

S.E.P.

S.E.S.T.N.M

Tec.N.M.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

División de Estudios de Posgrado e Investigación

“REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y FÓSFORO DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL IMPLEMENTANDO UN TREN DE TRATAMIENTO DE FITODEPURACIÓN Y O₃/UV”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

DONOVAN RICARDO RAMIREZ CARRANZA

No. CONTROL: 1728M1180

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA

CODIRECTOR DE TESIS:

DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, JUNIO DE 2019



SEP

SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Toluca

Metepec, Méx., 01/julio/2019

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-753/2019

DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
P R E S E N T E.

Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "Remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo de agua residual municipal implementando un tren de tratamiento de fitodepuración y O₃/UV", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta el C. DONOVAN RICARDO RAMÍREZ CARRANZA con número de control 1728M1180 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad necesario para proceder a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

DRÁ. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA
DIRECTORA DE TESIS

DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ
CO DIRECTOR DE TESIS

DR. RICARDO BERISTAIN CARDOSO
REVISOR

DRA. MARÍA SONIA MIREYA MARTÍNEZ
GALLEGOS
REVISORA

DR. FRANCISCO JAVIER ILLESCAS
MARTÍNEZ
REVISOR

JLGR/magj





SEP
SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Toluca

"2019, Año del Caudillo del Sur, Emiliano Zapata"

Metepec, Edo. de México, 05 / julio / 2019

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-791/2019

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

C. DONOVAN RICARDO RAMÍREZ CARRANZA
CANDIDATO AL GRADO DE MAESTRO
EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
P R E S E N T E.

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado "Remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo de agua residual municipal implementando un tren de tratamiento de fitodepuración y O₃/UV" la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión digital del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE

"Educación, integridad y ciencia"

DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL
DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

JLGR/magj



Av. Tecnológico S/N. Col. Agrícola Bellavista, C.P. 52149,
Metepec, Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00
e-mail: info@toluca.tecnm.mx, www.toluca.tecnm.mx





Dedicatoria

A mis padres y hermano, por su apoyo incondicional y así poder concluir otra etapa importante de mi vida.

A mi abuelito, que desde lo más alto me está viendo y puede apreciar la conclusión de esta etapa de mi vida.



Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico brindado durante los cuatro semestres de estudios de maestría. Esperando la satisfactoria continuidad de su importe labor en el fomento y desarrollo de la Ciencia y Tecnología en beneficio de la superación de nuestro país entrego esta tesis producto del esfuerzo de dicho organismo.

Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECYT), por el apoyo económico brindado durante el XVIII Congreso Internacional y XXIV Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, celebrado del 3 al 7 de junio de 2019. Esperando satisfactoria comunidad de su importe labor en el fomento, desarrollo y participación en eventos científicos y tecnológicos en beneficio de la superación del Estado de México.

Al proyecto de investigación aprobado por el TecNM clave 5890.16-P, titulado “Degradación de Fenol por el proceso foto-Fenton empleando un irradiador UV escala piloto”, por financiar el proyecto de esta tesis.

A mi directora de tesis, Dra. Ma. Guadalupe Macedo Miranda, a mi codirector, Dr. Julio Cesar González Juárez y al Dr. Ricardo Beristain Cardoso de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma (UAM-L) por confiar en mi trabajo a lo largo del desarrollo de esta tesis, por sus consejos, enseñanzas y por la amistad otorgada.

Resumen

En este documento se presentan los resultados de caracterización de un agua residual tipo municipal de una planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Toluca, siendo los parámetros principales: la DQO, amonio, nitrato y fósforo total, determinando así las condiciones iniciales del agua a tratar mediante un tren de tratamiento con un sistema de fitodepuración y un proceso de O₃/UV, como alternativa para optimizar la degradación de la materia orgánica y nutrientes.

Para ello se implementó un sistema de fitodepuración, que está integrado por dos humedales artificiales: un humedal subsuperficial con *Scirpus lacustris* y un humedal superficial con *Lemna gibba*, con una capacidad de 30 y 72 L, respectivamente, operado a diferentes tiempos de retención hidráulica de 3, 2 y 1 días. El proceso de O₃/UV está integrado por un reactor con una capacidad de 19 L, equipado con una lámpara UV con una longitud de onda de 254 nm y un generador de O₃, este proceso como tratamiento inicial o final del agua a tratar.

Finalmente se hace una discusión de los resultados donde se encontró que mediante en un tren de tratamiento 1 integrado por *Scirpus lacustris* – *Lemna gibba* – O₃/UV a un TRH de 3 d, se obtuvo una eficiencia de remoción de 95% de la DQO, 49% de amonio, 23% de nitrato y 56% de fósforo total.



ABSTRACT

The present document is showing the wastewater chemical characterization, which was collected from Municipal Wastewater Treatment Plant, located in Toluca. The main parameters determined were: COD, ammonium, nitrate and total phosphorus. In addition, a phytodepuration system coupled to O₃/UV process as feasible technology in order to optimize the biodegradation of organic matter and nutrients was also evaluated.

The phytodepuration system was integrated by two artificial wetlands, the first consisted in a subsurface wetland using *Scirpus lacustris*, whereas the second one was a surface wetland using *Lemna gibba*, with working volumes of 30 and 72 L, respectively. The biodegradation system was evaluated at three HRT, being of 3, 2 and 1 day. The O₃/UV module had a working volume of 19 L; it was instrumented with UV lamp (254 nm) and ozone generator. The O₃/UV module was used as either pre-treatment or post-treatment during the municipal wastewater treatment.

Finally, detailed discussion of the different treatments was carried out. The experimental results showed that the phytodepuration system conformed by *Scirpus lacustris-Lemna gibba*-O₃/UV operated at HRT of 3 d displayed the best results in terms of COD, ammonium, nitrate and total phosphorous; attaining removal efficiencies of 95%, 49%, 23% and 56%, respectively.

Índice

Resumen	iii
ABSTRACT	iv
Introducción	1
1. Fundamentos	4
1.1. Aguas residuales: tipo de aguas residuales y sus componentes.....	4
1.1.1. Materia orgánica.....	5
1.1.2. Demanda química de oxígeno	5
1.1.3. Contaminantes emergentes	6
1.2. Tratamiento de aguas residuales municipales.	9
1.2.1. Niveles de tratamiento de aguas residuales.....	9
1.3. Sistemas de fitodepuración de aguas residuales	12
1.3.1. Humedales artificiales.....	13
1.3.2. Tipo de humedales artificiales.....	13
1.3.3. Tipos de macrófitas para humedales artificiales.....	16
1.3.4. <i>Lemna gibba</i> (lenteja de agua)	18
1.3.5. <i>Scirpus lacustris</i> (tule).....	18
1.3.6. Hidrodinámica en humedales artificiales	19
1.4. Procesos de Oxidación Avanzada	20
1.4.1. Proceso de O ₃ /UV	23
1.5. Implementación de POA´s y sistemas de fitodepuración en el tratamiento de aguas residuales.....	25
2. Metodología	29
2.1 Construcción del tren de tratamiento de fitodepuración y O ₃ /UV	30
2.2 Construcción del humedal de flujo subsuperficial con <i>Scirpus lacustris</i> (tule)	31
2.3. Obtención de las macrófitas	34
2.4. Instalación del proceso O ₃ /UV.	35
2.5. Esquema experimental a nivel laboratorio.....	37
2.6. Muestreo.....	39
2.6.1. Toma de muestra.....	39
2.7. Caracterización del agua residual doméstica	39

2.7.1. Determinación del pH	39
2.7.2. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	40
2.7.3. Determinación de amonio	40
2.7.4. Determinación de nitrato	40
2.7.5. Determinación de fósforo total	41
3. Resultados y discusión	42
3.1. Caracterización química del agua residual.....	42
3.2 Determinación del tiempo de contacto del sistema O ₃ /UV	42
3.3. Tren de tratamiento de agua residual municipal empleando la combinación 1: <i>Scirpus lacustris</i> – <i>Lemna gibba</i> – O ₃ /UV (S.L. + L.G. + O ₃ /UV).	45
3.3.1. Operación en continuo del tren de tratamiento 1, a un TRH de 3 días. 45	
3.3.2. Operación en continuo del tren de tratamiento 1, a un TRH de 2 días. 49	
3.3.3. Operación en continuo del tren de tratamiento 1, a un TRH de 1 día... 52	
3.4 Tren de tratamiento de agua residual municipal empleando la combinación 2: O ₃ /UV – <i>Scirpus lacustris</i> – <i>Lemna gibba</i> (O ₃ /UV + S.L. + L.G.)	53
3.4.1. Operación en continuo del tren de tratamiento 2, a un TRH de 3 días. 53	
3.4.2. Operación en continuo del tren de tratamiento 2, a un TRH de 2 días. 58	
3.4.3. Operación en continuo del tren de tratamiento 2, a un TRH de 1 días. 60	
4. Conclusiones	64
5. Recomendaciones.	66
6. Fuentes consultadas.....	67

Relación de tablas

Tabla 1.1. Tipo de agua residuales y sus componentes.	4
Tabla 1.2. Descripción de contaminantes emergentes en aguas residuales.	6
Tabla 1.3. Características de los diferentes niveles de tratamiento de aguas residuales.	10
Tabla 1.4. Eficiencias de las tecnologías empleadas por nivel de tratamiento de aguas residuales.	11
Tabla 1.5. Sistemas de humedales artificiales en función del tipo de planta.	13
Tabla 1.6. Humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial.	14
Tabla 1.7. Especies vegetales más utilizadas en humedales artificiales.	17
Tabla 1.8. Clasificación de los Procesos de Oxidación Avanzada.	22
Tabla 1.9. Características de tecnologías de desinfección por ozono y UV.	23
Tabla 1.10. Recopilación de estudios realizados con POA's y sistemas de fitodepuración.	25
Tabla 3.1. Características químicas del agua residual municipal, afluyente.	42
Tabla 3.2. Eficiencias de remoción de los contaminantes durante la cinética.	43
Tabla 3.3. Proceso del tren de tratamiento 1 con TRH de 3 días.	47
Tabla 3.4. Proceso del tren de tratamiento 1 con TRH de 2 días.	50
Tabla 3.5. Proceso del tren de tratamiento 1 con TRH de 1 día.	53
Tabla 3.6. Proceso del tren de tratamiento 2 con TRH de 3 días.	56
Tabla 3.7. Proceso del tren de tratamiento 2 con TRH de 2 días.	58
Tabla 3.8. Proceso del tren de tratamiento 2 con TRH de 1 día.	61

Relación de figuras

Figura 1.1. Humedal artificial de flujo superficial.....	15
Figura 1.2. Humedal artificial de flujo subsuperficial	16
Figura 1.3. Efecto de las estructuras de entrada y salida en la distribución del flujo del agua en los humedales artificiales.....	20
Figura 1.4. Diagrama general de actividades realizadas a lo largo de la investigación.	29
Figura 2.1. Esquema del contenedor para los humedales artificiales.	30
Figura 2.2. Cuadrícula con hilo.....	31
Figura 2.3. Cuadrícula y ubicación de las macrófitas con grava.	31
Figura 2.4. Colocación de grava en el contenedor.	32
Figura 2.5. Colocación de las macrófitas en el contenedor.....	32
Figura 2.6. Colocación final de la grava.....	33
Figura 2.7. Construcción final del sistema de fitodepuración.	34
Figura 2.8. Obtención de <i>Scirpus lacustris</i>	35
Figura 2.9. Obtención de <i>Lemna gibba</i>	35
Figura 2.10. Esquema y estructura del reactor para el proceso de O ₃ /UV.....	36
Figura 2.11. Reactor O ₃ /UV.....	37
Figura 2.12. Diseño experimental, donde “A” es el depósito de agua residual, “B” humedal subsuperficial, “C” humedal superficial, “D” efluente del sistema de fitodepuración, “E” reactor O ₃ /UV, “F1” generador de O ₃ , “F2” compresor, “G” trampas de KI y “H” efluente final del tren de tratamiento.....	38
Figura 3.1. Cinética de degradación de DQO, amonio, nitrato y PT.	43
Figura 3.2. Perfiles de carga y descarga de la DQO en el afluente y efluente del tren de tratamiento 1.	46
Figura 3.3. Perfiles de carga y descarga de amonio, nitrato y PT en el afluente y efluente del tren de tratamiento 1.....	47
Figura 3.4. Eficiencias de remoción de DQO, amonio, nitrato y PT a un TRH de 3, 2 y 1 días del tren de tratamiento 1.	48



Figura 3.5. Perfiles de carga y descarga de la DQO en el afluente y efluente del tren de tratamiento 2. 54

Figura 3.6. Perfiles de carga y descarga de amonio, nitrato y PT en el afluente y efluente del tren de tratamiento 2..... 55

Figura 3.7. Eficiencias de remoción de DQO, amonio, nitrato y PT a un TRH de 3, 2 y 1 días del tren de tratamiento 2. 56

Introducción

En los últimos años, se ha reportado un incremento en la generación de aguas residuales por lo que se ha incentivado a la ingeniería a desarrollar alternativas de tratamiento de depuración más eficientes. Las plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas (PTARD), son utilizadas para la remoción de contaminantes presentes en el agua residual cruda, la cual debe responder a una alta variabilidad temporal de flujo en la entrada del sistema, así como a diferentes concentraciones de los contaminantes a tratar (Rodríguez *et al.*, 2015).

El tratamiento de aguas residuales actualmente lleva consigo diferentes procesos y operaciones unitarias (desbaste, desarenador, sedimentación, etc.). Por otro lado, se debe destacar que el trabajo de especialistas, como ingenieros químicos, civiles, hidráulicos, etc., es el que ofrece mejores resultados en la producción y conclusión de proyectos relacionados con el tratamiento aguas residuales, esto conduce a la especialidad en ingeniería ambiental, donde contribuyen a darle solución a la contaminación actual en el medio ambiente (CONAGUA, 2016b). Debido a esta situación se busca generar nuevos sistemas híbridos, en especial con estas características biológicas y procesos de oxidación avanzadas (POA's).

La ozonización se ha utilizado principalmente como desinfección en el tratamiento de agua potable y aguas residuales. Estudios recientes han demostrado que la ozonización también puede disminuir sustancialmente una amplia gama de contaminantes en aguas con una rentabilidad suficiente. Sin embargo, debido a los bajos rendimientos en la generación de radicales HO^\bullet , a menudo se requieren dosis de ozono relativamente altas para generar suficientes radicales hidroxilo (HO^\bullet) para una mejor eficiencia, aunque las altas dosis específicas de ozono aumentan no solo la demanda de energía para el tratamiento del agua, sino también el riesgo de formación significativa de aniones bromatos (BrO_3^-) aun si el agua contiene una concentración moderada de bromuro (Yao *et al.*, 2018), por esta razón, la propuesta

de este trabajo para remediar este problema es utilizando una lámpara UV de 254 nm para una mayor generación de estos radicales y así disminuir la dosis de ozono.

Por otro lado, la aplicación de sistemas integrados se ha investigado tanto para unidades compactas de sistemas multifunción, como para sistemas únicos que involucran varios mecanismos, especialmente nitrificación, desnitrificación, adsorción y almacenamiento en la acumulación de materia orgánica. Los sistemas naturales incluyen lagos, extensas marismas, pantanos de tierras bajas y humedales donde, por ejemplo, *Typha spp.* y *Scirpus spp.* a menudo están presentes. Los humedales artificiales generalmente consisten en celdas individuales en paralelo o en serie con arreglos alternativos, pueden contar con un lecho poroso de arcilla, piedra o cemento o como humedales de agua libre en la superficie o subsuelo.

Con base en lo anterior, el objetivo general de este proyecto fue determinar el tratamiento adecuado para la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, de un agua proveniente del proceso primario de una planta de tratamiento de agua residual municipal.

Los objetivos específicos planteados fueron:

- Construir el tren de tratamiento de fitodepuración con O_3/UV .
- Caracterizar el agua residual doméstica saliendo del pretratamiento, determinando pH, temperatura, DQO, amonio, nitrato y fósforo total.
- Determinar el tiempo de retención hidráulica adecuado en los humedales de forma conjunta empleado el O_3/UV como tratamiento inicial y tratamiento final.
- Determinar la eficiencia de remoción en los humedales de forma conjunta empleado el O_3/UV como tratamiento inicial y tratamiento final.

- Determinar el tren de tratamiento adecuado para aguas residuales municipales.

La hipótesis propuesta al inicio del trabajo fue: con el uso de un humedal artificial con *Lemna gibba* y *Scirpus lacustris* juntamente con el proceso O₃/UV, permitirá una reducción significativa de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo, contenida en un efluente tratado a nivel primario, de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas.

El alcance del proyecto fue el establecer una alternativa de tratamiento para la degradación de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo expresados mediante DQO, amonio, nitrato y fosforo total mediante la aplicación de un sistema de fitodepuración con un proceso de oxidación avanzada como O₃/UV, con el fin de sustituir los tratamientos convencionales como son lodos activados, filtros percoladores etc., así como disminuir el área que se requiere para la instalación de humedales artificiales.

1. Fundamentos

1.1. Aguas residuales: tipo de aguas residuales y sus componentes.

Las aguas residuales son aguas de composición variada proveniente de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (NOM-002-SEMARNAT-1996). En la Tabla 1.1 se muestra la clasificación de los tipos de aguas residuales con su definición y los componentes que la conforman.

Es importante tener el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales para la realización de su tratamiento y así asegurar el buen funcionamiento del sistema que se desea emplear para su depuración.

Tabla 1.1. Tipo de agua residuales y sus componentes.

Tipo de agua residual	Definición	Componentes
Aguas residuales domésticas	Son aguas provenientes del uso particular de las personas y del hogar (NOM-002-SEMARNAT-1996).	<ul style="list-style-type: none">•Grasas y aceites•Sólidos sedimentables•Coliformes fecales•Fosfatos
Aguas residuales industriales	Son aguas provenientes de los procesamientos realizados en fábricas y establecimientos industriales. Su composición es muy variable dependiendo de las diferentes actividades industriales (Sosa, 2015).	<ul style="list-style-type: none">•Aceites y detergentes•Antibióticos•Ácidos y grasas•Productos y subproductos de origen mineral, químico, vegetal o animal.•Metales pesados

1.1.1. Materia orgánica

Las proteínas y carbohidratos constituyen el 90% de las sustancias orgánicas de las aguas residuales domésticas, por lo que la materia orgánica consiste en una mezcla heterogénea de compuestos orgánicos con diversas estructuras y orígenes variados que incluyen materia orgánica natural disuelta, productos microbianos solubles y sustancias traza de origen industrial y residencial (Papageorgiou *et al.*, 2017). Su composición es un reflejo del origen de las aguas crudas y de las actividades domésticas, industriales y agrícolas que contribuyen a la generación de las aguas residuales que contaminan el medio ambiente y sobre todo al agua potable que se ha convertido en un recurso limitado en el planeta.

La concentración de materia orgánica en las aguas residuales se cuantifica principalmente mediante la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o la demanda química de oxígeno (DQO) que estima el grado de oxidación biológica o química, respectivamente. Por otro lado, la concentración de la materia orgánica también puede ser determinada en términos de carbono total (CT) o carbono orgánico total (COT) cuantificado mediante análisis instrumental elemental, sin embargo, los valores de TC y TOC no expresan la fracción oxidable de la materia orgánica responsable de la eutrofización de un medio receptor, por lo que no puede reemplazar las pruebas de DBO y DQO (Viana *et al.*, 2011).

1.1.2. Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) es uno de los parámetros químicos más relevantes en la gestión de instalaciones de plantas de tratamiento de aguas residuales, se define como la concentración de la masa de oxígeno equivalente a la cantidad de dicromato consumida por la materia disuelta y suspendida cuando una muestra de agua se trata con este oxidante bajo condiciones definidas (NMX-AA-030/1-SCFI-2012).

