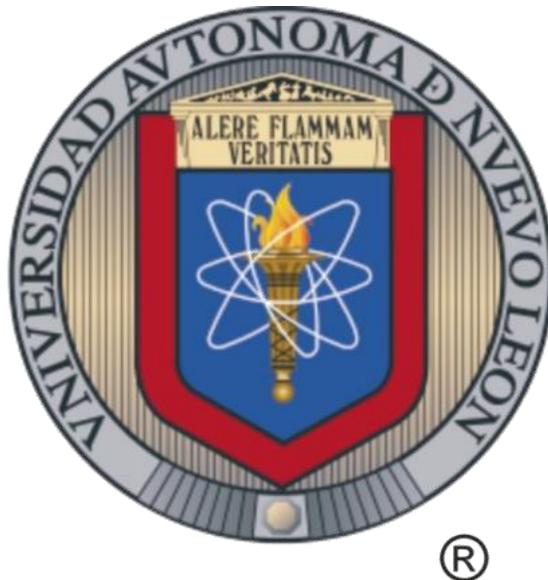


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



TESIS

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES PROVENIENTES
DEL ÁREA URBANA DE MARÍN, NUEVO LEÓN, POR MEDIO DE UN
HUMEDAL ARTIFICIAL SUPERFICIAL**

PRESENTA

MANUEL HUMBERTO CASTRO CASTRO

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**

OCTUBRE, 2018

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



TESIS

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES PROVENIENTES
DEL ÁREA URBANA DE MARÍN, NUEVO LEÓN, POR MEDIO DE UN
HUMEDAL ARTIFICIAL SUPERFICIAL**

PRESENTA

MANUEL HUMBERTO CASTRO CASTRO

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**

GENERAL ESCOBEDO, NUEVO LEÓN, MÉXICO

OCTUBRE, 2018

ESTA TESIS FUE REVISADA Y APROBADA POR EL
COMITÉ PARTICULAR COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

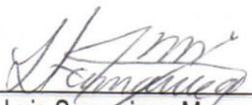
MAESTRO EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

COMITÉ PARTICULAR

Ph. D. Juan Antonio Vidales Contreras.
Director de Tesis

Dr. Celestino García Gómez.
Co-Director de Tesis

Dr. Humberto Rodríguez Fuentes.
Asesor Auxiliar



Dr. Luis Samaniego Moreno.
Asesor Externo

Dra. Adriana Gutiérrez Díez.
Subdirectora de Estudios de Posgrado e investigación

DEDICATORIA

A mis padres María Isabel Castro y Humberto H. Castro, quienes me apoyaron incondicionalmente en esta nueva etapa de aprendizaje. Al principio fue complicado en diferentes aspectos, pero con su apoyo y confianza logre mi objetivo.

A mis amigos de años que siempre estuvieron aconsejándome en momentos complicados, fuese en el ámbito emocional o académico, a pesar de estar en lugares retirados como Guanajuato, Baja California, Sinaloa, Sonora, Monterrey o Estados Unidos.

A las familias que me adoptaron durante mi estadía en este lugar, no solo me aconsejaron por estos 2 años de maestría, también me brindaron su ayuda en muchas ocasiones durante momentos difíciles.

AGRADECIMIENTO

Quiero agradecer a mi comité tutorial quienes me apoyaron incondicionalmente durante mi proyecto. Al Dr. Vidales quien estuvo conmigo durante temporadas difíciles en la labor de campo y laboratorio, al Dr. Celestino por su paciencia y apoyo en el trabajo de laboratorio, además de ser un consejero en diferentes ocasiones fuera y dentro de la escuela, al Dr. Humberto por demostrar su paciencia a lo largo de este proyecto, además de siempre estar al pendiente de avances que se iban presentando, y al Dr. Luis quien a pesar de no encontrarse en la misma institución que nosotros, mantuvo su compromiso y apoyo durante el proyecto de investigación.

A la Bióloga Arely, encargada del laboratorio de remediación ambiental y análisis de suelos, aguas y plantas por su apoyo durante la fase experimental. A los diferentes equipos de jóvenes de beca trabajo y servicio por comprometerse con su ayuda.

A todos los grupos de amigos que logre en esta etapa, tanto en posgrado con quienes logre convivir mucho tiempo, personas de grados mayores que me aconsejaron y ayudaron en el ámbito académico durante maestría. A el conjunto de amigos de licenciatura quienes con su convivencia lograron hacer más amena toda esta etapa en la que estuve.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León y la Facultad de Agronomía por permitirme realizar mi proyecto de investigación en su institución y prestar los recursos necesarios para ello.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado para realizar esta maestría.

ÍNDICE

ÍNDICE DE CUADROS.....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
RESUMEN.....	xi
1. INTRODUCCIÓN.....	13
2. MARCO TEÓRICO.....	15
2.1. Aguas residuales.....	15
2.1.1. Tipos de aguas residuales.....	15
2.1.2. Reúso de aguas residuales.....	18
2.2. Tratamiento de aguas residuales.....	19
2.2.1. Fases del tratamiento de aguas residuales.....	20
2.3. Humedales artificiales.....	23
2.3.1. Humedales de flujo superficial (HFS).....	26
2.3.2. Humedales de flujo subsuperficial (HFSS).....	26
2.3.3. Humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales.....	27
2.4. Remoción de nutrientes mediante humedales artificiales.....	31
2.4.1. Transformación de nitrógeno dentro de humedales.....	31
2.5. Macrófitas.....	37
2.5.1. Macrófitas en humedales artificiales.....	38
2.6. <i>Thypha</i> spp.	41
PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA.....	43

HIPÓTESIS.....	43
OBJETIVO GENERAL.....	43
Objetivos específicos.....	43
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	44
3.1. Diseño y ubicación de humedal artificial superficial.....	44
3.2. Adecuación del sistema.....	45
3.3. Muestreo del agua residual.....	45
3.4. Análisis de agua.....	45
3.5. Mantenimiento del humedal.....	49
3.6. Análisis estadístico.....	50
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	51
4.1. Adecuación del humedal y cronología.....	51
4.2. Caracterización del humedal.....	52
4.4. Análisis microbiológicos.....	61
4.5. Análisis estadístico.....	64
4.5.1. Modelo ANOVA.....	64
4.5.2. Comparación de medias.....	66
4.5.3. Modelo de correlación.....	70
5. CONCLUSIONES.....	73

ÍNDICE DE CUADROS.

Cuadro	Página
1 Recopilación de contaminantes presentes en aguas residuales domésticas..	17
2 Tratamiento en la remoción de contaminantes mediante macrofitas del genero Typha.....	42
3 Análisis fisicoquímicos y microbiológicos para el agua.....	46
4 Concentración de contaminantes en aguas residuales municipales.....	55
5 Detección de patógenos (Coliformes totales, Coliformes fecales y Salmonella spp.) en el influente y efluente del humedal artificial durante el periodo de estudio.....	63
6 Tabla de ANOVA de los análisis realizados al sistema.....	65
7 Comparación de medias de variables analizadas.....	67
8 Estudio de correlación entre variables de contaminantes.....	72

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura	Página
1 Operaciones unitarias del tratamiento primario para aguas residuales también conocido como tratamiento mecánico.....	21
2 Métodos de tratamiento secundario para aguas residuales en la actualidad.	22
3 Procesos que pueden ser utilizados en un sistema de tratamiento terciario para aguas residuales.....	22
4 Clasificación de humedales artificiales.....	24
5 Clasificación de humedales artificiales de acuerdo a sus adecuaciones para su funcionamiento.	25
6 Componentes básicos de un humedal artificial de flujo superficial (Li et al., 2014).....	26
7 Representación esquemática de un humedal artificial de flujo subsuperficial, representando la diferencia en la dirección de flujo dentro del sistema (Li et al., 2014).....	27
8 Representación esquemática de la aireación por caída utilizando el influente a tratar, en un sistema de flujo subsuperficial (Wu, et al., 2014).	29
9 Diagrama de humedal de flujo circular, donde se muestra el paso del influente en diferentes humedales dentro del mismo sistema, favoreciendo la oxidación de materia orgánica.	30
10 Transporte y pasos enzimáticos implicados en la asimilación primaria de nitrógeno.....	37
11 Representación gráfica de dimensiones y diseño del humedal artificial superficial.....	51

12 Cronología del desarrollo de la vegetación en el humedal del 11/02/17 – 04/09/17.....	52
13 Comportamiento de NH_4^+ en la caracterización del influente durante las fechas del 16/03/17 - 11/04/17.	53
14 Comportamiento de NO_3^- durante la caracterización del influente durante las fechas del 16/03/17 - 11/04/17.	54
15 Comportamiento en la concentración de DQO durante el periodo de 01/05/17 -27/02/18 en el humedal bajo estudio.	56
16 Comportamiento en el porcentaje de remoción de DQO durante el periodo 01/05/17 -27/02/18 en el humedal bajo estudio.	56
17 Comportamiento en la remoción de PO_4^{3-} durante el periodo de 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.	57
18 Comportamiento en el porcentaje de remoción de PO_4^{3-} durante el periodo 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio	58
19 Grafica de comportamiento en la remoción de NH_4^+ durante el periodo de 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.	59
20 Comportamiento en el porcentaje de remoción de NH_4^+ durante el periodo 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.	59
21 Comportamiento de NO_3^- durante el periodo de 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.....	60
22 Comportamiento en el porcentaje de remoción de NO_3^- durante el periodo 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.	61
23 Comparación de medias mediante Tukey en un intervalo de confianza al 95%.....	70

RESUMEN

Este tipo de sistema está conformado por macrófitas, estas plantas interactúan física, química y biológicamente con las aguas de desecho, depurándolas lenta y progresivamente. De hecho los humedales representan uno de los más importantes tipos de ecosistemas en el mundo, que se han incorporado a las tecnologías de tratamiento de aguas residuales bajo un diseño artificial. Ellos aportan más del 40% del hábitat a las especies a nivel mundial, y ayuda a la sostenibilidad de la biodiversidad de los ecosistemas y como sistemas de tratamiento para proteger la salud pública.

El presente estudio se realizó en Marín, Nuevo León, México, evaluando un humedal artificial tipo superficial para el tratamiento de aguas residuales de la misma comunidad. Se emplearon plantas del género *Typha* para la evaluación de este sistema se recolectaron cerca del área de estudio procurando que fuesen las más jóvenes y que estuvieran en buenas condiciones tanto el tallo, como la raíz. Para la evaluación de la eficiencia del ecosistema, se analizaron parámetros fisicoquímicos, como, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} y DQO, y microbiológicos, como, coliformes totales, fecales y la presencia de *Salmonella* spp.

Los resultados mostraron porcentajes de remoción para NH_4^+ del 40-100%, NO_3^- mayores al 20%, PO_4^{3-} 30-90% y DQO del 50-60%. En cuanto a parámetros microbiológicos el sistema demostró disminuir la concentración de las un UFC/100 mL de las coliformes fecales y totales. En relación a la detección de *Salmonella*, se inhibió su crecimiento durante las temporadas de verano y otoño, pero en los análisis de invierno, se encontró presencia en la descarga del sistema.

Los resultados obtenidos sugieren que el humedal es adecuado para la remoción de contaminantes provenientes de esta comunidad, confirmando que esta tecnología es una opción viable para el tratamiento de aguas de comunidades pequeñas como la cabecera municipal de Marín, Nuevo León, con una población inferior a 6,000 habitantes.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación, que ha ido en aumento en las últimas décadas, ha propiciado daños considerables al suelo, aire y agua, deteriorando el medio ambiente, propiciando la pérdida de biodiversidad y poniendo en riesgo la salud pública.

Para esta razón, una de las problemáticas a remediar en la actualidad es la contaminación del agua; su tratamiento y reúso son métodos que benefician al control de la contaminación, que ha ido en aumento debido al crecimiento de la poblacional a nivel mundial. El abastecimiento del recurso se ha convertido en un problema, debido a las necesidades crecientes que se tienen que cubrir en volumen, y a su vez a la tendencia en el crecimiento de la generación de aguas residuales (Costillas, 2015; Olivera *et al.*, 2016; Salamanca *et al.*, 2009).

Es valioso señalar que el uso descontrolado y mal manejo de residuos, son los principales factores que dan origen a una carga excesiva de contaminantes en las aguas residuales, afectando los ecosistemas acuáticos naturales, como ríos o desemboques lagunares, por lo que para el control de su contaminación se han desarrollado diferentes tecnologías de tratamiento (Ghosh *et al.*, 2016).

En este sentido debemos decir que México es uno de los países de Latinoamérica que recientemente ha incrementado el número de plantas tratadoras de aguas residuales (Zurita *et al.*, 2012). Sin embargo, su población crece rápidamente y por consecuencia la demanda por agua de buena calidad y de generación de aguas residuales se eleva siendo una necesidad su tratamiento para reusarse en procesos industriales y para disminuir el aporte de contaminantes a cuerpos de agua que en muchos de los casos son las fuentes de abastecimiento a la población (Peasey *et al.*, 2000).

Una de las alternativas que más impulso ha tomado es la aplicación de los humedales artificiales. Estos sistemas son una representación a escala de los ecosistemas naturales, que utilizan macrófitas para la remoción de nutrientes del agua residual, no requieren energía fósil y su inversión para construcción, mantenimiento y operación son considerablemente bajos comparado con los sistemas de tratamiento convencional.

Por consecuencia, la aplicación de los humedales artificiales se ha expandido significativamente para tratar efluentes agrícolas, industriales, drenaje de minas, lixiviados de vertederos, aguas contaminadas de ríos y lagos, escorrentía urbana y de autopistas bajo diversas condiciones climáticas (Wu *et al.*, 2015), amigables con el ambiente y con capacidad de reducir significativamente la carga de contaminantes de estos efluentes.

El propósito de la presente investigación fue evaluar la capacidad un humedal artificial de flujo superficial para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de una laguna de oxidación que recibe los efluentes municipales de la cabecera municipal de Marín, Nuevo León.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Aguas residuales

Son efluentes que ha modificado su composición natural por la adición de diferentes contaminantes durante su utilización en procesos antropogénicos, o aspectos naturales que tuviesen contacto a ella (Karia y Christian, 2013), de tal manera que el origen de las aguas residuales puede llegar a determinar en forma general su composición en nutrientes o productos que pueden ser recuperados; como por ejemplo, carbono, nitrógeno, fosforo, fertilizantes orgánicos, o metano, entre otros; los cuales pueden variar en cantidad dado al lugar donde provengan, época del año e índice pluviométrico. En este sentido y dependiendo de los contaminantes que contengan las aguas residuales pueden ser clasificadas y a la vez valorar el impacto ambiental que puede tener su descarga a los cuerpos de agua naturales (Abboud-Abi y Hassoun, 2017).

2.1.1. Tipos de aguas residuales

De acuerdo al uso que haya dado origen a las aguas residuales será su composición; sin embargo, los indicadores y contaminantes de mayor interés son sólidos suspendidos, materia orgánica biodegradable, microorganismos patógenos, nutrientes, compuestos tóxicos, metales pesados y solidos inorgánicos disueltos (Delgadillo *et al.*, 2010).

De acuerdo a lo anterior las aguas residuales pueden clasificarse en base a los tipos de contaminantes que contiene de la siguiente manera:

- Aguas domésticas.- Aguas que provienen de residencias complejos habitacionales o comunidades. Comúnmente, este tipo de aguas son de color

gris arenoso su carga orgánica funge como alimento de diferentes tipos de microorganismos, entre ellos patógenos humanos (Mara, 2003). Estudios publicados por Henze y Comeau (2008), explican que los principales contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas son bacterias, virus, protozoarios y huevos de helminto; así como materia orgánica en diferentes formas químicas; por ejemplo, fenoles, aceites, grasas, solventes, pesticidas o detergentes, entre otros; y también nutrientes; como, N, P, NH_4^+ , y metales pesados, Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, y Ni, por mencionar algunos.

Cuadro 1. Contaminantes presentes en aguas residuales domésticas.

Microorganismo	Materia orgánica	Nutrientes	Metales pesados	Referencia
-	Grasas, sólidos suspendidos, DBO ₅	N, P, CaCO ₃	-	Pescod, (1992)
-	Sólidos totales, DQO	NH ₄ ⁺	-	Millot <i>et al.</i> ,(2016)
-	Sólidos suspendidos, DQO, DBO ₅ , Carbón orgánico total	NT, PT	-	Liu <i>et al.</i> , (2016)
-	DQO	NT, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , CaCO ₃		Zheng <i>et al.</i> ,(2016)
<i>E. Coli</i> , coliformes totales, coliformes fecales, <i>Salmonella</i> , <i>P. aeuroginosa</i>	Sólidos totales, , DQO, DBO ₅	NH ₄ ⁺ , PT, NO ₃ ⁻ , K, Na, Ca, Mg	Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni	Balkhair, (2016)
-	-	NT, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PT y SO ₄ ⁻		Kumar y Rajesh. (2017)
-	DQO, DBO ₅ , Sólidos suspendidos, sólidos totales y celulosa	Alcalinidad, Na, Mg, NH ₄ ⁺ , K, Ca, SO ₄ ⁻ y PO ₄ ⁻³	F y Br	Libardi <i>et al.</i> , (2017).
Coliformes fecales y <i>E. Coli</i> ,	DBO ₅	NT, PT, K, Ca, Mg, S, Na, Mn y Zn	B y Fe	Gonçalves <i>et al.</i> , (2017).
	DQO	NT, NH ₄ ⁺ y NO ₃ ⁻		Du <i>et al.</i> , (2017).
		NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ y PO ₄ ⁻³		Lam, <i>et al.</i> , (2017).
<i>E. Coli</i> , <i>Salmonella</i>	DQO y DBO ₅	NT, PT y Mg	B, As, Be, Cd, Co y Cr	Martínez <i>et al.</i> , (2017).

- Aguas industriales. - Son aquellas en las que para un proceso de manufactura, producción, transformación o manipulación se haya modificado su composición física o química, difieren mucho unas de otras ya que dependiendo del tipo de

industria puede variar su contaminación, así como el caudal de su descarga (Barrera *et al.*, 2014).

Los contaminantes de mayor frecuencia en aguas residuales industriales son metales pesados (Barakat, 2011). Algunos ejemplos son: Cd, As Sn, Pb, Fe, Ca, Mg, Na, K, Zn y Cr (Farhad, 2017), caracterizándose también por una baja concentración de nutrientes.

2.1.2. Reúso de aguas residuales

El crecimiento acelerado de la población y la necesidad de agua, ha demandado desarrollar y utilizar tecnologías más avanzadas para poder tratar y reutilizarlas en actividades domésticas y procesos industriales siempre que cumplan con ciertas características, estipuladas de acuerdo al proceso en el cual se reutilizaran, pero fundamentalmente que cumplan con las condiciones que las normativas específicas indiquen (Escalante *et al.*, 2014).

En este aspecto el reúso de aguas residuales en la agricultura se ha convertido en una alternativa rentable, por las grandes aportaciones de N, P, y ciertos metales esenciales para las plantas (Khurana y Singh, 2012). Las aguas residuales que se utilizan para este proceso son las aguas grises, aguas residuales tratadas o no tratadas, y de cierta forma las provenientes de mares, pasando previamente por un proceso de desalinización (Reznik, *et al.*, 2017).

