



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**Evaluación del proceso de depuración de agua del canal de
Cuemanco en un humedal artificial acoplado a un módulo de
desinfección**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA

Alondra Isabel Higuera Rivera



MÉXICO, D.F.

AÑO 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Profesor: VICTOR MANUEL LUNA PABELLO

VOCAL: Profesor: MARIA RAFAELA GUTIERREZ LARA

SECRETARIO: Profesor: NORMA ANGELICA CASTELLANOS CHAVEZ

1er. SUPLENTE: Profesor: ALFONSO DURAN MORENO

2° SUPLENTE: Profesor: ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: LABORATORIO DE
MICROBIOLOGÍA EXPERIMENTAL, FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM.**

ASESOR DEL TEMA:

Luna Pabello Víctor Manuel

SUSTENTANTE:

Higuera Rivera Alondra Isabel

Contenido

• INTRODUCCIÓN	10
• OBJETIVOS	12
Objetivo General	12
Objetivos Particulares	12
ALCANCES	12
• ANTECEDENTES	13
Humedales naturales y artificiales para el tratamiento de agua	13
Clasificación de humedales artificiales	14
Componentes de los humedales artificiales	16
Componente vegetal	16
Microorganismos	19
Material de empaque	22
Mecanismos de depuración en los humedales artificiales	22
Parámetros físicos y químicos que intervienen en la transformación de compuestos en HA	24
Tasa de carga hidráulica	24
Concentraciones de oxígeno disuelto	24
Potencial redox	25
Temperatura	26
pH	26
Concentración de carbono orgánico	27
Tiempo de retención celular (TRC)	27
Remoción de nitrógeno	27
Proceso Anammox	29
Nitrificación	29
Desnitrificación	30
Remoción de fósforo	31
Eliminación biológica	32
Remoción de carbono	33
Bacterias	34
Coliformes	35
Comparación entre operación vertical y horizontal de humedales artificiales	36

Desinfección.....	38
Cloro	38
Ozono	39
Radiación ultravioleta	40
Uso del agua tratada.....	40
Cultivo de ajolote mexicano y riego agrícola.....	41
Modelos matemáticos	43
Modelos matemáticos que simulan el funcionamiento de un HA.....	43
Clasificación de los modelos que simulan la transformación de contaminantes en HAFSS.....	44
Modelos de transporte simplificados y ecuaciones cinéticas de primer orden.....	44
Modelos mecanicistas complejos.....	46
Modelos simplificados utilizados para el diseño de HA.....	46
• MATERIALES Y MÉTODOS	48
Materiales.....	48
Localización del sistema experimental	49
Descripción del proceso	49
Determinaciones en el agua.....	54
Determinación microbiológica.....	56
Calculó de constante de degradación	59
Análisis estadístico	59
Matriz de correlación	59
Análisis de varianza de un factor (ANOVA)	60
Modelo de simulación del proceso de remoción de los contaminantes medidos en este estudio.....	60
• RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	64
Caracterización del material de empaque	64
Resultados promedio de los parámetros medidos por estación.	65
Normatividad.....	67
Calculo de constantes de degradación (k).....	67
ANOVA.....	73
Análisis de remoción de contaminantes	75
Balances de masa.....	95

Fósforo.....	95
Nitrógeno.	97
Balance hídrico.....	98
Resultados sobre el modelo de remoción de contaminantes	99
Modelo de fósforo	100
Modelo de materia orgánica disuelta	101
Modelo nitrógeno	102
Integración.....	104
• CONCLUSIONES.	105
• BIBLIOGRAFÍA.	106
Anexo 1. Curvas patrón utilizadas para las determinaciones	116
fisicoquímicas.	116
Anexo 2. DENSIDAD APARENTE, REAL Y POROSIDAD.....	119
Anexo 3. Memoria de cálculo de modelo cuantitativo.	121

Figura 1. Principales mecanismos de remoción en los humedales artificiales (tomado de Lara y Borrero, 2006)

Figura 2. Tipos de humedales artificiales (tomado de Kadlec, 2009)

Figura 3. Diagrama de remoción de nitrógeno (Delgadillo, 2010)

Figura 4. Transformaciones del nitrógeno en el proceso biológico (Aburto, 2011)

Figura 5. Mecanismos de remoción del fósforo (tomado y modificado de Kadlec, 2009)

Figura 6. Almacenamiento y transferencias de Carbón en humedales. DC=carbón disuelto; PC=carbón en partículas; DIC=carbón inorgánico disuelto; DOC=carbón orgánico disuelto (tomado y modificado de Kadlec, 2009)

Figura 7. Ajolote mexicano. (CONABIO, 2011).

Figura 8. Metodología general de trabajo.

Figura 9. Humedal de flujo subsuperficial del CIBAC.

Figura 10. Diagrama de flujo de proceso del sistema de tratamiento (Luna-Pabello y Aburto, 2012).

Figura 11. Toma de muestras de agua en el sistema de tratamiento.

Figura 12. Equipo multi parámetros utilizado para determinaciones en campo.

Figura 13. Equipo utilizado en filtración por membrana.

Figura 14. Digestor de muestras para análisis de demanda química de oxígeno.

Figura 15. Elementos básicos en el software de modelación y simulación Stella.

Figura 16. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M1

Figura 17. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación horizontal M2

Figura 18. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M3

Figura 19. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M4

Figura 20. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M5.

Figura 21. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, horizontal vertical M6

Figura 22. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M7

Figura 23. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación horizontal M8.

Figura 24. Balance de masa general para nitrógeno.

Figura 25. Modelo conceptual del balance hídrico para el sistema de tratamiento.

Figura 26. Modelo conceptual de remoción de fósforo y perfil de pH en el HAFSS.

Figura 27. Comparación de datos experimentales y modelados de fósforo y pH.

Figura 28. Modelo conceptual de remoción de DQO.

Figura 29. Comparación de datos experimentales y modelados de DQO.

Figura 30. Modelo conceptual de nitrógeno

Figura 31. Comparación de datos experimentales y modelados para nitrógeno

Tabla 1. Capacidad de fijación de nitrógeno y fósforo en tres de las especies más comunes en los humedales artificiales de flujo horizontal (kg/ha) (Drizo y Frost, 1996)

Tabla 2. Clasificación de los microorganismos por la fuente de energía y carbono en los humedales artificiales (Armstrong y Armstrong, 1990)

Tabla 3. Mecanismos de depuración predominantes en los humedales artificiales (tomado de Mena, 2008)

Tabla 4. Límites máximos permisibles (promedio mensual) para agua de reúso (NOM-003-SEMARNAT-1997)

Tabla 5. Comparación entre humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal y vertical (Delgadillo, 2010)

Tabla 6. Ventajas y desventajas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal y vertical (Vymazal, 2010)

Tabla 7. Valores ideales para el cultivo de ajolote mexicano (Mena y Servín, 2014).

Tabla 8. Máximos límites permisibles de contaminantes (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Tabla 9. Nomenclatura del diagrama de flujo del sistema de tratamiento.

Tabla 10. Propiedades de soporte principal utilizado en el HAFSSFC.

Tabla 11. Volumen del material de soporte y tamaño de partícula del HAFSC.

Tabla 12. Valores promedio obtenidos para primavera.

Tabla 13. Valores promedio obtenidos para verano.

Tabla 14. Valores promedio obtenidos para otoño

Tabla 15. Valores promedio obtenidos para invierno

Tabla 16. Constantes de degradación correspondientes al sedimentador

Tabla 17. Constantes de degradación correspondientes al humedal

Tabla 18. Constantes de degradación correspondientes al módulo de desinfección
UV y ozono

Tabla 19. Matriz de correlación de datos correspondientes al sedimentador

Tabla 20. Matriz de correlación de datos correspondientes al humedal

Tabla 21. Matriz de correlación de datos correspondientes al módulo de
desinfección con UV y ozono

Tabla 22. Análisis de varianza de un factor para los módulos del sistema de
tratamiento

Tabla 23. Estación del año correspondiente a cada muestreo.

Tabla 24. Parámetros para M1 operación vertical

Tabla 25. Parámetros para M2 operación horizontal

Tabla 26. Parámetros para M3 operación vertical

Tabla 27. Parámetros para M4 operación vertical

Tabla 28. Parámetros para M5 operación vertical

Tabla 29. Parámetros para M6 operación horizontal.

Tabla 30. Parámetros para M7 operación vertical

Tabla 31. Parámetros para M8 operación horizontal

Tabla 32. Balance de masa de fósforo.

Tabla 33. Balance de nitrógeno en mg/L.

Tabla 34. Balance hídrico del sistema de tratamiento.

Tabla 35. Resultados de ANOVA para datos experimentales y modelado

• INTRODUCCIÓN

Las delegaciones y municipios del Valle de México tienen la mayor concentración de población en el país (más de 20 millones de habitantes) generan grandes cantidades de aguas residuales, pero solo se tratan el 11.3 por ciento de éstas (Conagua, 2011).

Las descargas excesivas de nitrógeno y fósforo en el agua pueden causar serios problemas ecológicos tales como la eutrofización de ríos y lagos. Se ha reportado que la eutrofización debido a la contaminación del nitrógeno es grave en algunos lagos y embalses (Chen, Wen, Zhou y Vymazal, 2014).

El canal de Cuemanco forma parte de la zona lacustre de Xochimilco, entre sus principales aportes se encuentra el agua residual tratada en la Planta de Cerro de la Estrella y las descargas difusas procedentes de casas habitación, talleres y comercios. La inadecuada calidad del agua afecta el hábitat y pone en riesgo algunas especies endémicas como el ajolote (*Ambystoma mexicanum*), especie que actualmente está catalogado en la NOM-059- SEMARNAT-2001, como en peligro de extinción (Ramírez, Luna-Pabello y Arredondo, 2009).

El agua de este canal es tratada mediante un sistema de tratamiento no convencional que se compone de un sedimentador que remueve la mayor parte de la materia sólida sedimentable, un humedal artificial de flujo subsuperficial, de flujo combinado, después el agua va hacia un bloque del tratamiento de desinfección conformado por luz UV y ozono, el agua tratada se utiliza para la preservación del ajolote mexicano y riego agrícola.

Los humedales artificiales son sistemas de fitodepuración de aguas residuales. El sistema consiste en el desarrollo de un cultivo de hidrófitas enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizada. La acción de las hidrófitas hace posible una

serie de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas a través de las cuales el agua residual afluyente es depurada progresivamente y lentamente (Delgadillo et al., 2010).

Los humedales artificiales son diseñados como eco-sistemas convenientes para remover contaminantes de aguas residuales. Su uso ha crecido rápidamente a través de las décadas debido a su bajo costo, fácil operación y mantenimiento, pocos contaminantes secundarios y su apariencia ambientalmente favorable. Hay muchos factores internos (por ejemplo, plantas, sustratos, microorganismos) y externos (por ejemplo, pH, oxígeno disuelto, temperatura, tasa de carga hidráulica, tiempo de retención hidráulica, etc.) que afectan la capacidad de remoción de nitrógeno y materia orgánica disuelta medida como demanda química de oxígeno de los humedales artificiales, los microorganismos son uno de los factores influyentes dominantes (Zhu et al, 2014).

- **OBJETIVOS**

Objetivo General

Evaluar el proceso de depuración de agua del canal de Cuemanco en un humedal artificial de tipo subsuperficial de flujo combinado, acoplado a un módulo de desinfección.

Objetivos Particulares

- Evaluar la remoción de nitrógeno, fósforo, carbono y de coliformes fecales en un sedimentador, humedal artificial y su módulo de desinfección acoplado
- Generar un modelo de simulación cuantitativo de la remoción de los contaminantes evaluados.

ALCANCES

- Evaluar el cambio de concentración de coliformes fecales en las diferentes etapas del proceso de tratamiento.
- Realizar el balance de masa de compuestos de nitrógeno y fósforo.
- Generar un modelo de simulación cuantitativo que sea representativo de los datos generados en el presente trabajo de investigación.

- **ANTECEDENTES**

Humedales naturales y artificiales para el tratamiento de agua

Los humedales están caracterizados por una extrema variabilidad de sus componentes funcionales, haciendo virtualmente imposible la previsión de las consecuencias de la llegada de aguas contaminadas y la traslación de los resultados de un lugar a otro. Aunque se observen mejoras significativas en la calidad de las aguas residuales durante su flujo en los humedales naturales, no es posible prever una precisa cuantificación de las capacidades de tratamiento (Brix 1994a).