La determinación de este parámetro se realiza mediante métodos empíricos eficientes gracias a la capacidad de analizar las aguas residuales en un par de horas, en lugar de los cinco días requeridos para DBO₅, lo que hace que esta evaluación analítica de DQO sea más popular y útil a pesar de que también involucra la oxidación de la materia inorgánica, que se realiza a través de su capacidad de oxidación mediante el dicromato de potasio en condiciones específicas de concentración, catalítica, ácida y de temperatura (Viana *et al.*, 2011).

1.1.3. Contaminantes emergentes

Son sustancias químicas orgánicas sintéticas o naturales que pueden afectar negativamente a la vida silvestre y la biota, estos suelen ser productos farmacéuticos, detergentes con grandes concentraciones de productos químicos, etc. (Xu *et al.*, 2011). El número de grupos químicos que constituyen los contaminantes emergentes es grande y continúa creciendo a medida que se identifican nuevos productos que forman parte de esta clasificación. Debido a los avances en la industria química, la variedad de compuestos que se liberan al medio ambiente es potencialmente dañina para los seres humanos y el ecosistema a largo plazo, el cual, se espera que crezca significativamente a lo largo de los años (Rodríguez-Narvaez *et al.*, 2017). En la Tabla 1.2 se mencionan algunos de los contaminantes emergentes, así como las características de cada uno de ellos.

Tabla 1.2. Descripción de contaminantes emergentes en aguas residuales.

Contaminantes emergentes	Descripción
Plaguicidas	Los plaguicidas son sustancias o mezclas de sustancias destinadas a prevenir, destruir, repeler o mitigar las plagas. Los estudios han demostrado que los metabolitos de plaguicidas a menudo se detectan en aguas subterráneas en concentraciones más altas en comparación con los compuestos



1. Fundamentos

	precursores. Entre ellos se encuentran el DDT, aldrín, endosulfán, endrín etc.
Productos farmacéuticos	Las vías principales de productos farmacéuticos en el medio ambiente son a través de la excreción humana, la eliminación de los productos no utilizados y por el uso agrícola. Entre ellos se encuentran los analgésicos (de mayor consumo mundial), antihipertensivos (uso frecuente), antibióticos (amplio consumo), etc.
Drogas ilícitas	Estas sustancias entran a la red de aguas residuales como drogas inalteradas y/o sus metabolitos activos por excreción humana, saliva, y sudor, después del consumo ilegal o por la eliminación accidental o deliberada de los laboratorios clandestinos de drogas.
Hormonas esteroides	Son encontradas en las aguas, ya que naturalmente el hombre las contiene, se producen en células específicas de los testículos, la corteza adrenal, ovarios y placenta.
Productos de la vida cotidiana	La cafeína, la nicotina, y el metabolito de la nicotina han sido ampliamente detectados en el agua subterránea impactada por aguas residuales. Las fuentes comunes de cafeína incluyen tanques sépticos, así como el tratamiento de aguas residuales de descarga a las aguas superficiales y subterráneas.
Cuidado personal	En general estos productos están dirigidos a alterar el olor, el aspecto y el tacto para el cuidado del cuerpo humano. Muchos de estos productos son usados como ingredientes activos o preservativos en cosméticos, en baños o fragancias.
Surfactantes	Estos se usan como detergentes, agentes adherentes, dispersantes, emulsificantes, solubilizantes y agentes espumantes. Son importantes en aplicaciones industriales, como el papel y celulosa, textiles, recubrimientos, pesticidas agrícolas, aceites combustibles y lubricantes, metales y

	plásticos, por lo que se han encontrado en ríos, lagos y aguas costeras.
Aditivos industriales	Muchos de estos productos causan problemas en la salud, tales como los disolventes clorados, hidrocarburos de petróleo, incluidos los hidrocarburos poliaromáticos y el combustible oxigenado de éter de metilo butilo terciario, y los plastificantes / bisfenoles resinas, etc.
Retardantes de llama/fuego	Estas sustancias ayudan a prevenir incendios, salvar vidas, reducir costo económico por daños de incendios, los retardantes de llama, así como muchos otros productos químicos, no son eliminados totalmente en las plantas de tratamiento, por lo tanto, aportan a la contaminación emergente en el agua. Entre los retardantes de llama, se encuentran aquellos compuestos basados en organofosfatos, tales como el tris (cloro isopropil) fosfato (TCPP) y tris (2-cloro etil) fosfato (TCEP), usados en productos industriales y de consumo.
Aditivos de alimentos	Los aditivos alimentarios que se han detectado en las aguas subterráneas son el acesulfame sucralosa 126 y sacarina (edulcorantes), sacarina y sucralosa126, así como otros agentes de conservación, tales como parabenos.

Fuente: Gil *et al.*, 2012.

Actualmente la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales son diseñadas para la eliminación de materia orgánica y ciertos tipos de contaminantes incluidos en las normas oficiales. Los tratamientos biológicos se han catalogado como una tecnología viable en el tratamiento de aguas residuales domésticas y de algunas industriales, sin embargo, se ha deducido que estos sistemas sólo generan una eliminación parcial de los contaminantes emergentes, siendo la mayoría descargados a un medio receptor (Rubio *et al.*, 2013). Los tratamientos convencionales como los sistemas de lodos activados o filtros biológicos percoladores pueden convertir diversos compuestos orgánicos en biomasa que

posteriormente por medio de clarificadores, pueden ser separada, lamentablemente no sucede lo mismo con los contaminantes emergentes. Debido a esto, se requieren de tratamientos avanzados como los procesos de oxidación avanzada (POA), donde se han reportado que pueden ser uno de los sistemas más eficientes en la depuración de estos contaminantes; estos pueden ser tratados con ozono combinado con peróxido de hidrogeno (O_3/H_2O_2) para tratar ibuprofeno y diclofenaco (García-Gómez, 2011).

1.2. Tratamiento de aguas residuales municipales.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se diseñan para producir efluentes que garanticen el cumplimiento de estándares de calidad, de acuerdo con las reglamentaciones o normatividades existentes y con el aprovechamiento potencial del efluente, minimizando los problemas de salud pública. El tratamiento se puede clasificar por mecanismos o niveles, como son preliminar, primario, secundario, terciario y avanzado (Silva *et al.*, 2008).

1.2.1. Niveles de tratamiento de aguas residuales

En la Tabla 1.3 se muestra de manera resumida la relación con el tipo de contaminantes y la eficiencia de remoción que se puede alcanzar en cada uno de ellos.

Tabla 1.3. Características de los diferentes niveles de tratamiento de aguas residuales.

Concepto	Nivel de tratamiento			
	Preliminar	Primario	Secundario	Terciario
Contaminantes removidos	Sólidos gruesos (basuras, arenas). Grasas. Acondicionamiento químico (pH).	Sólidos suspendidos sedimentables. Materia orgánica suspendida (parcialmente).	Sólidos no sedimentables. Materia orgánica suspendida fina-soluble (parcialmente). Nutrientes (parcialmente). Patógenos (parcialmente).	Contaminantes específicos. Materia orgánica fina y soluble (pulimento). Nutrientes patógenos (principalmente).
Eficiencias de remoción	DBO: 0-5% Coliformes: 0% Nutrientes: 0%	SS: 60-70% DBO: 30-40% Coliformes: 30-40% Nutrientes: < 20%	SS: 60-99% DBO: 60-99% Coliformes: 60-99% Nutrientes: 10-50%	SS: >99% DBO: >99% Coliformes: >99.9% Nutrientes: >90%
Mecanismo predominante	Físico	Físico	Biológico o químico	Biológico o químico
Cumple patrón de vertimiento	No	No	Usualmente sí	Sí
Cumple patrón de reúso	No	No	Usualmente sí	Sí
Aplicación	Aguas arriba de estaciones de bombeo. Etapa inicial del tratamiento, es indispensable. Independiente de la complejidad del tratamiento y del uso del efluente (vertimiento o reúso agrícola).	Tratamiento parcial. Etapa intermedia de tratamiento. Su uso depende del tipo de tratamiento posterior. Recomendable en reúso para evitar obstrucción de los sistemas de riego.	Tratamiento más completo para la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos. Para nutrientes con adaptaciones o inclusión de etapas específicas (parcialmente). Adecuada para aplicación en riego (con desinfección).	Tratamiento completo para remoción de material no biodegradable y disuelto. Remoción de nutrientes y coliformes. Principalmente para la remoción de patógenos. Sin restricción de uso para cualquier tipo de cultivo.

SS: Sólidos Suspendidos, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

Fuente: Silva *et al.*, 2008.

En cada nivel, existen diferentes sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales, cada uno de ellos se desempeñan diferentes procesos de tratamiento, tanto de operación como de eficiencias. En la Tabla 1.4 se muestran las tecnologías de tratamiento de aguas residuales en cada nivel, así como sus eficiencias de remoción.

Tabla 1.4. Eficiencias de las tecnologías empleadas por nivel de tratamiento de aguas residuales.

Nivel	Tecnologías	Eficiencias de remoción (%)				
		Sólidos suspendidos	DBO	N	P	Coliformes
Primario	Tanque séptico	50-70	40-62	< 10	< 10	< 60
	Filtro anaerobio (arena)	> 90	90	> 95	-	-
	Infiltración lenta	-	94-99	65-95	75-99	> 99
	Infiltración rápida	-	94-99	65-95	75-99	> 99
	Infiltración sub-superficial	-	90-98	10-40	85-95	> 99
	Escurrimiento superficial	-	85-95	10-80	20-50	90-99
	Primario avanzado (TPA)	73-84	46-70	< 30	75-90	80-90
Secundario	UASB	60-80	60-70	10-25	10-20	60-90
	UASB – laguna facultativa	84	88	-	-	-
	Lodos activados convencional	80-90	85-93	30-40	30-45	60-90
	Lodo activado de flujo intermitente	80-90	85-93	30-40	30-45	60-90
	Lodo activado con aireación prolongada	80-90	93-98	15-30	10-20	65-90
	Filtro biológico	85-95	80-93	30-40	30-45	60-90
	Biodiscos	85-95	85-93	30-40	30-45	60-90
	Laguna facultativa	-	70-85	30-50	20-60	60-99
Terciario	Humedal subsuperficial	81-88	71-82	15	15	74-96
	Radiación UV	-	20	-	-	-
	Ozonización	-	35	-	-	-
	Cloración	-	-	-	-	>50
	Electroquímica	-	>90	-	-	>90
	Coagulación	-	-	-	-	60-90

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket, reactor de flujo ascendente y manto de lodos
 DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno; N: Nitrógeno; P: Fósforo

Fuente: Silva et al., 2008.

1.2.2. Tratamientos avanzados

Los tratamientos avanzados han sido utilizados para la aplicación en el tratamiento de aguas residuales y pluviales para la producción y reutilización indirecta de agua potable y en el control de micro-contaminantes de los efluentes de las plantas de tratamiento (Meneses, 2014). En los últimos años se han estudiado sistemas de membrana biológicos y no biológicos, como osmosis inversa, ultrafiltración y nanofiltración, así como los procesos de oxidación avanzada (POA), los cuales han sido considerados como los más apropiados para remover concentraciones de contaminantes emergentes. Los reactores biológicos de membrana (MBR) son considerados como una mejora al tratamiento microbiológico de aguas residuales, estos sistemas presentan considerables ventajas a los tratamientos biológicos convencionales debido a que se genera una baja carga de lodo en términos de DBO. Por otro lado, se han utilizado procesos de oxidación avanzados, de los cuales se han realizado estudios con medicamentos de mayor consumo donde los resultados han sido del 90 % de remoción, tales como el ibuprofeno y diclofenaco. En base a esto, se han reportado investigaciones que contemplan la combinación de procesos de oxidación con biológicos y humedales, resaltando su potencial ante el problema del tratamiento de aguas contaminadas difíciles o imposibles de remover por procesos convencionales. Sin embargo, muchos de ellos no han pasado del desarrollo piloto, esto es debido a cuestiones económicas por lo que hace esto su limitada aplicación como en plantas tratadoras de aguas industriales o municipales (García *et al.*, 2011).

1.3. Sistemas de fitodepuración de aguas residuales

Los humedales artificiales son sistemas de fitodepuración de aguas residuales, consisten en un cultivo de macrófitas enraizadas sobre un lecho poroso como grava impermeabilizado. Las macrófitas son plantas herbáceas que se pueden desarrollar en el agua y suelos con diferente grado de saturación, crecen en las orillas de los lagos, embalses y ríos (García & Leal, 2006). La acción de las macrófitas hace posible una serie de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas, a través

de las cuales el agua residual es depurada progresiva y lentamente (Delgadillo *et al.*, 2010).

1.3.1. Humedales artificiales

Son sistemas de fitodepuración de aguas residuales, se conocen también como “fitosistemas”, que emplean la energía solar a través de la fotosíntesis, las macrófitas captan la luz solar y la transforman en energía química que es usada en su metabolismo para realizar funciones vitales, es por eso que al realizar esta acción colaboran en el tratamiento de aguas contaminadas, estas pueden ser plantas acuáticas visibles a simple vista, incluyendo plantas acuáticas vasculares, musgos, algas y helechos. Estos sistemas de fitodepuración pueden ayudar a remover contaminantes presentes en el agua, tales como el carbono, nitrógeno y fósforo (Mooney & Cropper, 2005).

1.3.2. Tipo de humedales artificiales

Los humedales artificiales pueden ser clasificados según el tipo de macrófitas que empleen en su funcionamiento: macrófitas enraizadas o macrófitas flotantes libres. En la Tabla 1.5 se describen las características de los tipos de sistemas de humedales artificiales.

Tabla 1.5. Sistemas de humedales artificiales en función del tipo de planta.

Sistema	Descripción
Sistemas de tratamiento basados en macrófitas de hojas flotantes	Principalmente angiospermas sobre suelos anegados. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos. El jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) y la lenteja de agua (<i>Lemna sp.</i>) son las especies más utilizadas para este sistema.

<p>Sistemas de tratamiento basados en macrófitas sumergidas</p>	<p>Comprenden algunos helechos, numerosos musgos, carófitas y muchas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica (a la cual llega la luz solar), aunque las angiospermas vasculares sólo viven hasta los 10 m de profundidad aproximadamente. Los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos.</p>
<p>Sistemas de tratamiento basados en macrófitas enraizadas emergentes</p>	<p>En sustratos anegados permanente o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos.</p>

Fuente: Delgadillo *et al.*, 2010.

Por otra parte, cabe mencionar que existen dos tipos de sistemas con macrófitas enraizadas emergentes que son de flujo superficial y subsuperficial, esto se debe a si el agua circula en forma superficial por entre los tallos de las macrófitas o si el agua circula por debajo o a través de la superficie del sustrato del humedal, esto depende de la circulación del agua que se emplee. La Tabla 1.6 describe las características de los humedales de flujo superficial y subsuperficial, así mismo, en las figuras 1.1 y 1.2, se muestra una ilustración de cada uno de ellos con sus diferentes configuraciones (CONAGUA, 2016b).

Tabla 1.6. Humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial.

Tipo de humedal	Características
<p>Humedales artificiales de flujo superficial</p>	<p>En estos sistemas el agua circula preferentemente a través de los tallos de las plantas y tiene contacto directo con la atmosfera (CONAGUA, 2016b). Estos sistemas albergan distintas especies de peces, anfibios, aves, etc.; pueden ser construidas en lugares turísticos y en sitios de investigación (Delgadillo <i>et al.</i>, 2010).</p>

<p>Humedales artificiales de flujo subsuperficial</p>	<p>En estos sistemas el flujo del agua se realiza a través de un medio granular de las y entre las raíces de las macrófitas (CONAGUA, 2016b). Existen dos tipos de humedales de flujo subsuperficial:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Humedales subsuperficiales de flujo horizontal: el agua se distribuye de forma horizontal a través del medio granular de manera continua (CONAGUA, 2016c). Se favorecen las condiciones anaerobias al mantenerse el nivel del agua por debajo del sustrato, este sistema suele desarrollar procesos de desnitrificación. •Humedales subsuperficiales de flujo vertical: el agua se infiltra verticalmente a través del medio granular, el flujo se efectúa de manera intermitente, con el fin de conservar y estimular al máximo las condiciones aerobias (CONAGUA, 2016c). Se suelen incluir chimeneas de aireación para favorecer las condiciones aerobias y así desarrollar procesos de nitrificación.
---	---

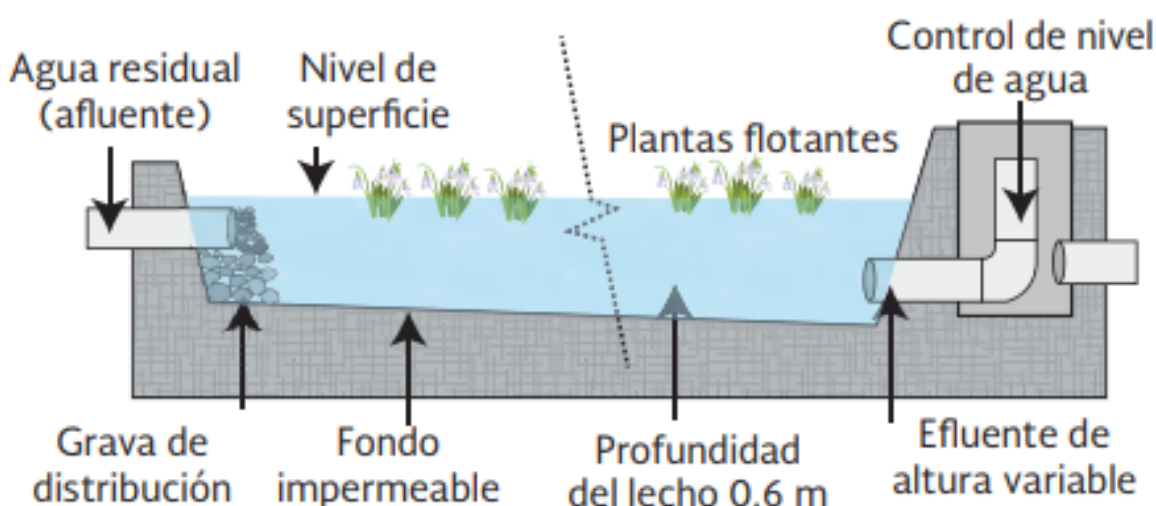


Figura 1.1. Humedal artificial de flujo superficial

Fuente: CONAGUA, 2016b.

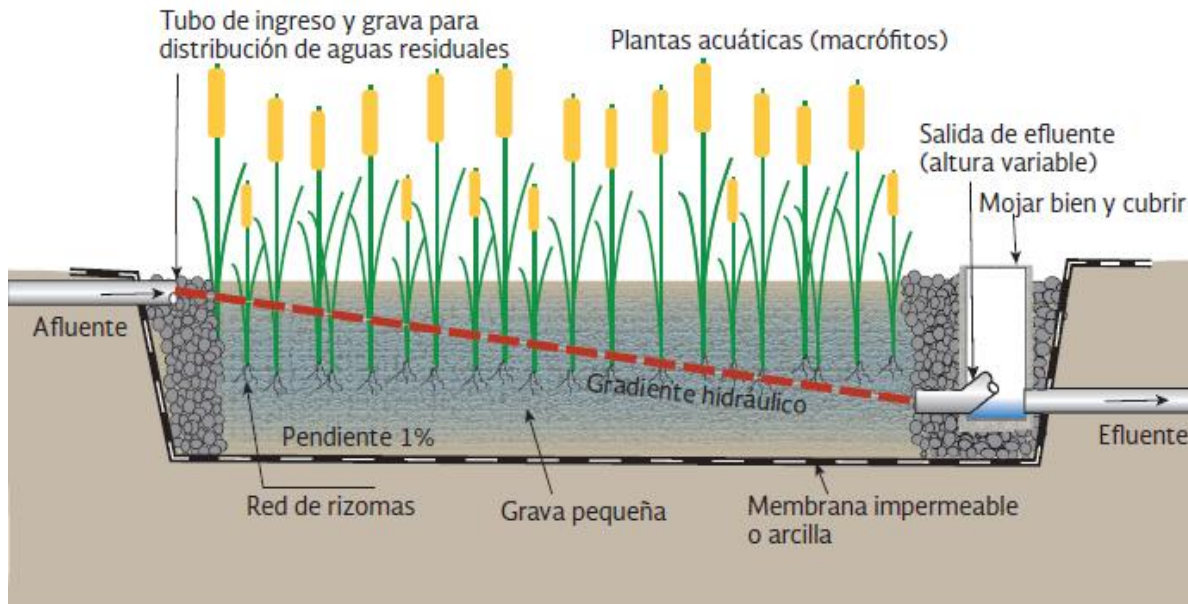


Figura 1.2. Humedal artificial de flujo subsuperficial
Fuente: CONAGUA, 2016b.