Otro ejemplo son las empresas hoteleras donde el reúso de aguas residuales es una alternativa importante, sobre todo durante las temporadas altas de ocupación. Estudios conducido por Murat (2017) encontraron que la demanda de agua que se registró fue mayor a 300 m³/día durante estas épocas de alta demanda, por lo que él explica estrategias para reutilizar las aguas grises en lugares como el inodoro e irrigación de las áreas verdes del lugar.

2.2. Tratamiento de aguas residuales

El constante crecimiento urbano e industrial propicia un aumento en el volumen de aguas residuales por lo que su tratamiento es necesario como una medida de saneamiento al ambiente y de protección a la salud pública y a los ecosistemas.

Por tratamiento de las aguas residuales se entiende aquellos procesos donde se ven involucrados fenómenos físicos, químicos y biológicos para la remoción y/o degradación de contaminantes. El objetivo de estos métodos es disminuir la carga de contaminantes, así como el impacto que estos producen en el ambiente. Sin embargo, algunos procesos sofisticados ayudan a que el agua que está siendo tratada, pueda reutilizarse en actividades que requieren una mayor calidad de los efluentes (Pérez y Camacho, 2011).

En la actualidad se han desarrollado una gran variedad de sistemas para el tratamiento de aguas residuales (Campos y Gómez, 2009). Estas tecnologías muchas veces ayudan a los procesos naturales de depuración dándoles mejores condiciones o ventajas en el medio para tratar el agua. Las instalaciones de los sistemas de tratamiento varían en diferentes variables, como dimensiones, ubicación y volúmenes de trabajo, dependiendo de la intensidad en el que el sistema funcione, y la combinación de tecnologías que se puedan utilizar. Es así como se puede definir si se realiza un proceso fisicoquímico o bioquímica y la velocidad de reacción. También pueden clasificarse en tecnologías fijas y suspendidas, en términos microbiológicos (Salgot *et al.*, 2018). Estos sistemas están sujetos a diferentes perturbaciones durante el proceso, por ejemplo, la variación de flujo en la entrada y la concentración de los contaminantes que contiene, los cuales son alguno de los factores que más propician inconvenientes durante el tratamiento. Estas variaciones se deben al mal manejo del agua tanto en procesos industriales como domésticos, y a periodos donde abundan lluvias en la región (Atinkpahoun *et al.*, 2018).

La búsqueda de nuevas alternativas para la desinfección o tratamiento de las aguas residuales, es una línea de investigación con la que se ha trabajado por un largo tiempo para evitar las descargas de aguas contaminadas a ríos y otros cuerpos de agua. Uno de los tratamientos convencionales que más se usan, son los sistemas de lodos

activados, aunque este tipo de tratamiento degrada en gran cantidad la materia orgánica, el requerimiento de energía debido a las condiciones en que opera y la adición de aeración para mantener un buen funcionamiento es muy alto (Otondo *et al.*, 2018).

Por otra parte, el tratamiento de efluentes industriales con nuevas tecnologías es otra área de investigación que se ha desarrollado, esto debido a la implementación de sistemas que logren degradar compuestos químicos o grupos de ellos, usando costos más bajos, lo cual no se logra aplicando sistemas convencionales como los lodos activados. La implementación de tratamientos electroquímicos o de nueva generación se ha investigado desde hace varios años. Estos nuevos sistemas se han evaluado utilizando aguas residuales reales o crudas, provenientes tanto de procesos industriales, como de procesos domésticos basándose en la eliminación de los contaminantes mediante un proceso oxidativo con una alta generación de iones hidroxilos, comúnmente basado en procesos fotocatalíticos (Gałol, Przyjazny, y Boczkaj, 2018).

2.2.1. Fases del tratamiento de aguas residuales

Existen tres fases de tratamientos que se clasifican de acuerdo al tipo de contaminante que será removido (Wu *et al.*, 2015; De la Peña, 2013).

- Tratamiento primario.- Como se muestra en la Figura 1, se puede dividir en diferentes operaciones unitarias. Este método de tratamiento sirve para reducir la cantidad de aceites, grasas, arenas y sólidos gruesos, es enteramente hecho con maquinaria, por lo que también se le conoce también como tratamiento mecánico (Ramalho *et al.*, 1990).

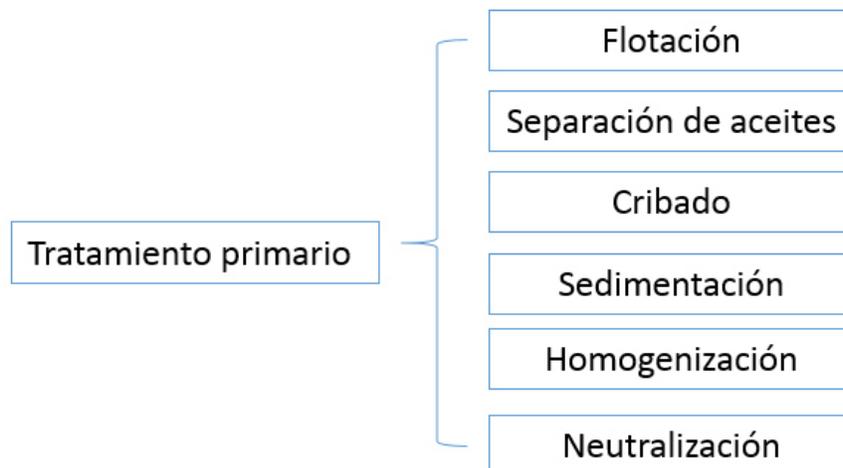


Figura 1. Operaciones unitarias del tratamiento primario para aguas residuales, también conocido como tratamiento mecánico

- Tratamiento secundario.- Está diseñado para degradar sustancialmente el contenido biológico del agua residual derivado de residuos humanos, de alimentos así como jabones y detergentes, entre otros. La mayoría de las plantas municipales utilizan procesos biológicos aeróbicos para este fin. La Figura 2 menciona los tipos de procesos que se pueden utilizar para alcanzar un tratamiento secundario (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997 citado por Rojas *et al.*, 2012).

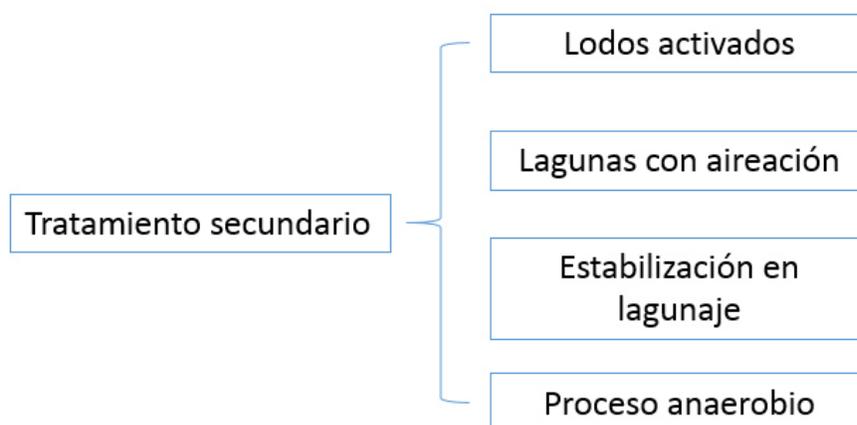


Figura 2. Métodos de tratamiento secundario para aguas residuales más utilizados en la actualidad.

- Tratamiento terciario. - Proporciona un aumento de la calidad del efluente antes de que éste sea descargado al ambiente receptor (mar, río, lago, campo, etc.) (Ramalho *et al.*, 1990). Promueve el refinamiento de las condiciones del agua tratada, utilizando procesos avanzados; por ejemplo filtración (Campos, 2003). La Figura 3 muestra un esquema de la división de sus procesos.

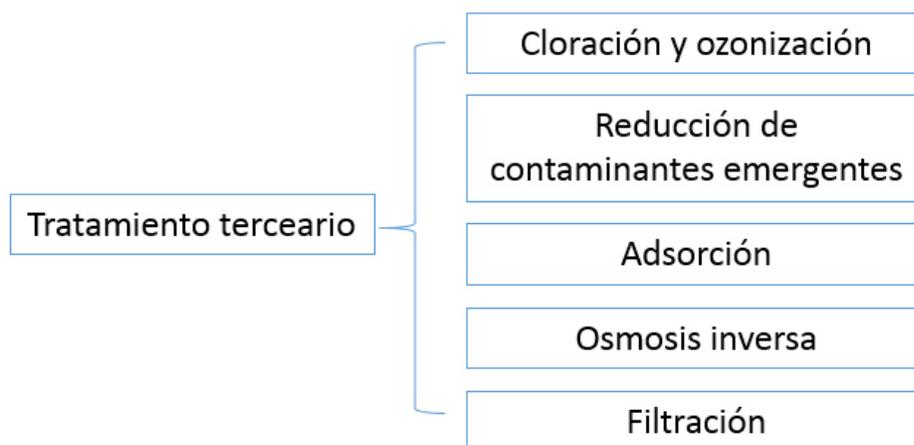


Figura 3. Procesos que pueden ser utilizados en un sistema de tratamiento terciario para aguas residuales.

Los mecanismos naturales que existen los humedales, conocidos como los riñones del mundo, han demostrado una buena eficacia en el control de la contaminación que

es descargada a ambientes lagunares. Tan es así que desde hace varias décadas los humedales artificiales, para tratamiento, han sido una tecnología considerada emergente que utiliza los mismos mecanismos, para la remoción de contaminantes, que ocurren naturalmente (Berberidou *et al.*, 2017).

2.3. Humedales artificiales

Estos sistemas están conformados por macrófitas de algún tipo que interactúan física, química y biológicamente con las aguas de desecho, depurándolas lenta y progresivamente. Los humedales representan uno de los más importantes tipos de ecosistemas en el mundo. Aportan más del 40% del hábitat a las especies a nivel mundial, ayuda a la biodiversidad presente en el ecosistema y en la salud humana (Delgadillo *et al.*, 2010; Rizzo y Langergraber, 2016; Hu *et al.*, 2017). En la actualidad se pueden diseñar y emplear a escala, pues generalmente son usados para tratamientos de aguas residuales a nivel comunitario. Las estructuras más comunes de los humedales artificiales están compuestas por grava o arena sobre una superficie impermeable, comúnmente arcilla o geomembrana, donde las raíces de plantas acuáticas liberan oxígeno evitando un ambiente anóxico (Ortiz *et al.*, 2014). Generalmente este tipo de construcciones requieren, relativamente, de grandes espacios abiertos (Çakir *et al.*, 2015) que dependiendo de la ubicación del flujo agua, tipo de macrofita y modificaciones en su diseño se pueden clasificar como se muestra en la Figura 4 y 5 (Wu *et al.*, 2015).



Figura 4. Clasificación de humedales artificiales dependiendo del tipo de flujo de agua y macrofitas utilizadas.

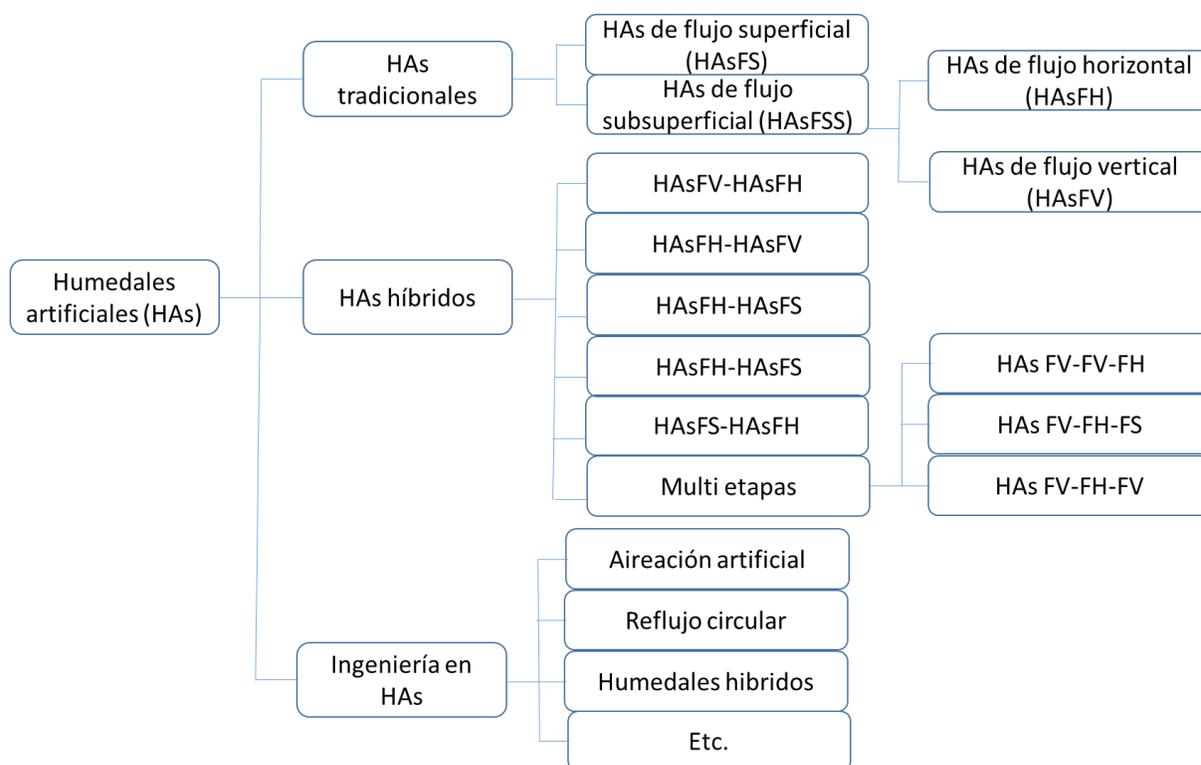


Figura 5. Clasificación de humedales artificiales de acuerdo a modificaciones en su diseño tradicional para mejorar su eficiencia en el tratamiento de aguas residuales.

Los primeros experimentos realizados con humedales artificiales se remontan a los años 50's, dirigidos por Käthe Seidel en Alemania. Posteriormente, en las décadas de los 60's y 70's se llevaron a cabo los primeros tratamientos de aguas residuales mediante humedales artificiales (H. Wu *et al.*, 2015). Estos ecosistemas han demostrado eficiencias significativas en la eliminación de contaminantes; sin embargo, los resultados pueden ser altamente variables debido a diferentes condiciones no controladas y meramente ambientales, como la temperatura de la región, pH, cantidad de oxígeno disuelto, cantidad de fuentes de carbono disponible y condiciones Redox (reducción-oxidación). No obstante son tecnologías de tratamiento más baratas y de menos complejidad en su manejo que las convencionales.

2.3.1. Humedales de flujo superficial (HFS)

Este tipo de humedales construidos dan una representación más real en cómo funciona un humedal natural. Representando un flujo superficial que transita por medio de gravedad a través del humedal y de las plantas que componen el sistema. Las plantas dentro de este tipo de ecosistema se enraízan en el sustrato utilizado favoreciendo la oxidación de la materia orgánica por los microorganismos presentes en el medio de tratamiento como se ilustra en la Figura 6. Ellos son utilizados generalmente cuando los influentes a tratar varían entre sí, o son bastante impredecibles. Su diseño depende principalmente de limitaciones de área, clima de la zona y carga orgánica e hidráulica con la que se trabajara (Ding *et al.*, 2018).

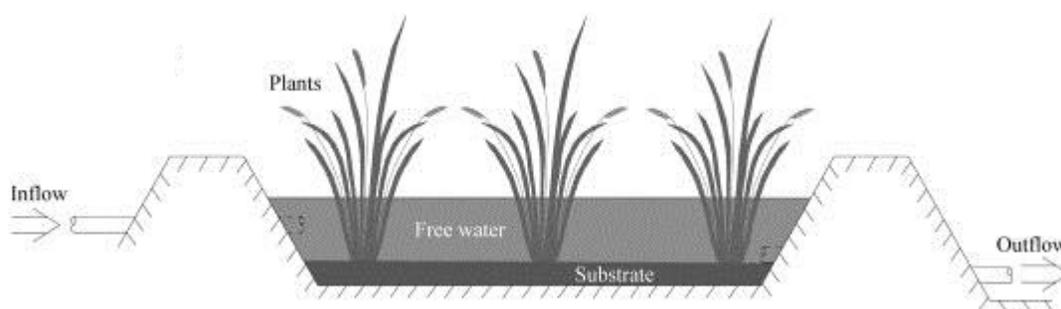


Figura 6. Componentes básicos de un humedal artificial de flujo superficial (Li *et al.*, 2014).

2.3.2. Humedales de flujo subsuperficial (HFSS)

En general, este tipo de humedal consta de un gran canal relleno de grava y/o arena con diferentes graduaciones granulométricas, con vegetación de una o varias especies dominantes. El proceso de depuración del agua residual ocurre bajo un flujo horizontal o vertical donde el material granular pétreo filtra los contaminantes y así como los microorganismos responsables de degradar los compuestos orgánicos (Tilley *et al.*, 2014) y los patógenos, virus, bacterias y helmintos. Es importante indicar la posibilidad de utilizar materiales reciclables en el sustrato del sistema los cuales pueden ayudar a mejorar la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales (Zidan *et al.*, 2015).

Como se mencionó previamente, el flujo de agua en el humedal puede ser horizontal al entrar el agua lentamente en la parte inferior del sistema y atravesar las capas

porosas hasta llegar a la zona de salida. Los procesos aerobios y anaerobios juegan un papel importante durante el proceso de depuración en este sistema determinando la eficiencia en la eliminación de compuestos orgánicos.

Por otra parte, el modelo vertical ha demostrado una alta eficiencia en la remoción de amonio, este proceso es útil cuando se necesita un tratamiento estrictamente aerobio y las concentraciones de nitrógeno son elevadas (Langergraber, 2008).

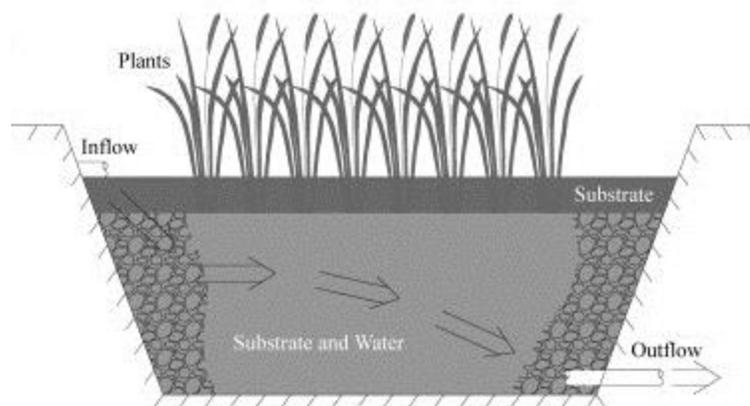


Figura 7. Representación esquemática de un humedal artificial de flujo subsuperficial, ilustrando las diferentes direcciones de flujo dentro del sistema (Li *et al.*, 2014).