Los humedales artificiales pueden construirse con un mayor grado de control, lo que permite el establecimiento de instalaciones de tratamiento experimental con una composición bien definida del sustrato, tipo de vegetación, y el patrón de flujo. Además, los humedales construidos ofrecen varias ventajas adicionales en comparación con los humedales naturales, incluyen la selección del sitio y el control sobre las vías hidráulicas y tiempo de retención. Los contaminantes en tales sistemas se eliminan a través de una combinación de propiedades físicas, químicas y procesos biológicos como se observa en la figura 1, incluyendo la sedimentación, precipitación, adsorción a las partículas del suelo, la asimilación por el tejido de la planta, y las transformaciones microbianas (Brix, 1994 a).

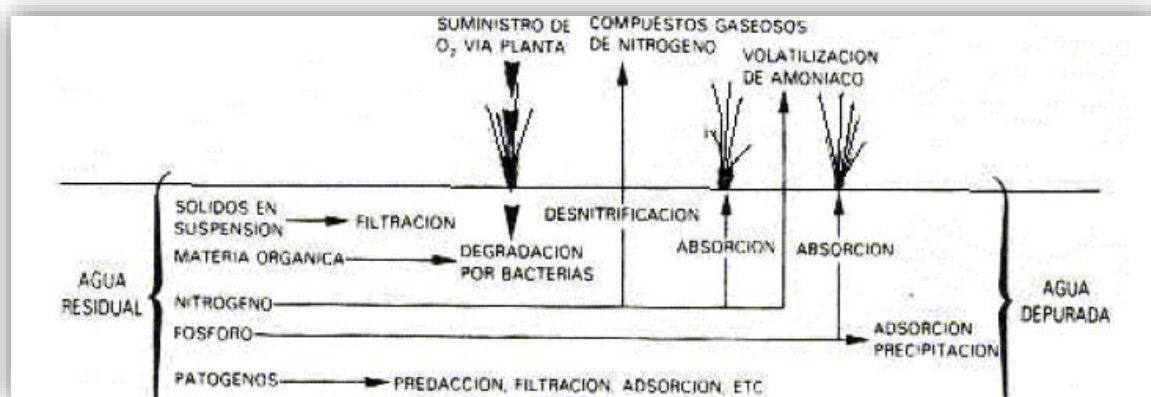


Figura 1. Principales mecanismos de remoción en los humedales artificiales (tomado de Lara y Borrero, 2006)

Además de la depuración de aguas residuales, los humedales ofrecen beneficios ambientales agregados como son la mejora de la calidad ambiental, crean y restauran nichos ecológicos, generan entornos paisajísticos más agradables a la vista, contribuyen en la generación de zonas de amortiguamiento de crecidas de ríos, son reservorios de agua en procesos de reutilización de aguas residuales para riego, además de aportar ventajas en actividades de carácter lúdico y económico (Arias 2003).

Clasificación de humedales artificiales

Según Vymazal (2014), sugiere una clasificación de acuerdo con las características del material vegetal predominante en los lechos los cuales se clasifican en (ver figura 2):

- a) Humedales contruidos, basados en hidrófitas flotantes
- b) Humedales contruidos basados en hidrófitas de hojas flotantes
- c) humedales contruidos con hidrófitas sumergidas
- d) humedales contruidos con hidrófitas emergentes

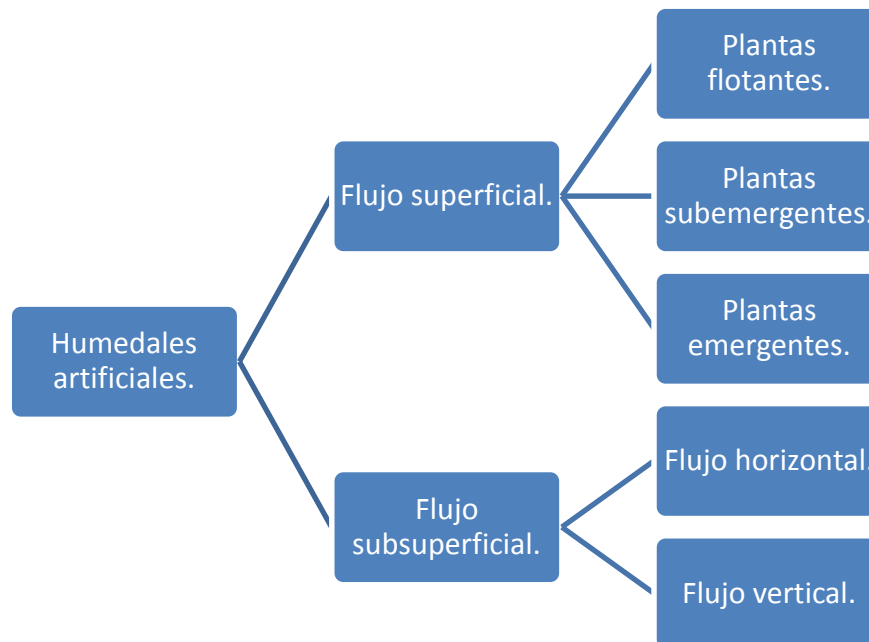


Figura 2. Tipos de humedales artificiales (tomado de Kadlec, 2009)

Una posible subdivisión de estos humedales artificiales plantados con hidrófitas emergentes, que obedece al sentido preferente del movimiento del agua en los lechos, es:

a) Sistemas de flujo libre (humedales de flujo superficial).

El agua se vierte en superficie en un extremo del lecho, trasiega expuesta a la atmósfera, lenta y horizontalmente, para finalmente ser evaluada en el extremo opuesto del lecho, por medio de un vertedero.

b) Sistemas con flujo horizontal subsuperficial (HFSS)

El agua se distribuye en un extremo del lecho, se infiltra, trasiega en sentido horizontal a través de un medio granular de relleno y entre las raíces de las plantas.

Al final y en el fondo del lecho, el agua tratada se colecta y es conducida por medio de tuberías y/o vertederos fuera del sistema.

Las profundidades de los humedales descritos no suele exceder los 0.60 m de tal manera que facilitan el trasiego del agua ya que presentan una pendiente promedio de 1.5 a 2% hacia la salida del sistema y de esta forma promover el flujo laminar.

Los lechos deben ser aislados del suelo subyacente para evitar la contaminación de suelos y de las aguas subterráneas.

c) Sistemas con flujo vertical (HFV)

El agua fluye de manera descendente y percola en el humedal. El agua se vierte y se distribuye en toda la superficie del lecho y percola en el lecho, entre las diferentes capas de material filtrante de relleno.

El material de relleno puede ser de distinta naturaleza y además sirve para facilitar el arraigo de las plantas.

El lecho debe tener una profundidad no menor a 1 m. el sistema de distribución del agua afluyente está en la superficie y reparte el agua por tratar uniformemente, para asegurar buenos resultados en la depuración.

Una vez el agua pasa a través del lecho, se recoge en el fondo y se evacua por medio de tubería.

El agua se puede dosificar de manera continua o intermitente hasta inundar totalmente el lecho, siempre dependiendo del modo de operación previsto en el diseño.

Los humedales de flujo vertical presentan cierta ventaja con respecto a los humedales de flujo horizontal, en tanto que además de eliminar la DBO₅ tienen mayor capacidad para nitrificar totalmente el agua tratada inclusive a niveles que solo se obtienen en sistemas de tratamiento terciario o secundario (Cooper et al 1998).

d) Sistemas híbridos (SH)

Son combinaciones de los humedales anteriormente descritos y pueden estar compuestos de diferentes lechos y/o de zonas en donde el agua circula expuesta a la atmosfera, zonas donde el flujo es subsuperficial e inclusive con sectores con flujo vertical.

Su disposición dependerá de los objetivos del tratamiento, de las condiciones de operación y de la disponibilidad económica.

Componentes de los humedales artificiales

Componente vegetal.

En general se asume que los humedales plantados superan los controles no plantados principalmente porque la rizosfera de las plantas estimula la densidad de la comunidad microbiana y actividad proporcionando superficie de la raíz para el crecimiento microbiano, y una fuente de compuestos de carbono a través de exudados de las raíces (Tanner, 2001; Vymazal y Kröpfelová, 2009).

Algunas características que deben reunir las hidrófitas seleccionadas para incluirlas en un humedal artificial son las siguientes (Brisson y Chazarenc, 2009; Maltais-Landry *et al.*, 2009; Vymazal *et al.*, 2008):

- Rápida tasa de crecimiento
- Fácil propagación
- Generación de gran cantidad de biomasa
- Buen desarrollo de órganos subterráneos (rizoma)
- Tolerancia a las condiciones presentes en humedales artificiales, como altos índices de contaminantes orgánicos y nutrientes

Si las especies vegetales son de rápido crecimiento, al realizar las rutinas de mantenimiento de los humedales, es posible aprovechar la biomasa generada mediante la poda que permite producir material de construcción de cercas, o incluso de producción de biocombustibles (Vymazal, 2005).

Las hidrófitas acuáticas puede afectar el estado redox de los sedimentos de los humedales artificiales por la liberación de oxígeno a partir de sus raíces en la rizosfera y con ello estimular la descomposición aeróbica (Tanner *et al.*, 2002).

Una condición oxidante es la mejor en lechos plantados porque mejora el proceso de biodegradación mediante la transferencia de oxígeno hasta el sistema de raíz, que a su vez estimula la densidad y diversidad de la comunidad microbiana y mejora las actividades microbianas asociadas con la rizosfera (Stottmeister *et al.*, 2003; Caselles-Osorio y García, 2007).

Las plantas contribuyen a estabilizar el cauce, influyen en la conductividad hidráulica del terreno, distribuyen y ralentizan la velocidad del agua, lo que favorece la sedimentación de los sólidos suspendidos y aumenta el tiempo de contacto entre el agua y el componente vegetal (Pettecrew y Kalff, 1992).

Toman el carbono, nutrientes, y elementos de traza y los incorporan a los tejidos de la planta (Vymazal y col., 1998; Dierberg y Brezonik, 1984). Minimizan el gradiente de temperatura dentro del relleno, protegiéndolo del frío en invierno y evitando flujos indeseables por diferencias de temperatura (García y col., 2003; Brix, 1994a). Cuando se mueren y se deterioran, dan lugar a restos de vegetación.

La influencia de las raíces de las plantas es bastante grande. Alrededor de las raíces, existen gradientes de muchas de las especies químicas presentes en el agua. Actúan como superficie para la fijación de microorganismos, aumentando así, la superficie de biopelícula, además compactan el lecho dotándolo de estabilidad (Vymazal, 2013; Bastviken y col., 2005).

Las especies más comunes en humedales artificiales de acuerdo a Brisson y Chazarenc (2009) son *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus validus* y *Typha angustifolia*. En la tabla 1 se muestran la capacidad de fijación de las plantas más comunes utilizadas en los humedales artificiales de flujo horizontal. Sin embargo, se menciona que las condiciones asociadas a la ubicación geográfica de los humedales (temperatura, humedad, disponibilidad de luz solar, entre otras), así como la calidad del influente que se desea tratar, son factores que impiden generalizar la efectividad depuradora de contaminantes que tienen estas especies vegetales.

Tabla 1. Capacidad de fijación de nitrógeno y fósforo en tres de las especies más comunes en los humedales artificiales de flujo horizontal (kg/ha) (Drizo y Frost, 1996)

Especie	N	P
<i>Cyperus papyrus</i>	1220	80
<i>Typha latifolia</i>	1164	179
<i>Phragmites australis</i>	2313	162

Una ventaja adicional que presenta el empleo de hidrófitas es la eliminación parcial de malos olores y la no presencia de mosquitos u otros insectos. Adicionalmente, proporcionan un aspecto agradable y facilitan que el sistema sirva de refugio para diversas especies de animales silvestres (Green y Upton, 1995).

Microorganismos

La mayoría de los procesos son llevados a cabo por bacterias heterótrofas y autótrofas. Dependiendo del aceptor final de electrones, el proceso será más o menos rentable. La degradación aerobia de materia orgánica alcanza mayor energía por unidad de masa de donador de electrones que la nitrificación o cualquier otra degradación orgánica. Las bacterias que no utilizan oxígeno como aceptor final de electrones tienen un crecimiento más lento ya que el proceso resulta, en general, menos eficiente que el de la respiración aeróbica. Existe una relación entre el potencial redox y los aceptores de electrones que actúan en la respiración microbiana dentro del humedal (García y col., 2003).