1.3.3. Tipos de macrófitas para humedales artificiales

Existen una gran cantidad de macrófitas que pueden ser utilizadas para el tratamiento de aguas residuales, sin embargo, la selección de ellas para un humedal artificial es uno de los factores más importantes, debido a que gran parte del tratamiento de estos sistemas se basa por las acciones de la misma vegetación, así como por obtener los rendimientos óptimos deseables en la depuración de las aguas residuales (Seoáñez & Gutiérrez, 1999). La Tabla 1.7 muestra las características de las diferentes especies más utilizadas y estudiadas en los humedales artificiales para la depuración de aguas residuales.

Tabla 1.7. Especies vegetales más utilizadas en humedales artificiales.

Nombre científico	<i>Thypa spp</i>	<i>Scirpus spp</i>	<i>Phragmytes spp australis</i> más común
Familia	<i>Tifacea</i>	Ciperácea	Gramínea
Nombre común	Espadaña, Enea, anea, Junco, Bayon.	Totora	Carrizo
Característica sobresaliente	Ubicua en distribución, capaz de crecer bajo diversas condiciones medio ambientales. Se propaga fácilmente, y es capaz de producir una gran cantidad de biomasa. Tiene bajo potencial de remoción de N y P por la vía de la poda y cosecha.	Perennes, crecen en grupo, plantas ubicuas, crecen en aguas costeras, interiores salobres y humedales, crecen bien en agua desde 5 cm hasta 3 m de profundidad.	Plantas altas. Rizoma de perenne extenso. Pueden ser más eficaces en la transferencia de oxígeno porque sus rizomas penetran verticalmente y más profundamente. Son muy usadas en humedales porque ofrecen un bajo valor alimenticio.
Distancia de siembra	60 cm	30 cm	60 cm
Penetración de la raíz en grava	30 cm., por lo que no es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial.	60 cm., por lo que es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial.	40 cm., por lo que es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial.
Temperatura deseable (°C)	10 - 30	18 - 27	12 - 23
Temperatura de germinación (°C)	12 - 24	-	10 - 30
Salinidad (mg/L)	30	20	45
pH	4 - 11	4 - 9	2 - 8

Fuente: Delgadillo *et al.*, 2010.

1.3.4. *Lemna gibba* (lenteja de agua)

Es una especie que se puede encontrar en África, Asia, Europa y América del Norte, es capaz de crecer en todas partes en los estanques de agua dulce y en flujos de lento movimiento. Esta especie es una planta acuática flotante, tiene una sola raíz que se cuelga en el agua. Cuando más hojas crecen, las plantas se dividen y se convierten en plantas individuales separadas. También puede crecer en agua con alta concentración de nutrientes tales como nitrógeno y fósforo, toleran un rango de pH de 6.5 a 7.5. Además, tiene la mejor tasa de crecimiento a una temperatura entre 6 y 33 °C. El potencial único de *Lemna gibba*, tales como alto contenido de proteínas, tasa de crecimiento alta y la capacidad de tratar las aguas residuales y prosperar en agua dulce y salobre. Una evaluación adicional puede ayudar a los investigadores a determinar los posibles efectos tóxicos de las plantas, los parámetros bioquímicos, las proporciones de peso seco / fresco y los contenidos de clorofila (Hesam, 2017).

1.3.5. *Scirpus lacustris* (tule)

Es una especie heliófila como la *typha*, tienen en general baja eficiencia en la remoción de nutrientes, sobre todo en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, pero una alta eficiencia de remoción de DBO y DQO, así como en la fijación de metales pesados y una alta eficiencia en la eliminación de coliformes fecales. Son plantas de climas templados que prosperan en condiciones soleadas, tolerando un amplio intervalo de pH entre 4 - 9. La temperatura media óptima para su desarrollo es de 16 °C a 27 °C. Se utilizan principalmente en humedales construidos de flujo subsuperficial, ya que su tolerancia a la inundación permanente es poca cuando la capa de agua es profunda. Se implantan individualmente en el sustrato o fango del humedal en primavera o épocas calurosas, porque el frío puede matarlas (Forero y Guayacundo, 2011).

1.3.6. Hidrodinámica en humedales artificiales

El análisis hidrodinámico comprende además de la eficiencia hidráulica, el estudio de otros indicadores que permiten representar la habilidad que tiene el reactor, para distribuir uniformemente el caudal a través del volumen del medio líquido, con el objetivo de maximizar el tiempo de contacto entre los microorganismos y los contaminantes presentes en el agua (Sabas, 2011). Para un humedal artificial se requiere tener un buen diseño hidráulico para tener el correcto funcionamiento del sistema. La mayoría de los modelos de diseños que se usan en la actualidad asumen condiciones uniformes de flujo pistón y no existen restricciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento (Montiel, 2014).

Para lograr una buena eficiencia en el tratamiento de aguas residuales con los sistemas de fitodepuración, un papel importante lo tienen las estructuras de entrada y salida, disminuyen y controlan la trayectoria del flujo del agua a tratar, el cual requiere que sea uniforme (CONAGUA, 2016c). Dicho lo anterior, se busca tener un régimen de mezcla completa en los humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial, este régimen tiene grandes ventajas en comparación con el de flujo pistón, estas son: el consumo uniforme de oxígeno por parte de los microorganismos, las cargas de choque son amortiguadas fácilmente sin que la población de organismos se vea afectada (Cruz *et al.*, 2000).

En la Figura 1.3 se muestra el efecto de las estructuras de la entrada y salida en la distribución del flujo del agua en los humedales artificiales, así como la distribución del agua en cada uno de los casos.

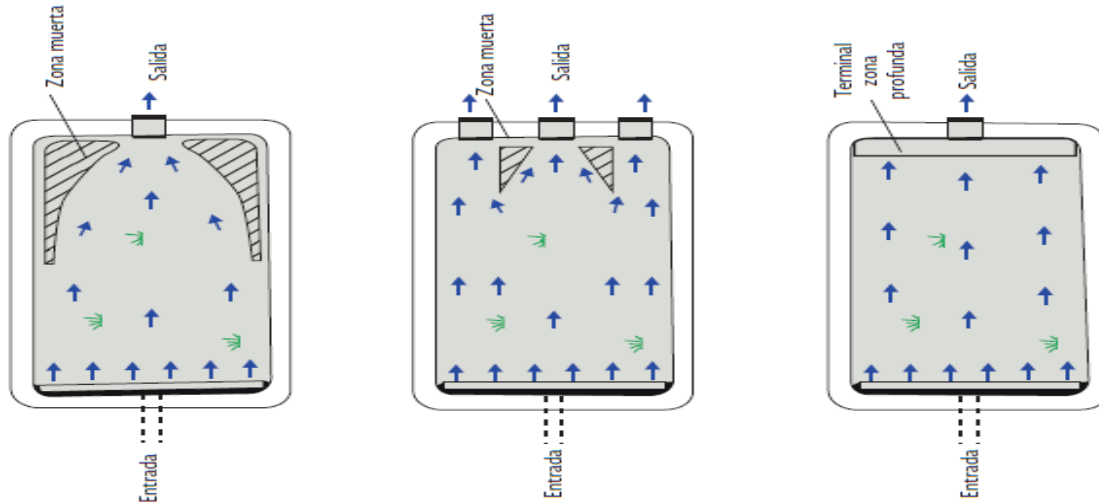


Figura 1.3. Efecto de las estructuras de entrada y salida en la distribución del flujo del agua en los humedales artificiales.
Fuente: CONAGUA, 2016a.

En el primer caso se muestra el único punto de salida que se ve comprometido y el tiempo de residencia hidráulica se reduce, se observan la formación de zonas muertas y flujos preferenciales. En el segundo caso se tienen tres puntos de salida, disminuyendo el volumen de zonas muertas; por último, en el tercer caso se tiene una tubería a lo ancho de la salida teniendo este cero en volumen de zonas muertas, teniendo este una distribución homogénea y alcanzando el régimen de flujo de mezcla completa.

1.4. Procesos de Oxidación Avanzada

Los procesos de oxidación avanzada (POA) se definen como procesos de oxidación que implican la generación de radical hidroxilo (HO^\bullet) en cantidad suficiente para interactuar con los compuestos orgánicos del medio (GilPavas *et al.*, 2011). Los POA se han considerado como una alternativa o complemento adecuado para el tratamiento de compuestos orgánicos tóxicos y no biodegradables, en pocas palabras, como un tratamiento terciario. Estos procesos generan una reacción altamente oxidante con el radical hidroxilo, que es capaz de degradar y mineralizar contaminantes orgánicos presentes en el agua residual. La interacción del radical hidroxilo (HO^\bullet) con los compuestos orgánicos ($\text{H}\cdot\text{R}\cdot\text{H}$), producen el radical ($\text{R}\cdot\text{H}$) al

eliminar el hidrógeno; este reacciona rápidamente con el oxígeno disuelto formando un peroxoradical orgánico ($R\cdot HO_2$), altamente inestable. Con esto se da paso a las reacciones de oxidación térmica que liberan al radical $R\cdot$, que reacciona con el oxígeno y radicales $HO\cdot$ libres en disolución, oxidándose así el radical orgánico (Herrera-Melián, 2012).

Estos métodos hacen uso de diferentes sistemas, como son reactivos, la catálisis y la fotoquímica, que se basan en el diseño y construcción de sistemas para el aprovechamiento de la radiación UV o luz visible, de reactores fotoquímicos y métodos de preparación de nuevos foto catalizadores, operando usualmente a presión y temperatura ambiente (GilPavas *et al.*, 2011). Las principales ventajas de las POA respecto a los métodos tradicionales las principales son (Forero-J.E. *et al.*, 2005):

- Transforman y destruyen químicamente el contaminante hasta la mineralización.
- En general, no generan subproductos que requieran posterior procesamiento.
- Son muy útiles para contaminantes refractarios que resisten otros métodos de tratamiento, principalmente el biológico.
- Operan en rangos donde los sistemas convencionales no son factibles.
- Son ideales para preparar las corrientes a tratamientos convencionales y aumentan la biodegradabilidad.

Una de las desventajas que presentan estos procesos, son los altos costos comparándolos con algunos procesos convencionales biológicos; sin embargo, el uso de estos puede mejorar la biodegradabilidad de aguas residuales y al mismo tiempo se podría lograr una casi completa remoción utilizándolos como pre-tratamiento o post-tratamiento de algún proceso biológico; cabe mencionar que los

procesos convencionales aún siguen teniendo problemas de eficiencia de remoción de algunos contaminantes y con los POA se ha logrado tener mejores eficiencias superándolos en la mayoría de los parámetros, sobre todo en los no biodegradables (García-Gómez, 2011). Los POA se clasifican en procesos no fotoquímicos y fotoquímicos (Castañeda, 2014), como se muestra en la Tabla 1.8:

Tabla 1.8. Clasificación de los Procesos de Oxidación Avanzada.

Procesos de Oxidación Avanzada	
Procesos no fotoquímicos	<ul style="list-style-type: none"> •Ozonización •Ozonización con H_2O_2/O_3 •Procesos Fenton (Fe_2+/H_2O_2) •Oxidación electroquímica •Radiólisis y tratamiento con haces de electrones •Plasma no térmico •Oxidación en agua sub y supercrítica
Procesos fotoquímicos	<ul style="list-style-type: none"> •Ultravioleta de vacío •UV/H_2O_2 •UV/O_3 •UV/H_2O_2/O_3
Fotocatálisis solar	<ul style="list-style-type: none"> •Fotocatálisis homogénea (foto-Fenton) •Mecanismo de fotocatalisis con TiO_2

Fuente: Castañeda, 2014.

Los procesos mencionados en la tabla 1.8, algunos adicionan oxidantes químicos para reducir los niveles de DQO y DBO, de esta manera se puede separar los componentes inorgánicos y orgánicos oxidables, de igual manera se ha reportado en varios estudios que pueden oxidar totalmente los materiales orgánicos como carbono y CO_2 (Castañeda, 2014).

1.4.1. Proceso de O₃/UV

Los sistemas de ozonización aplicados a las aguas residuales se han convertido en un método atractivo en varios campos de la industria, esto se debe a su elevado poder oxidante y bactericida del ozono, así mismo, se han dado a conocer los beneficios de su empleo en los procesos de tratamiento de aguas residuales. Las concentraciones de entre 0.5 y 0.8 mg/l de ozono durante unos tres o cuatro minutos son suficientes para conseguir una buena calidad de agua y desinfectada. Tras el tratamiento, el ozono se descompone en oxígeno tras varios minutos sin dejar ningún tipo de residuo, pero tampoco existirá ningún residual desinfectante que pudiera prevenir el crecimiento bacteriológico (Castañeda, 2014). Por otro lado, la mejora significativa en el poder de oxidación del proceso de ozonización en condiciones básicas podría atribuirse al mecanismo indirecto predominante que incluye la generación de radicales HO[•] por descomposición del ozono en solución acuosa, especialmente catalizada por HO[•] (Kusic *et al.*, 2006).



Sin embargo, la ozonización es un método ineficiente para la generación de radicales hidroxilos, debido a que se requiere de una gran cantidad de energía para producir el ozono *in situ*. Por ello, el proceso O₃/UV es más aplicable cuando la fotólisis es significativa para los contaminantes, ya que las reacciones en cadena de radicales pueden ser iniciadas por los subproductos de la fotólisis y el ozono (CONAGUA, 2016a). En la Tabla 1.9, se muestran las características de desinfección que tienen cada uno de ellos en aguas residuales.

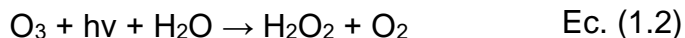
Tabla 1.9. Características de tecnologías de desinfección por ozono y UV.

Tecnología	Características
Ozono	<ul style="list-style-type: none">•Oxidación directa de la pared de la célula con la salida de componentes celulares fuera de la misma.•Reacciona con los subproductos radicales de la descomposición del O₃

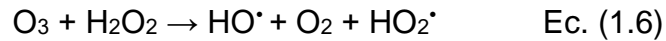
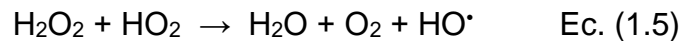
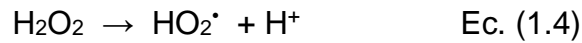
	<ul style="list-style-type: none"> •Daña a los componentes de los ácidos nucleicos. •Para lograr la ruptura de la unión de carbono-nitrógeno que conduce a la despolimerización.
UV	<ul style="list-style-type: none"> •Emite longitudes de onda muy cercanas a las de la luz del sol, produciendo una frecuencia más alta que la luz visible. •Es apropiada para romper enlaces químicos de las moléculas que la absorben. •Los parámetros a considerar son la longitud de onda, rango de germicida que se encuentra entre 240 y 300 nm. •No altera el olor, color, o el pH, de igual manera no requiere de productos químicos y no genera subproductos tóxicos en el agua. •Es un fenómeno físico donde las ondas cortas de la radiación ultravioleta inciden sobre el material genético de los microorganismos y virus.

Fuente: Meneses, 2014.

La desinfección con ozono e irradiación UV es una de las tecnologías alternativas que se puede utilizar para eliminar subproductos de agentes patógenos, reduciendo la concentración de carbono orgánico total y la formación de subproductos (Meneses, 2014). En este proceso se emplean los fotones de radiación UV para activar las moléculas de O₃ y facilitar la formación de radicales HO[•]. La fotólisis del ozono disuelto produce directamente peróxido de hidrógeno, luego la fotólisis del peróxido de hidrógeno formado y su reacción con el ozono inicia el mecanismo de reacción de radicales libres que conducen al radical hidroxilo (Beltrán, 2005):



El peróxido de hidrógeno generado se fotoliza a su vez y reacciona con el exceso de ozono, generando así más radical hidroxilo. Este mecanismo al producir los radicales se considera predominante cuando el H₂O₂ está presente en la mezcla de la reacción:



Cuando el ozono disuelto se irradia con luz UV, se forma una molécula de oxígeno y reacciona con las moléculas de agua circundantes, generando radicales HO^\cdot . Los radicales libres que se generan, el HO_2^\cdot y el HO^\cdot , tienen un gran poder oxidante, y estos son los probables responsables de la acción desinfectante (Gottschalk, 2010; Metcalf y Eddy, 1996).

1.5. Implementación de POA's y sistemas de fitodepuración en el tratamiento de aguas residuales.

Existen algunos trabajos donde han realizado estudios con humedales y ozono, sin embargo, existe poca información sobre el uso de estos dos procesos de manera conjunta y sobre la composición adecuada para formar un tren de tratamiento ideal para la depuración de aguas residuales domésticas y/o industriales. En la Tabla 1.10 se muestra la recopilación de los datos relevantes de cada uno de los estudios analizados.

Tabla 1.10. Recopilación de estudios realizados con POA's y sistemas de fitodepuración.

Autor	Proceso empleado	Resultados (% eficiencia de remoción)					
		COD	DBO	DQO	N	P	C.F.
Antoniadis <i>et al.</i> , 2007.	Foto-Fenton + humedal artificial	80	-	80	-	17-73	-
Wu <i>et al.</i> , 2008.	Humedal de manglares de flujo subsuperficial	70-76	-	-	75-79	86-91	-
Véliz <i>et al.</i> , 2010.	Coagulación-floculación con ozonización.	-	-	-	-	-	90-99

Hesam <i>et al.</i> , 2017.	Humedal superficial con <i>lemna minor</i> y <i>chlamydomonas</i> .	-	-	-	12	70	-
Horn <i>et al.</i> , 2014.	Humedal artificial de flujo subsuperficial con UV / TiO ₂ / O ₃ .	-	88	62	27	63	-

A: ascendió, UASB: Upflow anaerobic sludge blanket, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, N: Nitrógeno, P: Fósforo, C.F: Coliformes Fecales, COD: Carbono Orgánico Disuelto.

Fuente: Elaboración propia.

Antoniadis *et al.* (2007), estudiaron la integración de los métodos foto-Fenton + humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales sintéticas, utilizando *Typha spp* como macrófita con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 6 días y un tiempo de tratamiento foto-Fenton de 5 horas. Los autores observaron una eficiencia de remoción de COD y DQO superiores al 80 %; sin embargo, los valores de amonio y nitrato medidos después del tratamiento aumentaron de 77.5 a 92.3 mg/L y de 2 a 34 mg/L respectivamente. Por otra parte, obtuvieron una remoción del 73% de fósforo total después de pasar por el proceso de foto-Fenton y una remoción adicional del 17.9% después de pasar por el humedal artificial.

Wu *et al.* (2008), realizaron un estudio de “humedales de manglares construido como sistema de tratamiento secundario para aguas residuales municipales”, para el cual construyeron microcosmos de manglares de flujo subsuperficial intermitente para investigar las capacidades en el tratamiento de aguas residuales municipales y el efecto del TRH. Utilizaron como macrófita la *Kandelia candel*, y para evaluar su eficiencia de remoción realizaron el tratamiento con y sin plantas, obtuvieron porcentajes de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), amonio, nitrógeno inorgánico y nitrógeno total de Kjeldahl en los sistemas con plantas de 70.43-76.38%, 76.16-91.83%, 47.89-63.37% y 75.15-79.06%, respectivamente, significativamente más alto que en el sistema sin plantas durante un período de tratamiento de 6 meses. Mencionan que más del 97% de orto-fosfato y 86.65-

91.83% de fósforo total fueron eliminados por los microcosmos plantados, estos resultados los obtuvieron con un TRH de 10 días, el cual tuvo una mejor eliminación que con 5 días.

