). *Diseño, construcción y caracterización de un reactor fotocatalítico solar a nivel laboratorio*. Tesis de Maestría. Universidad del Mar.
- [44] Porter, J.F., Li, Y.G., y Chan, C.K. (1999). *The effect of calcination on the microstructural characteristics and photoreactivity of Degussa P-25 TiO₂*. J. Mater. Sci. 34(7).Pp. 1523 – 1531
- [45] Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.(2005) *Análisis de flujos y factores que determinan los periodos de retención*. En: Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual III: Evaluación de plantas de tecnología apropiada.OPS/CEPIS/PUB/04.112
- [46] USEPA.(1986). *Design Manual Municipal Wastewater Disinfection*. EPA/625/1-86/021
- [47] Pulgarin C. y Rincón A-G.(2004). *Field solar E.Coli inactivation in the absence and presence of TiO₂: is UV Solar dose an appropriate parameter for standardization of water disinfection?*. Sol. Energy 77. Pp. 635-648
- [48] Meierhofer R y Wegelin M.(2002). *Desinfección solar del agua*. Guía de aplicación. Reporte SANDEC No 07/03
- [49] Dheaya M.A. Alrousan, Patrick S.M. Dunlop, Trudy A. McMurray, J. Anthony Byrne.(2009). *Photocatalytic inactivation of E.Coli in surface water using immobilized nanoparticle TiO₂ films*. Water Res. 43. Pp. 47–54
- [50] Dheaya M.A. Alrousan, Patrick S.M. Dunlop, Trudy A. McMurray, J. Anthony Byrne.(2009). *Photocatalytic inactivation of E.Coli in surface water using immobilized nanoparticle TiO₂ films*. Water Res. 43. Pp. 47–54