Se reconoce que el crecimiento microbiano y las tasas metabólicas están fuertemente vinculados con la temperatura. En general, temperaturas altas resultan en una alta actividad biológica y tasas de crecimiento, mientras que bajas temperaturas podrían restringir la actividad biológica y conducir a materia orgánica acumulada en los humedales artificiales (Faulwetter, 2009).

La remoción de nitrógeno se atribuye al metabolismo microbiano, su clasificación por fuente de energía y carbono se muestra en la tabla 2, mediante procesos tales como amonificación, nitrificación-desnitrificación y anammox. Adicionalmente, los microorganismos juegan un papel vital en la transformación del azufre, remoción de fósforo y metales pesados (Meng, 2014).

Tabla 2. Clasificación de los microorganismos por la fuente de energía y carbono en los humedales artificiales (Armstrong y Armstrong, 1990)

Clasificación	Fuente de energía	Fuente de carbono
Autótrofos:		
Fotoautótrofos	Luz solar	CO ₂
Quimioautótrofos	Reacciones inorgánicas de óxido-reducción	CO ₂
Heterótrofos:		
Fotoheterótrofos	Luz solar	Carbono orgánico
Quimioheterótrofos	Reacciones orgánicas de óxido-reducción	Carbono orgánico

El principal objetivo del tratamiento es la reducción del contenido de materia orgánica. Comparativamente, los organismos heterótrofos son los de más alta capacidad depurativa, debido a la gran actividad metabólica que poseen; de estos, los quimioheterótrofos degradan compuestos químicos solubles en condiciones aerobia-anaerobias. Por su parte, los quimioautótrofos oxidan nitrógeno amoniacal y lo transforman a nitratos y nitritos (nitrificación).

La degradación por medio de microorganismos es un proceso importante en los humedales artificiales. La biodegradación de químicos muchas veces involucra una serie de complejas reacciones bioquímicas y usualmente los microorganismos están involucrados. Una multitud de diferentes factores externos e internos afectan los procesos microbianos, que se pueden generalizar en varios aspectos: disponibilidad de materia orgánica, condiciones redox, temperatura, pH, presencia de plantas y características del medio (Meng, 2014).

Los procesos microbianos son sensitivos al pH. Hablando en términos generales, la tasa de producción en heterótrofas fueron superiores cerca de valores neutrales de pH de aguas residuales que en aguas residuales acidas. El pH ideal para

bacterias formadoras de metano y bacterias nitrificantes es entre 6.5-7.5 y 7.0-8.0 respectivamente. El rango óptimo para la actividad de desnitrificación es 6-8, mientras que a pH de 5 es baja y ausentes por debajo de pH 4. La amonificación es óptima cuando el pH está entre 6.5-8.5 (Meng, 2014).

La actividad microbiana es importante en el entorno de los humedales y para la descomposición de la materia orgánica. Los microorganismos pueden cambiar las características físicas y químicas del suelo de los humedales, y juega un papel vital en la dinámica de la materia orgánica del suelo, la transferencia de energía, y el ciclo bioquímico elemental (Angeloni *et al.*, 2006).

Diferentes especies y comunidades microbianas proporcionan diferentes recursos genéticos y funciones (Liu *et al.*, 2007).

La alta diversidad microbiana contribuye a la diversidad genética de las poblaciones microbianas y tiene un efecto positivo en la eficiencia de los ciclos de nutrientes y los procesos importantes del ecosistema, asegurando que todos los compuestos orgánicos son reciclados (Loreau, 2001). Al mismo tiempo, los microorganismos son muy sensibles a los cambios ambientales (Wang *et al.*, 2010).

En cuanto a los microorganismos no deseables, existen mecanismos, tanto físicos como químicos y biológicos para su eliminación. Los de carácter químico incluyen la oxidación, adsorción y exposición de toxinas por efecto de las plantas. Dentro de los de tipo biológico se incluyen la antibiosis, la ingestión por nematodos y protozoarios hacia microorganismos de menor tamaño, ataques por bacterias y muerte natural (Rivera *et al.*, 1995). En cuanto a los físicos, están la infiltración, sedimentación, agregación y acción de rayos ultravioleta (Vymazal, 2007).

Material de empaque

Actúa como barrera primaria de tamizado, como estructura soporte de las plantas y como superficie para el crecimiento y desarrollo de la masa microbiana. En esta función, el tamaño de partícula es importante, puesto que, cuanto más pequeño es el tamaño de partícula, mayor cantidad de biopelícula albergará, pero mayores probabilidades existirán de producir una obturación de los poros e inundaciones por encima del nivel subsuperficial. Por lo tanto, es necesario optimizar el tamaño de partícula (Mena, 2008).

La permeabilidad del relleno afecta al movimiento del agua a través del humedal. Favorecen la precipitación química de contaminantes disueltos, por ejemplo, precipitación de fosfatos con calcio, aluminio o hierro contenido en el relleno (Molle y col., 2003).

La acumulación de sólidos asociados a un mal diseño o a una ineficiente operación en los HA, pueden provocar azolvamientos en las zonas superficiales o en el fondo del sistema, reduciendo la porosidad del medio y el área efectiva de tratamiento. De este modo, se propicia el incremento de la conductividad hidráulica en zonas no preferenciales y el decaimiento de aquéllas que se encuentren con acumulación de sólidos. Este problema provoca que el tiempo de residencia hidráulico se reduzca y con ello disminuya la eficiencia del sistema (Kadlec, 2009).

Mecanismos de depuración en los humedales artificiales

La remoción de contaminantes de las aguas que entran a un humedal artificial (HA) se lleva a cabo a través de una combinación de procesos biológicos, físicos y químicos que ocurren entre los constituyentes principales de estos sistemas (De

Feo *et al.*, 2005). Los mecanismos de remoción principales en los humedales artificiales se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Mecanismos de depuración predominantes en los humedales artificiales (tomado de Mena, 2008)

Contaminantes	Mecanismos de eliminación
Sólidos suspendidos	Sedimentación Filtración
Materia orgánica	Degradación microbiana aerobia Degradación microbiana anaerobia
Nitrógeno	Amonificación seguido por nitrificación microbiana y desnitrificación. Asimilación por parte de las plantas Adsorción principal Volatilización del amoniaco
Fósforo	Adsorción por parte del lecho Asimilación por parte de las plantas
Metales	Asimilación por parte de las plantas Intercambio iónico
Patógenos	Sedimentación Filtración Muerte natural Irradiación ultravioleta

Parámetros físicos y químicos que intervienen en la transformación de compuestos en HA

Tasa de carga hidráulica

Las condiciones hidráulicas tienen fuerte influencia en la composición de la comunidad biótica, procesos biogeoquímicos y el destino de los contaminantes en los humedales artificiales (Kadlec y Wallace, 2008; Ranieri *et al.*, 2013).

El tiempo de residencia hidráulico (TRH) es el tiempo en que los contaminantes están en contacto con el sustrato y el rizoma de la planta, es bien conocido por ser un factor de control crucial en la determinación de la eficiencia de eliminación de contaminantes (Stottmeister *et al.*, 2003).

Un TRH largo permite una amplia interacción entre los contaminantes y el agua residual. En contraste, a un corto TRH, el agua residual se mueve rápidamente a la salida reduciendo el tiempo de contacto del agua residual, el rizoma y los microorganismos. Sin embargo, un TRH más largo requiere típicamente mayor espacio de tierra y un alto costo de capital, que son los factores clave en la operación (Zhang, 2014).

Concentraciones de oxígeno disuelto

El oxígeno es una variable principal que limita o promueve ciertos mecanismos de transformación de contaminantes. Las transformaciones biológicas de compuestos nitrogenados son las que más dependen de las condiciones de saturación de oxígeno dentro de estos sistemas. De acuerdo con las reacciones que se deseen promover, tanto el diseño de los humedales artificiales como el control de sus variables de operación, permiten modificar las rutas de transformación del nitrógeno.

Randall et al (1992) mencionan que algunos autores encontraron que se requiere una concentración de oxígeno molecular de al menos 0.3 mg/L para que la nitrificación se efectúe. Sin embargo, la mayoría de los investigadores reportan valores entre 1.0 y 3.0 mg/L como la concentración de oxígeno molecular a la cual la tasa de nitrificación se hace independiente.

Potencial redox

Los humedales artificiales están caracterizados por la presencia de zonas aerobias y anaerobias que permiten la existencia de formas oxidadas y reducidas de especies predominantes como nitrógeno, oxígeno, fósforo. El estado de reducción y oxidación de estos iones determina su disponibilidad como nutrientes, así como su potencial toxicidad (Truu *et al.*, 2009).

Las condiciones con altos potenciales redox promueven procesos aerobios como la nitrificación (de 300mV a 750mV); mientras que las condiciones de bajos niveles de potencial redox (de 100mV a 350mV) favorecen procesos anaerobios como la desnitrificación (Faulwetter *et al.*, 2009). Por lo anterior, las condiciones del agua en un humedal artificial, determinan la distribución espacial y abundancia de diferentes comunidades microbianas (Paredes *et al.*, 2007).

El diseño de los HA puede favorecer ciertas condiciones de potencial redox para la proliferación de colonias de bacterias asociadas a la remoción de contaminantes. Esta variación de los valores de potencial redox dentro de los humedales artificiales, se puede lograr alterando la carga de materia orgánica del influente; con la implementación de un sistema de aireación artificial; modificando el flujo hidráulico del sistema (flujo horizontal o vertical) y/o los regímenes de flujo (intermitente, flujo saturado, no saturado, etc.); o incluso, a través de la selección de ciertas especies vegetales (Faulwetter *et al.*, 2009).

Temperatura

La temperatura juega un importante papel como regulador de la activación/desactivación de procesos microbiológicos dentro de humedales artificiales (Truu *et al.*, 2009).

En general, la influencia de la temperatura es mucho mayor en los sistemas que se encuentran al aire libre y que son directamente afectados por las estaciones del año. La nitrificación por ejemplo, es una reacción sensible a la temperatura, en la cual el intervalo óptimo para la actividad microbiana asociada a ésta, oscila entre los 28°C y los 36°C; asimismo, por debajo de los 10°C esta reacción se inhibe (Faulwetter *et al.*, 2009).

Aunque la temperatura del agua residual no tiene efectos significativos en la remoción biológica de fósforo, la tasa de reacciones bioquímicas, especialmente hidrólisis se ven afectadas. Los microorganismos capaces de acumular fósforo pueden ser psicrófilos, mesófilos e incluso termófilos, por lo que la temperatura óptima dependerá del grupo dominante dentro del sistema (Fukase, 1985).

pH

El crecimiento de los microorganismos en general y ciertos procesos microbianos en particular son sensibles al pH de las aguas residuales. Al respecto, cabe destacar que un pH óptimo para la nitrificación se ubica entre 7.0 y 8.0 (Paredes *et al.*, 2007).

Tracy y Flammino (1987) encontraron que el consumo de ortofosfatos es óptimo en el intervalo de pH entre 6.6 y 7.4. A valores menores el crecimiento de los microorganismos disminuye, y a valores mayores de 8.0 el fósforo precipita en presencia de carbonatos y/o bicarbonatos, como fosfato de calcio.

Concentración de carbono orgánico

Para los organismos heterótrofos que necesitan una fuente externa de energía, es de vital importancia contar con la cantidad de carbono orgánico que permita mantener la más alta tasa de remoción de contaminantes.

Tiempo de retención celular (TRC)

Se ha visto que el tiempo de retención celular juega un papel importante, pues a mayores TRC puede existir mayor cantidad de *Acinetobacter* resultando por tanto en una mayor captura de fósforo. Esto se debe según Wentzel et al., (1985) a que los microorganismos acumuladores de fósforo poseen una velocidad baja de decaimiento endógeno ($\sim 0.05/\text{día}$) comparada con los organismos heterotróficos no acumuladores de fósforo ($\sim 0.24/\text{día}$).

Remoción de nitrógeno

El nitrógeno, es el mayor componente de aguas residuales municipales, escorrentía de aguas pluviales y aguas residuales industriales, es potencialmente tóxico para organismos acuáticos y juega un papel en la eutrofización. Las formas inorgánicas más importantes de nitrógeno en humedales son amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) (Vymazal, 2007).

El amonio y nitrato especialmente captados por las plantas son almacenados en forma orgánica en la vegetación del humedal. Adicionalmente el desplazamiento físico de compuestos de nitrógeno en los humedales, los procesos que involucran la transformación del nitrógeno como se muestra en las figuras 3 y 4 son amonificación, nitrificación, desnitrificación, fijación de nitrógeno y asimilación de nitrógeno. La amonificación es la conversión microbiana de nitrógeno orgánico a amonio. La energía liberada en estas múltiples etapas, mediante el proceso bioquímico se incorpora a la biomasa microbiana (Lee et al., 2014).