Véliz *et al.* (2010), realizaron un estudio de “coagulación-floculación y ozonización a escala de laboratorio”, donde emplearon sulfato de aluminio como coagulante con dosis de entre 6 y 100 mg/L, un polímero catiónico comercial como floculante con una dosis de 0.5 mg/L y la ozonización. Estudiaron tres puntos de aplicación: antes, durante y después de la coagulación-floculación. Como resultado concluyeron que el esquema más eficiente fue el de la coagulación-floculación con una posterior ozonización, obteniendo remociones de contaminantes físicoquímicos y de coliformes fecales superiores del 90 y 99.99 % respectivamente.

Hesam *et al.* (2017), realizaron una “evaluación de *Lemna minor* y *Chlamydomonas* para el tratamiento de efluentes de producción de fertilizantes”, su objetivo principal fue investigar el potencial de *Lemna minor* (*L. minor*) y *Chlamydomonas incerta* (*C. incerta*) para la biorremediación de POME (Palm Oil Mill Effluent), tomaron en cuenta las tasas de crecimiento, número promedio de hojas y longitud de la raíz de *Lemna minor*, así mismo, realizaron una comparación con fertilizantes comerciales con concentraciones de nutrientes para determinar su funcionamiento como fertilizante orgánico. Las tasas máximas de eliminación de NO_3^- , N-NH_3 y P-PO_4^- fueron del 12.5%, 11.3% y 70.47% respectivamente. De acuerdo con sus resultados determinaron que sólo *L. minor* se puede convertir en fertilizante y es capaz de eliminar una parte de los contaminantes orgánicos y nutrientes del POME.

Horn *et al.* (2014), determinaron la eficiencia en la combinación de humedales construidos con ozonización fotocatalítica ($\text{O}_3/\text{TiO}_2/\text{UV}$) para el tratamiento de aguas residuales universitarias; la ozonización fotocatalítica la aplicaron antes y después del humedal artificial con macrófitas *Hymenachne grumosa* para mejorar la calidad de las aguas residuales tratadas para su reutilización. El humedal lo colocaron dentro de un invernadero con un tiempo de retención (TRH) de 7 días y

la aplicación del proceso $O_3 / TiO_2 / UV$ le dieron un tiempo de contacto de 4 horas. La combinación con mayores eficiencias que obtuvieron fue humedal más $O_3 / TiO_2 / UV$, el cual disminuyó la DQO y el DBO_5 en un promedio de 62.1% y 88.7%, respectivamente, sin embargo, las reducciones de TKN, $N-NH_3$ y fósforo total promediaron 27.6%, 27.1% y 63.4%, respectivamente.

Los anteriores casos tienen en común la integración de Procesos Avanzados de Oxidación, combinado tecnologías nuevas con sistemas convencionales, esto se debe a la presencia de contaminantes emergentes en aguas residuales. Rodríguez-Narvaez *et al.* (2017) realizaron una revisión de “Tecnologías de tratamiento para contaminantes emergentes en agua” detectaron que los procesos convencionales de tratamiento no son suficientes de eliminar este tipo de contaminantes. Realizaron un examen a fondo de las tecnologías disponibles para eliminar contaminantes emergentes en agua. Los resultados de la revisión muestran que la mayoría de las investigaciones en los últimos años se ha centrado en el uso de procesos de cambio de fase, incluyendo adsorción en diferentes matrices sólidas y procesos de membrana, seguido de tratamiento biológico y POA's. Este estudio se centró en el tipo de contaminantes emergentes que se elimina, las condiciones del proceso y los resultados logrados indicando la viabilidad de utilizar esta combinación de procesos.

2. Metodología

A continuación, se presenta un diagrama general de las actividades que se realizaron a lo largo de esta investigación.

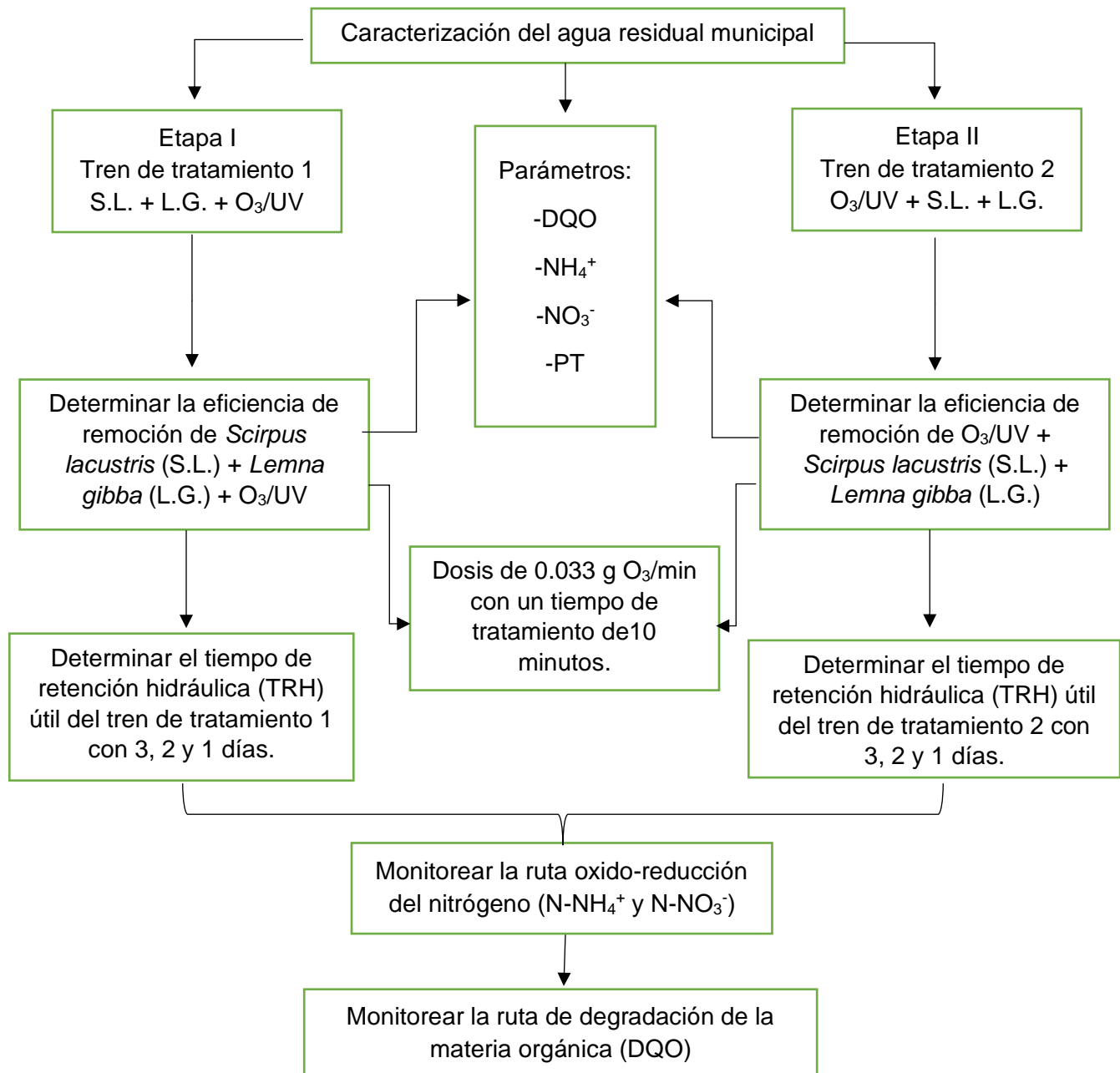


Figura 2.1. Diagrama general de actividades realizadas a lo largo de la investigación.

2.1 Construcción del tren de tratamiento de fitodepuración y O₃/UV

Se utilizaron dos contenedores de material acrílico para la operación de los humedales artificiales (superficial y subsuperficial), con dimensiones de 1 m de largo, 0.36 m de ancho y 0.25 m de profundidad. En la Figura 2.1 se muestra el esquema de los contenedores para los humedales artificiales. Para ambos humedales se consideró un tirante de 0.20 m y centrado a lo ancho del contenedor una válvula para controlar el flujo de salida del agua a tratar.

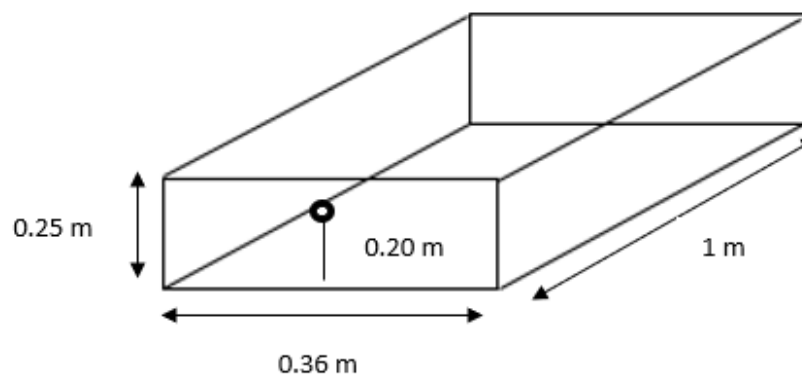


Figura 2.1. Esquema del contenedor para los humedales artificiales.

Como se mencionó anteriormente, se utilizaron dos tipos de humedales, de flujo superficial y de flujo subsuperficial, en el primero se instaló la macrófita *Lemna gibba* y en el segundo se instaló la macrófita *Scirpus lacustris* (tule) con un sustrato de grava chica (diámetro de 0.5 cm) al inicio y final del contenedor y grava mediana (diámetro de 5 cm) en el centro. En la Figura 2.1 se muestran los esquemas del humedal artificial subsuperficial con la ubicación de la tubería de entrada y salida del agua a tratar que tendrán un tirante de 0.25 y 0.20 m respectivamente y la ubicación las macrófitas con sus respectivas dimensiones.

2.2 Construcción del humedal de flujo subsuperficial con *Scirpus lacustris* (tule)

En el caso del humedal subsuperficial, se colocó colocando una cuadrícula con hilo con las siguientes medidas: 5 cm en la entrada y salida, para la colocación de grava chica se dividió en tres partes con espacios de 12 cm el ancho del contenedor y por último se dividió el largo en seis partes con espacios de 16.6 cm para ubicar la colocación de las macrófitas *Scirpus lacustris* como se muestra en la figura 2.2 y 2.3.

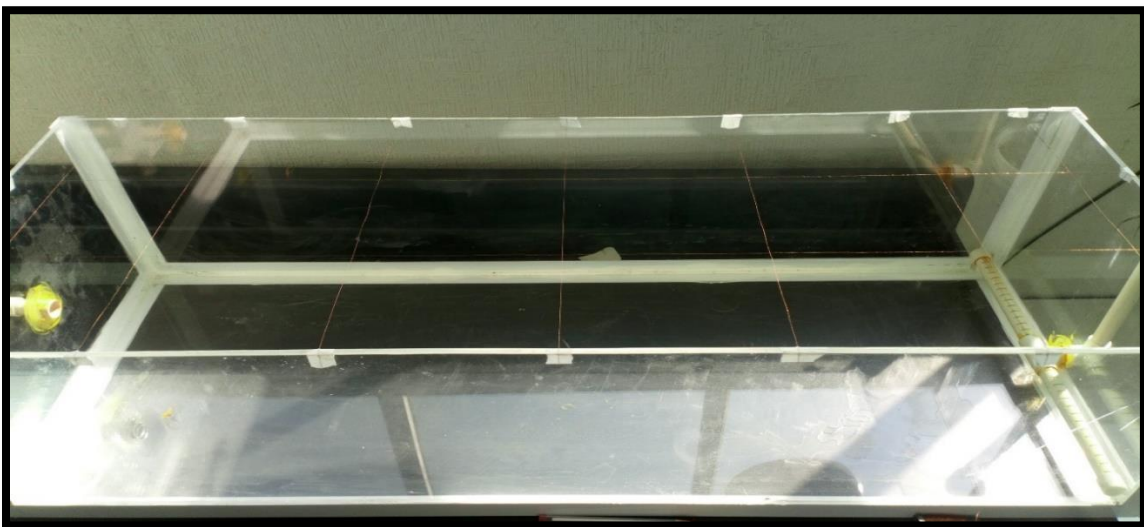


Figura 2.2. Cuadrícula con hilo.



Figura 2.3. Cuadrícula y ubicación de las macrófitas con grava.

Una vez ubicadas las coordenadas de cada macrófita se comenzó a llenar el contenedor con grava chica y mediana, sin perder de vista su ubicación como se muestra en la figura 2.4. Antes de llenar por completo el contenedor se colocaron las macrófitas para poder cubrir las raíces en su totalidad como se muestra en la figura 2.5.



Figura 2.4. Colocación de grava en el contenedor.



Figura 2.5. Colocación de las macrófitas en el contenedor.

Como se muestra en la figura 2.6 es el resultado final de la construcción del humedal artificial de flujo subsuperficial con macrófitas enraizadas, *Scirpus lacustris*, en un medio poroso de grava chica y mediana. Cabe mencionar que la grava fue enjuagada antes de su colocación, una vez que se finalizó su construcción se conectó a una bomba peristáltica marca ECOSHEL modelo RD100-01 y al siguiente contenedor, es decir, al humedal artificial de flujo superficial, *Lemna gibba*, teniendo como resultado la construcción final del sistema de fitodepuración de aguas residuales como se muestra en la figura 2.7.



Figura 2.6. Colocación final de la grava.



Figura 2.7. Construcción final del sistema de fitodepuración.

Se puede observar en la figura 2.7 que existe un desnivel entre el humedal 1 y 2, con el fin de obtener un flujo continuo y por gravedad. Se colocó una válvula en el efluente del humedal 1 con el objetivo de toma de muestra, y la válvula en el efluente del humedal 2 es para regular el flujo de salida, esto se debe a que cuando llegaba al nivel de operación, tirante de 0.20 m, realiza un desagüe tipo sifón, debido a esto el humedal 2 perdía un volumen del 50 % de su capacidad, esto significa que no se cumplía con un flujo continuo del sistema y de igual manera con los tiempos de retención hidráulico (TRH) de 3, 2 y 1 con los que se trabajaron a lo largo del proyecto.

2.3. Obtención de las macrófitas

Para cada humedal artificial (subsuperficial y superficial) se obtuvieron las macrófitas *Scirpus lacustris* (figura 2.8) y *Lemna gibba* (figura 2.9) en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma, ubicada en avenida de las garzas No. 10, colonia El Panteón, Municipio de Lerma Estado de México.



Figura 2.8. Obtención de *Scirpus lacustris*.

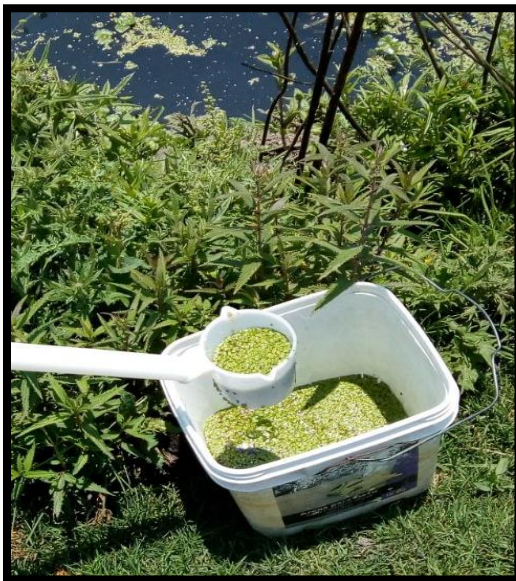


Figura 2.9. Obtención de *Lemna gibba*.

2.4. Instalación del proceso O₃/UV.

Se utilizó un reactor de vidrio con una capacidad de 19 litros, con dimensiones de 1.48 m de largo y 0.165 m de diámetro interno para el proceso de O₃/UV (figura

2.10). El reactor incluye dos trampas en serie de yoduro de potasio (KI) para captar eficazmente el O_3 residual en el gas de escape, cada una de ellas con 500 mL de solución acidificada de 2-5% de KI para la retención del O_3 no utilizado, en las trampas la solución de yoduro de potasio reacciona con el exceso de O_3 (Meneses, 2014). Para la realización de las pruebas, se trabajó con radiación UV a una longitud de onda de 254 nm, una dosis de 0.033 g O_3 /min con un flujo de 7.08 L/min a un tiempo de tratamiento de 10 minutos.



Figura 2.10. Esquema y estructura del reactor para el proceso de O_3 /UV.

Este sistema fue colocado en el laboratorio de adsorción para conectarlo en serie con el sistema de fitodepuración, como se puede observar en la Figura 2.11.



Figura 2.11. Reactor O₃/UV

2.5. Esquema experimental a nivel laboratorio

El sistema consta de dos humedales artificiales, de flujo subsuperficial y superficial, con macrófitas *Scirpus lacustris* y *Lemna gibba*, con una capacidad de 30 y 72 litros respectivamente, unido a un reactor de fotodegradación por lotes con una capacidad de 19 L. En la parte inferior del reactor se cuenta con una entrada por donde se inyecta el O₃ de manera ascendente, en el interior del reactor está colocado un tubo de cuarzo con una lámpara UV que opera a una longitud de onda de 254 nm (29 W), cuenta con una salida en la parte superior conectada a dos trampas de yoduro de potasio (KI) al 5% que permite la retención del O₃ residual. En la Figura 2.12 se muestra el sistema que fue construido e instalado para posteriormente realizar el proceso de fitoremediación con O₃/UV.

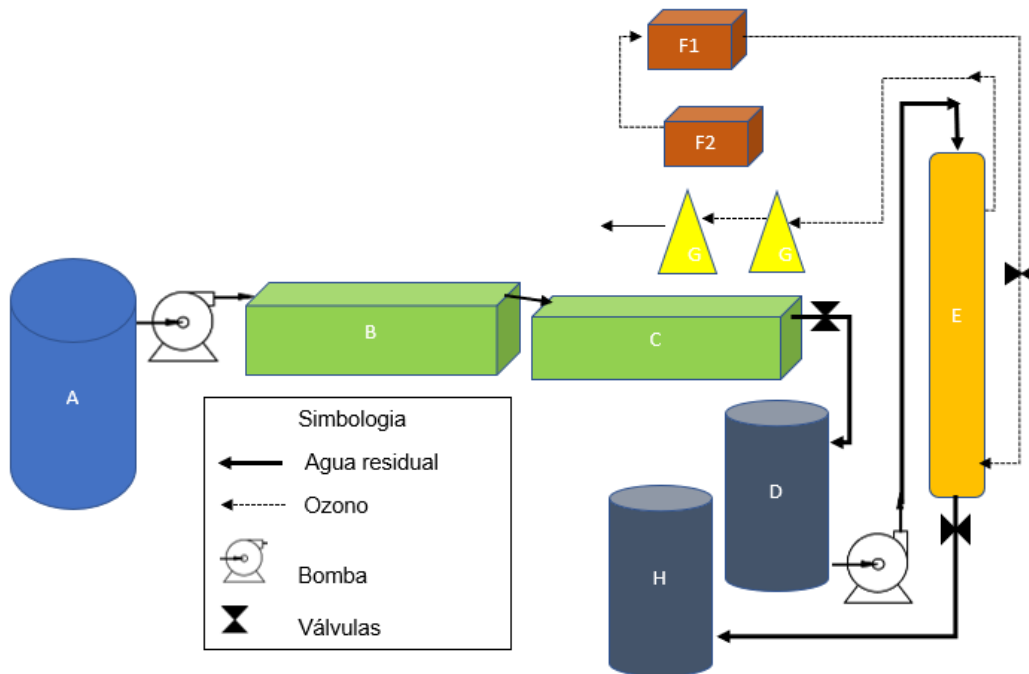


Figura 2.12. Diseño experimental, donde “A” es el depósito de agua residual, “B” humedal subsuperficial, “C” humedal superficial, “D” efluente del sistema de fitodepuración, “E” reactor O₃/UV, “F1” generador de O₃, “F2” compresor, “G” trampas de KI y “H” efluente final del tren de tratamiento.