2.3.3. Humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales

Los HFSS tienen mejor eficiencia en la remoción de materia orgánica en comparación a los HFS, pero el costo en la infraestructura necesaria es mayor. Su eficiencia disminuye si las temperaturas son bajas, así como el tiempo de vida de las plantas acuáticas con la que trabaje. Otra de las ventajas que los HFSS tienen sobre los HFS es la disminución de mosquitos y el mal olor presente en el sistema. Estos ecosistemas han demostrado mejores rendimientos en la remoción de contaminantes orgánicos, sólidos suspendidos, patógenos, metales pesados. Sin embargo, aun con estas desventajas, los HFS son frecuentemente utilizados y llegan a tener una vida útil hasta de 10 años mayor que los HFSS (Wu *et al.*, 2015).

Los humedales artificiales comúnmente se clasifican dentro de los sistemas de tratamiento secundario, capaces de eliminar nutrientes como nitratos o fosfatos que no se pueden eliminar mediante un tratamiento primario. Hasta la actualidad se han

utilizado diferentes alternativas para que los procesos de degradación dentro de los humedales sean más eficientes (Wu *et al.*, 2014). Estas alternativas son:

- Recirculación del efluente.
- Aireación por caída.
- Recirculación del flujo.
- Integración de lombrices.
- Flujo circular.
- Construcciones híbridas.
- Adición de fuentes de carbono.

2.3.3.1. Recirculación del efluente

El fundamento de esta operación es el regresar el efluente a la entrada del sistema, permitiendo una mayor oxigenación del agua a tratar, promoviendo una mejor oxidación de compuestos orgánicos y estimulando la actividad microbiana dentro del sistema sin ocasionar alteraciones al humedal. Se ha demostrado que al utilizarse en sistemas híbridos (flujo horizontal+flujo vertical) la remoción de NT se incrementa significativamente (Torrijos *et al.*, 2016).

2.3.3.2. Aireación por caída

Gran parte de la remoción de contaminantes por medio de humedales artificiales es provocada por la cantidad de oxígeno disuelto (OD) presente. Una forma de aumentar la degradación de los contaminantes es la adición de oxígeno mediante caídas de agua que aumentan la cantidad de oxígeno disuelto en la entrada, promoviendo la oxidación de los contaminantes (Kang *et al.*, 2017).

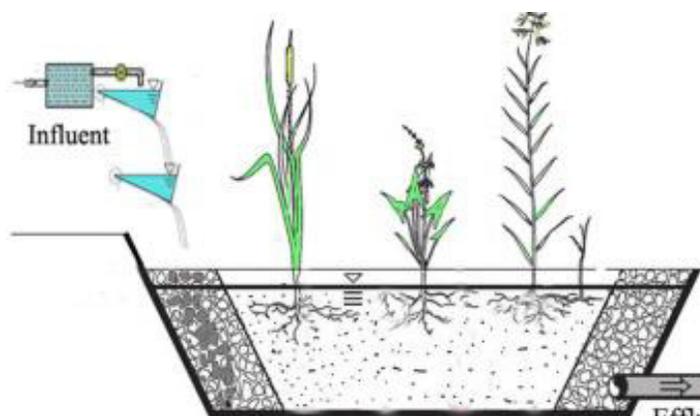


Figura 8. Representación esquemática de la aireación por caída utilizando el influente a tratar, en un sistema de flujo subsuperficial (Wu, *et al.*, 2014).

2.3.3.3. Recirculación de flujo

Los HFSS son sistemas que proporcionan un alto nivel en la remoción de materia orgánica, así como de nitrógeno, proveniente de las aguas residuales a tratar. Debido a su diseño, en este tipo de humedal artificial se crean obstrucciones en el efluente debido a una alta cantidad de materia orgánica. Una de las alternativas para evitar este tipo de problemas es la recirculación del flujo dentro del humedal. Con este funcionamiento se trae nuevamente el flujo de agua que está a punto de salir, propiciado una mejor remoción de materia orgánica y disminuyendo así las obstrucciones en la salida. Mejorando la actividad microbiana dentro del sistema (Wu *et al.*, 2014; Behrends, 1999).

2.3.3.4. Integración de lombrices

La aplicación de lombrices en humedales artificiales ayuda a la eliminación de materia orgánica, la cual puede propiciar obstrucciones en el flujo de agua a través del sistema. También propician un incremento en la densidad de macrófitas, ayudando a las plantas el tener una mejor absorción de N y P. Las condiciones de temperatura y humedad con que cuentan los humedales, son adecuadas para la reproducción de lombrices

debido a su ambiente aerobio, temperatura de 10-25 °C, baja intensidad de luz (obscuridad), pH de 5-9 y relación C/N de 25/1 (Wu *et al.*, 2014; Chiarawatchai, 2010).

2.3.3.5. Flujo circular

Este tipo de flujo dentro del humedal ayuda a la eliminación de materia orgánica, disminuye las obstrucciones en la salida del sistema y promueve una mayor producción microbiana. Como se muestra en la Figura 9, el influente entra al sistema primeramente en un espacio para la dilución del influente, posteriormente este circula en diferentes secciones para la eliminación de contaminantes en forma circular, llegando a un contenedor para volver a la zona de dilución y volver a pasar por las diferentes secciones. Gracias a este tipo de flujo se promueve una liberación de metales como Ca y Mg proveniente del sustrato o soporte con el que se trabaje en el sistema, debido a esta liberación, contaminantes como P se ven disminuidos en la salida (Wu *et al.*, 2014; Peng *et al.*, 2012).

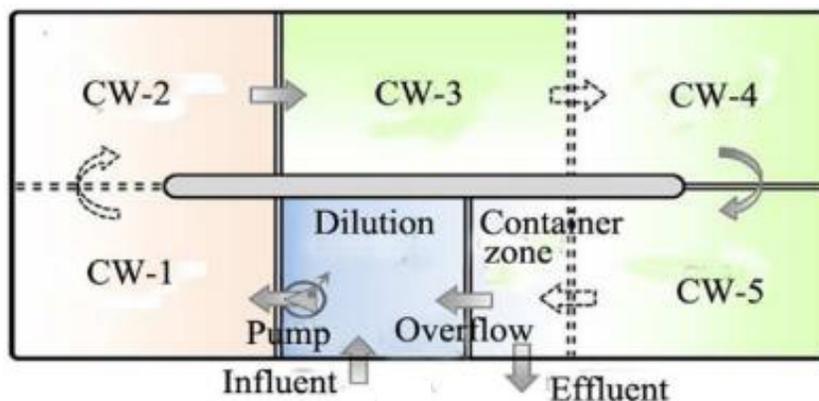


Figura 9. Diagrama de un humedal de flujo circular, donde se muestra el paso del influente en diferentes humedales dentro del mismo sistema, favoreciendo la oxidación de materia orgánica (Wu *et al.*, 2014).

2.3.3.6. Construcciones híbridas

Consiste en la combinación de diferentes tipos de humedales artificiales, esto para beneficiar la remoción de contaminantes, principalmente durante el proceso de desnitrificación, fase que no se lleva a cabo utilizando sistemas de tratamiento convencionales. Un ejemplo de esto es utilizar humedales de flujo vertical como bases de filtración, y posteriormente modificarlo a flujo horizontal o utilizarlos inversamente para propiciar una menor eficacia en el proceso de desnitrificación y así disminuyendo concentraciones de N, debido a la baja cantidad de oxígeno transferido en los humedales de flujo horizontal (Vymazal, 2014). El estudio de esta combinación tuvo sus inicios por Seidel en Alemania en la década de los 60's. En la actualidad este sistema es utilizado en diferentes países, siendo la combinación más utilizada, vertical-horizontal, para tratar aguas residuales domésticas (Vymazal y Kröpfelová, 2015).

2.3.3.7. Adición de fuentes de carbono

Esto se basa en la adición de diferentes fuentes de carbono como son compuestos lignocelulosicos, glucosa, acetato de sodio, metanol, entre otros, para promover un mejor funcionamiento microbiano y eliminar nutrientes de las aguas residuales; por ejemplo, NO_3^- .

2.4. Remoción de nutrientes mediante humedales artificiales

El uso de humedales en el tratamiento de aguas residuales ha demostrado un buen desempeño en la eliminación de nutrientes como N y P, presentes en las aguas residuales, además de demostrar una buena eficiencia en costo-beneficio del tratamiento (Ramprasad *et al.*, 2017).

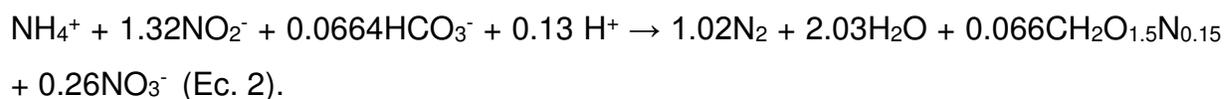
2.4.1. Transformación de nitrógeno dentro de humedales

Dentro de los sistemas de humedales artificiales el N sufre diferentes transformaciones químicas y físicas, como son la volatilización, amonificación, nitrificación, desnitrificación, fijación de N elemental, la asimilación por plantas y la oxidación

anaeróbica de amonio (ANAMMOX). Algunos de estos procesos requieren energía (típicamente derivado de una fuente de carbono orgánico) para proceder, y otros liberan energía, que es utilizada para el crecimiento y la supervivencia de los microorganismos. Todas estas transformaciones son necesarias para que los humedales funcionen con éxito. Para ello, la mayoría de los cambios químicos son controlados a través de la producción de enzimas y catalizadores de los organismos vivos (Vymazal, 2007).

2.4.1.1. ANAMMOX

La oxidación anaeróbica de amonio, ANAMMOX, (Mulder *et al.*, 1995) se reconoce como un proceso atractivo para la eliminación de N, que al combinarse con la reducción de nitritos, libera N₂, un gas inofensivo, como producto final en ecosistemas naturales y artificiales. Proceso que se ve explicado en la Ec. 2 estequiométricamente.



En comparación con otros procesos de eliminación de nitrógeno, ANAMMOX es un método que utiliza menos oxígeno, con menor producción de lodo y sin la utilización, de alguna fuente de carbono orgánico, o en el peor disminuyendo sus necesidades por este sustrato. Por lo tanto, se ha utilizado ampliamente en plantas de tratamiento de aguas residuales, para tratar el amoníaco concentrado (Tang *et al.* 2016). Actualmente se sabe que las bacterias que intervienen en ANAMMOX tienen la mayor actividad en el rango de temperatura del medio (alrededor de 35 °C). Sin embargo, la temperatura de la mayoría de las aguas residuales reales a menudo es menor (10-20 °C), y en latitudes más altas, la temperatura del agua residual puede llegar a ser inferior de 10 °C. Esta condición es un desafío para un proceso típico de ANAMMOX, por lo tanto, lograr un rendimiento aceptable de eliminación de nitrógeno mediante el uso del proceso de ANAMMOX a bajas temperaturas ha sido el enfoque de muchas investigaciones en los últimos años (S. He *et al.*, 2018).

2.4.1.2. Volatilización

La volatilización dentro del ciclo del nitrógeno, se presenta como NH_3 y representa uno de los componentes importantes dentro de este ciclo, debido a que es proveedor de N para diferentes especies de plantas que se encuentren a su alrededor (Sun *et al.*, 2018).

La volatilización del amoníaco es controlado principalmente por la concentración de nitrógeno amoniacal total ($\text{NH}_3\text{-N}$ más $\text{NH}_4^+\text{-N}$) en la solución del suelo y por la resistencia al movimiento del NH_3 en la matriz del suelo. Algunos estudios han observado que la volatilización de NH_3 aumentó linealmente con las entradas de N, mientras que otros resultados sugieren que la respuesta de volatilización de NH_3 al aumento N fue exponencial. Por lo tanto, la relación entre la volatilización de NH_3 y las entradas de N no ha sido establecida completamente (Li *et al.*, 2018).

2.4.1.3. Amonificación

Es el proceso donde el nitrógeno orgánico se convierte biológicamente en nitrógeno inorgánico, especialmente amoníaco. El amonio se convierte de formas orgánicas a través de un proceso bioquímico complejo que implica el catabolismo de aminoácidos con una liberación neta de energía. En algunos casos, esta energía es utilizada por los microorganismos para el crecimiento, y el amoníaco se incorpora directamente en la biomasa microbiana (Cáceres *et al.*, 2018).

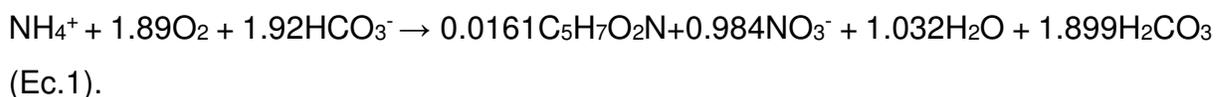
El proceso puede ocurrir en condiciones aeróbicas o anaeróbicas; pero en comparación con la mineralización anaeróbica facultativa y obligada, la contribución de la mineralización aeróbica a la mineralización general de N es muy pequeña. En la literatura se señala un amplio rango de tasas de amonificación, con valores que oscilan entre 0.004 y 0.53 $\text{g N}\cdot\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Donde la liberación neta de NH_4^+ está determinada por el equilibrio entre amonificación e inmovilización (Park *et al.*, 2017) controlado por los requerimientos de N de los microorganismos involucrados, naturaleza del N orgánico, temperatura, pH, condiciones redox, relación C/N, la concentración de nutrientes disponibles y las condiciones del sustrato, como la textura y la estructura. La

temperatura óptima de amonificación es de 40-60 °C, mientras que el pH óptimo está entre 6.5 y 8.5 (Vymazal, 2007; Dordio *et al.*, 2008).

2.4.1.4. Nitrificación

La nitrificación es una reacción redox importante en condiciones aeróbicas. Se sabe que la nitrificación mejora la eliminación de contaminantes orgánicos en varios sistemas, como en lodos activados y biorreactores de membrana (He *et al.*, 2018)

La nitrificación es un proceso de oxidación biológica de secuenciación en dos pasos de NH_4^+ a NO_2^- y NO_3^- intermediado por varias comunidades microbianas. La conversión de NH_4^+ a NO_2^- comprende dos pasos con hidroxilamina (NH_2OH) como el producto intermedio (Riggio *et al.*, 2018). En el primer paso, NH_3 , en lugar de NH_4^+ , que es el real sustrato, se oxida a NH_2OH mediante catálisis por amoníaco monooxigenasa (AMO). En el segundo paso, NH_2OH se oxida aún más a NO_2^- vía catálisis por hidroxilamina oxidorreductasa (HAO) (Bama *et al.*, 2013). El primer paso en la nitrificación genera un protón que podría acidificar el medio. Parte del NH_4^+ se usa para el crecimiento celular como fuente de N, mientras que el dióxido de carbono sirve como fuente de carbono. El proceso es llevado a cabo por bacterias nitrificantes que son organismos autótrofos que consumen alcalinidad (bicarbonatos) como una fuente de carbono (Ec.1). Las necesidades de alcalinidad son, aproximadamente, de 7,1 mg de $\text{CaCO}_3 \cdot \text{mg}^{-1} \text{NH}_3$ para la síntesis celular y la nitrificación (Cáceres *et al.*, 2018).



2.4.1.5. Desnitrificación

Proceso respiratorio en el que las bacterias usan nitratos o nitritos como aceptores de electrones terminales, mientras que la reducción de nitratos de agua contaminada a gas nitrógeno puede ocurrir. En la desnitrificación heterotrófica, los compuestos de carbono orgánico pueden ser utilizados por denitrificadores como fuente de carbono biosintético y electrones. Los desnitrificadores autótrofos utilizan compuestos

inorgánicos reducidos, tales como azufre, hierro e hidrógeno como fuentes de electrones y carbono inorgánico para la biosíntesis (Ghorbel *et al.*, 2017).

Hay dos tipos de desnitrificación biológica, la autotrófica y la heterotrófica. Desnitrificación heterotrófica es un proceso que usa varios compuestos de carbono, para proporcionar energía y fuentes de electrones, como por ejemplo, etanol, metanol, acetato, o fuente de carbono insoluble como paja de trigo. Las principales ventajas de desnitrificación heterotrófica son las altas tasas de desnitrificación y de remoción (Bachand y Horne, 1999). Este proceso llevado a cabo con microorganismos heterotróficos ha sido ampliamente investigado, debido a su eficiencia y alto rendimiento. Sin embargo, las fuentes de carbono residual y el potencial desarrollo de bacterias patógenas presentes en los residuos después del tratamiento, son las principales desventajas

En la desnitrificación autotrófica, las bacterias usan hidrógeno, hierro o compuestos de azufre como fuente de energía y dióxido de carbono o bicarbonato como fuente de carbono. (Karanasios *et al.*, 2010).

2.4.1.6. Fijación de nitrógeno

La fijación de nitrógeno (N) es el proceso mediante el cual el gas N₂ se convierte en amoníaco por bacterias heterotróficas o bacterias fotosintéticas fijadoras de nitrógeno (BFN) y la reacción es catalizada por un sistema enzimático de nitrogenasa intracelular. En ambientes edáficos, particularmente en la rizosferas de plantas, las BFN suministran naturalmente el N para el crecimiento de cultivos y plantas nativas (Welz *et al.*, 2018)

El bioaumentación de N con BFN en suelos deficientes de este nutriente puede incrementar el rendimiento del cultivo, aunque también se han demostrado efectos negativos. El N es también esencial para todas las bacterias y, por consiguiente, se ha demostrado que concentraciones altas de compuestos orgánicos en el ambiente del

suelo (por ejemplo, de aceite de petróleo o heces de animales) llevan a la selección de BFN en el proceso de obtención de N (Bhagowati y Ahamad, 2018).

EL N también es importante en plantas tratadoras de aguas residuales, donde la premisa general es que a menos que se agregue N exógeno, el rendimiento disminuye cuando la relación influente N/C cae por debajo de 0.05 (Yoshioka *et al.*, 2018). Sin embargo, se ha demostrado que, en algunos casos, la fijación de nitrógeno natural aumenta la cantidad de N disponible en los sistemas que tratan aguas residuales altas en C:N. Se ha sugerido que en estas circunstancias, no se debe agregar N exógeno ya que suprime el proceso de fijación (Welz *et al.*, 2018)

2.4.1.7. Adsorción por plantas

Las dos formas de nitrógeno generalmente utilizadas para la asimilación son el amoníaco y nitratos. Debido a que el nitrógeno amoniacal se reduce más energéticamente que el nitrato, el primero es una fuente preferible de nitrógeno para la asimilación. En aguas ricas en nitratos, el nitrato puede convertirse en una fuente más importante de nutriente. El crecimiento de macrófitas no es el único proceso potencial de asimilación biológica, los microorganismos y las algas también utilizan nitrógeno. Muchos autótrofos y heterótrofos microbianos incorporan el amoníaco en los aminoácidos (Vymazal, 2007). Debido a su importancia en la composición de aminoácidos, el N también influye en el desarrollo interno y crecimiento de las plantas, cambios cualitativos y cuantitativos en el transcriptoma y proteoma, en osmolitos tales como glicina betaína y dimetilsulfoniopropionato, y en sustancias de crecimiento tales como auxinas y citoquininas (Giordano & Raven, 2014).