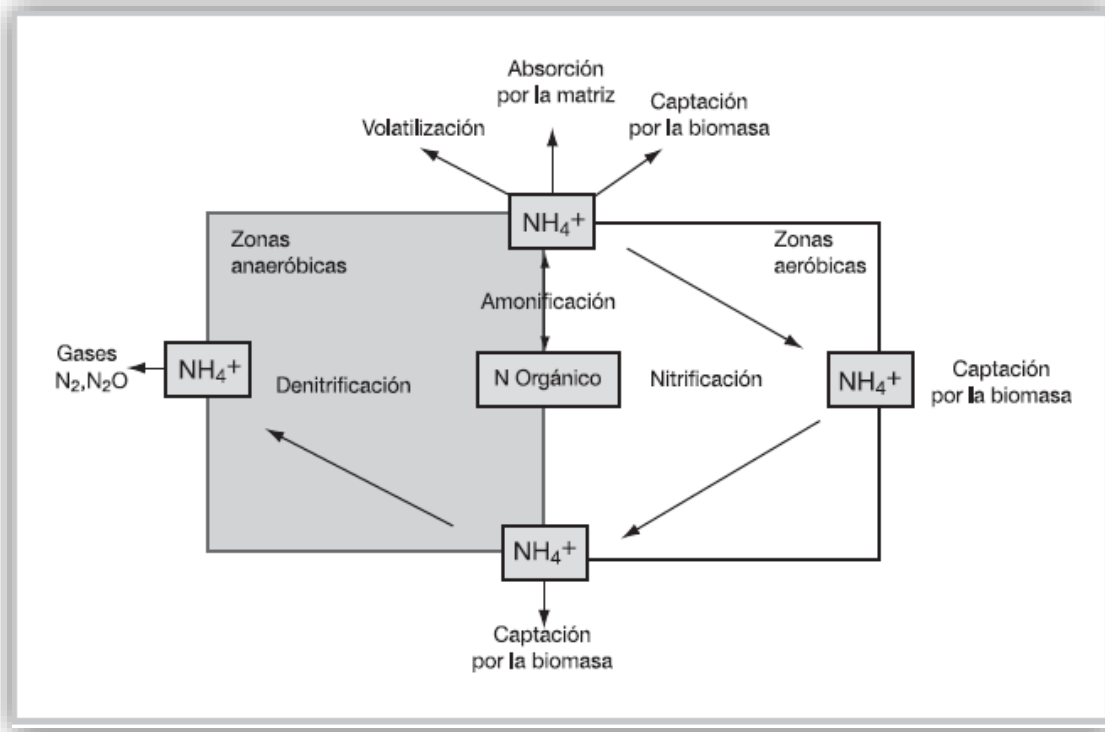


Figura 3. Diagrama de remoción de nitrógeno (Delgadillo, 2010)

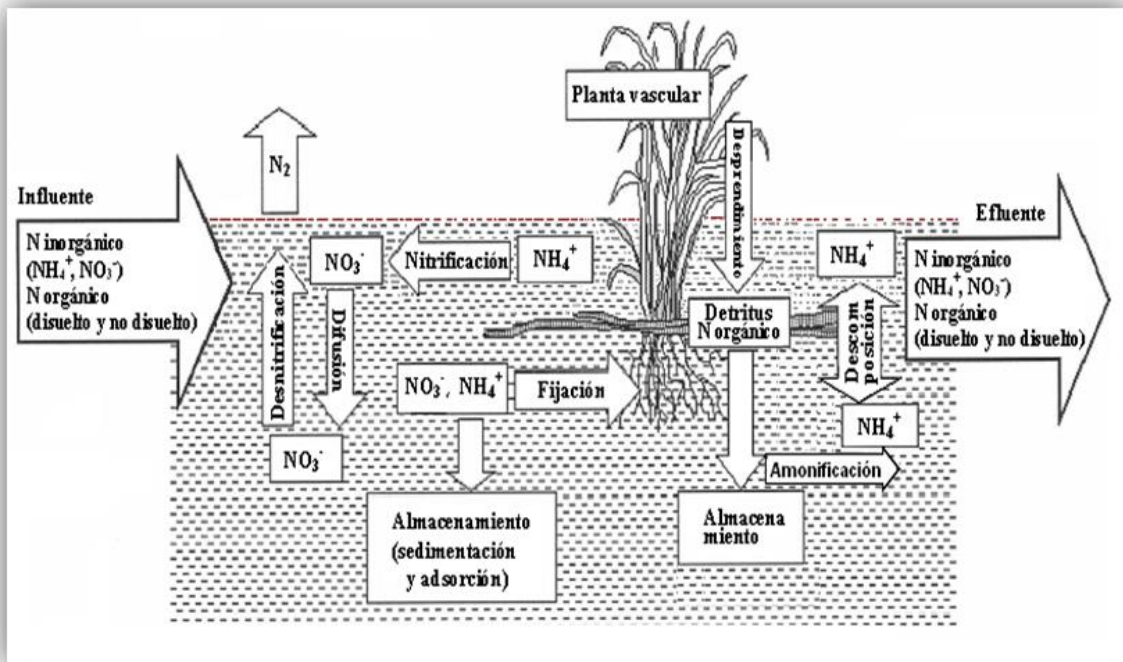
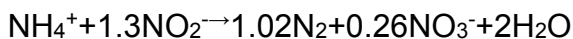


Figura 4. Transformaciones del nitrógeno en el proceso biológico (Aburto, 2011)

Proceso Anammox

La oxidación de amonio en condiciones anaerobias (anammox) se lleva a cabo por bacterias pertenecientes al orden *Planctomycetales*, convierten NH_4^+ directamente a gas N_2 , usando NO_2^- como aceptor de electrones. Es un proceso irreversible que se inhibe a altas concentraciones de NO_2^- (>140 mg/L), pero no afectan altas concentraciones de amonio (Sunja *et al.*, 2010).

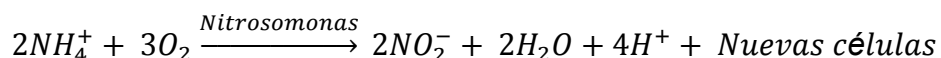
Involucra reacciones de óxido reducción catalizadas por al menos 4 proteínas distintas, el primer paso es la reducción del nitrito a óxido nítrico realizada por la nitrito reductasa, la conversión de óxido nítrico y amonio a hidracina por la hidracina hidrolasa, la oxidación de hidracina a dinitrógeno por la enzima hidracina oxidoreductasa y la síntesis de ATP por una ATP sintetasa con el uso de la fuerza motriz de protones (Strous *et al.*, 2006). La reacción que se lleva a cabo es la siguiente:



La nitrificación y desnitrificación son considerados los mecanismos dominantes de remoción de nitrógeno en humedales artificiales (Ayaz *et al.*, 2012; Vymazal y Kropfelova, 2009). La fuente de carbono orgánico es el principal donador de electrones para la desnitrificación, y la falta de fuente de carbono frena el proceso de desnitrificación (Zhu *et al.*, 2014).

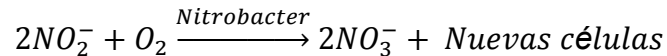
Nitrificación

La utilización de nitrógeno amoniacal se lleva a cabo por la acción de dos especies autótrofas Nitrosomonas y Nitrobacter, las cuales efectúan la reacción en dos pasos (Schlegel, 1988).



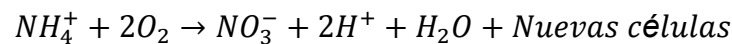
Las bacterias oxidantes del amonio (BOA) son bacterias autótrofas que pueden obtener su energía para crecer a partir de la oxidación del amonio el cual es transformado a nitrito bajo condiciones aerobias y preferentemente un pH alcalino, la mayor parte de esta energía es usada para fijar dióxido de carbono y una pequeña porción es usada para el crecimiento bacteriano (Katterer, 2002).

La oxidación del amoniaco (NH_3^+) a hidroxilamina (NH_2OH) es catalizada por la enzima amonio monooxigenasa (AMO). La hidroxilamina a nitrito (NO_2^-) es llevado a cabo por la enzima Hidroxilamina óxidoreductasa (HAO) (Arp *et al.*, 2002).



La enzima encargada de la oxidación de nitrito es la nitrito oxidasa, una proteína de membrana que utiliza el agua como fuente de oxígeno para formar nitrato (Schmidt *et al.*, 2003).

La reacción completa es:

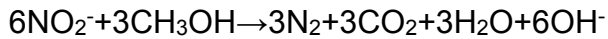
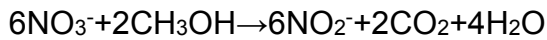


Ambos grupos de bacterias son quimiolitótrofas: su fuente de carbono es el CO_2 y su fuente de energía proviene de iones inorgánicos. La diferencia entre ambos es que Nitrosomas obtiene su fuente de energía del amonio mientras que Nitrobacter la obtiene a partir del ion nitrito.

Desnitrificación

La desnitrificación biológica puede ocurrir bajo condiciones anaerobias o anóxicas (Kaspar, 1982) con la secuencia de reducción de nitrato ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) \rightarrow nitrito ($\text{NO}_2^- - \text{N}$) \rightarrow óxido nítrico (NO) \rightarrow óxido nitroso (N_2O) \rightarrow gas nitrógeno (N_2) (Waki *et al.*, 2009; Adav *et al.*, 2010).

Las reacciones que se llevan a cabo son:



Remoción de fósforo

El fósforo está presente en las aguas residuales en tres distintas formas: como ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico, este último es un constituyente menor en el agua residual y como los polifosfatos, requieren una posterior descomposición a una forma de ortofosfato más asimilable tales como: PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , que están disponibles para el metabolismo biológico inmediato (Delgadillo, 2010).

Por lo general los ortofosfatos cuyos principales derivados son el fosfato (PO_4^{3-}), el fosfato monoácido (HPO_4^{3-}) y el ácido fosfórico (H_3PO_4), constituyen 80% del total de las formas en las que se encuentra el fósforo en las aguas residuales de tipo doméstico (Luna-Pabello y Ramírez, 2004).

Las formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como: productos de limpieza, fertilizantes, procesos biológicos, entre otros, solo una pequeña parte se origina en forma natural de los fosfatos derivados del detritus. El fósforo como nutriente es esencial para el desarrollo de diversos organismos: por lo que la descarga de fosfatos en cuerpos de aguas puede estimular el crecimiento, especialmente, de organismos fotosintéticos en grandes cantidades, causando eutrofización de las aguas (Delgadillo, 2010).

La retención de fósforo (figura 5) se efectúa principalmente por vía de la precipitación y adsorción en el medio de soporte, que es poco significativa si las características de éste no son de tipo mineral, conformadas por sustancias reactivas al P, o bien, si dichas sustancias se agotan por el tiempo de actividad del sistema. Actualmente, los HAFS existentes en diferentes partes del mundo logran

remover un máximo de 50% de fósforo total (TP) presente en el agua residual sometida a tratamiento, de este porcentaje, de 6 a 15% es atribuible a las plantas vasculares y de 75 a 90% al medio de soporte. En cuanto a los microorganismos, el porcentaje de remoción de TP es menor a 5%. Sin embargo debe considerarse que por efecto de la actividad microbiana anaerobia se libera P inorgánico al medio, incrementado con ello su concentración hasta en 2% (Luna-Pabello y Ramírez, 2004).