Una vez instalado el sistema, se operó durante 4 meses con diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH), que se establecieron en tres niveles, es decir, 3, 2 y 1 días y se ajustó el flujo del afluente según cada caso. Las plantas fueron inoculadas meses antes de su operación (3 meses antes aproximadamente). El primer TRH que se estableció fue de 3 días, durante este período el sistema de fitodepuración se adaptó a las condiciones del agua residual hasta llegar a su estabilización y así poder realizar la disminución del TRH. El estado estacionario se consideró cuando se cumplieron los siguientes dos criterios: 1) 5 TRH's como mínimo y 2) cuando el valor promedio de la eficiencia de remoción de DQO presentó un coeficiente de variación menor al 10%. Se debe destacar que el sistema de fitodepuración, es decir humedales artificiales, se operaron con flujo continuo y el POA fue en un sistema Bach.

2.6. Muestreo

Se realizó un convenio de confidencialidad con el Organismo Agua y Saneamiento de Toluca para tener acceso a una de sus plantas de tratamiento, en la que se traten estrictamente agua residual doméstica, celebrado el día 2 de Julio de 2018 con el director general del organismo público, por este motivo no se puede describir con detalle el tipo de sistema de tratamiento.

2.6.1. Toma de muestra

El volumen de muestra requerido fue de 120 litros de agua residual municipal del efluente del tratamiento primario de la planta de tratamiento en un horario de 11:00 a 12:00 horas durante un periodo de 10 meses. Para la caracterización de la muestra se realizaron los muestreos en base a la norma oficial NMX-AA-003-1980, en la planta tratadora.

2.7. Caracterización del agua residual doméstica

Se realizaron mediciones *“in situ”* de temperatura y pH (NMX-AA-008-SCFI-2011). Los experimentos fueron llevados a cabo en condiciones ambiente (21 ± 3 °C), las pruebas fueron realizadas por duplicado, con agitación, para asegurar la correcta homogeneización de la muestra.

2.7.1. Determinación del pH

Para la evaluación de este parámetro, se empleó un electrodo selectivo (Conductronic) el cual se caracteriza por tener una estructura que se divide en dos partes: la primer parte posee un elemento de reconocimiento molecular o iónico, también llamado “receptor” el cual interaccionará selectivamente con un determinado elemento o componente de la muestra (analito) y como segunda parte de este sensor se encuentra un elemento instrumental llamado “transductor” el cual traducirá la interacción a una señal procesable (Alegret *et al.* 2004).

2.7.2. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

De acuerdo con el método 5220 del APHA, el análisis de la DQO se realizó mediante el método espectrofotométrico de reflujado cerrado, este método es un ensayo que define el alcance en cuanto a la oxidación de la muestra que puede ser afectada por el tiempo de digestión, la fuerza del reactivo y la concentración de DQO que posee la muestra (APHA, 1998a).

La muestra se oxida con una cantidad conocida de dicromato de potasio en exceso, en medio ácido y en presencia de catalizadores a 150 ± 2 °C, en un sistema cerrado. En nuestro caso de la determinación de la DQO es a concentraciones altas en un rango de 100-1000 mg O₂/L, el cromato resultante de la reducción del dicromato es determinado por espectrofotometría a 600 nm, donde se utilizó un equipo marca Thermo Spectronic modelo GENESYS 10uv.

2.7.3. Determinación de amonio

El análisis de amonio (NH₄⁺) el procedimiento propuesto es mediante electrodos selectivos acoplados a un potenciómetro, el electrodo de marca HANNA modelo HI 4101, fue usado para determinar este parámetro, el diseño de este es para medir concentraciones del ion amonio. Se hace uso de una membrana selectiva al NH₃ que está ubicada en la parte inferior del electrodo. (APHA, 1998b).

2.7.4. Determinación de nitrato

La técnica de monitoreo espectrofotométrico ultravioleta (UV), utilizando el equipo Thermo Spectronic modelo GENESYS 10uv, mide la absorbancia del nitrato (NO₃⁻) a 220 nm y es adecuada para la determinación rápida del mismo. Debido a que la materia orgánica disuelta también puede absorber a 220 nm y a que el NO₃⁻ no absorbe a 275 nm, se usa una segunda medición a 275 nm para corregir el valor de NO₃⁻. La aplicación de esta corrección empírica está relacionada con la naturaleza y concentración de materia orgánica y puede variar de una muestra a otra. La



acidificación con HCl 1 N está designada para prevenir la interferencia de concentraciones de hidróxido o carbonato hasta de 1000 mg CaCO₃/L (Hernan, 2007).

2.7.5. Determinación de fósforo total

El análisis del fósforo total (PT) se realizó mediante la técnica de determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas que establece la norma mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001 con el método de ácido vanadomolibdofosfórico. Este método consta en una disolución diluida de ortofosfatos, el molibdato de amonio reacciona en condiciones ácidas con el vanadato para formar un heteropoliácido, ácido vanadomolibdofosfórico. En la presencia de vanadio, se forma ácido vanadomolibdofosfórico de color amarillo. La longitud de onda a la cual la intensidad del color es medida depende de la detección requerida. La intensidad del color amarillo es directamente proporcional a la concentración de fosfato.

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización química del agua residual.

Los resultados del análisis del agua residual de tipo municipal se muestran en la tabla 3.1, donde se presenta el tipo de contaminante, el intervalo de variación, la concentración promedio del agua residual, y la composición promedio de un agua residual doméstica reportada por Metcalf and Eddy (1985).

Tabla 3.1. Composición química del agua residual municipal, afluente.

Parámetro	Intervalo (mg/L)	Promedio del agua residual (mg/L)	Promedio (mg/L) (Metcalf and Eddy)
DQO	295 – 735	520	500
N-NH ₄ ⁺	45.6 – 156.7	101	20
N-NO ₃ ⁻	40 – 45.5	42	0
PT	7.4 – 20.2	10	8
pH	7.2 – 7.8	7.6	--

En el agua residual analizada se obtuvo una concentración de amonio cinco veces mayor con respecto a lo reportado. También se observó nitrato, un contaminante que no reporta Metcalf and Eddy. Estas variaciones observadas en las concentraciones de los contaminantes se deben a los hábitos de los residentes de la población.

3.2 Determinación del tiempo de contacto del sistema O₃/UV

Para la determinación del tiempo de contacto en el sistema de O₃/UV se realizaron cinéticas de degradación de cada uno de los contaminantes se toma como parámetro de referencia la DQO, debido a que es la variable de respuesta para la determinación del estado pseudo-estacionario en cada uno de los trenes de tratamiento. Estas pruebas se realizaron después de que el agua residual pasara por el tratamiento de fitodepuración. En la figura 3.1 se muestra la cinética de

degradación de la DQO, amonio, nitrato y PT con un tiempo de reacción de 2 h. En este periodo de reacción se apreciaron 4 puntos donde las concentraciones de la DQO fueron las más bajas, presentándose en los tiempos: 10, 30, 60 y 120 min.

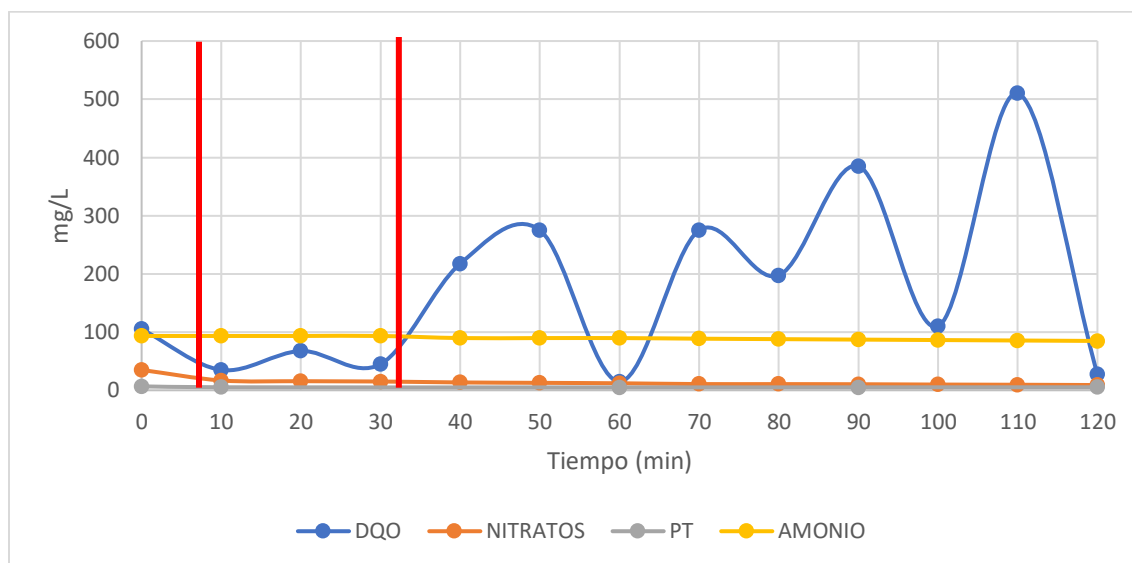


Figura 3.1. Cinética de degradación de DQO, amonio, nitrato y PT.

En la Tabla 3.2 se presentan las eficiencias de remoción de cada uno de los contaminantes en los 4 puntos donde se presenciaron las bajas concentraciones de la DQO, así como la concentración de cada uno de los mismos.

Tabla 3.2. Eficiencias de remoción de los contaminantes durante la cinética.

Tiempo min	Parámetro							
	DQO		Amonio		Nitrato		PT	
	Remoción (%)	[mg/L]	Remoción (%)	[mg/L]	Remoción (%)	[mg/L]	Remoción (%)	[mg/L]
0	0	105	0	93	0	35	0	6.82
10	67	35	0	93	52	17	24	5.20
30	58	45	0	93	57	15	25	5
60	86	15	4	90	65	12	27	5.10
120	74	28	9	85	74	9	24	5.20

Como se observa en la Figura 3.1 existe un perfil irregular en la DQO. Los resultados del presente estudio, en términos de DQO, coinciden con los obtenidos por Meneses (2014); tal es el caso del minuto 60, donde en ambos estudios se obtiene la mayor remoción de DQO y posteriormente se inicia una formación de compuestos como carbonílicos que son subproductos del proceso O₃/UV (Papageorgiou *et al.*, 2014).

Para el caso de amonio se desconoce el por qué su degradación es más lenta, por lo que se recomienda realizar un análisis más profundo para determinar los compuestos que hacen interferencia en su degradación.

La degradación del nitrato mediante este sistema se debe a la fotólisis del del mismo en soluciones acuosas. De acuerdo con Mack & Bolton (1999), la fotólisis del nitrito y nitrato da como resultado la formación de radicales HO[•]. La reacción general resultante de la fotólisis de NO₃⁻ es la siguiente:



Se dice que esta estequiometría se mantiene en todo el intervalo de pH durante una irradiación de una longitud de onda mayor a 200 nm. Los radicales generados por este proceso son especies reactivas de oxígeno y nitrógeno de corta duración (Takeda *et al.*, 2017).

Finalmente, para el caso del PT su remoción se lleva a cabo por la fotodegradación, sin embargo, es escasa la información acerca de este proceso. Por ejemplo, Lesueur *et al.* (2005) reportaron la degradación de compuestos fosfonatos, estos midieron mediante la liberación de ortofosfatos (P-PO₄) y ácido aminometilfosfónico (AMPA), se reportó que los fosfonatos son sustancias que al someterse a la luz UV se potencian en presencia de hierro o un mineral, como pueden ser Fe³⁺, TiO₃ o Mn²⁺, con el fin de precipitar los compuestos fosfonatos (Antoniadis *et al.* 2007; Suzuki *et al.*, 2015; Rott *et al.*, 2017). En el sistema de O₃/UV del presente trabajo, no se utilizó ningún tipo de metal o mineral como para que pudiera llevarse a cabo

la fotodegradación del fósforo y así pudiera llegar a precipitar, por lo que puede influir en las bajas eficiencias de degradación como se muestra en la Tabla 3.2.

Por otra parte, de acuerdo con el indicador de calidad del agua superficial de CONAGUA (2017), la concentración de DQO obtenida en el minuto 10 se encuentra en el intervalo $20 < \text{DQO} \leq 40$ mg/L como “aceptable”, con capacidad de autodepuración en caso de ser descargada en algún cuerpo de agua; a pesar de que en el minuto 60 se encuentra en el intervalo de $10 < \text{DQO} \leq 20$ mg/L como buena calidad se determinó como tiempo de contacto apropiado el de 10 min, con el fin de reducir costos de operación de este módulo de tratamiento y poder llevarlo a cabo en zonas de bajos recursos.

3.3. Tren de tratamiento de agua residual municipal empleando la combinación 1: Scirpus lacustris – Lemna gibba – O₃/UV (S.L. + L.G. + O₃/UV).

3.3.1. Operación en continuo del tren de tratamiento 1, a un TRH de 3 días.

El tren de tratamiento se operó por un período de 70 días; a tres tiempos de residencia hidráulica (3, 2 y 1 d). El sistema se arrancó a un TRH de 3 d, y se inició el monitoreo 2 TRH después, para garantizar el recambio del agua sintética por el agua residual.

En la figura 3.2 se presentan los perfiles de carga y descarga de la DQO en función del TRH. En un sistema continuo, normalmente se observan 2 estados; el estado de transición y el estado pseudo-estacionario. En el estado de transición, se observa comúnmente una variabilidad debido a la adaptación del aspecto biológico o microbiológico a las condiciones hidráulicas y ambientales. A un TRH de 3 días, el estado pseudo-estacionario se alcanzó a partir del día 18. El estado pseudo-estacionario se estableció tomando como variable de respuesta la eficiencia de remoción de DQO y 2 criterios: 1) un coeficiente de variación menor al 10% y 2) 5 TRH como mínimo.

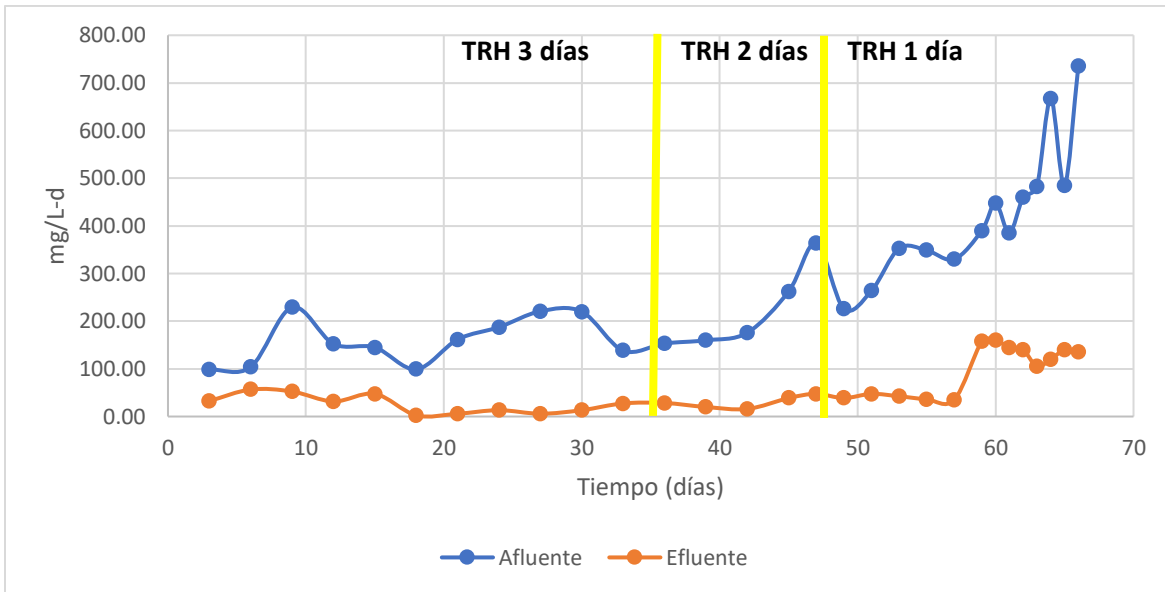


Figura 3.2. Perfiles de carga y descarga de la DQO en el afluente y efluente del tren de tratamiento 1.

El tren de tratamiento 1 se alimentó con una velocidad de carga de 178 ± 45 mg DQO/L-d, mientras que la velocidad de descarga fue de 9 ± 5 mg DQO/L-d. En el estado pseudo-estacionario se alcanzó una eficiencia de remoción de DQO de 95%. En la Figura 3.3 se presentan los perfiles de amonio, nitrato y fósforo total tanto en el afluente como en el efluente del tren de tratamiento 1. A un TRH de 3 días, el sistema se alimentó con una velocidad de carga de N-amonio de 47 ± 7 mg/L-d, mientras que la descarga fue de 24 ± 5 mg/L-d, alcanzándose una eficiencia de remoción de amonio de 46%. El nitrato se alimentó a una velocidad de carga de 15 ± 1 mg/L-d, siendo la descarga de 11 ± 1 mg/L-d; lo que indicó una eficiencia de remoción de 23%. Respecto al fósforo total, éste fue alimentado a una velocidad de 3 ± 1 mg/L-d. En el estado pseudo-estacionario la velocidad en el efluente fue de 1 ± 1 mg/L-d; alcanzándose una eficiencia de remoción de fósforo total de 56%.

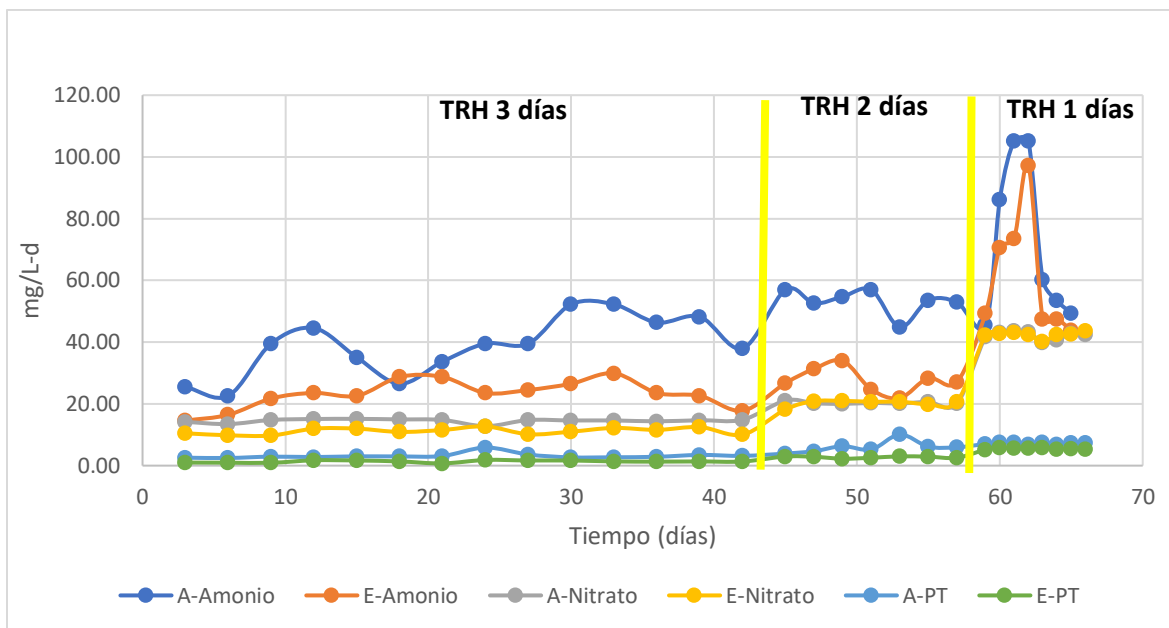


Figura 3.3. Perfiles de carga y descarga de amonio, nitrato y PT en el afluente y efluente del tren de tratamiento 1.