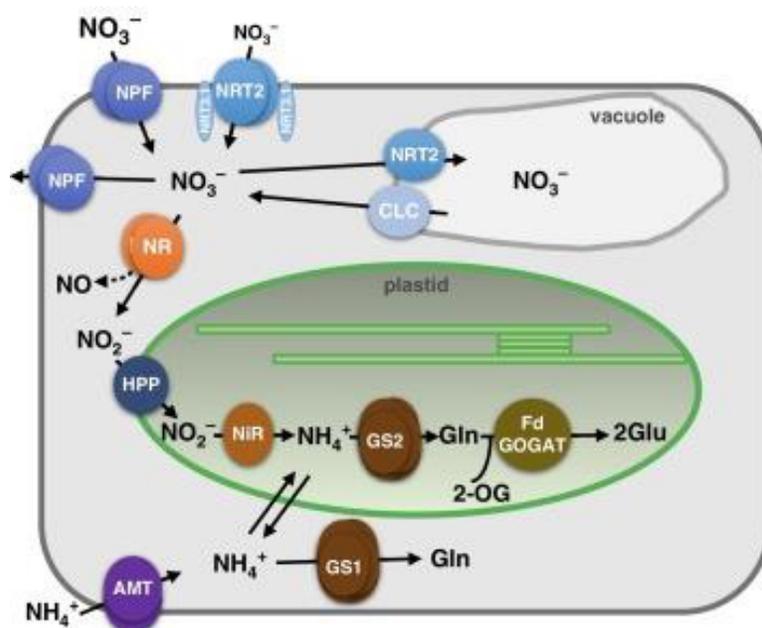


Figura 10. Transporte y pasos enzimáticos implicados en la asimilación primaria de nitrógeno (Krapp, 2015).

En la Figura 10 el nitrato y el amonio son absorbidos por la raíz a través de transportadores específicos. La nitrato reductasa (NR) reduce el nitrato en el citosol a nitrito. Una reacción secundaria de NR produce óxido de nitrógeno (NO). El nitrito es luego transportado al cloroplasto por los transportadores de HPP, reducido a amonio por la nitrito reductasa (NiR). El amonio se incorpora al glutamato mediante el ciclo GS / GOGAT. No todos los procesos pueden tener lugar en la misma celda-AMT, transportador de amonio; proteínas que contiene HPP, histidina-prolina-prolina; Fd-GOGAT, glutamato-oxoglutarato-aminotransferasa dependiente de ferredoxina; GS, glutamina sintetasa; NiR, nitrito reductasa; NPF, familia transportadora de nitrato / péptido; NR, nitrato reductasa; NRT, transportador de nitrato (Krapp, 2015).

2.5. Macrófitas

Son plantas que pueden desarrollarse y reproducirse en altas condiciones hídricas propiciando un buen desarrollo de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos afectando la composición de nutrientes dentro del sistema donde se desarrollan, propiciando su retención o adsorción, para de esta manera disminuir el impacto de la

eutrofización de los cuerpos de agua superficiales, favoreciendo de esta manera cambios fisicoquímicos del medio acuático, como concentración de oxígeno disuelto, pH, carbono inorgánico y alcalinidad (Mohamed, 2017).

La presencia de estas plantas en el medio ambiente está determinada por diferentes factores, como disponibilidades de nutrientes, régimen de flujo de agua, demandas fisiológicas de la planta, capacidad de tolerancia a las condiciones ambientales de la región donde se encuentran presentes, historial de dispersión de la planta y comportamiento en interacción con otras especies. La mayoría de las especies estudiadas se encuentran en climas tropicales o subtropicales en donde se han utilizado en el tratamiento de aguas residuales mediante sistemas de humedales artificiales (Moreira *et al.*, 2018).

2.5.1. Macrófitas en humedales artificiales

El uso de macrófitas en humedales artificiales se fundamenta en su capacidad para la absorción de diferentes nutrientes y el de dar condiciones adecuadas para el buen desarrollo de microorganismos. A pesar de esto, son pocas las plantas que se han evaluado en humedales artificiales para el proceso de depuración de aguas residuales. Para la selección de plantas, se recomienda la tolerancia a las condiciones anegadas hiper eutróficas y la capacidad de absorción de contaminantes; además, de su adaptación a climas extremos (Wu *et al.*, 2015).

Las macrófitas más comúnmente utilizadas en humedales pueden diferenciarse en emergentes, flotantes, flotación libre y sumergidas. Se tiene un registro de más de 150 especies de macrófitas utilizadas en estudios de humedales artificiales; sin embargo, solo un número limitado de plantas han sido utilizadas en humedales para el tratamiento de aguas residuales. Las especies emergentes más comunes son: *Phragmites* spp. (Poaceae), *Typha* spp. (Typhaceae), *Scirpus* spp. (Cyperaceae), *Iris* spp. (Iridaceae), *Juncus* spp. (Juncaceae) y *Eleocharis* spp. (Spikerush). Mientras que las plantas sumergidas más frecuentemente utilizadas son: *Hydrilla verticillata*, *Ceratophyllum demersum*, *Vallisneria spiralis*, *Myriophyllum verticillatum* y *Potamogeton crispus*. Entre las plantas flotantes se pueden mencionar *Nymphaea*

tetragona, *Nymphoides peltata*, *Trapa bispinosa* y *Marsilea quadrifolia*; mientras que las plantas de flotación libre son *Eichhornia crassipes*, *Salvinia natans*, *Hydrocharis dubia* y *Lemna minor* (Wu *et al.*, 2015).

2.5.1.1. Plantas flotantes

Este tipo de macrófitas cubren toda la superficie del agua con sus hojas, sus raíces ocupan la mayor parte del manto friático donde se localizan (Kawatsu *et al.*, 2015). Debido a que sus raíces están en mayor contacto con la parte acuática, los nutrientes y metales pesados, se acumulan directamente en ellas (Rahman y Hasegawa, 2011). Las plantas flotantes son competidores superiores de la luz y reducen la disponibilidad de luz en la columna de agua, evitando el crecimiento de algas y a su vez de problemas eutróficos (Seto *et al.*, 2013). Aunque el uso de estas macrófitas para el tratamiento de aguas residuales puede ser significativo, su presencia puede atraer diferentes problemas a la zona ya que la mayoría de estas especies son invasoras, desarrollándose rápidamente y delimitando el espacio disponible para otras plantas nativas del lugar. Entre las plantas invasoras se encuentra *T. natans* L. una planta que se reproduce rápidamente y ocasiona problemas eutróficos (Nishihiro *et al.*, 2014).

2.5.1.2. Macrófitas de flotación libre

Este tipo de macrófitas se encuentran en mayor proporción que otras plantas acuáticas. No se tiene registrado un número exacto de cuantas macrófitas de este tipo existen en el momento, pero su crecimiento se ve favorecido por la alta carga de nutrientes en las aguas residuales, altas temperaturas y concentraciones de CO₂ que ayudan a que su predominancia sea mayor. Específicamente, las plantas de flotación libre se utilizan tanto en la remediación de aguas residuales, eliminando los nutrientes presentes, como en el desarrollo de cultivos; por ejemplo, la fijación de nitrógeno por *Azolla* spp se utiliza en los cultivos de arroz. Además, esta planta se utiliza como fertilizante y como forraje para el ganado. Las plantas flotantes son fuertes modificadores del hábitat, ya que pueden causar condiciones anaeróbicas, aumentar la movilización de nutrientes de los sedimentos submarinos y disminuir la

biodiversidad. Sin embargo, su efecto sobre las emisiones de gases de efecto invernadero varía mucho y poco es conocido sobre los factores que impulsan esta variabilidad (Kosten *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2018).

2.5.1.3. Macrófitas sumergidas

Las macrófitas sumergidas alcanzan el máximo nivel de adaptación acuática al desarrollar órganos fotosintéticos y reproductivos bajo la columna de agua, incluso bajo condiciones limitadas de luz (Ramos *et al.*, 2013). Estas plantas juegan un papel importante en la biodiversidad marina, participando en diferentes ciclos biogeoquímicos dando equilibrio dentro del sistema donde se encuentran. Pero a diferencia de las otras macrófitas, la fotosíntesis y su desarrollo están asociados a la cantidad presente de carbono inorgánico disuelto (CID). Por lo tanto, las plantas sumergidas requieren altas concentraciones de CID para saturar su fotosíntesis. Varias macrofitas sumergidas poseen características fisiológicas y bioquímicas que mejoran el efecto de la baja disponibilidad de carbono y minimizan sus efectos limitantes; de tal manera que las estrategias para su desarrollo fisiológico son enfoques en la obtención de CO₂ para la fotosíntesis. Además, las estrategias basadas en los mecanismos de concentración de dióxido de carbono (MCC) pueden estar presentes, incluida la capacidad de utilizar HCO₃⁻, el metabolismo del ácido crasuláceo y la fotosíntesis de tipo C4 (Wang *et al.*, 2017).

2.5.1.4. Macrófitas emergentes

Son la vegetación más común dentro de los humedales naturales, en cuestión territorial es la planta con mayor dominancia dentro del humedal. Este tipo de macrófitas tienen ciertas ventajas en relación a otras especies, empezando por la resistencia de sus tejidos, su mayor capacidad de supervivencia hacia factores externos, debido a que están enraizadas al suelo del humedal, esto beneficia la absorción de metales pesados y nutrientes que se encuentren en el sedimento del sustrato (Zhao *et al.*, 2016). Pueden adaptarse a bajas concentraciones de oxígeno debido a la formación de conductos permanentes entre el sedimento y la atmósfera, gracias a las raíces y rizomas que estas poseen (Petruzzella *et al.*, 2015).

2.6. *Thypha* spp.

Macrófita del tipo emergente, es una de las especies invasoras más agresivas en los humedales de agua dulce de América del Norte, particularmente en aquellos que han sufrido disturbios recientes. Estas plantas rápidamente grandes cantidades de hojarasca y disminuyen la biodiversidad al desplazar a las especies no invasivas alterando simultáneamente el ciclo de nutrientes y las interacciones tróficas (Harrison *et al.*, 2017). Existen alrededor de 10 a 15 especies del género *Typha*, pero no se desarrollan en lugares como Groenlandia y la Antártida, debido a sus condiciones climáticas. Dentro de este género, las 3 especies más abundantes de *Typha* son *T. angustifolia* L., *T. domingensis* Pers., y *T. latifolia* L. (Ciotir y Freeland, 2016).

En general es un género comúnmente utilizado en humedales artificiales, debido a que cuenta con características que benefician su supervivencia; como por ejemplo, el desarrollo de un denso cumulo de raíces, lo cual promueve una mejor proliferación de la planta a lo largo del sistema. Lo que también mejora su eficiencia en la eliminación de contaminantes, proporcionando oxígeno para la microbiota existente en la rizosfera de la planta responsable de la degradación de la materia orgánica (Shehzadi *et al.*, 2014).

Las macrófitas del género *Thypha* han demostrado ser eficientes no solo en la absorción de nutrientes y la oxidación de la materia orgánica presente en las aguas residuales. Adicionalmente promueve la absorción de metales pesados siendo capaz de retener metales como cobre, cadmio, cromo, níquel y plomo hasta en un 0.1%, y también hierro y zinc, en niveles similares, en proporción al peso seco de la planta (Kumari y Tripathi, 2015). Además, se ha encontrado que puede sobrevivir en concentraciones de cromo (VI) por encima de $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, durante un periodo de 20 días y aun así mantenerse viva y también estable en la adsorción de contaminantes (Wu *et al.*, 2015).

El Cuadro 2 se muestra información de diferentes autores que han utilizado diferentes macrófitas del género *Typha* para la remoción de contaminantes en aguas residuales.

Cuadro 2. Tratamiento en la remoción de contaminantes mediante macrófitas del genero *Typha*.

Tipo de <i>Typha</i>	Parámetros analizados y porcentajes de remoción	Referencia
<i>T. domingensis</i>	pH: 2.81 %, CE: 40 %, color: 68.4%, COT: 73% y solidos suspendidos totales (SST): 13.3%	Shehzadi <i>et al.</i> , 2014
<i>T. latifolia</i>	Cu: 51.4%, Cd: 39.7%, Cr: 45.6%, Ni: 51.1%, Fe: 52.6%, Pb: 40% y Zn: 52.4%	Kumari y Tripathi, 2015
<i>T. latifolia</i>	SST: 55%, DQO: 63%, DBO ₅ : 61%, NT: 35%, PT: 55%, K: 67.8%, Na: 40.5%, Ca: 40.5% y Mg: 29.7%.	Morari y Giardini, 2009
<i>Typh</i> spp.	Benceno: 93%, tolueno: 93%, etilbenceno: 98%, M & P-Xileno: 91% y O-Xileno: 87%.	Mustafa <i>et al.</i> , 2018
<i>T. angustifolia</i>	DQO: 65%, DBO ₅ : 68%, COT: 45% y SST: 35%.	Chandanshive <i>et al.</i> , 2017
<i>T. angustifolia</i> (HFH)	CE: 33.7%, NO ₃ ⁻ : 62.9%, NH ₄ ⁺ : 53.1%, PO ₄ ⁻ : 49.4%, SO ₄ ⁻ : 47%, Na: 47.9%, K: 30.8%, DBO ₅ : 73%, DQO: 71.9%, SST: 72.6%, Fe: 64.8%, Cr: 47.3% y Ni: 65.5%.	Verma y Suthar, 2018
<i>T. domingensis</i>	Hg: 99.6%	Gomes <i>et al.</i> , 2014
<i>T. latifolia</i>	2,4-DCP: 34.6%.	Rodriguez-Hernandez <i>et al.</i> , 2017
<i>T. latifolia</i>	pH: 0%, CE: 1.4%, Salinidad: 6.6%, OD: 40%, DQO: 51%, DBO ₅ : 44.2%, SST: 69.1%, PT: 14.2%, color: 41.7%, NO ₃ : 23.9%, CrT: 97.6% y Cr (VI): 0%	Calheiros <i>et al.</i> , 2009

PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA.

La tasa creciente del crecimiento poblacional y el desarrollo del sector industrial y agrícola han provocado una demanda por los recursos hídricos cada vez mayor y por consecuencia un mayor descarga de aguas residuales a los cuerpos de agua que en mayor o menor medida también son las fuentes de abastecimiento de la población. Por lo que su saneamiento antes de su descarga es una estrategia de desarrollo al proteger la salud pública y los ecosistemas; sin embargo, a escala mundial, México es un país con una baja capacidad de tratamiento de sus aguas residuales y de reutilización. Ante este escenario, la presente investigación tiene por objetivo evaluar la eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales procedentes de la cabecera municipal de Marín, N.L., utilizando un humedal artificial de flujo superficial.

HIPÓTESIS.

El humedal artificial tipo superficial removerá los contaminantes presentes en el agua residual municipal proveniente de Marín, Nuevo León.

OBJETIVO GENERAL.

Evaluar la capacidad de remoción de un humedal artificial, como sistema de tratamiento de aguas residuales, de diferentes contaminantes presentes en estos efluentes municipales.

Objetivos específicos

- Adecuar la infraestructura del sistema, para el funcionamiento continuo del humedal.
- Evaluar el sistema para determinar su influencia en la eliminación de contaminantes físicos, químicos y biológicos mediante su análisis en la entrada y salida del humedal.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Diseño y ubicación de humedal artificial superficial

La investigación fue realizada en un humedal superficial ubicado en las instalaciones de la Facultad de Agronomía de la U. A. N. L. en el municipio Marín, N. L. Altitud 393 msnmm., Latitud 25° 23' al norte y Longitud 100° 02' al oeste. La inclinación del humedal es de 0.33%, 0.7 m de profundidad, 26 m de largo y 6 m de ancho. Construido cerca de la descarga de la laguna de oxidación que recibe los efluentes residuales de la zona urbana de Marín, N.L.

El sustrato utilizado fue el suelo arcilloso que se obtuvo al perforar el canal donde el sistema fue construido y que proporciona una buena retención iónica para los contaminantes presentes como NO_3^- y PO_4^{-3} .

Las plantas utilizadas para este proyecto fueron del genero *Typha*. Se consideró que fuese una planta que creciera cerca de la zona donde se realizaría el proyecto de investigación, para que la especie estuviese adaptada a las condiciones climáticas del lugar. Esta planta se ha utilizado en estudios anteriores para el tratamiento mediante humedales, las principales ventajas que esta especie posee, es la rápida y abundante propagación y la resistencia a altas temperaturas; propicia un cambio en la temperatura del agua y del sustrato, y proporciona una acumulación de carbono que ayuda a la degradación de la materia orgánica mediante los microorganismos presentes (Bachand y Horne 1999; Wu *et al.*, 2015). Al momento de recolectar las plantas, se tuvo cuidado de extraer la planta completa, esto para poder propiciar un mejor desarrollo en el sistema y se proliferaran mejor.

3.2. Adecuación del sistema

Para mantener el sistema en funcionamiento y con la menor interferencia externa, fue eliminada toda la maleza existente dentro del humedal. Se removió también el excedente de hojas o basura que pudiese provocar taponamiento de las tuberías. Las entradas y salidas del humedal fueron limpiadas para eliminar obstrucciones por la acumulación de lodos o algas que pudieran afectar los análisis y el flujo del agua durante su tratamiento. El influente al pantano provenía de la válvula de descarga de la laguna de oxidación, ya mencionada, verificando que el caudal tuviese un gasto (Q) de $0.37 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ y así operar bajo un tiempo de residencia teórico de 3.41 días.

3.3. Muestreo del agua residual

Las muestras de agua residual se colectaron de la entrada y salida del humedal utilizándose envases estériles de plástico con capacidad de 1 L. Las muestras colectadas fueron colocadas en hieleras para mantener su temperatura cercana a los $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ durante su traslado al laboratorio de Remediación Ambiental y Análisis de Suelos, Aguas y Plantas para su análisis en un periodo no mayor a 24 h. Para la preservación de la muestra se utilizaron envases de 500 mL, añadiendo 1 mL de $\text{H}_2\text{SO}_4\cdot\text{L}^{-1}$ de agua, esto para evitar la degradación de ciertos compuestos a causa de los microorganismos.

3.4. Análisis de agua

Para llevar a cabo la caracterización del influente se realizaron los análisis los cuales se presentan en el Cuadro 3 basándose en los estándares recomendados en APHA, (2005).

Cuadro 3. Análisis fisicoquímicos y microbiológicos para el agua.

Nitritos	Método 4500-NO ₂ -B
Nitratos	Método 4500-NO ₃ -B
Amonio	Formación de Indofenol
Ortofostatos	Método de ácido ascórbico
DQO	Colorimétrico de flujo cerrado
Alcalinidad	Determinación de carbonatos
Determinación de Sólidos	Diferencias entre ST y SD
pH	Método electrométrico
OD	Método electrométrico
Metales	AAS
Microbiológicos (C. fecales, C. totales y detección de <i>Salmonella</i>)	Conteo de UFC/100mL y detección de presencia o ausencia en <i>Salmonella</i> por medio de caldo Rappaport.

- Determinación de nitritos (NO₂⁻).

Este método de prueba se fundamenta en la reacción colorida entre los nitritos y el colorante con grupo funcional azo a un pH entre 2.0 y 2.5, por la reacción del ácido sulfanílico diazoado con clorhidrato de naftilamina, resultando una coloración roja.

- Determinación de nitratos (NO₃⁻).

Sobre 50 mL de muestra transparente, filtrada si fuera necesario, se añadió 1mL de solución de HCl y se homogenizo. La absorbancia fue determinada a 220 nm y 275nm para determinar por diferencia la concentración de NO₃⁻.