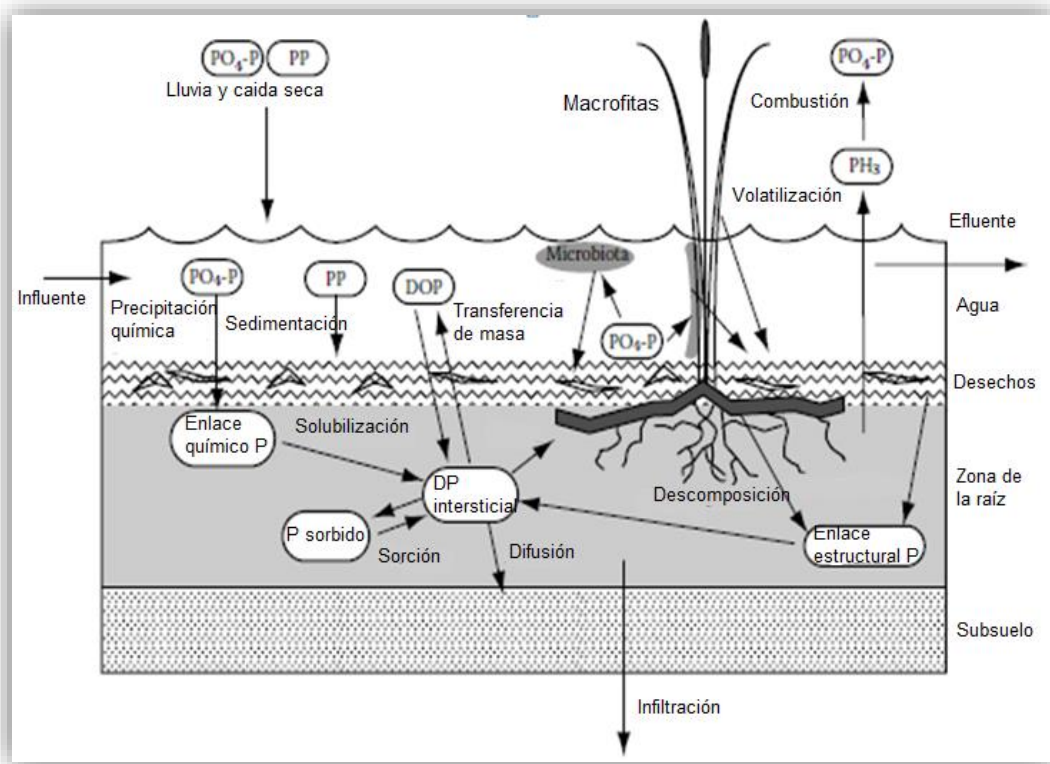


Figura 5. Mecanismos de remoción del fósforo (tomado y modificado de Kadlec, 2009)

Eliminación biológica

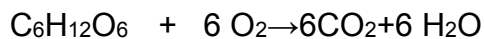
El grupo de bacterias capaces de eliminar fósforo de las aguas residuales conocido como “acumuladoras de fosfato” (BAF), se caracteriza por almacenar altas concentraciones de fósforo en forma de gránulos de polifosfatos y su contenido fluctúa entre 3 y 6% del peso seco de la biomasa (Sedlack, 1991).

Las BAF son microorganismos aerobios que obtienen su energía (ATP) a través de la vía metabólica del ciclo de los ácidos tricarbónicos y cadena respiratoria, empleando oxígeno como aceptor final de electrones. Cuando estos organismos son sometidos a una secuencia de condiciones anaerobias/aerobias, activan un mecanismo metabólico de sobrevivencia para competir con grupos de bacterias facultativas por la materia orgánica bajo condiciones anaerobias. Barnard (1974) postulo que para lograr la remoción de fósforo es necesario que los organismos pasen a través de una etapa anaerobia en ausencia de nitratos y oxígeno molecular.

Remoción de carbono

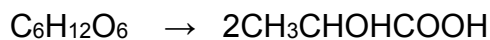
El ciclo de crecimiento, muerte y descomposición parcial en los humedales usan carbón atmosférico, y produce gases, orgánicos disueltos y sólidos. La descomposición involucra azúcares, almidones, y celulosas de bajo peso molecular en el material de la planta muerta. Los productos gaseosos incluyen metano y CO₂ regenerado. Los sedimentos, sólidos y la biomasa en los humedales contienen mayor proporción de carbón. En la figura 6 se muestra el almacenamiento y transferencia de carbón en los humedales. Las siguientes reacciones ocurren en diferentes horizontes del humedal (Kadlec, 2009):

La respiración que ocurre en zonas aerobias:



Carbohidratos

Fermentación que ocurre en zonas anóxicas o anaerobias:

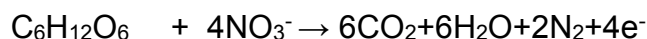


Carbohidratos ácido láctico



Carbohidratos etanol

Reducción de nitrato (desnitrificación) que ocurre en zonas anóxicas o anaerobias:



Methanogenesis que ocurre en zonas anaerobias.

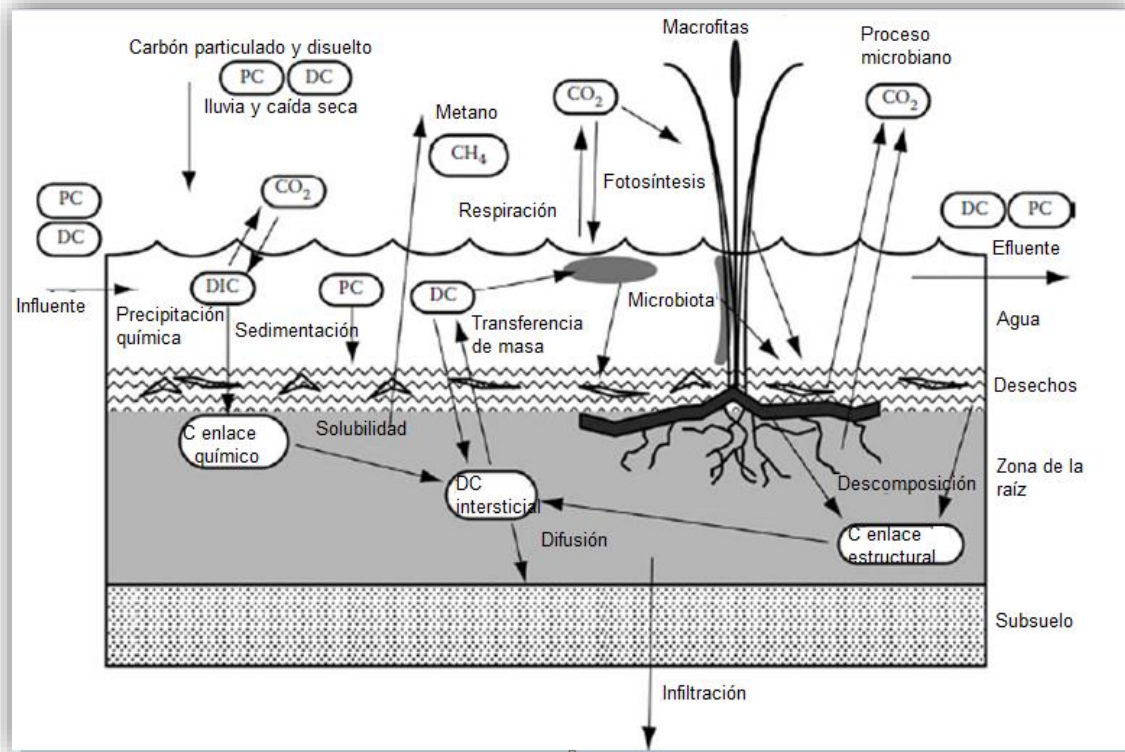
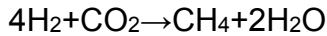


Figura 6. Almacenamiento y transferencias de Carbono en humedales. DC=carbón disuelto; PC=carbón en partículas; DIC=carbón inorgánico disuelto; DOC=carbón orgánico disuelto (tomado y modificado de Kadlec, 2009)

Bacterias

Las bacterias son organismos unicelulares móviles o inmóviles de formas diversas (cocos, bacilos y espirilos) de tamaño y modo de vida diferentes según la especie y el medio. Procariontes relacionados filogenéticamente, pertenecientes al dominio Bacteria y distintos del dominio Archaea (Brock, 2003).

Los organismos importantes, desde el punto de vista de la salud pública son las bacterias patógenas y los virus. Todos los patógenos son capaces de sobrevivir al

menos un corto tiempo en agua natural, y más aún en agua con temperaturas más frías y con presencia de contaminación orgánica.

La remoción de estos microorganismos está basada en una combinación de factores físicos, químicos y biológicos. Los factores físicos incluyen la filtración, sedimentación, agregación y acción de la radiación ultravioleta. Los mecanismos biológicos incluyen predación, ataque por bacteriófagos y la muerte. Los factores químicos son a oxidación, adsorción y la exposición a toxinas fijadas por otros microorganismos y exudadas por las raíces de las plantas (Delgadillo, 2010).

Coliformes

Los coliformes son bacterias que se encuentran comúnmente en las plantas, el suelo y los animales, incluyendo a los humanos. Cada persona evacua alrededor de 100000 a 400000 millones de coliformes por gramo de heces. Se considera a los coliformes fecales como organismos indicadores de bacterias patógenas.

Mendonca (2000) clasifica a los coliformes en dos grupos:

-Coliformes totales

Son bacterias aerobias y anaerobias facultativas no esporulados. La capacidad de reproducción de estos bacilos, fuera de los intestinos de los animales homeotérmicos (de sangre caliente), es favorecida por las condiciones adecuadas de temperatura, materia orgánica, pH y humedad.

También se pueden reproducir en las biopelículas que se forman en las tuberías de distribución de agua potable.

-Coliformes fecales

Constituyen un subgrupo de los coliformes totales, son bacilos cortos de 0.2-0.3 μm por 2 a 3 μm , son aerobios/anaerobios facultativos no esporulados. Se diferencian de los coliformes totales por ser tolerantes a temperaturas elevadas

(creciendo a 44.5 °C), lo que les permite estar mejor adaptados a la vida al interior del animal.

La temperatura óptima de crecimiento del microorganismo es de 37°C, con un intervalo de crecimiento de 10 a 40°C. Su pH óptimo de crecimiento es de 7.0 a 7.5 con un pH mínimo de crecimiento de valor de 4.0 y un pH máximo de crecimiento de valor 8.5 (Montville y Matthews, 2009).

Existen cuatro métodos para el conteo e identificación de bacterias, la tabla 4 muestra los límites máximos permisibles de coliformes fecales para agua de reúso:

- Conteo directo
- Cultivo en placa
- Método de filtración por membrana
- Fermentación en tubos múltiples

Tabla 4. Límites máximos permisibles (promedio mensual) para agua de reúso (NOM-003-SEMARNAT-1997)

Tipo de reúso	Coliformes fecales (NMP/100 ml)
Servicios al público con contacto directo	240
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1000

Comparación entre operación vertical y horizontal de humedales artificiales

En general la operación vertical favorece la nitrificación debido a que la oxigenación es mayor que en operación horizontal, por la forma de alimentar el agua y porque al estar inundado el humedal y cuando empieza a salir el agua por la parte inferior, se crea un gradiente de presión provocando succión de aire hacia el interior del medio de soporte.

En la tabla 5 se muestran las principales diferencias entre operación vertical y horizontal de los humedales artificiales. Asimismo, en la tabla 6 se muestran las ventajas y desventajas de su uso, además de su eficiencia de remoción para diferentes contaminantes.

Tabla 5. Comparación entre humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal y vertical (Delgado, 2010)

	Horizontal	Vertical
Funcionamiento	Continuo	Discontinuo
Estado oxidación	Más reducido	Más oxidado
Eficiencia	Más superficie	Menos superficie
Carga superficial	4-6 g DBO ₅ /m ² d	20-40 g DBO ₅ /m ² d
Nitrificación	Complicada	Se consigue
Operación	Sencilla	Más compleja

Tabla 6. Ventajas y desventajas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal y vertical (Vymazal, 2010)

<i>Tipo de humedal</i>	<i>Eficiencia de remoción (%)</i>							<i>Ventajas</i>	<i>Desventajas</i>
	<i>DQO</i>	<i>DBO</i>	<i>SST</i>	<i>N_T</i>	<i>NH₄-N</i>	<i>NO₃-N</i>	<i>P_T</i>		
FH	75	85	83	42	48	35	41	Proporciona buenas condiciones para desnitrificación; eficaz en la eliminación de compuestos orgánicos y sólidos suspendidos.	La nitrificación es muy limitada.
FV	-	99	96	45	84	-	60	Eliminación exitosa de nitrógeno amoniacal.	Desnitrificación limitada; riesgo de atasco.

Desinfección

A pesar de que los humedales artificiales, remueven efectivamente organismos patógenos, dependiendo de los requerimientos del uso final del agua tratada, se puede acoplar un sistema de desinfección a la salida, para lograr la calidad deseada.

La desinfección es un tratamiento terciario y se lleva a cabo con cloro, ozono o luz ultravioleta (Arellano, 2002).

Cloro

Es un proceso químico que mata organismos patógenos, existen dos tipos de desinfección por cloro: la primaria, donde se matan los organismos y la secundaria que mantiene un desinfectante residual para prevenir el crecimiento de más microorganismos en el sistema de distribución de agua.