Cabe mencionar que cada módulo contribuyó con un porcentaje de remoción tanto para la DQO como para los nutrientes; cómo se puede observar en la Figura 3.4 y la Tabla 3.3. Por ejemplo, a TRH de 3 días la DQO se removió en un 81% en el humedal subsuperficial, 8% en el módulo de *Lemna* y un 6% en el módulo de O₃/UV. El amonio se eliminó en un 30% en el humedal subsuperficial, 13% en el módulo de *Lemna*, y sólo el 6% en el módulo de ozono. El nitrato se eliminó en un 12% en el humedal subsuperficial, 9% en el módulo de *Lemna*, y sólo el 2% en O₃/UV. Respecto al PT, el humedal subsuperficial contribuyó con un mayor porcentaje de remoción, siendo de 30%, mientras que el módulo de *Lemna* y O₃/UV contribuyeron con un menor porcentaje de remoción, que fueron de 13%.

Tabla 3.3. Proceso del tren de tratamiento 1 con TRH de 3 días.

Parámetro	Afluente [mg/L]	Efluente subsuperficial [mg/L]	Efluente <i>Lemna</i> [mg/L]	Efluente O ₃ /UV [mg/L]	Eficiencia global (%)
DQO	533	101 ± 29	60 ± 20	28 ± 16	95
N-NH ₄ ⁺	142	100 ± 29	81 ± 18	72 ± 14	49
N-NO ₃ ⁻	44	38 ± 4	35 ± 3	34 ± 3	23
PT	9	7 ± 2	5 ± 2	4 ± 1	56

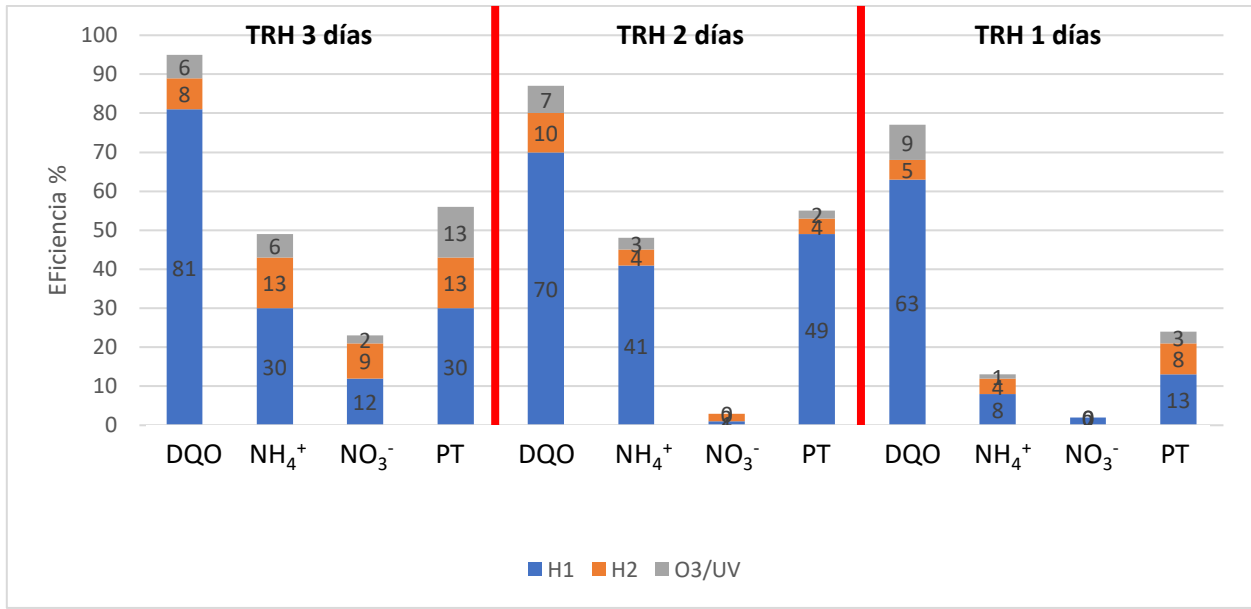


Figura 3.4. Eficiencias de remoción de DQO, amonio, nitrato y PT a un TRH de 3, 2 y 1 días del tren de tratamiento 1.

Estos resultados experimentales indicaron que el módulo que contribuyó en la mayor remoción de contaminantes fue el humedal subsuperficial. Por ejemplo, Sirianuntapiboon *et al.* (2006) evaluaron un humedal subsuperficial construido a diferentes TRH. A un TRH de 3 días, los autores observaron eficiencias de remoción DQO, nitrógeno y fósforo total de 91%, 90% y 95% respectivamente. En el presente trabajo, las eficiencias de remoción alcanzadas a un TRH de 3 d, para el amonio y fósforo total fueron de 49% y 56%, respectivamente. Estas bajas eficiencias de remoción podrían estar asociadas, a que, el sistema de tratamiento se alimentó con una concentración de DQO de 500 mg/L, 2.89 veces mayor a lo reportado por Sirianuntapiboon *et al.* (2006). Las altas concentraciones de materia orgánica deterioran el funcionamiento de los humedales construidos, ya que inhiben la actividad nitrificante, y el amonio a altas concentraciones es tóxico para las plantas (Antúnez-Ocampo *et al.*, 2014; Metcalf and Eddy 1985).

Por otro lado, el módulo de *Lemna* presentó bajas remociones de amonio, nitrato y fósforo. Por ejemplo, los sistemas con *Lemna* han sido reportados por su alta capacidad para depurar aguas residuales en cooperación con las bacterias aerobias y anaerobias. Skillicom *et al.* (1993) observaron el desarrollo de tres zonas

principales en los sistemas con *Lemna*: zona aerobia, zona facultativa y la zona anaerobia. En la zona aerobia la materia orgánica es oxidada por medio de las bacterias heterótrofas aerobias usando el oxígeno liberado en las raíces (Tchobanoglous & Burton, 1991). En la zona facultativa el nitrógeno orgánico es transformado en amonio y orto-fosfato por las bacterias anóxicas; el orto-fosfato y una fracción del amonio es empleado como nutriente por la *Lemna* (Smith and Moelyowati, 1998). Ozengui and Elmaci (2007) reportaron un sistema de *Lemna minor* para tratar un agua residual municipal. Los autores observaron altas eficiencias de remoción de DQO, amonio y fósforo total, siendo de 83.67%, 86.49% y 71.72%, respectivamente. En el presente trabajo, en el módulo de *Lemna*, las eficiencias remoción de los contaminantes fueron muy bajas, lo que podría estar asociado a diferentes factores, tales como; temperatura, intensidad lumínica, TRH, oxígeno disuelto, entre otros.

A un TRH de 3 días, el módulo que contribuyó en menor proporción a las remociones de DQO, amonio y nitrato fue el de O₃/UV. Para el caso del fósforo se observó una remoción de 13%, indicando que se llevó a cabo la fotodegradación aun sin tener un agente mineral, sin embargo, son escasos los trabajos que reporten la ruta de degradación del fósforo mediante este proceso de tratamiento. Antoniadis *et al.* (2007), obtuvieron un 25% de remoción de P-PO₄ mediante el proceso foto-Fenton a un tiempo de contacto de 5 horas.

3.3.2. Operación en continuo del tren de tratamiento 1, a un TRH de 2 días.

El tren de tratamiento 1 se operó por un período de 15 días; a un TRH de 2 días. La DQO se alimentó a una velocidad de carga de 307 ± 55 mg DQO/L-d, mientras que la descarga fue de 41 ± 5 mg DQO/L-d. El estado pseudo-estacionario se alcanzó a partir del día 45, obteniendo una eficiencia de remoción de DQO de 86%. El amonio se alimentó a una velocidad de carga de 53 ± 5 mg N-NH₄⁺/L-d, mientras que en el efluente se determinó una descarga de 28 ± 5 mg N-NH₄⁺/L-d, dando una eficiencia de remoción de 48%. El fósforo total, se alimentó a una velocidad de carga

de 6 ± 2 mg/L-d, teniendo una descarga de 3 ± 0 mg/L-d, y una eficiencia de remoción de 50%. Respecto al nitrato alimentado, la remoción fue nula (Tabla 3.4).

Al TRH de 2 d, el porcentaje de aportación en la remoción de contaminantes por cada módulo difirió con respecto al TRH de 3 d (Figura 3.4). Por ejemplo, la DQO se removió en un 70% en el humedal subsuperficial, 10% en el módulo de *Lemna* y sólo un 7% en el proceso O_3/UV . El amonio se eliminó en un 41% en el humedal subsuperficial, y sólo un 4 y 3% en los módulos de *Lemna* y O_3/UV , respectivamente. El nitrato se eliminó sólo 1% en el humedal subsuperficial, mientras que en los demás módulos no se observó un cambio. Respecto al PT, hubo mayor remoción en el humedal subsuperficial, en comparación al TRH de 3 días, siendo del 49%, pero fue menor la aportación en los módulos de *Lemna* y O_3/UV , con sólo un 4% y 2% de remoción, respectivamente.

Tabla 3.4. Proceso del tren de tratamiento 1 con TRH de 2 días.

Parámetro	Afluente [mg/L]	Efluente subsuperficial [mg/L]	Efluente <i>Lemna</i> [mg/L]	Efluente O_3/UV [mg/L]	Eficiencia global (%)
DQO	614	186 ± 63	122 ± 12	82 ± 10	86
N-NH ₄ ⁺	107	63 ± 12	59 ± 12	55 ± 10	48
N-NO ₃ ⁻	41	40 ± 2	40 ± 3	40 ± 2	0
PT	12	6 ± 0	6 ± 1	5 ± 1	50

Estos resultados experimentales indicaron que el módulo del humedal subsuperficial sigue teniendo una mayor contribución en la remoción de contaminantes, a excepción del nitrato, como se muestra en la Figura 3.4 y Tabla 3.4. Chen *et al.* (2011) y Horn *et al.* (2014), ambos evaluaron a un TRH de 2 d, un humedal subsuperficial, reportando porcentajes de remoción de DQO de 60% y 81.6%, respectivamente. En cuanto a los nutrientes, Horn *et al.* (2014) reportaron remociones de amonio y PT de 14.7% y 51.6%, respectivamente. En el presente trabajo, al TRH de 2 días, se obtuvieron remociones de amonio y fósforo total de 48% y 50%, respectivamente; siendo superiores en cuanto a amonio, mientras que con PT la eficiencia de remoción fue similar. El fósforo total se eliminó en mayor

proporción en el humedal subsuperficial (Figura 3.4), con respecto a los módulos de *Lemna* y O₃/UV. Estos resultados indicaron una mayor precipitación dentro del medio filtrante del humedal subsuperficial y menor absorción en el módulo de *Lemna*. Cabe destacar que en el presente trabajo se manejaron concentraciones mayores de DQO, amonio y PT, de 614 mg/L, 107 mg/L y 12 mg/L, respectivamente, siendo 2.30, 2.90 y 1.39 veces mayores a lo reportado por Horn *et al.* (2014).

Por otro lado, el módulo de *Lemna* presentó bajas remociones de amonio, nitrato y fósforo, con respecto al TRH de 3 días. Estas bajas eficiencias de remoción de los nutrientes se asocian a la disminución del TRH, ya que el contacto planta-contaminante y microorganismo-contaminante disminuye. No obstante, los resultados obtenidos fueron similares a lo reportado por Hesam *et al.* (2017), quienes en un sistema de *Lemna minor* obtuvieron eficiencias de remoción de DQO, amonio y nitrato de 1.7%, 11.3% y 6.3%, respectivamente. Por otro lado, De Jesus (2014), observaron que esta especie de macrófita requiere de una intensa iluminación, durante aproximadamente de 12 ó 14 horas diarias. En el presente trabajo, las bajas eficiencias de remoción podrían deberse a la falta de iluminación, ya que la investigación se realizó dentro de un laboratorio, donde hay una baja iluminación solar. Otros factores que podrían estar asociados a las bajas eficiencias de remoción son: temperatura, TRH, oxígeno disuelto, actividad microbiana, entre otros.

El módulo de O₃/UV, contribuyó nuevamente en menor proporción a las remociones de DQO, amonio y nitrato, así como para el PT. Por ejemplo, Antoniadis *et al.* (2007) trabajaron con un proceso foto-Fenton con un tiempo de contacto de 5 horas. Los autores observaron eficiencias de remoción de amonio y nitrato de 65% y 43%, respectivamente. En el presente trabajo, el proceso de O₃/UV fue operado por 10 min, por lo que las bajas eficiencias de remoción podrían estar asociadas al tiempo de contacto que se impuso en este módulo.

3.3.3. Operación en continuo del tren de tratamiento 1, a un TRH de 1 día.

En esta última fase, el sistema se operó a un TRH de 1 día, alcanzándose el estado pseudo-estacionario en el día 61. El tren de tratamiento fue alimentado con una velocidad de carga de 507 ± 127 mg DQO/L-d, mientras que la de descarga fue de 138 ± 18 mg DQO/L-d, alcanzándose una eficiencia de remoción de DQO de 77%. En cuanto al comportamiento del amonio, nitrato y fósforo total; el sistema se alimentó con una velocidad de carga de N-amonio de 70 ± 25 mg/L-d, teniendo una descarga de 60 ± 19 mg/L-d, y una eficiencia de remoción de 13%. El nitrato se alimentó a una velocidad de carga de 42 ± 1 mg/L-d. El sistema nuevamente no mostró la capacidad para la remoción de este nutriente. Respecto al fósforo total, éste fue alimentado a una velocidad de carga de 7 ± 1 mg/L-d alcanzando una eficiencia de remoción de fósforo total de 26%.

Los resultados obtenidos a un TRH de 1 día indicaron mayor eficiencia de remoción de la DQO en el humedal subsuperficial, como se observa en la Figura 3.4 y Tabla 3.5. Por ejemplo, Chen *et al.* (2011) reportaron una remoción de DQO de 50 % a un TRH de 0.5 d en un humedal subsuperficial de flujo horizontal. Estos resultados siguen indicando la gran actividad bacteriana heterotrófica en este tipo de humedales artificiales, como son en la zona de las raíces y rizomas de las macrófitas y en la zona profunda del lecho poroso. Sin embargo, a este TRH corto, la remoción de nutrientes fue bajo, como fue el caso del amonio y nitrato que mostraron eficiencias de remoción de 13% y 0%, respectivamente. Las altas cargas orgánicas asociadas a un TRH corto, pudieron inhibir la actividad nitrificante de bacterias tales como *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, las cuales se encargan de realizar la oxidación de amonio a nitrato, para que posteriormente, en la zona facultativa, las bacterias desnitrificantes como las *Achromacter sp.*, reduzcan el nitrato a N_2 (Delgadillo *et al.*, 2010). Cabe mencionar que las investigaciones realizadas en humedales subsuperficiales, a TRH cortos, son muy escasos en la literatura; por lo que los resultados experimentales encontrados en el presente trabajo pueden aportar conocimientos básicos para entender y operar de forma más eficiente los sistemas de humedales para la depuración de aguas residuales domésticas.

Tabla 3.5. Proceso del tren de tratamiento 1 con TRH de 1 día.

Parámetro	Afluente [mg/L]	Efluente subsuperficial [mg/L]	Efluente <i>Lemna</i> [mg/L]	Efluente O ₃ /UV [mg/L]	Eficiencia global (%)
DQO	507	186 ± 52	160 ± 30	138 ± 18	77
N-NH ₄ ⁺	67	64 ± 22	60 ± 22	59 ± 19	13
N-NO ₃ ⁻	42	41 ± 2	42 ± 3	43 ± 1	0
PT	7	6 ± 0	6 ± 0	6 ± 1	26

La aportación del módulo de *Lemna* en la remoción de amonio mostró un comportamiento muy similar al TRH de 2 días; siendo del 4%. El nitrato no se eliminó por ninguna vía, no obstante, la remoción del fósforo total aumentó a 8% (Figura 3.4). Blasiglini *et al.* (2018) evaluaron la capacidad de la *Lemna gibba* en la remoción de contaminantes, observando que el cambio de temperatura y la exposición a altas cargas de contaminantes afectó el crecimiento y causó un estrés en las macrófitas; disminuyendo su capacidad para la absorción de nutrientes.

En el módulo de O₃/UV se observó que la aportación es aún menor para la remoción de DQO, amonio, nitrato y fósforo total. El tiempo de contacto de 10 min podría ser insuficiente para que exista una mayor remoción de contaminantes en este módulo. Por ejemplo, estudios como el de Antoniadis *et al.* (2007), Chen *et al.* (2011) y Horn *et al.* (2014) reportaron altas eficiencias de remoción de contaminantes mediante procesos de oxidación avanzada, empleando tiempos de contacto más amplios, que van de las 2 hasta 5 horas.

3.4 Tren de tratamiento de agua residual municipal empleando la combinación 2: O₃/UV – *Scirpus lacustris* – *Lemna gibba* (O₃/UV + S.L. + L.G.)

3.4.1 Operación en continuo del tren de tratamiento 2, a un TRH de 3 días.

El tren de tratamiento 2 se operó por un período de 53 días; a tres tiempos de residencia hidráulica (3, 2 y 1 d), arrancando de igual manera a un TRH de 3 d. En la Figura 3.5 se presentan los perfiles de carga y descarga de la DQO en función

del TRH. A un TRH de 3 días, el estado pseudo-estacionario se alcanzó a partir del día 12.

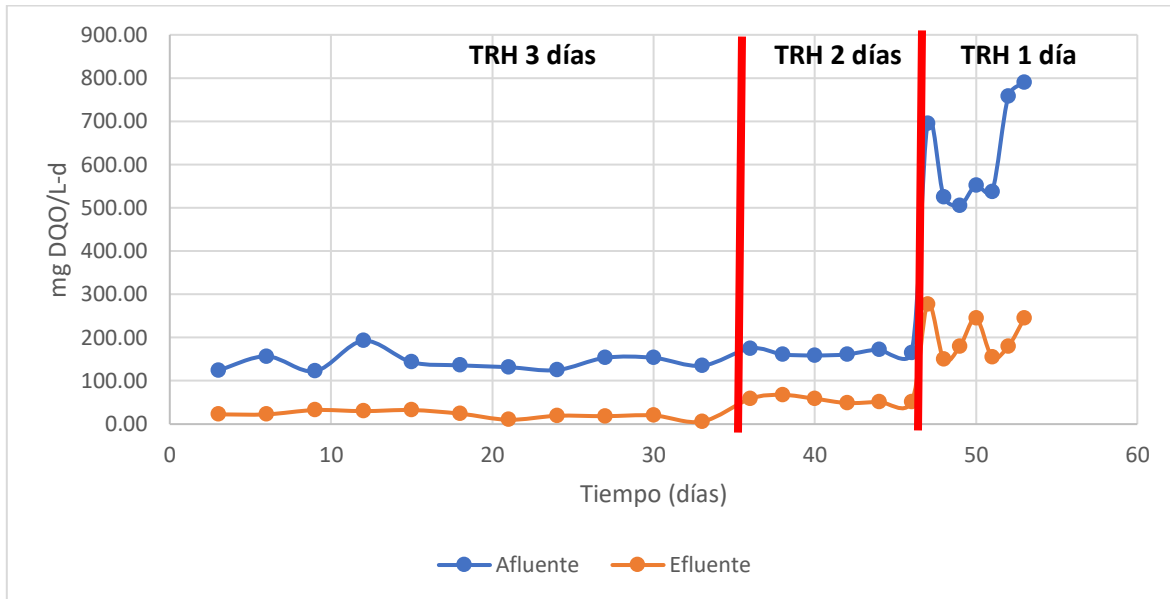


Figura 3.5. Perfiles de carga y descarga de la DQO en el afluente y efluente del tren de tratamiento 2.