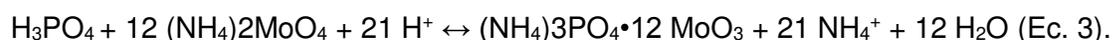
- Determinación de amonio (NH₄⁺) por colorimetría.

El amonio reacciona con fenol e hipoclorito en medio alcalino produciendo azul de indofenol, que se determina colorimétricamente. El fenol se puede reemplazar con

salicilato de sodio que es menos tóxico que el primero. Las mediciones se realizan a 540 nm o a 630 nm. Con 540 nm se extiende el rango de concentraciones, a 630 nm el método resulta más sensible, aún para pequeñas cantidades, porque la absorbancia aumenta a más del doble.

- Determinación de ortofosfatos (PO_4^{3-}) mediante ácido ascórbico.

Este método se basa en la reacción del fósforo contenido en la muestra como ortofosfato con el ácido molíbdico para formar el ácido 12-molibdofosfórico según la reacción:



El ácido 12-molibdofosfórico es reducido por el cloruro de estaño a azul de molibdeno, compuesto de composición desconocida que contiene una mezcla de Mo (VI) y Mo (V), que absorbe a 690 nm. La intensidad del color azul formado depende de la concentración de fosfatos adicionados al heteropoliácido. El método es aplicable cuando el contenido de fósforo en las muestras se encuentra entre 0,01 mg $\text{P}^{-3} \cdot \text{L}^{-1}$ y 6,0 mg $\text{P}^{-3} \cdot \text{L}^{-1}$.

Todo el fósforo contenido en la muestra debe estar como ión ortofosfato PO_4^{3-} , ya que el método espectrofotométrico es específico para este ión. La materia orgánica de la muestra es destruida por medio de una digestión con persulfato de amonio y ácido sulfúrico, rompiendo las ligaduras orgánicas del fósforo (C-P y/o C-O-P), e hidrolizando los polifosfatos a PO_4^{3-} .

- Determinación de demanda química de oxígeno (DQO) por reflujo cerrado.

Las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio (II). La plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente. El mercurio reduce la interferencia causada por la presencia de iones cloruro. La cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determina midiendo la absorbancia del Cromo (III) formado a una longitud de onda de (600 ± 20) nm para un intervalo hasta de 1 000 mg·L⁻¹. Las mediciones de la absorbancia se efectúan utilizando celdas de cuarzo.

- Determinación de alcalinidad.

La alcalinidad significa la capacidad amortiguadora del agua. Para evitar que los niveles de pH lleguen a ser demasiado básico o ácidos. La alcalinidad estabiliza el agua en los niveles del pH alrededor de 7. Sin embargo, cuando la acidez es alta la alcalinidad disminuye pudiendo ser dañina para la vida acuática.

En química del agua, la alcalinidad se expresa en ppm o en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de carbonato equivalente de calcio. La alcalinidad total del agua es la suma de las tres clases de alcalinidad; alcalinidad del carbonato, del bicarbonato y del hidróxido.

- Determinación de sólidos totales volátiles (STV).

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos suspendidos totales contenidos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo de su concentración

$$\text{STV } \text{mg}\cdot\text{L}^{-1} = \frac{P2-P1}{V} \text{ (Ec. 4).}$$

P1= Peso inicial del crisol.

P2= Peso promedio de la muestra con agua filtrada y secada a 105 °C durante 24 h, y posteriormente 15 min a 550 °C.

V= Volumen de muestra utilizada.

- Determinación de metales pesados.

El análisis de absorción atómica se basa en que cada elemento tiene un número de electrones asociado con su núcleo. El estado normal y más estable de la configuración orbital de un átomo es conocido como el estado fundamental. Si se aplica energía a un átomo, la energía será absorbida y un electrón será promovido a un estado menos estable conocido como estado excitado. Desde este estado inestable el átomo volverá a su estado fundamental, liberando energía luminosa.

Se realizaron soluciones estándares de $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para Cd, Cu, Pb, Zn y Fe. Para cada metal por separado, se tomaron 10,0 mL del respectivo patrón de $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y llevaron a volumen con agua desionizada aforando a 100 mL.

Preparar dos erlenmeyer de 125 mL marcados con blanco, dos con cada metal. Agitar vigorosamente la muestra para homogenizarla. Para realizar el análisis de metales solubles realice las lecturas sobre el filtrado obtenido al pasar las muestras a través de filtro de acetato de celulosa de $0.45 \mu\text{m}$ y preservarlas posteriormente con ácido nítrico hasta un pH 2.

La concentración de la muestra no debe sobrepasar el rango de concentración, ni la absorbancia obtenida en la curva de calibración. En caso de que esto suceda es necesario diluir la muestra.

- Análisis microbiológicos.

La determinación de microorganismos coliformes totales por el método del Número más Probable (NMP), se fundamenta en la capacidad de este grupo microbiano de fermentar la lactosa con producción de ácido y gas al incubarlos a $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ durante 48 h., utilizando un medio de cultivo que contenga sales biliares. Esta determinación consta de dos fases, la fase presuntiva y la fase confirmativa.

La determinación del número más probable de microorganismos coliformes fecales se realiza a partir de los tubos positivos de la prueba presuntiva y se fundamenta en la capacidad de las bacterias para fermentar la lactosa y producir gas cuando son incubados a una temperatura de $44.5 \pm 0.1^\circ\text{C}$ por un periodo de 24 a 48 h.

Para la detección en la presencia de *Salmonella* spp. se utilizaron tubos de ensaye con 9 mL de caldo Rappaport ya esterilizados a 115°C durante 15 min, y se inocularon con 1 mL de muestra de agua no acidificada ni filtrada. Se incubaron los tubos inoculados en caldo a $35 \pm 1^\circ\text{C}$ durante 24 h.

3.5. Mantenimiento del humedal

Para mantener óptimo las condiciones del lugar de muestreo, fue necesario realizar diferentes actividades de limpieza como la eliminación de malezas presentes en el lugar esto para evitar la propagación de plagas que pudiesen afectar las plantas del

humedal. Lo anterior también ayuda a evitar las obstrucciones en las tuberías durante el proceso de tratamiento lo que facilita contar con un flujo continuo tanto en el influente y efluente del sistema, esto para que al momento de recolección de muestras, estas se obtuviesen sin presencia de contaminantes externos.

3.6. Análisis estadístico

Para la evaluación estadística del experimento realizado se utilizaron tres temporadas del año: verano, otoño e invierno catalogadas como T2, T3 y T4 respectivamente. Se estableció un diseño experimental de bloques al azar, tomando como tratamiento cada una de las temporadas, cinco repeticiones en cada una y realizando un diseño experimental para cada análisis del humedal. Teniendo las ANOVAs de cada experimento se realizó una comparación de medias por método Tukey con un 95% ($P \leq 0.05$) de confiabilidad y un análisis de correlación de Pearson entre las diferentes variables. Para el análisis estadístico del experimento se utilizó el paquete estadístico Minitab 2017 ®.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

La planta *Thypa* spp. utilizada durante el experimento, demostró el tener resistencia a temperaturas altas y bajas, teniendo un buen desarrollo tanto en propagación de la especie a lo largo del humedal y altura de la planta.

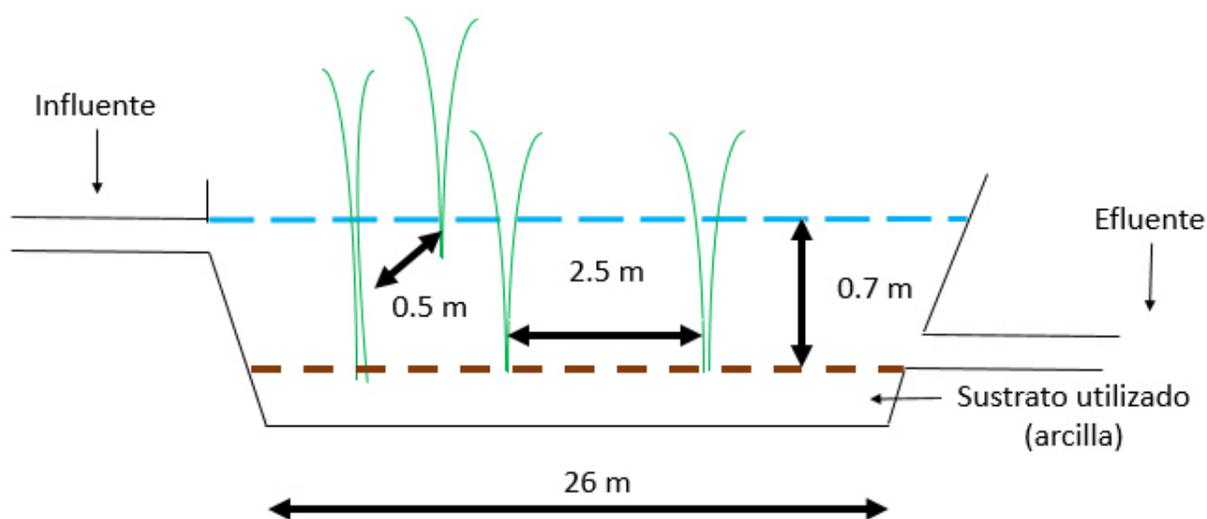


Figura 11. Representación gráfica de dimensiones y diseño del humedal artificial superficial.

4.1. Adecuación del humedal y cronología

En la Figura 11 se muestra las dimensiones como largo profundidad del humedal artificial con el que se desarrolló el proyecto en Marín, dirección del flujo de agua a través del humedal, las dimensiones que había entre las plantas de *Typha*

trasplantadas inicialmente en el humedal, localización del influente y efluente del sistema; y el lugar del sustrato así como el tipo que se utilizó para el proyecto.

La Figura 12 muestra el desarrollo cronológico del crecimiento de las plantas utilizadas en el humedal. En la primera fotografía se muestra el humedal con un total de 100 *Typhas* recién plantadas y sin el agua residual a tratar dentro del sistema, en la última fotografía se presenta una imagen de las plantas completamente desarrolladas.



Figura 12. Cronología del desarrollo de la vegetación en el humedal del 11/02/17 – 04/09/17.

4.2. Caracterización del humedal

Antes de que el humedal funcionara de forma continua, fue necesario realizar una caracterización fisicoquímica de los componentes presentes en el agua residual a tratar. Esto para saber las concentraciones de contaminantes en las que funcionaría el humedal y el flujo o caudal de entrada.

El primero contaminante en caracterizarse fue el NH_4^+ , durante un periodo de 20 días se monitoreó el comportamiento de este contaminante, arrojando concentraciones de $47.47\text{-}75.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y en promedio $64.86\pm 10.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ como se muestra en la Figura 13. Estas concentraciones de NH_4^+ presentes en el agua residual caracterizada son cercanos en los rangos obtenidos por Zheng *et al.* (2016), observaron promedios de $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pero rangos entre $60\text{-}90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. El compuesto NH_4^+ es el responsable en los problemas eutróficos, contaminación ambiental de acuíferos causada por un desarrollo descontrolado de microalgas. Zhang *et al.*, (2011) realizaron estudios en un lago de China el cual presentaba condiciones eutróficas, en la caracterización fisicoquímica realizada las concentraciones de NH_4^+ fueron $4.06\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ durante la época de marzo, pero en las fechas iniciales de los problemas eutróficos la concentración fue de $0.30 \pm 0.15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 216.2 veces menor que las concentraciones arrojadas durante la caracterización del agua residuales de Marín, Nuevo León, representando un peligro en dado caso de ser derramada a ambientes acuíferos cercanos de la zona.

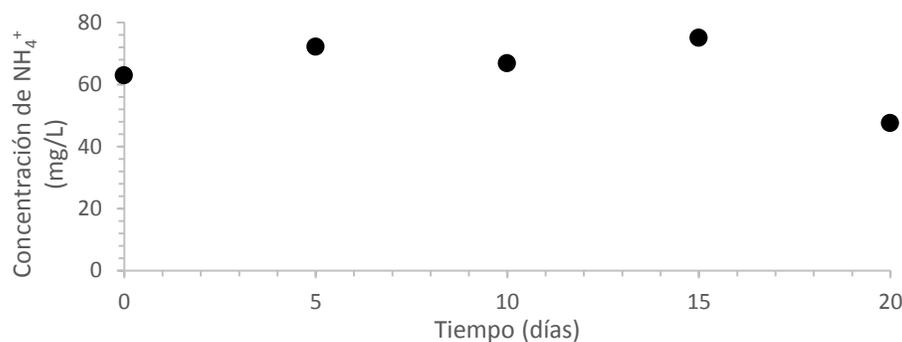


Figura 13. Comportamiento de NH_4^+ en la caracterización del influente durante las fechas del 16/03/17 - 11/04/17.

Durante la caracterización de NO_3^- , las concentraciones oscilaron de $17.76\text{-}11.33\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, un promedio de $14\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\pm 0.131$ en las aguas residuales provenientes de Marín, Nuevo León como se muestra en la Figura 14. Los valores obtenidos en los análisis de Balkhair (2016), fue de $23.48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, las concentraciones fueron mayores

en $5.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ que el valor más alto en las aguas residuales de Marín, esto podría ser debido a que las aguas analizadas por Balkhair eran de una zona municipal donde se encontraba una industria lechera, por lo que las concentraciones de este contaminante eran mayores debido a una carga orgánica más elevada.

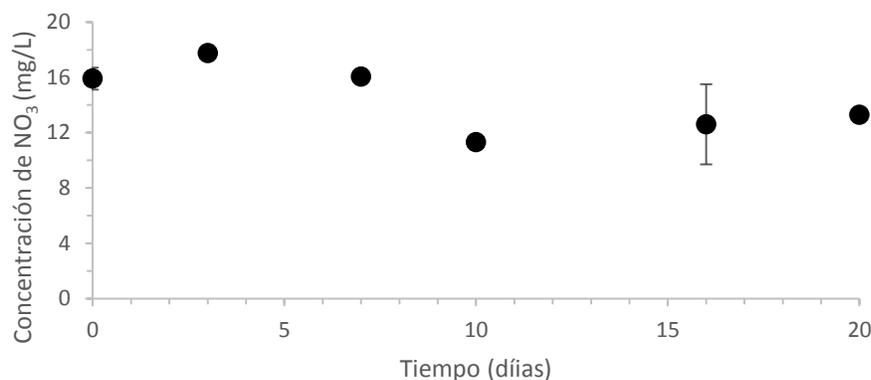


Figura 14. Comportamiento de NO_3^- durante la caracterización del influente durante las fechas del 16/03/17 - 11/04/17.

Los resultados en promedio para los analices electrométricos para la determinación de CE (conductividad eléctrica) y pH fueron $1.3 \pm 0.45 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-2}$ y $7.5 \pm 1.3 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-2}$ muy similares a los reportados por Kumar y Singh (2017), en CE y pH obtuvieron cuyos valores observados fueron de 1.48 ± 0.15 y 7.4 ± 0.35 , respectivamente.

El Cuadro 4 muestra algunos la comparación con otros autores en la concentración de contaminantes y niveles de parámetros, en aguas residuales municipales. Mostrando similitud en los rangos obtenidos en el agua utilizada para el influente del humedal artificial tipo superficial de Marín, Nuevo León.

Cuadro 4. Concentración de contaminantes en aguas residuales municipales.

Contaminantes (mg·L ⁻¹)				Referencia
PO ₄ ³⁻	pH	DQO	NH ₄ ⁺	
4.46±2.47	7.5±1.3	161±41.5	64.86±10.8	Marín, N.L.
5.89	6.7			Millot <i>et al.</i> , (2016)
	7			Liu <i>et al.</i> , (2016)
		60		Zheng <i>et al.</i> , (2016)
6.56	7.45			Balkhair, (2016)
3.71	7.2			Libardi <i>et al.</i> , (2017)
			70.09	Du <i>et al.</i> , (2017)

4.3. Evaluación preliminar del humedal superficial

Para la evaluación de la puesta en marcha del humedal artificial superficial, la recolección y preservación de muestra fue siguiendo la metodología establecida en Métodos Normalizados para el Análisis de Agua Potable y Residuales (2005). En la Figura 15 se muestra los niveles de entrada y salida de DQO, obteniendo promedios de 300.57 ± 25.20 y 210.13 ± 24.33 mg·L⁻¹, respectivamente. Las concentraciones obtenidas entran dentro de los rangos recopilados por Vymazal (2014), pero las aguas residuales analizadas fueron de diferentes procesos industriales, como empresas textiles (220 mg·L⁻¹), procesadoras de pescado (310 mg·L⁻¹) y refinerías (250 mg·L⁻¹). Valores que sugieren la eficiencia del humedal para disminuir la concentración de este contaminante el cual se encontraba en niveles de aguas residuales industriales como las ya mencionadas. En el presente estudio se obtuvieron porcentajes de remoción por encima del 50-60% (Figura 16), valores similares a los que presenta Song *et al.*, (2006) de 59.4%, quienes evaluaron un humedal de flujo horizontal y observaron una concentración de 88.6 mg·L⁻¹ en el influente del humedal, valor 3 veces más pequeño que los obtenidos en el estudio actual. Demostrando que el humedal de Marín, Nuevo León tiene una eficiencia similar aun manejando concentraciones mayores de DQO, que el estudio realizado por Song *et al.*, (2006). Otro estudio comparativo fue el

realizado por Hernández-Crespo *et al.*, (2017), obtuvieron porcentajes de remoción de 46% en la época de mediana vegetación, condiciones en las que se encontraba el humedal analizado en Marín, debido al tiempo que tenía construido y a condiciones externas que impidieron un desarrollo de vegetación.

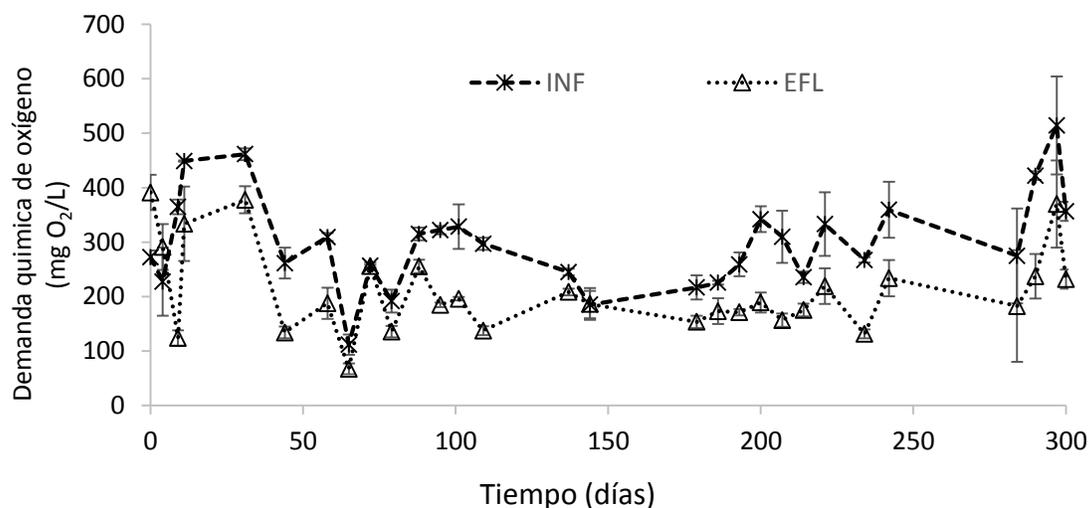


Figura 15. Comportamiento en la concentración de DQO durante el periodo de 01/05/17 -27/02/18 en el humedal bajo estudio.