El cloro se usa en diferentes combinaciones como $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, que contiene 65% de cloro disponible, empacado es muy estable, sin embargo puede reaccionar con la humedad del ambiente y liberar cloro en forma de gas, NaClO , contiene del 5 al 15% de cloro disponible y es corrosivo, o como gas (Cl_2), utilizado en los sistemas grandes de tratamiento y suministrado en forma líquida mediante cilindros presurizados.

El efecto desinfectante se debe a la liberación de cloro libre (Cl_2); a su vez, el Cl_2 reacciona con el agua para dar ácido hipocloroso (ClOH), que a pH ácido o neutro es un oxidante fuerte. El agente oxidante debe atravesar la membrana plasmática, que es de naturaleza fosfolipídica y oxidar enzimas respiratorias que contengan grupos sulfhidrilo. Las moléculas no polares se disuelven mejor en las membranas que las polares, así pues tendrá mayor poder bactericida el ácido hipocloroso que el ion hipoclorito. Una de las enzimas más afectadas es la succinato

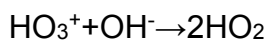
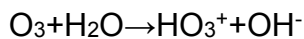
deshidrogenasa que interviene en el Ciclo de Krebs, cuando esta enzima se afecta se frenan los mecanismos celulares de obtención de energía.

Ozono

Requiere de un periodo de contacto más corto que el cloro para eliminar los patógenos, es un gas tóxico que se puede obtener haciendo pasar el oxígeno que se encuentra en el aire a través de dos electrodos, es un compuesto inestable que puede ser generado en el mismo lugar donde se encuentra y tiene una baja solubilidad en el agua, por lo que se debe obtener la máxima eficiencia al estar en contacto con el líquido.

Una desventaja que presenta es que debe utilizarse un desinfectante secundario, ya que éste no mantiene residuos en el agua, además de que su costo es muy elevado.

Los radicales libres HO y HO₂ formados en el agua producto de la reacción de O₃ y H₂O tienen un gran poder oxidante



La inactivación de microorganismos por ozono es un proceso complejo dado que el átomo de oxígeno liberado reacciona con un gran número de constituyentes celulares: proteínas, lípidos insaturados y enzimas respiratorias de las membranas celulares, peptidoglucanos en envolturas celulares, enzimas y ácidos nucleicos del citoplasma, proteínas y peptidoglucanos en cubiertas de esporas y capsides de virus.

Radiación ultravioleta

Es útil para sistemas pequeños de tratamiento de aguas porque tiene una disponibilidad inmediata, no produce residuos tóxicos, su tiempo para contacto es corto y su equipo es sencillo para operar y darle mantenimiento. Una desventaja de esta técnica es que no se puede utilizar para agua con altos niveles de sólidos suspendidos, turbiedad, color o materia orgánica, ya que las sustancias que generan estas propiedades pueden reaccionar o absorber la radiación ultravioleta reduciendo la eficiencia de la desinfección.

Los microorganismos se desactivan por medio de la luz UV como resultado del daño a los ácidos nucleicos. El ADN y el ARN celular absorben la energía alta asociada con la energía UV de longitud de onda corta, principalmente a 254 nm. Esta absorción de energía UV forma nuevos enlaces entre nucleótidos adyacentes creando dobles enlaces o dímeros. La dimerización de las moléculas adyacentes, especialmente de las timinas, constituye el daño fotoquímico más frecuente. La formación de numerosos dímeros de timina en el ADN de bacterias y virus impide la replicación y la capacidad de infectar.

Además del ADN y el ARN, el UV también origina reacciones fotoquímicas en proteínas, enzimas y otras moléculas dentro de la célula.

Uso del agua tratada

El agua tratada en el sistema de tratamiento del presente estudio es utilizada para el cultivo de ajolote mexicano y riego agrícola, a continuación se muestra la importancia del cuidado de esta especie endémica de México, así como la calidad del agua necesaria para su buen desarrollo.

Cultivo de ajolote mexicano y riego agrícola

Importancia

El ajolote tiene una gran importancia como objeto de investigación, ya que sirve como anfibio modelo en muchos de los procesos fisiológicos y morfológicos del grupo. También presenta gran cantidad de mecanismos hormonales que han sido estudiados ampliamente para explicar el proceso regenerativo tan particular que posee. En la figura 7 se observa una fotografía del ajolote mexicano.



Figura 7. Ajolote mexicano. (CONABIO, 2011).

Muy apreciado como alimento nutritivo y sabroso, además se aprovechaba con fines terapéuticos para afecciones respiratorias como asma y bronquitis, fama que perdura actualmente en sitios dedicados a la medicina tradicional como el mercado de Sonora, en la Ciudad de México, en donde hasta la fecha se pueden encontrar pomadas y jarabes que se supone lo incluyen como ingrediente principal. También, se le consume en infusiones a las que se atribuyen propiedades curativas y efectos maravillosos, que aún no han sido demostrados

clínicamente, aunque tampoco se ha comprobado su inocuidad. Como alimento, preparado en caldos, sopas, guisos y tamales; está presente incluso en fiestas y ceremonias regionales.

En la tabla 7 se pueden observar los valores ideales para el cultivo del ajolote y en la tabla 8 se tienen los límites máximos permisibles de los contaminantes medidos en la presente investigación para protección de vida silvestre, así como para uso en riego agrícola.

Tabla 7. Valores ideales para el cultivo de ajolote mexicano (Mena y Servín, 2014)

Parámetro	Valor ideal
pH	6.5-8
Nitritos	>3 mg/L
Amonio	0 mg/L
Temperatura	10-18 °C

Tabla 8. Máximos límites permisibles de contaminantes (NOM-001-SEMARNAT-1996)

PARÁMETROS (mg/L, excepto cuando se especifique)	RÍOS		RÍOS	
	Uso en riego agrícola		Protección de vida acuática	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura °C	N.A.	N.A.	40	40
Nitrógeno total	40	60	15	25
Fósforo total	20	30	5	10

N.A. =No es aplicable.

P.D.=Promedio diario; P.M.= Promedio Mensual

Modelos matemáticos

Un modelo matemático es una abstracción de la realidad. El modelamiento de sistemas está basado en la conceptualización y exploración del comportamiento o funcionamiento de los mecanismos que en ellos ocurren, así como de las interacciones que entre estos existen. Para las investigaciones ambientales, el uso de modelos matemáticos permite fragmentar complejos sistemas en sus diferentes componentes, haciendo más accesible su comprensión (Wainwright y Mulligan, 2004).

Modelos matemáticos que simulan el funcionamiento de un HA

Los modelos matemáticos utilizados para representar el funcionamiento de HA, han evolucionado los modelos empíricos más simples (abordados como “cajas negras”), a otros más detallados que incluyen una gran variedad de mecanismos involucrados en la remoción y transformación de contaminantes dentro del sistema (Langergraber *et al.*, 2009).

En el desarrollo de modelos matemáticos, que simulan el funcionamiento de los HA, destacan tres propósitos principales (Lozano, 2010):

Profundizar el entendimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar dentro de estos sistemas y que están involucrados en la transformación y degradación de contaminantes de las aguas residuales.

Predecir la calidad de los efluentes a partir de las características del HA, la calidad del agua a tratar y los criterios de operación con los que se desea operar el sistema.

Generar ecuaciones de diseño que permitan adecuar las características del humedal al sitio geográfico donde será construido, a la calidad del agua que deba tratar, y al porcentaje de remoción requerido.

Una vez desarrollados, estos modelos matemáticos deben ser validados con datos experimentales; y una vez comprobada su confiabilidad es posible utilizarlos como una herramienta que permita ensayar los cambios para incrementar las tasas de remoción de contaminantes (Kincanon y McAnally, 2004; Langergraber *et al.*, 2009).

Clasificación de los modelos que simulan la transformación de contaminantes en HAFSS

Langergraber *et al.* (2009) mencionan que la mayoría de los modelos matemáticos desarrollados en los últimos años son modelos de transporte simplificados con reacciones de primer orden para explicar la transformación de los contaminantes.

También señalan que el desarrollo de modelos más complejos implica la consideración de distintos procesos de transformación físicos, químicos y biológicos simultáneamente, así como la hidráulica del sistema, la clasificación que sugieren es la siguiente.

Modelos de transporte simplificados y ecuaciones cinéticas de primer orden.

Langergraber *et al.* (2009) refieren que estos modelos se consideran empíricos, ya que requieren estimar de forma experimental parámetros de ajuste y no necesariamente reflejan los mecanismos que realmente ocurren dentro del HA.

Rousseau *et al.* (2004) describe modelos matemáticos que forman parte de esta primer clasificación:

Modelos de “Reglas de dedo”.

Están basados en los resultados de diferentes humedales artificiales, a través de los años, a partir de cuya construcción se fue generando experiencia posteriormente traducida en recomendaciones de diseño y de operación.

Modelos de regresión multivariable.

Se fundamentan en datos experimentales de entrada y salida del HA, y donde la eficiencia de remoción de contaminantes se asocia a pocos parámetros. Algunas veces, estos parámetros son asignados a partir de un análisis de sensibilidad, y otras a partir de información encontrada en la literatura.

Modelos cinéticos de primer orden.

Consisten en la propuesta de ecuaciones que representan alguna reacción química que siga una cinética de primer orden; y también pueden ser ecuaciones que conforman balances de masa en reactores ideales, con un término asociado a la transformación de los compuestos, también de primer orden.

Debido a que la capacidad de los HA para procesar influentes varía en relación con una serie de factores específicos del lugar donde se desea instalarlos, estos modelos resultan útiles y prácticos para predecir la calidad del efluente que se desea tratar en él HA del cual se obtuvieron datos experimentales iniciales, y se pueden encontrar criterios de operación que promuevan la eficiencia del sistema (Kincanon y McAnally, 2005).

Por otro lado, el carácter individual de estos modelos limita tanto la posibilidad de utilizarlos para humedales diferentes como la comprensión de los mecanismos que intervienen en la remoción y transformación de contaminantes en los HA (Hafner y Jewel, 2006).

Modelos mecanicistas complejos

Este tipo de modelos buscan profundizar en el conocimiento de las rutas de transformación y remoción de contaminantes que se llevan a cabo dentro del sistema.

Según Howell *et al.*, (2005) estos modelos dinámicos permiten simular con mayor detalle la variabilidad en el funcionamiento de los humedales artificiales, ya que incluyen funciones matemáticas y parámetros que representan las condiciones climáticas donde se encuentren los sistemas; los cambios en las concentraciones de contaminantes en el influente; así como cambios en la actividad microbiana, vegetal y animal.

Para plantear este tipo de modelos matemáticos es necesario contar con un sólido marco conceptual del ciclo del nitrógeno dentro de los humedales artificiales, lo que exige la comprensión de las variables que afectan a cada uno de los mecanismos que intervienen en el ciclo.

En general, los modelos mecanicistas complejos son los menos comunes en materia de HA (Langergraber *et al.*, 2009) y a la vez resultan los más útiles para comprender los fenómenos que ocurren dentro de ellos. Sin embargo, el número de parámetros asociados a este tipo de modelos suele ser elevado, además de difíciles de estimar, reduciendo la posibilidad de aplicar el modelo para el diseño de HA (Hafner y Jewel, 2006).

Modelos simplificados utilizados para el diseño de HA

Este tipo de modelos matemáticos son desarrollados específicamente para encontrar los criterios de diseño y las variables de operación más recomendables para tratar aguas residuales que han sido previamente caracterizadas.

En este sentido, el desarrollo de ecuaciones de diseño suele partir de datos experimentales previos. A partir del tratamiento estadístico que se da a esos resultados, así como de la definición de los parámetros que pueden ser manipulados (como por ejemplo el tiempo de residencia hidráulico dentro del sistema) es que se determinan las características de construcción y operación del HA.

Se puede afirmar que debido a que la ecuación de diseño ha sido ajustada a experimentación previa, estas ecuaciones suelen ser individualizadas y pocas veces es posible utilizarlas en otros HA.

• MATERIALES Y MÉTODOS

Estrategia de trabajo

En la figura 8, se muestra la metodología general de trabajo del presente estudio.