El tren de tratamiento 2 se alimentó con una velocidad de carga de 146 ± 21 mg DQO/L-d, mientras que la velocidad de descarga fue de 20 ± 9 mg DQO/L-d. En el estado pseudo-estacionario se alcanzó una eficiencia de remoción de DQO de 86%. En la Figura 3.6 se presentan los perfiles de amonio, nitrato y fósforo total tanto en el afluente como en el efluente del tren de tratamiento. A un TRH de 3 días, el sistema se alimentó con una velocidad de carga de N-amonio de 56 ± 9 mg/L-d, mientras que la descarga fue de 33 ± 10 mg/L-d, alcanzándose una eficiencia de remoción de amonio de 39%. El nitrato se alimentó a una velocidad de carga de 20 ± 4 mg/L-d, siendo la descarga de 8 ± 2 mg/L-d; lo que indicó una eficiencia de remoción de 59%. Respecto al fósforo total, éste fue alimentado a una velocidad de 4 ± 1 mg/L-d. En el estado pseudo-estacionario la velocidad en el efluente fue de 3 ± 1 mg/L-d; alcanzándose una eficiencia de remoción de fósforo total de 19%.

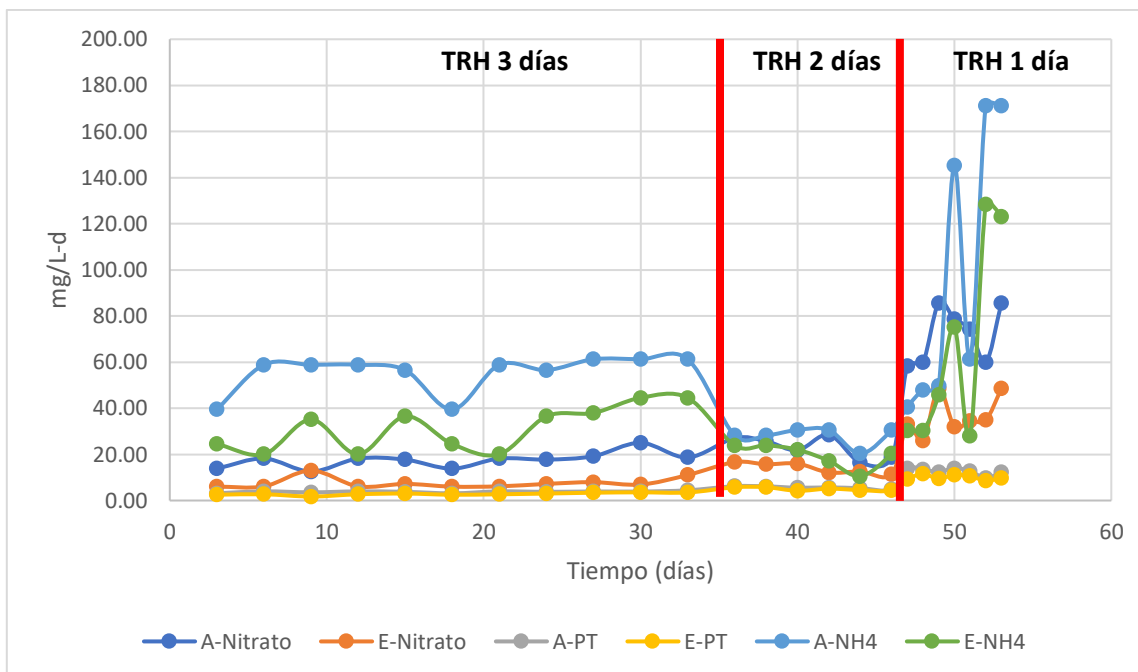


Figura 3.6. Perfiles de carga y descarga de amonio, nitrato y PT en el afluente y efluente del tren de tratamiento 2.

De igual manera que en el tren de tratamiento 1, cada módulo contribuyó con un porcentaje de remoción para la DQO y para los nutrientes; como se puede observar en la Figura 3.7 y la Tabla 3.6. A un TRH de 3 días la DQO se removi6 en un 13% en el m6dulo de O_3/UV , 59% en el humedal subsuperficial y un 14% en el m6dulo de *Lemna*. El amonio se elimin6 un 5% en el m6dulo de O_3/UV , 14% en el humedal subsuperficial y un 23% en el m6dulo de *Lemna*. Para el caso de nitrato en el m6dulo de O_3/UV no se logr6 remoci6n alguna, sin embargo, existi6 un aumento en la concentraci6n del efluente de este m6dulo como se puede observar en la Tabla 3.6. En el m6dulo del humedal subsuperficial se logr6 una remoci6n de 52% y en el m6dulo de *Lemna* un 7%. Respecto al PT, el m6dulo de O_3/UV solo se obtuvo un 5% de remoci6n, mientras que en m6dulo del humedal subsuperficial y *Lemna* contribuyeron con un 7% de remoci6n, siendo menor su contribuci6n en comparaci6n con la primera etapa.

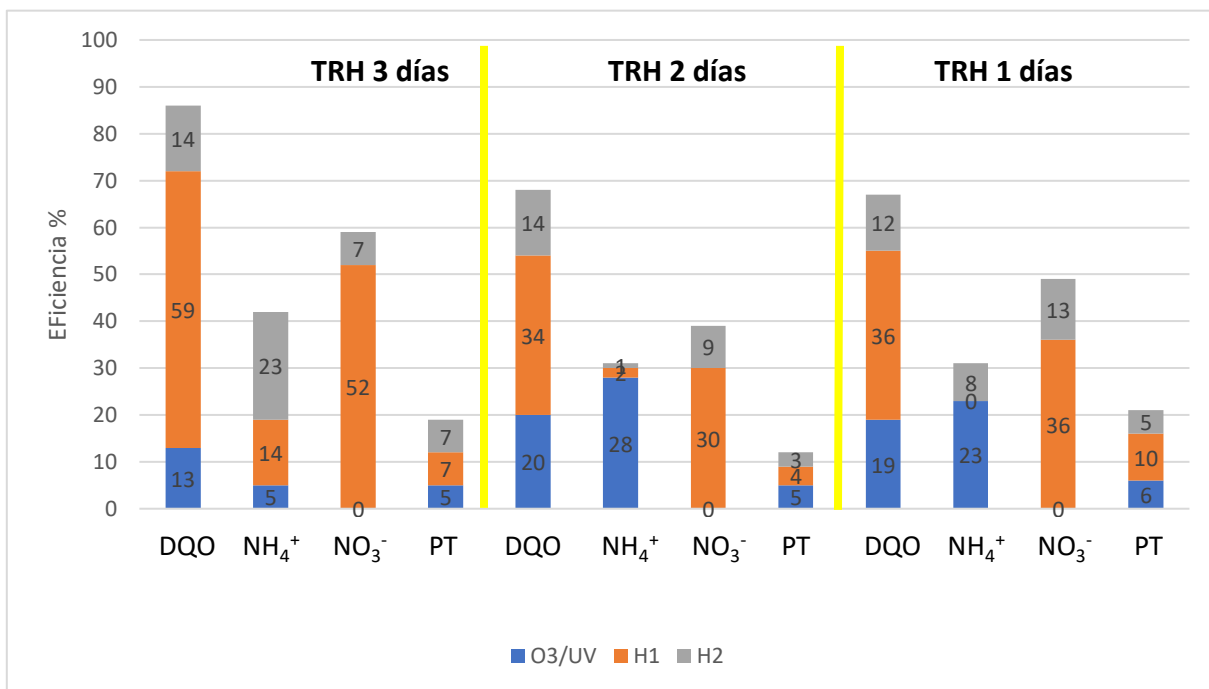


Figura 3.7. Eficiencias de remoción de DQO, amonio, nitrato y PT a un TRH 3, 2 y 1 días del tren de tratamiento 2.

Tabla 3.6. Proceso del tren de tratamiento 2 con TRH de 3 días.

Parámetro	Afluente [mg/L]	Efluente O ₃ /UV [mg/L]	Efluente subsuperficial [mg/L]	Efluente <i>Lemna</i> [mg/L]	Eficiencia global (%)
DQO	417	363 ± 69	116 ± 43	60 ± 27	86
N-NH ₄ ⁺	166	158 ± 28	137 ± 26	98 ± 30	42
N-NO ₃ ⁻	61	64 ± 9	29 ± 7	24 ± 6	59
PT	12	11 ± 1	10 ± 1	9 ± 1	19

Estos resultados experimentales siguen indicando que el módulo de menor aportación en la remoción de contaminantes es el O₃/UV y el de mayor contribución sigue siendo el humedal subsuperficial. En el módulo de O₃/UV, se observó una aportación mayor en la degradación de la DQO en comparación al tren de tratamiento 1, que fue de 6%. Por otro lado, se observó una menor aportación para amonio, nitrato y fósforo, esto puede deberse a que el agua residual se encontraba muy turbia como para que se pudiera realizar un proceso foto-catalítico para su

remoción. Otro factor a considerar es el tiempo de contacto que es más corto comparado con otros trabajos mencionados previamente, donde manejaron tiempos de 2 a 5 horas. Por ejemplo, Zhang *et al.* (2014) evaluaron un reactor de O₃/UV a un tiempo de contacto de 2 horas, donde obtuvieron una remoción de DQO y amonio de 23% y 9.7% respectivamente. Por otro lado, se observó que al colocar este módulo al inicio del sistema ayudó a mejorar la degradación de nitrato en el módulo del humedal subsuperficial.

En el módulo del humedal subsuperficial, durante esta etapa, las eficiencias de remoción de DQO, amonio y nitrato fueron superiores a los reportados por Saeed *et al.* (2014). Los autores evaluaron tres tipos de humedales artificiales, un humedal subsuperficial de flujo vertical, uno de flujo horizontal y un humedal superficial, a un TRH de 3 d. En el caso del humedal subsuperficial de flujo horizontal obtuvieron eficiencias de remoción de la DQO, amonio, nitrato y fósforo de 55.8%, 28.9%, 12.2% y 63% respectivamente. Con respecto al fósforo, las bajas eficiencias de remoción podrían estar asociadas a la colmatación del sustrato, debido a que es el principal mecanismo de eliminación del fósforo, que es por medio de la adsorción (Delgadillo *et al.*, 2010).

Por otro lado, en el módulo de *Lemna* se observó una mayor aportación en la degradación de la DQO, amonio y nitrato, en comparación a la etapa anterior que fueron de 8%, 13% y 2% respectivamente. Esto significa que mejoraron las condiciones en la zona aerobia, la zona facultativa y la zona anaerobia que describen Skillicom *et al.* (1993) en su trabajo utilizando *Lemna*; lo cual puede deberse al colocar el proceso de O₃/UV al inicio del tren de tratamiento. De igual manera, se puede observar que el humedal artificial subsuperficial con *Scirpus lacustris* tiene una mayor preferencia en la absorción de nitrato y la *Lemna gibba* tiene una mayor absorción de amonio. Este comportamiento de la *Lemna* es opuesto a lo reportado por Ekperusi *et al.* (2019), donde en su trabajo reportan que el amonio a altas concentraciones inhibe la absorción y por ende el crecimiento de la *Lemna minor*.

3.3.2 Operación en continuo del tren de tratamiento 2, a un TRH de 2 días.

Para esta fase, el sistema se operó por un período de 12 días; la DQO se alimentó a una velocidad de carga de 166 ± 7 mg DQO/L-d, mientras que la descarga fue de 56 ± 7 mg DQO/L-d. El estado pseudo-estacionario se alcanzó a partir del día 36, obteniendo una eficiencia de remoción de DQO de 68%. El amonio se alimentó a una velocidad de carga de 28 ± 4 mg N/L-d, mientras que en el efluente se determinó una descarga de 20 ± 5 mg N-NH₄⁺/L-d, dando una eficiencia de remoción de 31%. El nitrato, se alimentó a una velocidad de carga de 23 ± 5 mg/L, siendo su descarga de 14 ± 2 mg/L, dando una eficiencia de 37%. El fósforo total, se alimentó a una velocidad de carga de 6 ± 1 mg/L-d, teniendo una descarga de 5 ± 1 mg/L-d, y una eficiencia de remoción de 12%.

A un TRH de 2 días, el porcentaje de aportación en la remoción de contaminantes por cada módulo difirieron con respecto al TRH de 3 días (Figura 3.7). Por ejemplo, la DQO se removi6 en un 20% en el O₃/UV, 34% en el m6dulo del humedal subsuperficial y un 14% en el m6dulo de *Lemna*. El amonio se elimin6 en un 28% en el O₃/UV y solo un 2% y 1% en los m6dulos del humedal subsuperficial y *Lemna* respectivamente. Para el nitrato no se logr6 remoci6n alguna en el m6dulo de O₃/UV, de igual manera que con el TRH de 3 d6as, se observ6 un aumento en la concentraci6n del efluente de este m6dulo, como se observa en la Tabla 3.7. Finalmente, para el PT se obtuvieron bajas eficiencias de remoci6n en cada uno de los m6dulos de O₃/UV, humedal subsuperficial y *Lemna*, siendo de 5%, 4% y 3% respectivamente.

Tabla 3.7. Proceso del tren de tratamiento 2 con TRH de 2 d6as.

Par6metro	Afluente [mg/L]	Efluente O ₃ /UV [mg/L]	Efluente subsuperficial [mg/L]	Efluente <i>Lemna</i> [mg/L]	Eficiencia global (%)
DQO	331	264 ± 43	158 ± 39	112 ± 14	68
N-NH ₄ ⁺	56	40 ± 14	49 ± 8	39 ± 10	31
N-NO ₃ ⁻	46	54 ± 7	32 ± 4	28 ± 5	37
PT	12	11 ± 1	11 ± 1	10 ± 1	12

Los resultados experimentales obtenidos indicaron que el proceso de O_3/UV mostró un aumento en la remoción de DQO y amonio con respecto al TRH de 3 d, como se puede observar en la Figura 3.7. Esto se asocia a que durante esta fase (TRH de 2 días), la planta de tratamiento donde se realizaron los muestreos dejó de operar un tiempo debido a problemas técnicos que presentaron durante esta etapa, de esta manera el agua residual quedó estática en los canales de la entrada, dejando muestrear solo el agua residual de la superficie, el cual presentaba una turbidez baja; esto ayudó a mejorar el proceso foto catalítico para la generación de radicales hidroxilo y degradar parte de la materia orgánica e inorgánica presente en el agua, por otro lado ayudó a oxidar un 28% del amonio presente, aumentando de esta manera la concentración de nitrato en el efluente de este módulo. Por ejemplo, Zhang *et al.* (2014) realizaron una investigación con un proceso de ozono a diferentes pH, al cual se le realizó un tratamiento previo al agua residual para reducir la turbidez y sólidos suspendidos. Obtuvieron eficiencias de remoción de DQO y amonio de 23% y 9.7% respectivamente, a un tiempo de contacto de 2 horas. En términos de DQO se puede observar que los resultados de Zhang *et al.* (2014) son similares y en términos de amonio son inferiores a los obtenidos en el presente trabajo.

Por otra parte, se observó una mayor aportación en el módulo del humedal subsuperficial en la remoción de DQO y nitrato, como se observa en la Figura 3.7 y Tabla 3.7. Por ejemplo, Saeed *et al.* (2014) a un TRH de 2 días, evaluaron un humedal subsuperficial de flujo horizontal obteniendo eficiencias de remoción de DQO, amonio y nitrato de 55%, 18% y 23% respectivamente. Las bajas eficiencias de DQO y amonio en el presente trabajo (34% y 2%, respectivamente), está asociado a lo que observaron Saeed *et al.* (2014) en su estudio, donde a una mayor degradación de los compuestos orgánicos biodegradables se reduce la disponibilidad del oxígeno dentro del sistema de fitodepuración, el cual inhibe la nitrificación aeróbica, es decir, una mayor eliminación de DQO y un menor rendimiento de nitrificación. Para el caso del nitrato se puede observar que existe

una mayor asimilación por parte de las macrofitas, esto significa que prevalecen condiciones anaerobias debido a la saturación del medio poroso, aun cuando la liberación de oxígeno por las raíces permite la existencia de zonas aerobias y anóxicas en la rizosfera (Blanco, 2014). Para el caso de fósforo total, las eficiencias fueron bajas en los tres módulos de tratamiento, principalmente en el módulo del humedal subsuperficial, debido a que en este se lleva a cabo la adsorción, sin embargo, debido a la colmatación del medio poroso evita que ocurran las reacciones de forma simultánea.

En el módulo de *Lemna*, no hubo cambio alguno en la remoción de DQO y nitrato en comparación al TRH de 3 días, así mismo, se obtuvieron bajas remociones de amonio y fósforo total, como se observan en la Tabla 3.7 y Figura 3.7. Las bajas eficiencias pueden estar asociadas a la falta de iluminación solar que tienen las macrofitas dentro del laboratorio. Por ejemplo, Verma & Suthar (2014) realizaron un estudio con *Lemna gibba*, donde reportaron eficiencias de remoción de nitrato y PT de 63.7% y 54.3% respectivamente, esto se debió a las 12 horas de iluminación que tenía su sistema. Cabe destacar que en el presente trabajo durante esta etapa se manejaron concentraciones mayores de nitrato, de 48 mg/L, siendo 3.20 veces mayor a lo reportado por estos autores.

3.3.3 Operación en continuo del tren de tratamiento 2, a un TRH de 1 días.

En la última fase, el estado pseudo-estacionario se alcanzó en el día 47. El tren de tratamiento fue alimentado con una velocidad de carga de 623 ± 120 mg DQO/L-d, mientras que la de descarga fue de 205 ± 50 mg DQO/L-d, alcanzándose una eficiencia de remoción de DQO de 67%. En cuanto al comportamiento del amonio, nitrato y fósforo total; el sistema se alimentó con una velocidad de carga de N-amonio de 98 ± 61 mg/L-d, teniendo una descarga de 66 ± 44 mg/L-d, y una eficiencia de remoción de 32%. El nitrato se alimentó a una velocidad de carga de 72 ± 12 mg/L-d, teniendo una descarga de 37 ± 9 mg/L, alcanzando una eficiencia de remoción de 49%. Respecto al fósforo total, se alimentó a una velocidad de carga

de 13 ± 2 mg/L-d, teniendo una descarga de 10 ± 1 mg/L, alcanzando una eficiencia de remoción de fósforo total de 20%.

Los resultados obtenidos a un TRH de 1 día fueron similares a los del TRH anterior, como es el caso de la DQO, amonio y nitrato en cada uno de los módulos de tratamiento como se observa en la Tabla 3.8 y Figura 3.7. En la DQO se obtuvo un 19% de remoción en el módulo de O₃/UV, 36% en el módulo del humedal subsuperficial y 12% en el módulo de *Lemna*. En amonio se obtuvo un 23% de remoción en el módulo de O₃/UV, en el módulo del humedal subsuperficial no hubo remoción alguna y por parte del módulo de *Lemna* sólo un 8%. Para el nitrato, de igual manera que en los TRH anteriores, 3 y 2 días, no existió remoción alguna en el módulo de O₃/UV. Finalmente, para el fósforo total su remoción aún es baja en los tres módulos de tratamiento, siendo de 6% en el módulo de O₃/UV, 10% en el humedal subsuperficial y 5% en el módulo de *Lemna*.

Tabla 3.8. Proceso del tren de tratamiento 2 con TRH de 1 día.

Parámetro	Afluente [mg/L]	Efluente O ₃ /UV [mg/L]	Efluente subsuperficial [mg/L]	Efluente <i>Lemna</i> [mg/L]	Eficiencia global (%)
DQO	623	508 ± 79	283 ± 73	205 ± 50	67
N-NH ₄ ⁺	98	68 ± 42	71 ± 46	66 ± 44	32
N-NO ₃ ⁻	72	75 ± 15	46 ± 13	37 ± 9	49
PT	13	12 ± 1	11 ± 1	10 ± 1	21

En el módulo de O₃/UV el comportamiento en la remoción de los contaminantes fue similar. Como se mencionó en la etapa anterior, el tiempo de contacto de 10 min podría ser insuficiente para que exista una mayor remoción en este módulo. Por ejemplo, Aghapour *et al.* (2015) reportaron eficiencias de remoción de la DQO de 98% y 37% con un proceso de ozono y un tiempo de contacto de 9 y 4.5 horas, respectivamente.