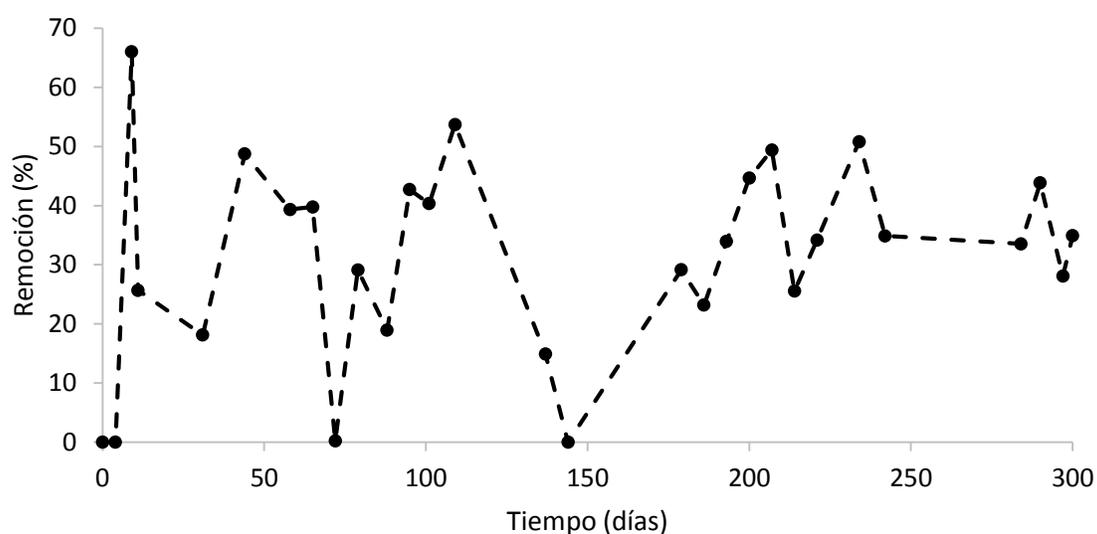


Figura 16. Comportamiento en el porcentaje de remoción de DQO durante el periodo 01/05/17 -27/02/18 en el humedal bajo estudio.

La Figura 17 presenta el comportamiento de la concentración de PO_4^{3-} las cuales en promedio fueron de $4.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la mayor concentración fue de $12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Los porcentajes de remoción, se mantuvieron por debajo del 30% (Figura 18) debido a que siendo un sistema abierto, se presentan condiciones aerobias. Otros factores que influyen en la remoción de PO_4^{3-} además de la metabolización microbiana, son la precipitación por presencia de metales pesados como hierro (Fe), magnesio (Mg) y aluminio (Al); así como la adsorción por la macrófita utilizada en el tratamiento. Debido a la baja concentración de metales, como el Fe que presentó una concentración de $0.25\pm 0.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ durante el periodo de estudio, la precipitación causada por este metal al contaminante es muy baja atribuyendo la mayor parte de la remoción por absorción de la *Typha* spp. presente en el sistema. Debido a que es una planta de alto requerimiento de nutrientes como fosforó, propicia una mayor remoción durante el tratamiento de las aguas residuales, combinándose con filtros que contengan altas cantidades de metales, como los mencionados anteriormente propicia una mayor precipitación y disminución en la salida del PO_4^{3-} .

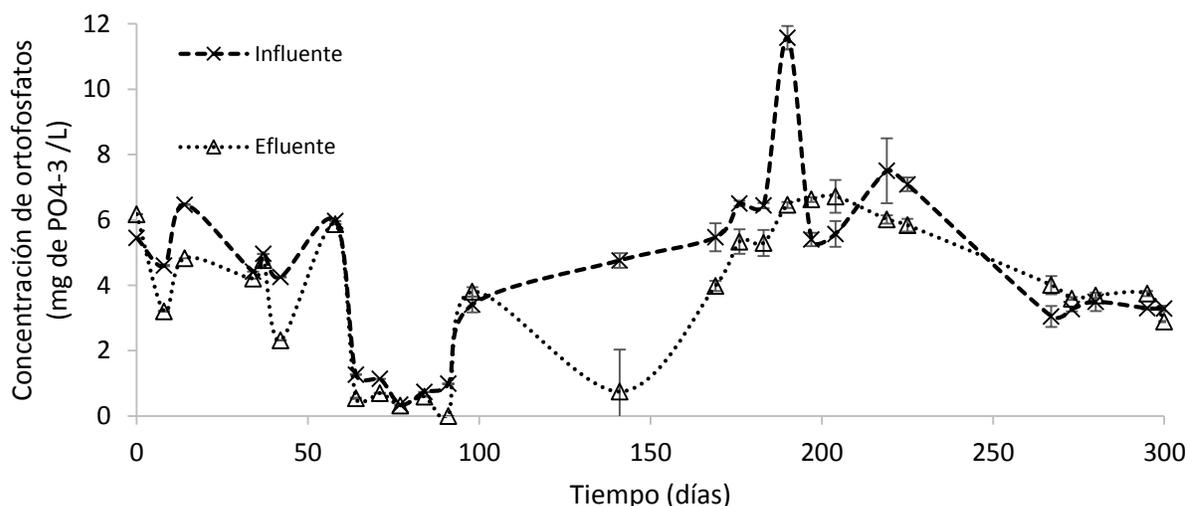


Figura 17. Comportamiento en la remoción de PO_4^{3-} durante el periodo de 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.

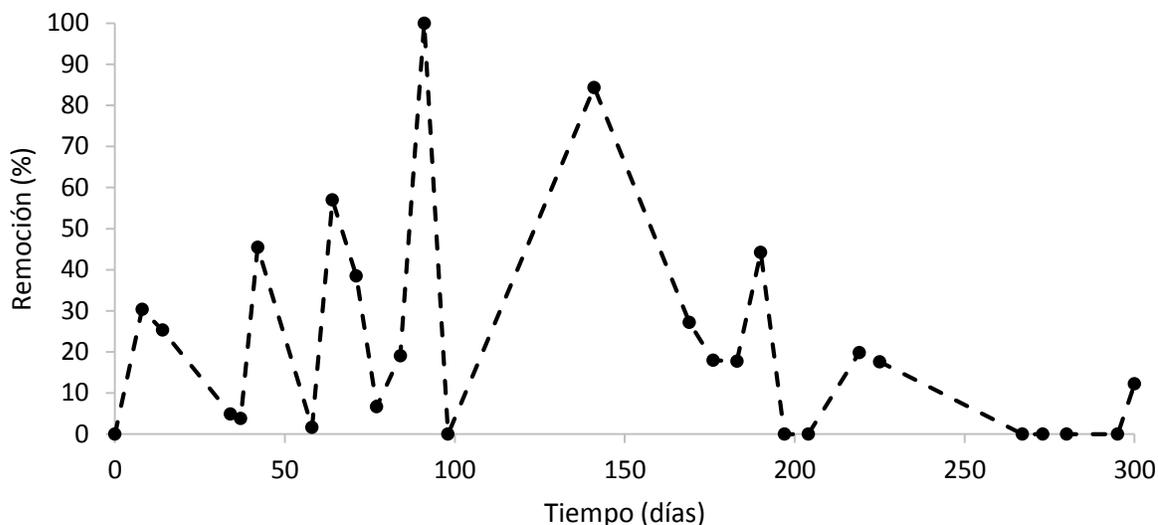


Figura 18. Comportamiento en el porcentaje de remoción de PO_4^{3-} durante el periodo 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio

La Figura 19 muestra la evaluación de NH_4^+ , con porcentajes de remoción cercanos al 100% (Figura 20), esto en la primera fecha del análisis debido a las condiciones de flujo discontinuo (batch) en las que se encontraba el humedal. Siguiendo la evaluación del contaminante, los porcentajes de remoción fueron disminuyendo, pero a lo largo del estudio las concentraciones de la salida no fueron mayores que la entrada, manteniendo un promedio del 35% de remoción durante la evaluación. Para mejorar la eficiencia de remoción de NH_4^+ en un sistema de humedales, Huang *et al.*, (2017) adicionaron aireación durante su tratamiento, dado a que se comprobó que la adición de aire al sistema facilita el proceso de nitrificación y así, la disminución de contaminantes como NH_4^+ .

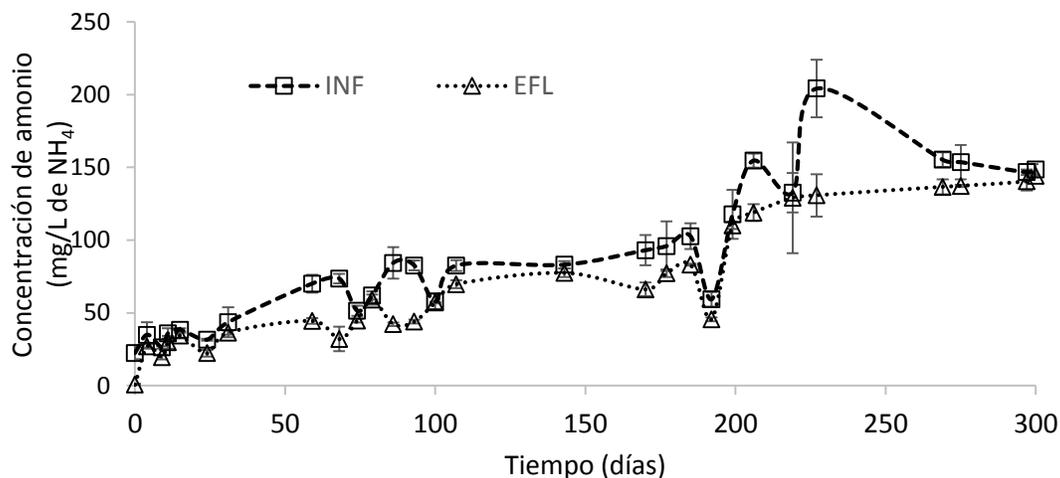


Figura 19. Grafica de comportamiento en la remoción de NH_4^+ durante el periodo de 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.

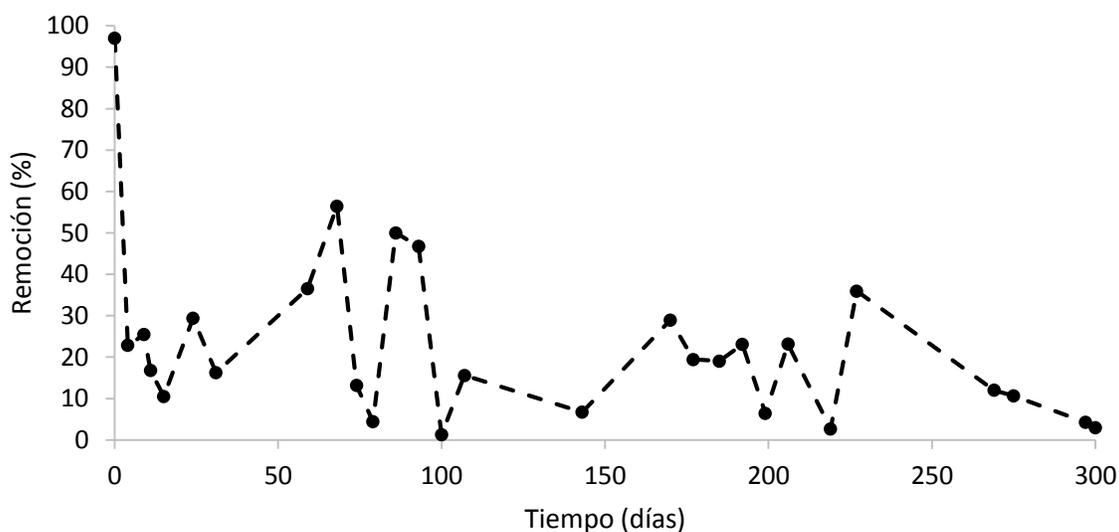


Figura 20. Comportamiento en el porcentaje de remoción de NH_4^+ durante el periodo 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.

El comportamiento de nitratos (NO_3^-) durante el tratamiento es mostrado en la Figura 21 en la que se observa una baja remoción de este contaminante, pero con valores similares a los presentados por Tang *et al.*, (2016)

Las concentraciones de NO_3^- en la salida mostraron un valor de $6.62 \pm 3.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; mientras que los porcentajes de remoción variaron durante diferentes etapas teniendo como promedio 4.65%, mostrando los mayores porcentajes de remoción durante los días 132-189 (22, 25 y 31% de remoción). La variación de los porcentajes de remoción se puede atribuir a diferentes factores, como son la absorción y saturación por medio de las plantas, procesos de desnitrificación y retención iónica por medio del sustrato. Además se sabe que los humedales superficiales no son eficientes en la remoción de NO_3^- , presentándose mayormente procesos de nitrificación, debido a esto las concentraciones de NO_3^- eran mayores en ciertas fecha, y presentándose en menor incidencia procesos de desnitrificación, en el cual se muestra la eliminación de NO_3^- (Ding *et al.*, 2018).

De acuerdo a Li *et al.* (2017), durante el desarrollo de las plantas es necesario fuentes de nitrógeno asimilables como el NO_3^- ; sin embargo, en otras etapas se presenta la saturación y deja de adsorber estos nutrientes. Lo anterior sugiere que las remociones entre el 0 y 30 % (Figura 22) fueron debidas a estos estados de saturación cuando las plantas bajaron sus tasas de adsorción.

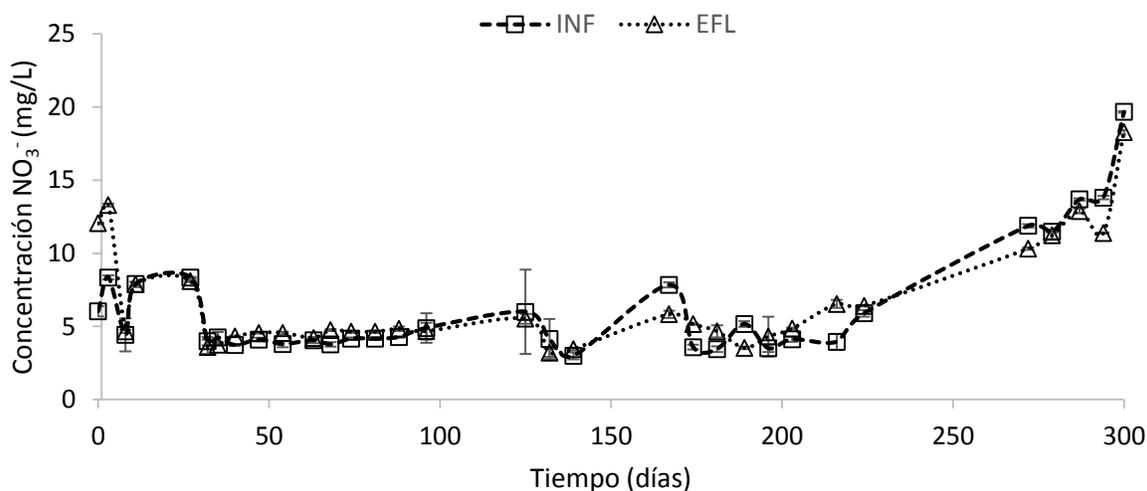


Figura 21. Comportamiento de NO_3^- durante el periodo de 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.

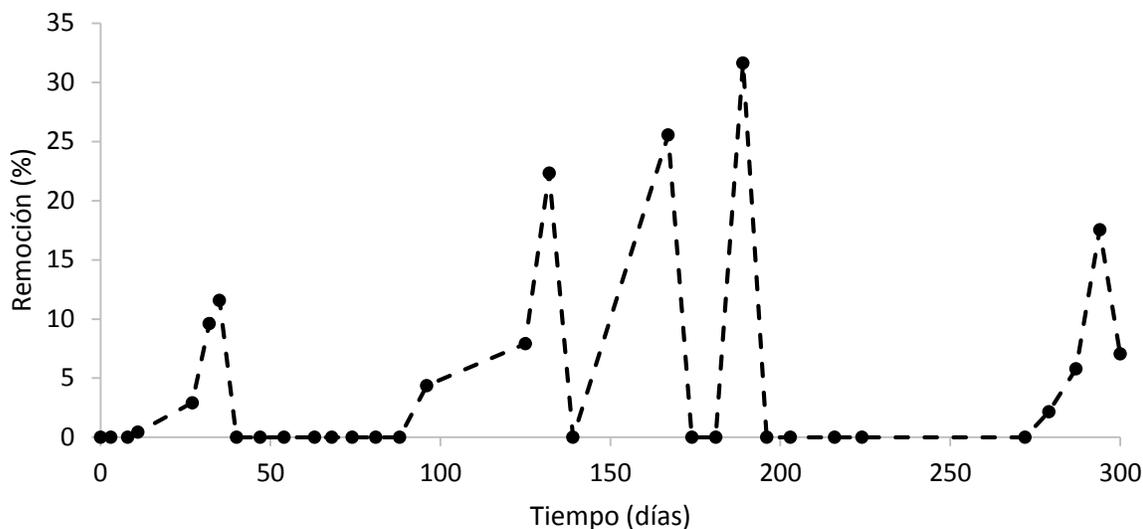


Figura 22. Comportamiento en el porcentaje de remoción de NO_3^- durante el periodo 01/05/17 - 27/02/18 en el humedal bajo estudio.

4.4. Análisis microbiológicos

En la evaluación de indicadores microbiológicos y patógenos en las muestras de agua residual del humedal, se cuantificaron concentraciones menores en la salida, reduciendo una unidad logarítmica en coliformes totales, mientras que coliformes fecales disminuyeron la cantidad pero en la misma unidad logarítmica. En el caso de detección para *Salmonella* spp., el resultado para la salida en la mayoría de los casos fue ausencia de este patógeno. Los resultados si presentaron remoción, pero de acuerdo a la OMS, (1989), las UFC obtenidas no entran en los rangos permisibles para su reúso en irrigación. La NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997 establece límites permisibles de 1×10^3 UFC, siendo concentraciones las cuales tampoco cumplen los resultados obtenidos en el humedal tipo superficial.

Zurita *et al.*, (2012) realizaron estudios en tres diferentes efluentes: Cucuchucho, Tzintzuntzán; Santa Fe de la Laguna, Quiroga; y Erongarícuaro, arrojando cantidades de 1.7×10^6 , 6.8×10^7 y 3.4×10^8 UFC/100 mL respectivamente en coliformes fecales, concentraciones mayores que las obtenidas en las aguas residuales para el influente

del humedal en Marín, Nuevo León, pero los obtenidos en Cucuchucho, Tzintzuntzán son solo logarítmicamente mayor en una unidad. En este experimento se evaluó un sistema híbrido donde se involucraba un humedal artificial de flujo superficial, donde obtuvo un 99.99% de remoción en las cantidad coliformes fecales. Remoción que se vio beneficiada por otros sistemas antes de que entrase al humedal artificial.