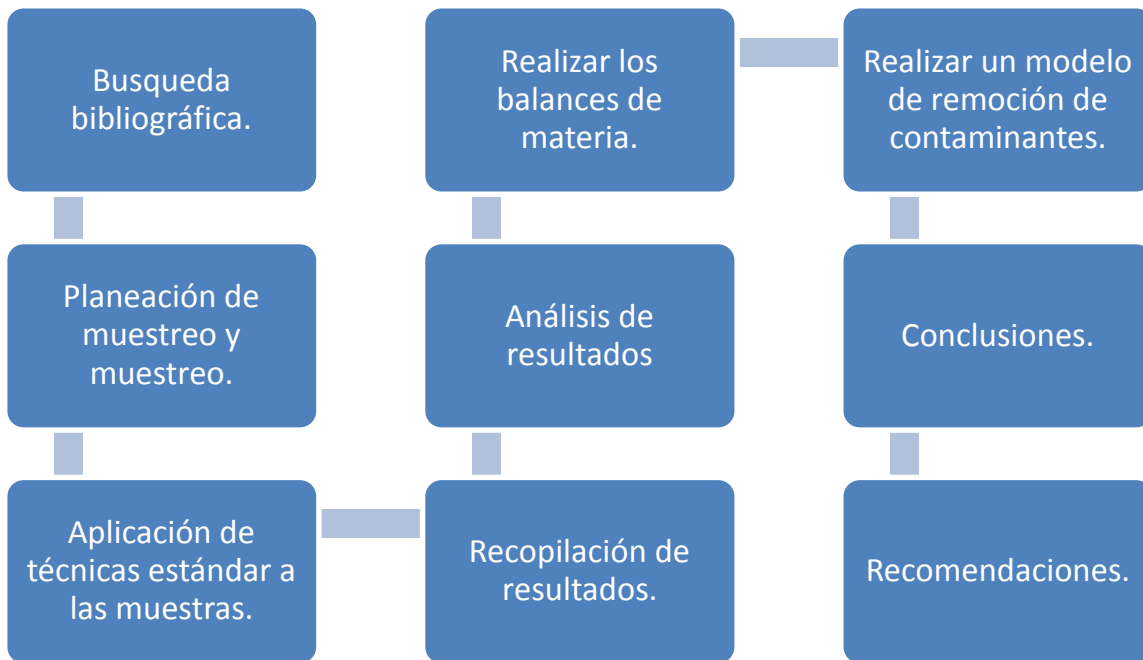


Figura 8. Metodología general de trabajo

Materiales

Este trabajo experimental se llevó a cabo dentro de las instalaciones del Centro de investigaciones biológicas y acuícolas de Cuemanco (CIBAC), así como también en el laboratorio de microbiología experimental de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Para ello se tomaron muestras de agua en el sistema de tratamiento, a la entrada del sedimentador, salida del sedimentador, salida del humedal y salida del sistema de desinfección que consta de luz ultravioleta y ozono, se tomaron datos en campo tales como pH, temperatura, oxígeno disuelto y potencial redox, dentro del

laboratorio se determinaron con técnicas estándar, nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, fósforo, demanda química de oxígeno y coliformes fecales.

Localización del sistema experimental

El humedal artificial, empleado en el presente trabajo, es de tipo subsuperficial de flujo combinado (HASSFC). Se construyó en el CIBAC, el cual se encuentra ubicado a un costado de la pista olímpica de remo y canotaje, a 300 metros del embarcadero de Cuemanco entrando por el periférico Adolfo López Mateos. En la figura 9 se observa una fotografía del humedal artificial.



Figura 9. Humedal de flujo subsuperficial de flujo combinado del CIBAC

Descripción del proceso

El agua que llega al sistema de tratamiento proviene del canal de Cuemanco, el cual a su vez se abastece con agua residual tratada biológicamente, procedente

de la planta de tratamiento “Cerro de la Estrella”, que no fue diseñada para remover compuestos de fósforo y nitrógeno. Adicionalmente, este canal recibe aportaciones no cuantificadas de aguas residuales, provenientes de asentamientos irregulares, de embarcaderos turísticos y de escorrentías de las chinampas de cultivo aledañas, las cuales conllevan fertilizantes disueltos.

Se usa una bomba de 1.5 HP para ingresar el agua del canal de Cuemanco al tanque sedimentador. La capacidad de este tanque es de 2500 litros. El agua se deja sedimentar durante 6 horas, periodo que le permite remover la mayor parte de materia sólida sedimentable. Después de este tiempo el sistema se enciende automáticamente y sale una carga de agua de 1250 litros en aproximadamente 7 minutos.

El humedal artificial de flujo combinado tiene un volumen de 35.5 m^3 , su área es de 55 m^2 , con dimensiones de 11 m de largo por 5 m de ancho. El flujo promedio es de 3 a $6 \text{ m}^3/\text{día}$.

La materia orgánica no sedimentable no entra al humedal debido al filtro que se encuentra entre el tanque sedimentador y la bomba.

El humedal puede operar de forma vertical y horizontal, si se desea flujo vertical se abre la válvula 6 (ver figura 10), manteniendo cerradas las válvulas 5 y 4. Si se desea flujo horizontal se cierra la válvula 6 y se mantienen abiertas las válvulas 5 y 4.

El tiempo de residencia hidráulico correspondiente al humedal es de 52 horas.

Después del tratamiento en el humedal, el agua pasa a través del proceso de desinfección que consta de ozono y luz ultravioleta, los tanques de almacenamiento están conectados a una bomba para transportar el agua, cuentan con electroniveles para evitar que el agua se derrame.

Diagrama de flujo de proceso del sistema de tratamiento

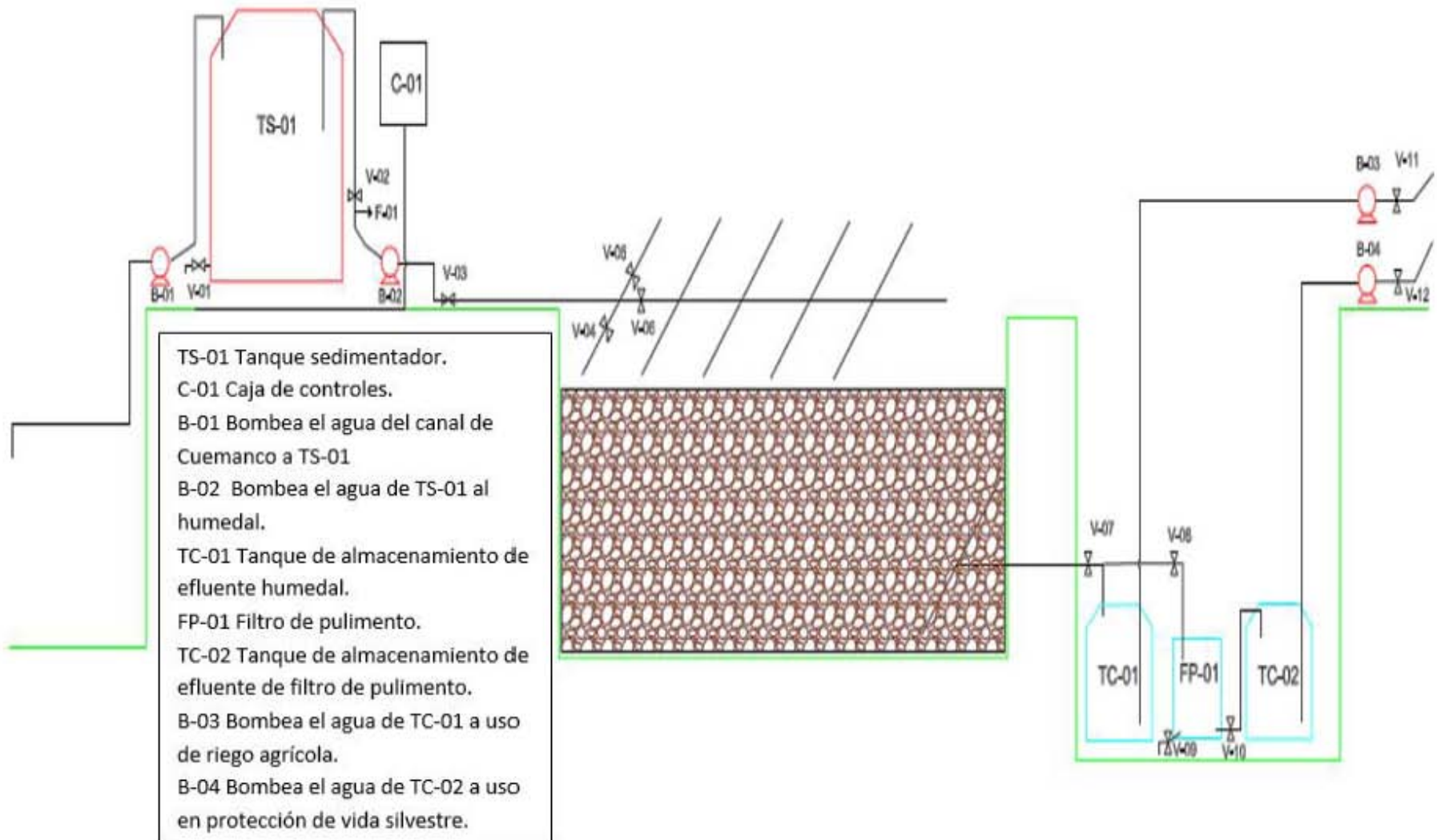


Figura 10. Diagrama de flujo de proceso del sistema de tratamiento (Luna-Pabello y Aburto, 2012)

En la tabla 9 se observa la descripción de cada uno de los componentes del sistema de tratamiento.

Tabla 9. Nomenclatura del diagrama de flujo del sistema de tratamiento

Clave	Elemento	Descripción
B-01	Bomba	Bombea el agua del canal hacia el sedimentador
N-01	Nivel de Tanque del Sedimentador	Muestra el volumen de agua dentro del tanque sedimentador
V-01	Válvula	Permite retirar el sedimento del tanque sedimentador
C-01	Caja de Controles	Caja de sistemas electrónicos que controlan de forma automatizada el funcionamiento de las bombas B-01 y B-02
TS-01	Tanque Sedimentador	Tanque para la sedimentación del agua proveniente del canal de Cuemanco.
LP-01	Línea de purga	Permite la purga de la línea de alimentación al lecho filtrante
V-02	Válvula	Permite el paso del agua del tanque al filtro F-01
F-01	Filtro	Filtra las partículas orgánicas que no sedimentan, las cuales pueden irrumpir en el adecuado funcionamiento de la bomba
B-02	Bomba	Bombea el agua del tanque TS-01 hacia el lecho filtrante del humedal
V-03	Válvula	Electroválvula que controla el paso de agua proveniente del sedimentador hacia el lecho filtrante del humedal
V-04	Válvula	La apertura de la válvula habilita la operación horizontal del sistema
V-05	Válvula	La apertura de la válvula habilita la operación horizontal del sistema

Continúa Tabla 9. Nomenclatura del diagrama de flujo del sistema de tratamiento

V-06	Válvula	La apertura de la válvula habilita la operación vertical del sistema
V-07	Válvula	Contra el flujo de salida del agua tratada por el sistema
TA-01	Tanque de almacenamiento	Capta el agua tratada por el humedal para uso agrícola.
V-08	Válvula	Controla el flujo de agua tratada proveniente del humedal hacia el tanque de pulimento
FP-01	Filtro de pulimento	Disminuye los PO ₄ y estabiliza el pH del agua tratada proveniente del Humedal
V-09	Válvula	Válvula de purga para el filtro de pulimento
V-10	Válvula	Controla el paso de agua tratada en el tanque de pulimento hacia el tanque de captación TC-02
TA-02	Tanque de almacenamiento	Capta el agua tratada por el humedal y por el filtro de pulimento con un uso para la protección de vida silvestre
B-03	Bomba	Transporta el agua del tanque TC-01 a depósitos de agua para riego agrícola
V-11	Válvula	Regula la salida del agua la bomba B-03 hacia los depósitos de agua para riego agrícola.
B-04	Bomba	Transporta el agua del tanque TC-02 a depósitos de agua para su uso en la protección de vida silvestre
V-12	Válvula	Regula la salida del agua del tanque TC-02 hacia depósitos para su uso en la protección de vida silvestre

El componente vegetal está conformado por carrizos (*Arundo donax*), alfalfa (*Medicago sativa*) y alcatraces blancos (*Zandechia aethiopica*). Los carrizos son

plantas vasculares funcionales para la depuración de los sistemas. La alfalfa se introdujo como opción altamente viable por su valor como fitoremediador y su posible uso como subproducto forrajero; el alcatraz, cuenta con un valor comercial como planta de ornato e incrementa las cualidades estéticas del HA.