El módulo del humedal subsuperficial conservó las mismas condiciones para la remoción de DQO y nitrato, condiciones anaerobias. De acuerdo con Blanco (2014),

estas condiciones ayudan a realizar la desnitrificación dentro del medio, en este proceso el nitrato es reducido a nitrógeno atmosférico, teniendo como intermediarios nitrito, óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N₂O), de igual forma participan bacterias heterótrofas anaerobias. Entre los organismos desnitrificantes se encuentran las bacterias de los géneros *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Bacillus* y *Halobacterium*. Por ejemplo, He *et al.* (2016) reportaron una eficiencia de remoción de nitrato de 10.28% en un humedal artificial subsuperficial a un TRH de 0.5 días; esto se debió a las condiciones heterotróficas que se presenciaban en su sistema. Como se mencionó anteriormente, es escasa la literatura de humedales, tanto subsuperficiales y superficiales, que trabajen con TRH cortos, por lo que los resultados experimentales encontrados en el presente trabajo pueden aportar información para entender de forma más eficiente estos sistemas para la depuración de aguas residuales.

Finalmente, en el módulo de *Lemna* el comportamiento para la remoción de DQO, nitrato y PT fueron similares al del TRH de 2 días. Sin embargo, las bajas eficiencias de remoción pueden estar asociadas a la exposición de las altas cargas de contaminantes, el cual afecta el crecimiento y disminuye la capacidad de absorción de nutrientes en las macrofitas. Por otra parte, un TRH corto evita tener una buena asimilación de nutrientes. Por ejemplo, Zhao *et al.* (2014) reportaron en su estudio con *Lemna minor*, una eficiencia de remoción de nitrógeno total y PT de 60% y 67.8% respectivamente, a un TRH de 9 días; Grijalbo *et al.* (2016) reportaron, de igual manera con *Lemna minor*, una eficiencia de remoción de DQO de 16% a un TRH de 5 días.

Por último, se debe destacar que el uso del proceso de oxidación avanzada con O₃/UV, donde con tan sólo 10 minutos de exposición en los dos trenes de tratamiento, ha sido suficiente para oxidar la materia orgánica, en especial la que no es biodegradable, esto se debe al elevado potencial oxidante que este proceso posee, lo que permite degradar a los compuestos orgánicos que le dan color, sabor u olor desagradable al agua, el cual, se vio observado durante el estudio, eliminando



3. Resultados y discusión

el olor y de manera tenue el color amarillo, como fue el caso del tren de tratamiento 1, ya que se presenciaban estas características al salir del sistema de fitodepuración (humedal 1 y 2). Otra de las bondades del O_3/UV es la desinfección, aunque en nuestro caso no fue estudiada. El proceso de O_3/UV genera una oxidación protoplasmática directa que desintegra la pared celular de las bacterias que se encuentran presentes en el agua; los posibles responsables de realizar esta acción, son radicales libres como el HO_2^{\cdot} y el HO^{\cdot} , debido al gran poder oxidante que éstos poseen (Meneses, 2014).

4. Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos en el presente trabajo, se concluye que el tren de tratamiento 1, *Scirpus lacustris* - *Lemna gibba* – O₃/UV, a un TRH de 3 días mostró un buen potencial para la depuración de agua residual municipal obteniendo eficiencias de remoción de DQO, amonio, nitrato y fósforo total de 95%, 49%, 23% y 56% respectivamente.

El tren de tratamiento 2, O₃/UV – *Scirpus lacustris* – *Lemna gibba*, de igual manera los resultados obtenidos a un TRH de 3 días mostraron un buen potencial para la depuración de agua residual municipal obteniendo eficiencias de DQO, amonio, nitrato y fósforo total de 86%, 42%, 59% y 19% respectivamente.

El proceso O₃/UV como tratamiento inicial ayudó a potenciar la degradación de amonio y nitrato en el humedal artificial con *Scirpus lacustris*. Sin embargo, ocurrió todo lo contrario para fósforo total, donde no se apreció un cambio positivo en su degradación.

La presencia de sólidos suspendidos y turbidez presente en el agua residual municipal, en el proceso de O₃/UV como tratamiento inicial, evitó que se pueda realizar la foto degradación de nitrato y fósforo total, así como una mayor generación de radicales hidroxilos para la degradación de la DQO.

Con la combinación de sistemas de fitodepuración y un proceso de oxidación avanzada se logró operar el proceso de O₃/UV con un tiempo de contacto de 10 minutos.

Finalmente, los resultados experimentales del tren de tratamiento 1 y 2 indicaron que, a un TRH de 3 días, se observaron las mejores eficiencias en la degradación de la DQO, amonio, nitrato y fósforo total. En términos de la DQO en el tren de tratamiento 1 con un efluente de 28 ± 16 mg/L es considera como un agua aceptable



4. Conclusiones

de acuerdo con el indicador de calidad del agua superficial (2017). En el fósforo total, con un efluente de 4 ± 1 mg/L, es inferior a los 5 mg/L que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996, esto permitiría darle un uso al agua que se trató mediante el tren de tratamiento propuesto, por lo que podría ser utilizada en áreas verdes y para riego de cultivos, siempre y cuando se cumplan con los demás parámetros físicos y químicos que establece la norma.



5. Recomendaciones.

Tomando en consideración los resultados experimentales y con el objetivo de mejorar el proceso de degradación de DQO, amonio, nitrato y fósforo total mediante un tren de tratamiento de fitodepuración y O₃/UV se realizan las siguientes recomendaciones:

- I. Implementar un filtro como pretratamiento antes de cada tren de tratamiento.
- II. Colocar mamparas en cada uno de los humedales para mejorar la asimilación de contaminantes en las macrofitas.
- III. Ampliar el estudio de tratamiento considerando un sistema de flujo continuo entre el sistema de fitodepuración y el O₃/UV.
- IV. Ampliar los parámetros a evaluar como la medición de turbidez, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, coliformes fecales y huevos de helminto.

6. Fuentes consultadas.

Aghapour A.A., Moussavi G. & Yaghmaeian K. (2015). *Degradation and COD removal of catechol in wastewater using the catalytic ozonation process combined with the cyclic rotating-bed biological reactor*. Journal of Environmental Management 157, 262-266.

Alegret Salvador, Del Valle M. y Merkoçi A. *Sensores electroquímicos: introducción a los quimiosensores y biosensores: curso teórico-práctico*, Vol. 39, 13. Universidad Autónoma de Barcelona.

Antoniadis A., Takavakoglou V., Zalidis G. & Poullos I. (2007). *Development and evaluation of an alternative method for municipal wastewater treatment using homogeneous photocatalysis and constructed wetlands*. ScienceDirect 124, 260-265.

Antúñez-Ocampo, O. M., Sandoval-Villa, M., Alcantar-Gonzalez, G., & Solis-Martinez, M. (2014). Ammonium and nitrate application on *Physalis peruviana L.* PLANTS.

APHA, AWWA, WEF (1998) a. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 20 th edition, 386.

APHA, AWWA, WEF (1998) b. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 20 th edition, 350.

Basiglini E., Pintore & Forni C. (2018). *Effects of treated industrial wastewaters and temperatures on growth and enzymatic activities of duckweed (Lemna minor L.)*. Ecotoxicology and Environmental Safety 153, 54-59.

Beltrán, F.J. (2005). *Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems: 9-Kinetics of the Ozone-UV radiation system*, 193-194. Lewis publishers. Boca Raton, Florida.

Blanco R. I. (2014). *Aplicación de humedales artificiales para la depuración de purines de granjas porcinas*. (Proyecto para recibir al grado de Doctor en “Área de ecología”. Universidad de León. León, Guanajuato. México.

Castañeda J, A.C. (2014). *Procesos de oxidación avanzada aplicados en el tratamiento de aguas de la industria del petróleo*. (Proyecto para recibir el grado de “Especialista en recursos hidráulicos y medio ambiente”). Escuela Colombiana de Ingeniería “Julio Garavito”. Colombia.

Chen K.C., Wang Y.H. & Lu Y.C. (2011). *Treatment of polluted water for reclamation using photocatalysis and constructed wetlands*. *Catalysis Today* 175, 276-282.

CONAGUA. (2016) a. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento; Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Procesos Avanzados con fines de reúso*, 293-308. México.

CONAGUA. (2016) b. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento; Introducción al tratamiento de aguas residuales municipales*, 1-6, 118-120. México.

CONAGUA. (2016) c. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento; Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Humedales artificiales*, 2-50. México.

Cruz T., L.E., Alayón T, W.E. & Monsegny S., C.E. (2000). *Metodología para la selección del régimen de flujo en lagunas de estabilización*. *Revista Ingeniería e Investigación*. Núm. 46. Bogotá, Colombia.

De Jesús Camilo D. (2014). *Remoción de materia orgánica de cuerpos de agua contaminados con lixiviados en un sistema de fitodepuración utilizando *Lemna gibba**. Para obtener el grado de Ingeniero Químico. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, Estado de México.

Delgadillo O., Camacho A., Pérez L.F. y Andrade M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba, Bolivia: Nelson Antequera Durán.

Ekperusi A.O., Sikoki F.D. & Nwachukwu E.O. (2019). *Application of Common Duckweed (Lemna minor) in Phytoremediation of Chemicals in the Environment: State and Future Perspective*. Chemosphere: Accepted manuscript.

Forero V. D. P. & Guayacundo G. A. M. (2011). *Dimensionamiento de un humedal construido piloto. Caso de estudio campus Cajicá*. (Proyecto para obtener el grado de ingeniero Civil). Universidad Milita Nueva Granada. Facultad de Ingeniería. Bogotá D.C.

Forero, J. E., Ortiz O. P. & Ríos F. (2005). *Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería*. CT&F Ciencia, Tecnología y Futuro, vol. 3, núm. 1, 97-109.

Garcia-Gamez, C., Gortares-Moroyoqui P. & Drogui P. (2011). *Tratamiento biológico y de oxidación avanzada combinados para una solución a la biotecnología ambiental*. Ideas CONCYTEG, 6 (71), 585-605.

García-Gómez, C., Gortáres-Moroyoqui, P. & Drogui, P. (2011). *Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción*. Química Viva, vol. 10, núm. 2, pp. 96-105. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.

García R., D. A. & Leal Correa D. C. (2006). *Desarrollo de un humedal artificial piloto con especies no convencionales para mitigar la contaminación generada por el vertimiento de aguas residuales provenientes del centro de los visitantes del parque Nacional Natural Amacayacu-Amazonas*. Universidad de la Salle (Proyecto de grado título de Ingeniero Ambiental y Sanitario), Bogotá D. C.

GilPavas Edison, Rojas Víctor & Casas Daniel. (2011). *Procesos avanzados de oxidación para el tratamiento de residuos líquidos peligrosos procedentes de los laboratorios de Ingeniería de Procesos*. Dirección de Investigación y Docencia. Universidad EAFIT. Medellín, Colombia.

Gil, M.J., Soto, A.M., Usma, J.I. & Gutiérrez, O.D. (2012). *Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos*. Artículo de revisión. Producción + Limpia. Vol.7, No.2. 52-73.



Grijalbo L., Becerril J. M., Barrutia O., Gutiérrez-Manero J. & Lucas García J. A. (2016). *Lemna minor tolerance to metal-working fluid residues: implications for rhizoremediation*. Plant Biology ISSN, 1435-8603.

Gottschalk C., Libra J. A. & Saupe A. (2010). Ozonation of water and wastewater. A practical guide to understanding ozone and its application. Ed. WILEY-VCH, 1ª Ed., 9-95.

He Y., Wang Y. & Song X. (2016). *High-effective denitrification of low C/N wastewater by combined constructed wetland and biofilm-electrode reactor (CW-BER)*. Bioresource Technology 203, 245–251.

Hernan R. C. (2007). Determinación de nitratos en aguas por espectrofotometría UV. Subdirección de hidrología - grupo laboratorio de calidad ambiental. Instituto de Hidrología. Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia

Herrera-Melián J.A., Martín-Rodríguez A.J., Ortega-Méndez A., Araña J., Doña-Rodríguez J. M. & Pérez-Peña J. (2012). *Degradation and detoxification of 4-nitrophenol by advanced oxidation technologies and bench-scale constructed wetlands*. Journal of Environmental Management 105, 53-60.

Hesam Kamyab, Shreeshivadasan Chelliapana, Mohd Fadhil Md Dinb, Reza Shahbazian-Yassar, Shahabaldin Rezaniaa, Tayebeh Khademid, Ashok Kumare & Mohammadamin Azimif. (2017). *Evaluation of Lemna minor and Chlamydomonas to treat palm oil mill effluent and fertilizer production*. Journal of Water Process Engineering, 229-236.

Horn T. B., Vargas Z. F., Teresinha K. L. & Machado L. E. (2014). *Constructed wetland and photocatalytic ozonation for university sewage treatment*. Ecological Engineering 63, 134-141.

Kusic, H., Koprivanac, N. & Bozic, A.L. (2006). *Minimization of organic pollutant content in aqueous solution by means of AOPs: UV-and ozone-Based*



Technologies. Faculty of Chemical Engineering and Technology, Croatia. Chemical Engineering Journal 123, 127-137.

Lesueur C., Pfeffer M. & Fuerhacker M. (2005). *Photodegradation of phosphonates in water*. Chemosphere 59, 685–691.

Machado E.L., Lourenco A.M., Kist L.M., Schneider R.C.S., Kern D., Lobo E.A.A., Silveira D.D., Horn T.B., & Zerwes F. (2015). *Constructed Wetlands Integrated with Advanced Oxidation Processes in Wastewater Treatment for Reuse*. Faculty of Sustainability Leuphana Universität Lüneburg, Institute of Sustainable and Environmental Chemistry (ISEC), Lüneburg, Germany.

Mack J. & Bolton J.R. (1999). *Photochemistry of nitrite and nitrate in aqueous solution: a review*. Department of Chemistry, The University of Western Ontario, London, Ont., Canada. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 128, 1–13.

Meneses Estrada G. (2014). *Evaluación del proceso O₃/UV como tratamiento terciario de aguas residuales industriales para la degradación de la materia orgánica medida como DQO*. Para obtener el grado de maestro en ingeniería ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, Estado de México.

Metcalf E. (1996). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*, Ed. McGraw Hill, tomo I, 543-659.

Metcalf, E. D. D. Y. (1985). *Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*.

Montiel Morales P. A. (2014). *Humedal artificial* (Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil). Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Mooney H.A. & Cropper A. (2005). *Ecosystems and human Well-being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resouces Institute, Washington, DC.



NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicado en el diario oficial de la federación el 23 abril de 2003.

NOM-002-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Publicada en el diario oficial de la federación el 3 de junio de 1998.

NMX-AA-003-1980. Aguas residuales: muestreo. Decreto publicado en el Diario Oficial de la Federación de fecha 6 de noviembre de 1992.

NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua: determinación del pH - método de prueba.

NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de aguas. Determinación de Fósforo Total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba.

Ozengin, N., & Elmaci, A. (2007). Performance of Duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment. *Journal of Environmental Biology*, 28(2), 307-314.

Papageorgiou A., Stylianou S. K., Kaffes P., Zouboulis A. I. & Voutsas D. (2017). *Effects of ozonation pretreatment on natural organic matter and wastewater derived organic matter e Possible implications on the formation of ozonation by-products*. *Chemosphere* 170, 33-40.

Papageorgiou A., Voutsas D. & Papadakis N. (2014). *Occurrence and fate of ozonation by-products at a full-scale drinking water treatment plant*. *Science of the Total Environment*, 481, 392–400.

Rodríguez M., J.P., García U., C.A. & Pardo P., J. (2015). *Selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales municipales*. Ternura, Vol. 19, Núm. 46, pp. 149-164. Universidad Distrital “Francisco José de Caldas”. Bogotá, Colombia.

Rodríguez-Narváez O.M., Peralta-Hernández J.M., Goonetilleke A. & Bandala E.R. (2017). *Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review*. Chemical Engineering Journal 323, 361–380.

Rott E., Minke R. & Steinmetz H. (2017). *Removal of phosphorus from phosphonate-loaded industrial wastewaters via precipitation/flocculation*. Journal of Water Process Engineering 17, 188–196.

Rubio C., A.; Chica A., E.L. & Peñuela M., G.A. (2013). *Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes*. Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, vol. 8, núm. 3, 93-103.

Sabas Ramírez C. A. (2011). *Evaluación hidrodinámica de humedales contruidos a escala de laboratorio* (Tesis de grado para optar el título de Maestría en Ecotecnología). Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira.

Saeed T., Al-Muyeed A., Afrin R., Rahman H. & Sun G. (2014). *Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands*. Journal of Environmental Sciences 26, 726–736.

Seoanez, M. (1999). *Aguas residuales: tratamiento por humedales artificiales. Fundamentos científicos, Tecnologías, Diseños*. Madrid: Mundi-Prensa.

Serrano E. (2005). *Control de la deficiencia de nutrientes en un proceso de depuración biológica*. Artículos Técnicos Surcis, S.L. Barcelona.

Silva Jorge, Torres Patricia & Madera Carlos. (2008). *Reúso de aguas residuales domésticas en agricultura*. Agronomía Colombiana, vol. 26, núm. 2, 347-359.

Sirianuntapiboon, S., Kongchum, M., & Jitmaikasem, W. (2006). Effects of hydraulic retention time and media of constructed wetland for treatment of domestic wastewater. *African Journal of Agricultural Research*, 1(2), 027-037.



Sosa A. (2015). *Estudio hidráulico colector cloacal zona centro Ciudad de Córdoba*. Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de ciencias exactas físicas y naturales. Practica Supervisada.

Suzuki H., Araki S. & Yamamoto H. (2015). Evaluation of advanced oxidation processes (AOP) using O_3 , UV, and TiO_2 for the of fenol in waster. *Journal of Process Engineering* 7, 54-60.

Smith, M.D. & Moelyowati I. (2001). Duckweed based wastewater treatment (DWWT): design guidelines for hot climates. *Water Sci. Technol.*, 43, 290-299.

Skillicorn, P., W. Spira & W. Journey (1993). Duckweed aquaculture: A new aquatic forming system for developing countries. The World Bank: Washington DC, USA.

Takeda K., Fujisawa K., Nojima H., Kato R., Ueki R. & Sakugawa H. (2017). *Hydroxyl radical generation with a high power ultraviolet light emitting diode (UV-LED) and application for determination of hydroxyl radical reaction rate constants*. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 340, 8-14.

Tchobanoglous, G. & F.L. Burton (1991). *Wastewater engineering treatment, disposal and reuse*. 3rd Edn. McGraw Hill, New York.

Viana da Silva A.M.E, Bettencourt da Silva R.J.N. & Camões M.F.G.F.C. (2011). *Optimization of the determination of chemical oxygen demand in wastewaters*. *Analytica Chimica Acta* 699, 161– 169.

Veliz L., Llanes O. J.G., Fernandez G., Lidia A. & Bataller V. Mayra. (2010). *Evaluación de la eficiencia de los procesos de coagulación-floculación y ozonización a escala de laboratorio en el tratamiento de aguas residuales municipales*. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, Vol. 41, No. 1, 49-56.

Verma R. & Suthar S. (2014). *Synchronized urban wastewater treatment and biomass production using duckweed *Lemna gibba* L.* *Ecological Engineering* 64, 337–343.



Wu Y. (2005). *Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater*. *Ecological Engineering* 4, 137-145.

Xu Y., Luo F., Pal A., Gin K. Y. & Reinhard M. (2011). *Occurrence of emerging organic contaminants in a tropical urban catchment in Singapore*. *Chemosphere* 83, 963–969.

Yao W., Ur R. S. W., Wang H., Yang H., Yu G. & Wang Y. (2018). *Pilot-scale evaluation of micropollutant abatements by conventional ozonation, UV/O₃, and an electro-peroxone process*. *Water Research* 138, 106-117.

Zhang S., Zheng J. & Chen Z. (2014). *Combination of ozonation and biological aerated filter (BAF) for bio-treated coking wastewater*. *Separation and Purification Technology* 132, 610–615.