Cuadro 5. Detección de patógenos (Coliformes totales, Coliformes fecales y *Salmonella* spp.) en el influente y efluente del humedal artificial durante el periodo de estudio.

Fecha	Influente			Efluente		
	Coliformes T. (UFC/100 mL)	Coliformes F. (UFC/100 mL)	<i>Salmonella</i> spp.	Coliformes T. (UFC/100 mL)	Coliformes T. (UFC/100 mL)	<i>Salmonella</i> spp.
30/08/2017	6x10 ⁶	3x10 ⁵	Presencia	1x10 ⁶	1.5x10 ⁵	Presencia
13/09/2017	3x10 ⁶	1x10 ⁵	Ausencia	4x10 ⁵	1.1x10 ⁵	Ausencia
20/09/2017	1x10 ⁶	5x10 ⁵	Presencia	12x10 ⁵	1x10 ⁵	Ausencia
18/10/2017	3x10 ⁶	2x10 ⁵	Presencia	10x10 ⁵	1x10 ⁵	Ausencia
25/10/2017	1x10 ⁶	2x10 ⁵	Presencia	6x10 ⁵	5x10 ⁴	Ausencia
01/11/2017	4.5x10 ⁶	1.9x10 ⁶	Presencia	3.5x10 ⁶	5x10 ⁴	Ausencia
08/11/2017	3x10 ⁶	2x10 ⁶	Presencia	5x10 ⁵	1.5x10 ⁵	Ausencia
15/11/2017	2x10 ⁶	7x10 ⁵	Presencia	9x10 ⁵	1x10 ⁵	Ausencia
22/11/2017	2.5x10 ⁶	6x10 ⁵	Presencia	8x10 ⁵	9.5x10 ⁴	Ausencia
07/12/2017	3x10 ⁶	2.5x10 ⁵	Presencia	1x10 ⁶	1.5x10 ⁵	Ausencia
13/12/2017	4x10 ⁶	5x10 ⁵	Presencia	1x10 ⁶	3x10 ⁵	Presencia
24/01/2018	3.5x10 ⁶	4.5x10 ⁵	Presencia	1x10 ⁶	1x10 ⁵	Presencia
30/01/2018	6x10 ⁶	5.5x10 ⁵	Presencia	3x10 ⁶	4x10 ⁵	Presencia
06/02/2018	5x10 ⁶	4x10 ⁵	Presencia	4x10 ⁶	3.5x10 ⁵	Presencia
21/02/2018	3.5x10 ⁶	4.5x10 ⁵	Presencia	1x10 ⁶	4x10 ⁵	Presencia
27/02/2018	4.5x10 ⁶	3x10 ⁵	Presencia	2.5x10 ⁶	1x10 ⁵	Presencia

4.5. Análisis estadístico

4.5.1. Modelo ANOVA

En el Cuadro 6 se muestra el análisis de varianza de diferentes tratamientos realizados durante los procesos de saneamiento del agua residual en el humedal artificial. Los análisis que resultaron ser significativos fueron influente (INF) y Efluente (EFL) de NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} , en caso de la DQO solo el INF demostró ser significativo. Esto debido a que su valor- $P < 0.05$, representando su significancia en el análisis con un 95% de confianza. Los que demostraron no ser significativos fueron el EFL de DQO, INF y EFL de sólidos, debido a que el valor- P fue 0.072, 0.555 y 0.363 respectivamente.

Cuadro 6. Tabla de ANOVA de los análisis realizados al sistema.

Análisis	FV	GL	SC	CM	Fc	Sig
INF DQO	Temporadas	2	53527	26764	5.27	0.014
	Error	20	101506	5075		
	Total	22	155033			
EFL DQO	Temporadas	2	17512	8756	3.01	0.072
	Error	20	58255	2913		
	Total	22	75768			
INF sólidos	Temporadas	2	9503	4751	0.61	0.555
	Error	20	156783	7839		
	Total	22	166286			
EFL sólidos	Temporadas	2	3205	1602	1.07	0.363
	Error	20	30081	1504		
	Total	22	33285			
INF NH ₄ ⁺	Temporadas	2	32202	16100.9	28.2	0
	Error	20	11412	570.6		
	Total	22	43614			
EFL NH ₄ ⁺	Temporadas	2	29417	14708.4	39.35	0
	Error	20	7476	373.8		
	Total	22	36893			
INF NO ₃ ⁻	Temporadas	2	366.7	183.34	56.23	0
	Error	20	65.21	3.261		
	Total	22	431.91			
EFL NO ₃ ⁻	Temporadas	2	255.82	127.91	48.79	0
	Error	20	52.43	2.622		
	Total	22	308.25			
INF PO ₄ ⁻³	Temporadas	2	84.21	42.104	12.29	0
	Error	20	68.53	3.426		
	Total	22	152.73			
EFL PO ₄ ⁻³	Temporadas	2	64.8	32.402	13.89	0
	Error	20	46.66	2.333		
	Total	22	111.47			

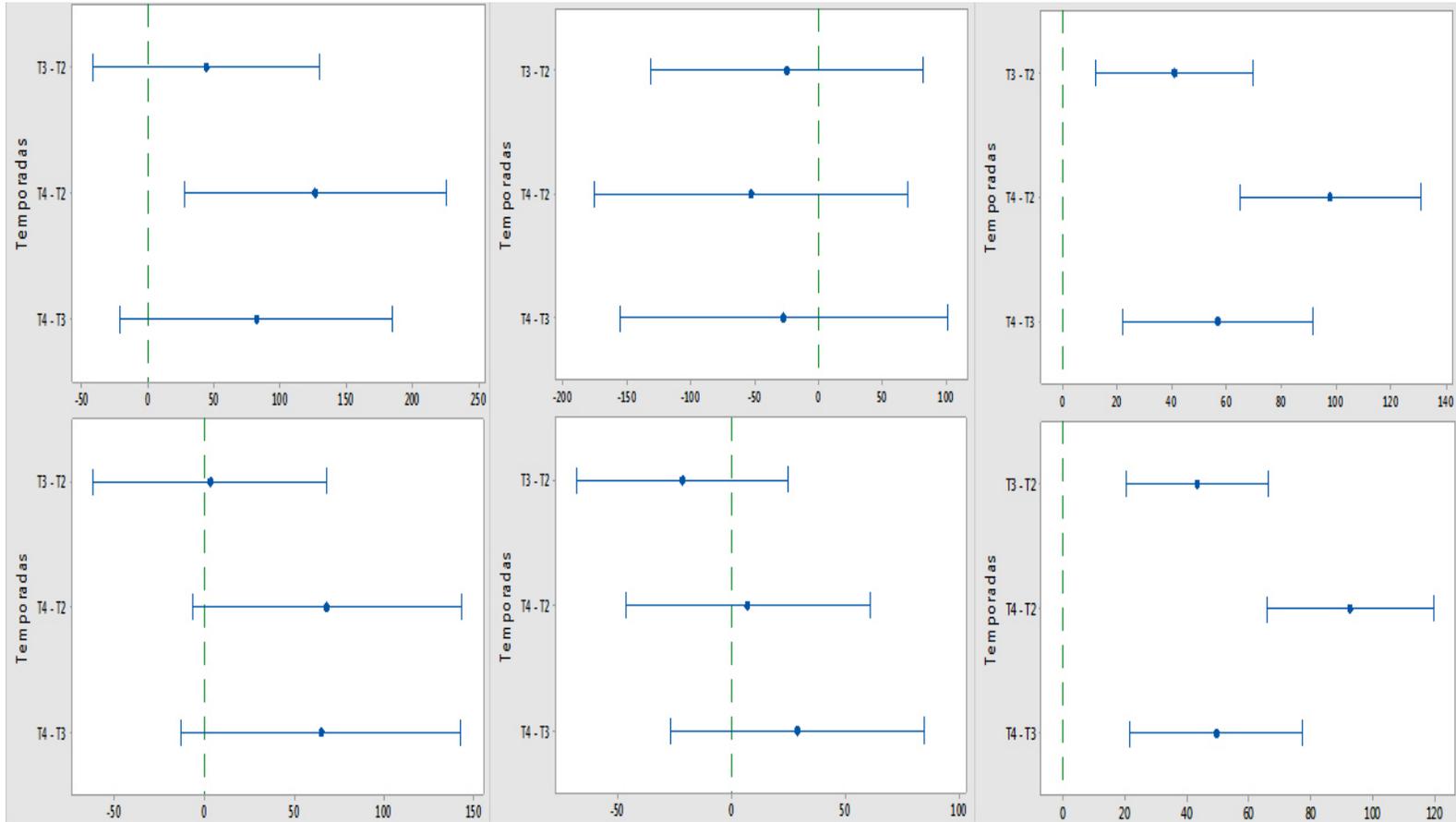
4.5.2. Comparación de medias

El Cuadro 7 explica la agrupación de medias de las variables analizadas en el estudio, utilizando el método Tukey con un 95% de confianza. Se muestra en el grupo las letras que pertenecen a cada media analizada dentro del bloque, mostrando diferencia significativa las medias que no compartan la misma letra. Como en el caso de la comparación de medias del INF y EFL de NH_4^+ , muestran tres diferentes letras, una para cada media demostrando que son significativamente diferente entre ellas.

Cuadro 7. Comparación de medias de variables analizadas.

Análisis	Temporadas	N	Media	Grupo	
INF DQO	T4	5	373.707	A	
	T3	8	291.526	A	B
	T2	10	247.019		B
EFL DQO	T4	5	246.384	A	
	T3	8	181.375	A	
	T2	10	178.135	A	
INF Sólidos	T2	10	147.43	A	
	T3	8	122.415	A	
	T4	5	94.866	A	
EFL Sólidos	T4	5	78.468	A	
	T2	10	71.4866	A	
	T3	8	49.6654	A	
INF NH ₄ ⁺	T4	5	161.684	A	
	T3	8	104.884		B
	T2	10	63.953		C
EFL NH ₄ ⁺	T4	5	137.863	A	
	T3	8	88.455		B
	T2	10	45.203		C
INF NO ₃ ⁻	T4	5	14.0958	A	
	T3	8	4.6856		B
	T2	10	4.2218		B
EFL NO ₃ ⁻	T4	5	12.8135	A	
	T3	8	5.1595		B
	T2	10	4.447		B
INF PO ₄ ⁻³	T3	8	6.94416	A	
	T4	5	3.27802		B
	T2	10	2.78062		B
EFL PO ₄ ⁻³	T3	8	5.784	A	
	T4	5	3.58484	A	B
	T2	10	1.9662		B

La Figura 23 muestra la comparación de medias entre las variables mediante una gráfica simultánea con intervalos de confianza del 95%. Donde se establece que en donde la línea de comparación entre dos medias sobrepasa o tiene contacto con el valor a 0, o sobrepasa la línea punteada, fueron no significativos. Demostrando en el estudio que las gráficas, los INF (influentes) y EFL (efluentes) de NH_4^+ (E y F) fueron diferentes en sus medias, e INF y EFL de sólidos (C y D) demostraron no ser significativamente diferentes entre ellas.



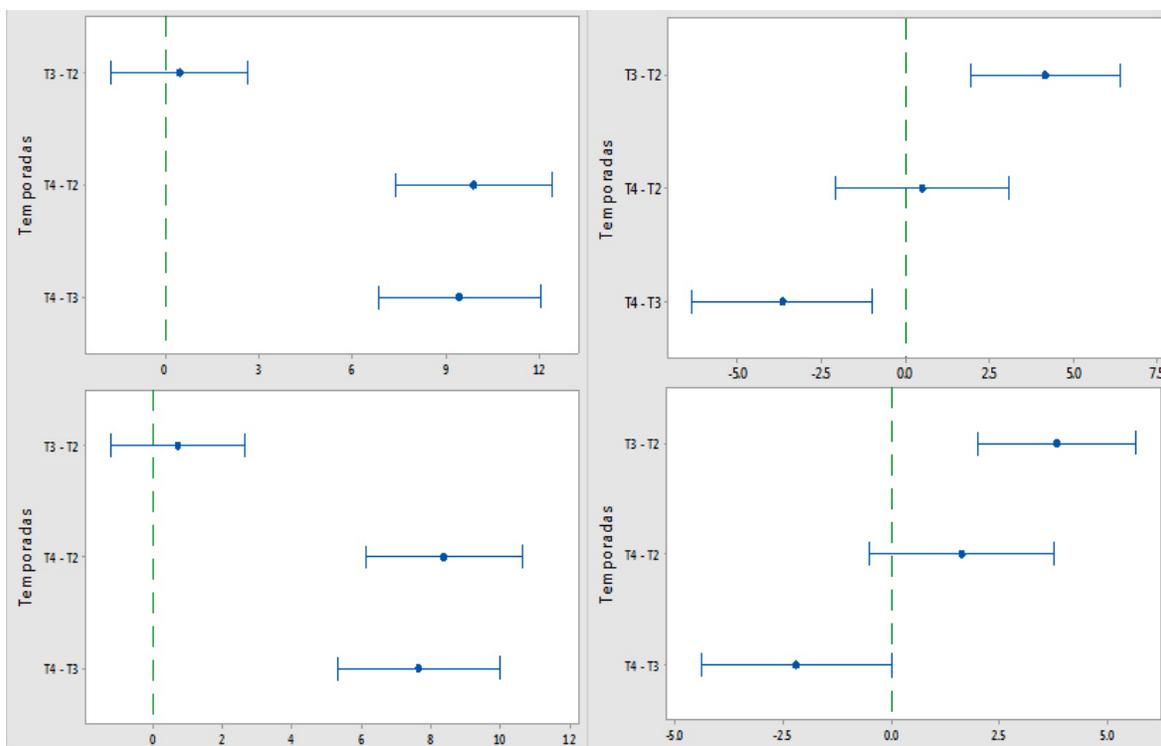


Figura 23. Comparación de medias mediante Tukey en un intervalo de confianza al 95%. A) = INF DQO, B)= EFL DQO, C) = INF sólidos, D) = EFL sólidos, E) = INF NH_4^+ , F) = EFL NH_4^+ , G) = INF NO_3^- , H) = EFL NO_3^- , I) = INF PO_4^{3-} y J) = EFL PO_4^{3-} .

4.5.3. Modelo de correlación

El Cuadro 8 se obtuvo mediante el análisis de correlación de Pearson entre las diferentes variables obtenidas. Estos resultados se miden en rangos de -1 a 1, mostrando una alta correlación cuando el resultado numérico entre variables es 1 o cercano a este. Los valores de correlación de los contaminantes entre sus influentes y efluentes resultaron encima de 0.5, pero los que mayor correlación tuvieron entre variables de contaminantes fueron INF NO_3^- con EFL NH_4^+ , dando un valor de 0.743 y EFL NO_3^- con EFL NH_4^+ , con valor de 0.768. Demostrando que las concentraciones de NH_4^+ tanto de efluente como influente, influyen en las concentraciones de salidas de NO_3^- , debido a los procesos de nitrificación que se dan dentro del sistema.

Tan *et al.*, (2017) evaluaron un humedal artificial en la remoción de nitrógeno, en su análisis estadísticos encontrarlos que existía una correlación tanto en el influente y efluente de NO_3^- , como en las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- . Situación que también se presentó en el análisis estadístico para el humedal de Marín, Nuevo León. Con este resultado concluyeron que las contracciones de NH_4^+ efectivamente influyen en la salida de NO_3^- .

La correlación positiva entre INF NO_3^- y EFL NO_3^- demuestra el efecto en el porcentaje de remoción de este anión dentro del humedal (Figura 21), ya que las concentraciones del influente aumentan entre los días 150-200, esto influye que el porcentaje de remoción se vea beneficiado.

Cuadro 8. Estudio de correlación entre variables de contaminantes.

	INF DQO	EFL DQO	INF sólidos	EFL sólidos	INF NH ₄ ⁺	EFL NH ₄ ⁺	INF NO ₃ ⁻	EFL NO ₃ ⁻	INF PO ₄ ⁻³
EFL DQO	0.79								
	0								
INF sólidos	-0.222	0.032							
	0.308	0.884							
EFL sólidos	-0.175	0.026	0.542						
	0.425	0.907	0.008						
INF NH₄⁺	0.562	0.349	-0.296	0.018					
	0.005	0.103	0.17	0.935					
EFL NH₄⁺	0.622	0.429	-0.257	-0.031	0.919				
	0.002	0.041	0.237	0.89	0				
INF NO₃⁻	0.469	0.456	-0.186	0.182	0.688	0.743			
	0.024	0.029	0.395	0.407	0	0			
EFL NO₃⁻	0.498	0.447	-0.186	0.154	0.719	0.768	0.969		
	0.016	0.033	0.397	0.484	0	0	0		
INF PO₄⁻³	-0.118	-0.255	0.244	-0.224	0.127	0.196	-0.197	-0.185	
	0.591	0.241	0.263	0.304	0.563	0.37	0.367	0.397	
EFL PO₄⁻³	-0.049	-0.169	0.026	-0.205	0.254	0.323	-0.054	-0.007	0.821
	0.824	0.441	0.906	0.348	0.241	0.133	0.805	0.973	0

5. CONCLUSIONES

El sistema logró remover concentraciones mayores del 50% en los contaminantes inorgánicos analizados. En DQO se presentaron remociones del 50-60%, durante la evaluación de PO_4^{3-} , mostró una reducción del 30% hasta el 90% durante la estación de verano. En NH_4^+ se presentó porcentajes de remoción en rangos del 40% al 100% durante todo el periodo de estudio, demostrando la presencia de los procesos de nitrificación en el sistema. Fechas del final de verano y principios de otoño, los rangos en la remoción de NO_3^- , fueron mayores al 20%.

La reproducción de la planta *Typha* spp. dentro del humedal, no presentó problemas aun teniendo condiciones adversas como la temperatura durante el periodo de verano e invierno. Esta macrófita demostró ser una opción viable para el uso en humedales artificiales que se encuentren en condiciones climatológicas como Nuevo León, además de ser una planta presente en el área de estudio, lo cual facilita su recolección.

La eficiencia en costo beneficio, de utilizar un humedal artificial tipo superficial demostró ser viable, el mantenimiento y cuidados fueron sencillos y de bajo costo, como, el cambio de tuberías, limpieza de las salidas para el efluente del humedal y la eliminación de malezas alrededor del sistema.

Esta tecnología demostró ser eficiente para el tratamiento de aguas residuales municipales de Marín, Nuevo León. Tomando en cuenta los aspectos como remoción de contaminantes y costo-beneficio de su implementación. El usar este tipo de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, beneficia económica y ambientalmente, a comunidades pequeñas que no cuentan con la infraestructura de una planta de tratamiento convencional.

BIBLIOGRAFÍA

- Abboud-Abi S., M. & Hassoun A., R. (2017). Effects of organic pollution on environmental conditions and the phytoplankton community in the central Lebanese coastal waters with special attention to toxic algae. *Regional Studies in Marine Science*, 10, 38–51.
- Alturkmani, A. (2013). Industrial wastewater. Consultado en línea. https://www.researchgate.net/profile/Abdulrzak_Alturkmani/publications.
- Atinkpahoun C., N., Le, D. N., Pontvianne, S., Poirot, H., Jean-Pierre L., Pons, M. & Soclo H., H. (2018). Population mobility and urban wastewater dynamics. *Science of the Total Environment*, 622–623, 1431–1437.
- Bachand, P., Horne, A. (1999). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, 14(1–2), 17–32.
- Balkhair K., S. (2016). Microbial contamination of vegetable crop and soil profile in arid regions under controlled application of domestic wastewater. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 23(1), S83–S92.
- Bama, P., Thushyanthy, M., Alvappillai, P., & Pirabhaharan, M. (2013). Evaluation of lab scale constructed wetlands to treat the toddy distillery effluent with different aquatic plants, 5(5).
- Barakat, M. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*.4, 361-377.
- Barba, L. (2002). Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición. Tesis doctoral. Universidad del Valle. Valle del Cauca, Colombia.

- Barrera-Díaz, C., Frontana-Urbe, B., Bilyeu, B. (2014). Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H₂O₂. *Chemosphere*. 105, 160-164.
- Behrends, L. (1999). Reciprocating subsurface flow constructed wetlands for improving wastewater treatment., (September).
- Berberidou, C., Kitsiou, V., Lambropoulou D., A., Antoniadis, A., Ntonou, E., Zalidis G., C. & Poullos, I. (2017). Evaluation of an alternative method for wastewater treatment containing pesticides using solar photocatalytic oxidation and constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*. 195, 133-139.
- Bhagowati, B., & Ahamad K. U. (2018). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecology & Hydrobiology*, (2016), 1–12.
- Cáceres, R., Malińska, K., & Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. *Waste Management*, 72, 119–137.
- Çakir, R., Gidirislioglu, A., & Çebi, U. (2015). A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management*. 164, 121-128.
- Calheiros C., S., Rangel A., O., & Castro P., M. (2009). Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource Technology*, 100(13), 3205–3213.
- Chandanshive V., V., Rane N., R., Tamboli A., S., Gholave A., R., Khandare R., V., & Govindwar S., P. (2017). Co-plantation of aquatic macrophytes *Typha angustifolia* and *Paspalum scrobiculatum* for effective treatment of textile industry effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 338, 47–56.
- Chiarawatchai, N. (2010). Implementation of earthworm- assisted constructed wetlands to treat wastewater and possibility of using alternative plants in constructed wetlands.

- Ciotir, C., & Freeland, J. (2016). Cryptic intercontinental dispersal, commercial retailers, and the genetic diversity of native and non-native cattails (*Typha* spp.) in North America. *Hydrobiologia*, 768(1), 137–150.
- Costillas, S. (2015). Regeneración de aguas residuales depuradas mediante procesos electroquímicos integrados. Tesis doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha. Ciudad Real, España.
- De la Federación, D. O. (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- De la Peña, M., Ducci, J., y Zamora, V. (2013). Tratamiento de aguas residuales en México. Inter-American Development Bank.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., y Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Nelson Antequera. Bolivia. 7-16.
- Ding, X., Xue, Y., Zhao, Y., Xiao, W., Liu, Y., & Liu, J. (2018). Effects of different covering systems and carbon nitrogen ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production*, 172, 541–551.
- Dordio, A., Carvalho P., A., & Pinto P., A. (2008). Wetlands : Water “ living filters ”? *Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*, 1–83.
- Du, R., Cao, S., Li, B., Wang, S., & Peng, Y. (2017). Simultaneous domestic wastewater and nitrate sewage treatment by DENitrifying AMmonium OXidation (DEAMOX) in sequencing batch reactor. *Chemosphere*. 174, 399-407.
- Escalante, V., Cardoso, L., Ramírez, E., Moeller, G., Montecillos, J., Servín, C., y Villavicencio, F. (2014). El reuso de agua residual tratada en México. Seminario nacional sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales. Universidad del Valle. 230-236.

- Farhad H., M. (2017). An assessment of surface water chemistry with its possible sources of pollution around the Barapukuria Thermal Power Plant impacted area, Dinajpur, Bangladesh. *Groundwater for Sustainable Development*. 5, 38-48.
- Gągol, M., Przyjazny, A., & Boczkaj, G. (2018). Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes based on cavitation – A review. *Chemical Engineering Journal*, 338(September 2017), 599–627.
- Ghorbel L., Coudert L., Gilbert Y., Mercier G., & Blais J., F. (2017). Determination of critical operational conditions favoring sulfide production from domestic wastewater treated by a sulfur-utilizing denitrification process. *Journal of Environmental Management*, 198, 16–23.
- Ghosh P., Roy T. & Majumder, C. (2016). Optimization of Industrial Wastewater Treatment Using Intuitionistic Fuzzy Goal Geometric Programming Problem. *Fuzzy Information and Engineering*. 8, 329-343.
- Giordano M., & Raven J. (2014). Nitrogen and sulfur assimilation in plants and algae. *Aquatic Botany*, 118, 45–61.
- Gomes M., T., Souza R., R., Silva T., V., & Araújo M., É. (2014). Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere*, 103, 228–233.
- Gonçalves I., Barbosa E., Santos L., Nazário A., Feitosa D., Tuta N., & Matsura E. (2017). Water relation and productivity of sugarcane irrigated with domestic wastewater by subsurface drip. *Agriculture water management*. 185, 105-115.
- Harrison M., M., Tyler C., A., Hellquist E., C., & Pagano, T. (2017). Phenolic content of invasive and non-invasive emergent wetland plants. *Aquatic Botany*, 136, 146–154.
- He S., Chen Y., Qin M., Mao Z., Yuan L., Niu Q., & Tan X. (2018). Effects of temperature on ANAMMOX performance and community structure. *Bioresource Technology*, 260(March), 186–195.

- He Y., Langenhoff A., A., Comans N., R., Sutton B., N., & Rijnaarts H., H. (2018). Effects of dissolved organic matter and nitrification on biodegradation of pharmaceuticals in aerobic enrichment cultures. *Science of the Total Environment*, 630, 1335–1342.
- Henze M., y Comeau Y. (2008). *Wastewater characterization. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. IWA Publishing, London, 33-52.
- Hernández-Crespo C., Gargallo S., Benedito-Durá V., Nácher-Rodríguez B., Rodrigo-Alacreu M., & Martín, M. (2017). Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. *Science of the Total Environment*, 595, 584–593.
- Hu S., Niu Z., Chen Y., Li L., & Zhang H. (2017). Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status Shengjie. *Science of the Total Environment journal*. 586, 319-327.
- Huang X., Zheng J., Liu C., Liu L., Liu Y., Fan H., & Zhang T. (2017). Performance and bacterial community dynamics of vertical flow constructed wetlands during the treatment of antibiotics-enriched swine wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 316, 727–735.
- Kang W., Chai H., Xiang Y., Chen W., Shao Z., & He Q. (2017). Assessment of low concentration wastewater treatment operations with dewatered alum sludge-based sequencing batch constructed wetland system. *Scientific Reports*, 7(1), 1–7.
- Karanasios K., A., Vasiliadou I., A., Pavlou S., & Vayenas D., V. (2010). Hydrogenotrophic denitrification of potable water: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3), 20–37.
- Karia, G., & Christian, R. (2013). *Wastewater treatment: concepts and design approach*. PHI Learning. India. Pp. 1-9.
- Kawatsu M., Morimoto G., & Kagami M. (2015). Seasonal changes in the water bird community in Lake Inba: Influence of floating-leaved macrophytes on habitat

- selection. *Aquatic Botany*, 126, 32–37.
- Khurana S., M., & Singh, P. (2012). Waste water use in crop production: A Review. *Resources and Environment*, 2, 116-131.
- Kosten S., Piñeiro M., Goede E., Klein J., Lamers L., P., & Ettwig K. (2016). Fate of methane in aquatic systems dominated by free-floating plants. *Water Research*, 104, 200–207.
- Krapp A. (2015). Plant nitrogen assimilation and its regulation: A complex puzzle with missing pieces. *Current Opinion in Plant Biology*, 25, 115–122.
- Kumar M., & Singh R. (2017). Performance evaluation of semi continuous vertical flow constructed wetlands (SC-VF-CWs) for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 232, 321–330.
- Kumari, M., & Tripathi D., B. (2015). Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 80–86.
- Lam M., K., Yusoff I., M., Uemura Y., Lim W., J., Khoo G., C., Lee T., K., & Ong C., H. (2017). Cultivation of *Chlorella vulgaris* using nutrients source from domestic wastewater for biodiesel production: Growth condition and kinetic studies. *Renewable Energy*, 103, 197-207.
- Langergraber G. (2008). Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review. *Vandose Zone Jurnal*, 7, 830-842.
- Levitt B. (1979). *Química física práctica de Findlay*. Reverte. Inglaterra. Pp. 71-73.
- Li M., Wang Y., Adeli A., & Yan H. (2018). Effects of application methods and urea rates on ammonia volatilization, yields and fine root biomass of alfalfa. *Field Crops Research*, 218(October 2017), 115–125.
- Libardi, N., Soccol R., C., Góes-Neto, A., Oliveira, J., & Vandenberghe S., L. (2017). Domestic wastewater as substrate for cellulase production by *Trichoderma harzianum*. *Process Biochemistry*, 57, 190-199.

- Liu X., Chen Q., & Zhu L. (2016). Improving biodegradation potential of domestic wastewater by manipulating the size distribution of organic matter. *Journal of Environmental Sciences*. 47, 174-182.
- Mara D. (2003). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Routledge. Earthscan. 310 p.
- Andreo-Martínez P., García-Martínez N., Qusada-Medina J., & Almela L. (2017). Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. *Bioresource Technology*. 233, 236-246.
- Millot Y., Troesch S., Esser D., Molle P., Morvannou A., Gourdon R., & Rousseau P., D. (2016). Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*. 97, 516-523.
- Mohamed A., Z. (2017). Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. *Limnologica*, 63, 122–132.
- Morari F., Giardini L. (2009). Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse. *Ecological Engineering*, 35(5), 643–653.
- Moreira C., Scapini T., Muller S., Amroginski J., Golunski S., Pandolfi L., Galon L., Seminoti J., R., Andade N., Borges B., C., Mazutti M., A., Fongaro G., Mossi J., A., & Treichel E. (2018). Production of compounds by phytopathogenic fungi for biological control of aquatic macrophytes. *Bioresource Technology Reports*, 3, 22-26.
- Murat S. (2017). Evaluations of on-site wastewater reuse alternatives for hotels through water balance. *Resources, conservation and recycling*. 122, 43-50.
- Mustafa A., Azim K., M., Raza Z., & Kori A., J. (2018). BTEX removal in a modified free water surface wetland. *Chemical Engineering Journal*, 333(August 2017), 451–455.

- Nishihiro J., Kato Y., Yoshida T., & Washitani I. (2014). Heterogeneous distribution of a floating-leaved plant, *Trapa japonica*, in Lake Mikata, Japan, is determined by limitations on seed dispersal and harmful salinity levels. *Ecological Research*, 29(5), 981–989.
- Olivera, S., Muralidhara B., H., Venkatesh K., Guna K., V., Gopalakrishna, K., & Kumar, K., Y. (2016). Potential applications of cellulose and chitosan nanoparticles/composites in wastewater treatment: A review. *Carbohydrate Polymers*. 153, 600-618.
- Ortiz J., Masera O., Fuentes A. (2014). *La ecotecnología en México*. IMAGIA. México. Pp. 66-67.
- Otondo A., Kokabian B., Stuart-Dahl S., & Gude G., V.(2018). Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae, *Chlorella vulgaris*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 6 (2), 3213-3222.
- Park J., H., Wang J., J., Kim S., H., Cho J., S., Kang S., W., Delaune R., D., & Seo D., C. (2017). Phosphate removal in constructed wetland with rapid cooled basic oxygen furnace slag. *Chemical Engineering Journal*, 327, 713–724
- Peasey A., Blumenthal U., Mara D., Ruiz-Palacios G. (2000). A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture: a Latin American perspective. *WELL*. 68, 35-42.
- Peng J., Song Y., Liu Z., Gao H., & Yu H. (2012). Performance of a novel Circular-Flow Corridor wetland toward the treatment of simulated high-strength swine wastewater. *Ecological Engineering*, 49, 1–9.
- Pérez F., y Camacho K. (2011). *Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas*. Tesina. Universidad Veracruzana. Veracruz, México.
- Pescod M. (1992). *Wastewater treatment and use in agriculture*. FAO. Inglaterra. 11.
- Petruzzella, A., Dettogni D., R., Gripp R., A., Cardoso C., C., Figueiredo-barros, M., P., & Assis E., F. (2015). Herbivore damage increases methane emission from

emergent aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 127, 6–11.

Quiñones F., y Guzmán S. (1986). Determinación de caudal y técnicas de muestreo en agua superficial. US Geological Survey. Puerto Rico. Pp. 2.

Rahman A., M., & Hasegawa, H. (2011). Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5), 633–646.

Ramalho R., Beltrán, D., y Lora, F. (1990). Tratamiento de aguas residuales. Reverté. Canada. Pp. 8-10.

Ramos-Montaña C., Cárdenas-Avella N., y Herrera Martínez Y. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia) Characterization of the Community of Aquatic Macrophytes in Lakes of La Rusia Paramo (Boyacá-Colombia). *Revista Ciencia En Desarrollo*, 4(2), 73–82.

Ramprasad C., Smith S., C., Memon F. A., & Philip L. (2017). Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecological Engineering*, 106, 55–65.

Reznik A., Feinerman E., Filkelshtan I., Fisher, F., Huber-Lee, A., Joyce B., Kan I. (2017). Economic implications of agricultural reuse of treated wastewater in Israel: A statewide long-term perspective. *Ecological economics*. 135, 222-233.

Riggio V., A., Ruffino B., Campo G., Comino E., Comoglio C., & Zanetti M. (2018). Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study. *Journal of Cleaner Production*, 171, 723–732

Rizzo A., & Langergraber G. (2016). Novel insights on the response of horizontal flow constructed wetlands to sudden changes of influent organic load: A modeling study. *Ecological Engineering*. 93, 242-249.

Rodriguez-Hernandez M., García De la-Cruz R., Leyva E., & Navarro-Tovar G. (2017). *Typha latifolia* as potential phytoremediator of 2,4-dichlorophenol: Analysis of tolerance, uptake and possible transformation processes. *Chemosphere*, 173,

190–198.

- Rojas N., Díaz, P., Medina E., y Rodríguez A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera*. 14, 109-129.
- Salamanca A., Geissler G., y Sánchez J. (2009). Tratamiento de aguas provenientes de la industria papelera por medio de la combinación de un proceso fotooxidativo y un proceso microbiológico. *Revista latinoamericana de recursos naturales*. 5, 50-57.
- Salazar P. (2005). Sistema tohá; una alternativa ecológica para el tratamiento de aguas residuales en sectores rurales. Tesis de pregrado. Universidad Austral de Chile. Región de los Ríos. Chile.
- Salgot M., Folch M., & Unit S. (2018). Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2, 64-74.
- Seto M., Takamura N., & Iwasa Y. (2013). Individual and combined suppressive effects of submerged and floating-leaved macrophytes on algal blooms. *Journal of Theoretical Biology*, 319, 122–133.
- Shehzadi M., Afzal M., Khan M., Islam E., Mobin A., Anwar S., & Khan Q. M. (2014). Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis* and textile effluent-degrading endophytic bacteria. *Water Research*, 58, 152–159.
- Sun L., Wu Z., Ma Y., Liu Y., & Xiong Z. (2018). Ammonia volatilization and atmospheric N deposition following straw and urea application from a rice-wheat rotation in southeastern China. *Atmospheric Environment*, 181(November 2017), 97–105.
- Tan E., Hsu T., Huang X., Lin H., Kao S. (2017). Nitrogen transformations and removal efficiency enhancement of a constructed wetland in subtropical Taiwan. *Science of the Total Environment*, 601–602, 1378–1388.
- Tang X., Yang Q., Li J., Peng Y., Xu Z., & He J. (2016). Semi-nitrification process

producing optimum influent for ANAMMOX process in treatment of domestic wastewater. *Chemosphere*, 152, 55–61.

Tilley E., Ulrich L., Luethi C., Reymond P., & Zurbruegg C. (2014). Horizontal subsurface flow CW. *SSWM*. Pp. 116-117.

Torrijos V., Gonzalo O., Trueba-Santiso A., Ruiz I., & Soto M. (2016). Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment. *Water Research*, 103, 92–100.

Verma R., & Suthar S. (2018). Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecological Engineering*, 116(February), 121–126.

Vymazal J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 48–65.

Vymazal J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751.

Vymazal J., & Kröpfelová L. (2015). Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. *Ecological Engineering*, 84, 202–208.

Wang J., Fu G., Li W., Shi Y., Pang J., Wang Q., Lü W., Liu C., & Liu, J. (2018). The effects of two free-floating plants (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) on the burrow morphology and water quality characteristics of pond loach (*Misgurnus anguillicaudatus*) habitat. *Aquaculture and Fisheries*, 3(1), 22–29.

Wang P., Hu G., & Cao J. (2017). Stable carbon isotopic composition of submerged plants living in karst water and its eco-environmental importance. *Aquatic Botany*, 140(December 2016), 78–83.

Welz P., Ramond J., Braun L., Vikram S., & Le Roes-Hill M. (2018). Bacterial nitrogen fixation in sand bioreactors treating winery wastewater with a high carbon to nitrogen ratio. *Journal of Environmental Management*, 207, 192–202.

- Willard H. H., Merrit L. L., Dean J. A. 1974. Instrumental methods of analysis. 5th edition Van Nostrand.
- Wu H., Zhang J., Ngo H. H., Guo W., Hu Z., Liang S., & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601.
- Wu S., Kusch P., Brix H., Vymazal J., & Dong R. (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, 57, 40–45.
- Wu S., Qi Y., Yue Q., Gao B., Gao Y., Fan C., & He S. (2015). Preparation of ceramic filler from reusing sewage sludge and application in biological aerated filter for soy protein secondary wastewater treatment. *Journal of hazardous materials*. 283, 608-616.
- Yoshioka T., Wiedenbeck M., Shcheka S., & Keppler H. (2018). Nitrogen solubility in the deep mantle and the origin of Earth's primordial nitrogen budget. *Earth and Planetary Science Letters*, 488, 134–143.
- Zhang M., Wang Z., Xu J., Liu Y., Ni L., Cao T., & Xie P. (2011). Ammonium, microcystins, and hypoxia of blooms in eutrophic water cause oxidative stress and C-N imbalance in submersed and floating-leaved aquatic plants in Lake Taihu, China. *Chemosphere*, 82(3), 329–339.
- Zhao Y., W., Liu Y., X., Wu S., R., Li Z., M., Zhang Y., Qin Y., & Yin X., A. (2016). Construction and application of an aquatic ecological model for an emergent-macrophyte-dominated wetland: A case of Hanshiqiao wetland. *Ecological Engineering*, 96, 214–223.
- Zheng Z., Li Z., Ma J., Du J., Chen G., Bian W., Li J., & Zhao B. (2016). The nitrification performance of biofilm reactor for treating domestic wastewater under high dissolved oxygen. *Journal of Environmental Sciences*. 42, 267-274.

Zidan A., El-Gamal M., Rashed A., & El-Hady M. (2015). Wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands using different media (setup stage). *Water Science*. 29, 26-35.

Zurita F., Roy E., & White J. (2012). Municipal wastewater treatment in Mexico: Current status and opportunities for employing ecological treatment systems. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 33(10), 1151–1158.