El soporte principal utilizado en el humedal de estudio es escoria volcánica, el cual posee una alta capacidad de retención de materia orgánica y porosidad, lo que proporciona mayor superficie para el desarrollo microbiano, además es un material barato y de fácil obtención, por otro lado presenta el inconveniente que al paso del agua, este comienza un proceso de erosión, el cual pulveriza poco a poco el material (se hace polvo), disminuyendo el área efectiva de tratamiento, causando azolvamiento y provocando cortos circuitos hidráulicos en el sistema.

Determinaciones en el agua

Los muestreos se realizaron cada 45 días, alternando la forma de operación del humedal de horizontal a vertical.

Las muestras de agua se tomaron en los puntos mostrados en la figura 11.

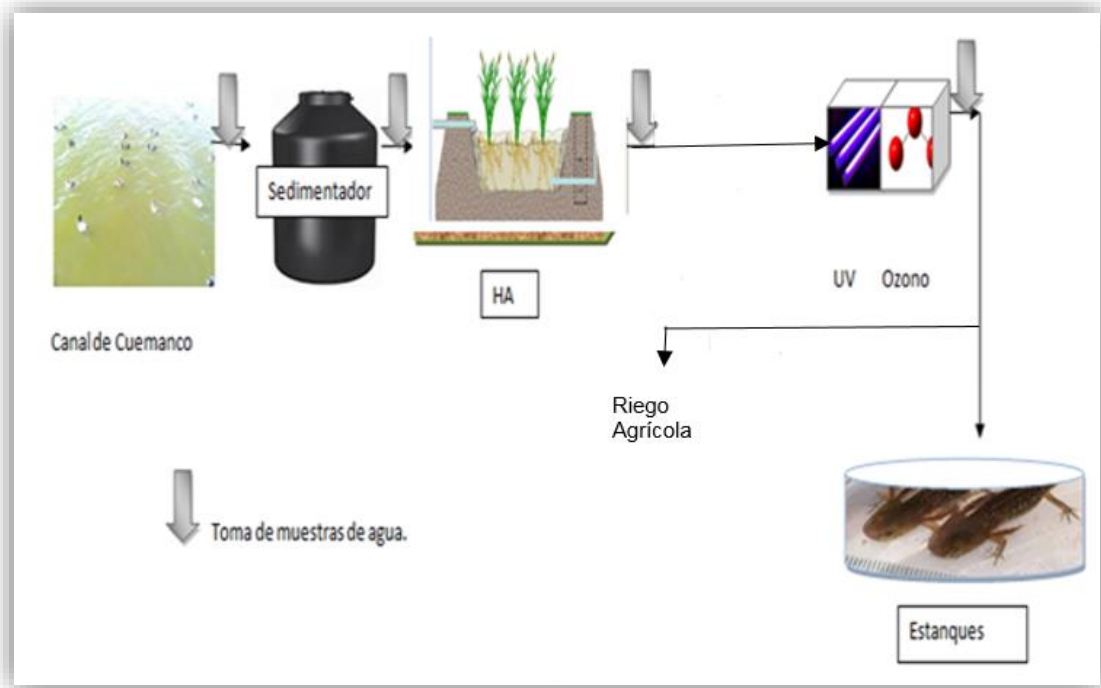


Figura 11. Toma de muestras de agua en el sistema de tratamiento

Determinaciones en campo

Se midieron los siguientes parámetros con el equipo Orion 5 star Benchtop Multi w/ISE mtr (ver figura 12):

- pH.
- Potencial redox.
- Oxígeno disuelto.
- Temperatura.



Figura 12. Equipo multiparámetros utilizado para determinaciones en campo

Determinación microbiológica.

La cuantificación de coliformes fecales en muestras de aguas residuales se realizó por la técnica de filtro de membrana (APHA, 2005).

La presencia y extensión de la contaminación fecal es un factor importante en la determinación de la calidad de un cuerpo de agua. El análisis de muestras de agua para determinar la presencia de miembros del grupo coliforme, da un índice sensible de dicho tipo de contaminación. Dado que la capacidad de algunos miembros del grupo coliforme para sobrevivir en el agua es limitada, la cantidad en que estos se encuentran se emplea para estimar el grado de contaminación fecal.

La técnica de filtro de membrana es altamente reproducible, rápida y más confiable que otros métodos; el equipo utilizado se observa en la figura 13, esta se emplea para analizar grandes volúmenes, no obstante, una limitante de esta técnica es la elevada turbidez de la muestra a analizar, por lo que únicamente se aplica para el análisis de aguas salinas, y de aguas residuales con baja turbidez.

En tanto que para las muestras de agua residuales turbias es más recomendable el uso de la técnica de cuenta en placa (Luna-Pabello, 2011).



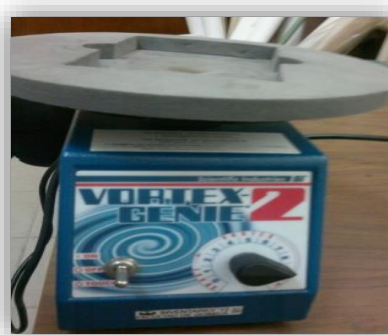
Equipo millipore.



Bomba de vacío.



Filtros millipore.



Vortex.

Figura 13. Equipo utilizado en filtración por membrana

Determinaciones fisicoquímicas

Nitratos

Método de espectrofotometría ultravioleta (APHA, 2005).

Nitritos

Método de determinación de nitrito por diazotización simple (APHA, 2005).

La técnica se basa en las reacciones simples de diazotización que se llevan a cabo con la P-nitroanilina con el acetoacetato de etilo.

Nitrógeno amoniacal

Método de la nesslerización (APHA, 2005).

Fósforo

Método colorimétrico de ácido vanadomolibdofosfórico (APHA, 2005).

En una solución diluida de ortofosfatos, el molibdato de amonio reacciona bajo condiciones acidas, en presencia del vanadio se forma un ácido de color amarillo, la intensidad del color es proporcional a la concentración de fosfatos.

Demanda química de oxígeno

Método colorimétrico de reflujo cerrado (APHA, 2005).

La mayoría de los tipos de materia orgánica se oxidan con una mezcla de cromo y ácido sulfúrico. Cuando la muestra es digerida, los iones de dicromato oxidan la demanda química de oxígeno en la muestra. Como resultado el cromo cambia de hexavalente a trivalente. El equipo utilizado para la digestión de las muestras es un digester HANNA instruments, HI 839800 COD REACTOR (figura 14).



Figura 14. Digestor de muestras para análisis de demanda química de oxígeno

Calculó de constante de degradación

Para el cálculo de la constante de degradación (k) en el humedal se utilizó la ecuación 1:

$$K = \frac{\ln \frac{N}{N_0}}{t-t_0} \quad (1)$$

N=Concentración final.

N₀=Concentración inicial.

t=tiempo final.

t₀=tiempo inicial.

Análisis estadístico

Matriz de correlación

El análisis con la matriz de correlación fue realizado con el fin de conocer las interacciones que modifican significativamente el proceso de remoción de nitrógeno, carbono y fósforo, de tal manera que permita modelar con un mayor alcance dicho proceso.

La matriz de correlación es una matriz conformada por n filas y por n columnas. Además es una matriz simétrica; es decir, que los valores de los elementos a_{ij} de la matriz, es el mismo valor en los elementos a_{ji} de la matriz.

La matriz de correlación nos explica la relación entre cada una de las variables con otra variable. Su diagonal siempre contendrá el valor de 1. Si tiene un valor 0, nos indicará que no tiene ninguna relación con esa variable, por lo menos no lineal; es decir, pueda que tenga una relación cuadrática o de otro grado.

Cuando la correlación es positiva, esto nos indica que su proyección de la regresión lineal va a tender a crecer conjuntamente con la contra variable.

Cuando la correlación es negativa, esto nos indica que su proyección de la regresión lineal va a tender a decrecer conjuntamente con la contra variable.

Análisis de varianza de un factor (ANOVA)

El análisis de la varianza permite contrastar la hipótesis nula de que las medias de K poblaciones ($K > 2$) son iguales, frente a la hipótesis alternativa de que por lo menos una de las poblaciones difiere de las demás en cuanto a su valor esperado. Este contraste es fundamental en el análisis de resultados experimentales, en los que interesa comparar los resultados de K 'tratamientos' o 'factores' con respecto a la variable dependiente o de interés.

El ANOVA se basa en la descomposición de la variación total de los datos con respecto a la media global (SCT), que bajo el supuesto de que H_0 es cierta es una estimación de σ^2 obtenida a partir de toda la información muestral, en dos partes:

- Variación dentro de las muestras (SCD) o Intra-grupos, cuantifica la dispersión de los valores de cada muestra con respecto a sus correspondientes medias.
- Variación entre muestras (SCE) o Inter-grupos, cuantifica la dispersión de las medias de las muestras con respecto a la media global.

Modelo de simulación del proceso de remoción de los contaminantes medidos en este estudio

El planteamiento del modelo fue realizado mediante la interfaz del software de simulación Stella, que es un programa de simulación por computadora, que proporciona un marco de referencia y una interfaz gráfica de usuario para la observación e interacción cuantitativa de las variables de un sistema.

Simulación es el uso de un modelo para imitar, o describir paso a paso, el comportamiento del sistema que estamos estudiando. Los modelos de simulación están compuestos de una serie de operaciones aritméticas y lógicas que, en conjunto, representan la estructura (el estado) y el comportamiento (el cambio de estado) del sistema de interés (Grant, Marin y Pedersen, 2001).

La interfaz se puede utilizar para describir y analizar sistemas biológicos, físicos, químicos o sociales muy complejos. Complejidad que se puede representar muy bien, con sólo 4 elementos o bloques de construcción: *stock*, *flujo*, *conector* y *convertidor*, los cuales se muestran en la figura 15.

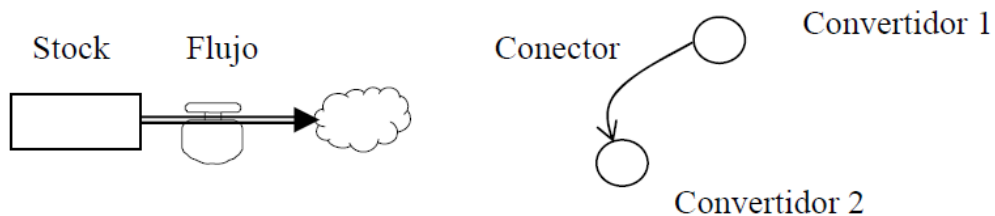


Figura 15. Elementos básicos en el software de modelación y simulación Stella

Stock: Es un símbolo genérico para cualquier cosa que acumula o consume recursos.

Flujo: Un flujo es la tasa de cambio de un stock.

Convertidor: Un convertidor se utiliza para tomar datos de entrada y manipularlos para convertir esa entrada en alguna señal de salida.

Conector: Un conector es una flecha que le permite a la información pasar entre: convertidores; stocks y convertidores; stocks, flujos y convertidores. Un conector cuya dirección va de un convertidor 1 a un convertidor 2 significa que el

convertidor 2 es función del convertidor 1. En otras palabras, el convertidor 1 afecta al convertidor 2.

Etapas teóricas en el análisis de sistemas.



Etapa I. El objetivo de la primera etapa del análisis de sistemas es desarrollar un modelo conceptual, o cualitativo, del sistema de interés, al que representamos gráficamente usando símbolos que indican la naturaleza de cada relación. Con base en los objetivos del proyecto, debemos decidir cuáles son, y como se relacionan entre ellos, los componentes del mundo real que incluiremos en nuestro sistema de interés.

Etapa II. El objetivo es desarrollar un modelo cuantitativo del sistema de interés. Durante este proceso tratamos de traducir nuestro modelo conceptual haciendo uso de diversos tipos de información sobre el sistema real, a una serie de ecuaciones matemáticas que, en conjunto, forman el modelo cuantitativo. Posteriormente resolvemos todas las ecuaciones del modelo para cada intervalo de tiempo durante el periodo completo de la simulación. Esta simulación recibe el nombre de simulación de referencia.

Etapa III. El objetivo consiste en determinar si el modelo es apropiado o no para cumplir con nuestros objetivos.

Etapa IV. El objetivo es responder las preguntas que fueron identificadas al comienzo del proyecto. Esto implica diseñar y simular con el modelo los mismos experimentos que realizaríamos en el mundo real para responder nuestras preguntas. También analizamos, interpretamos y comunicamos los resultados de las simulaciones usando los mismos procedimientos generales que usaríamos en el mundo real.

• RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del material de empaque

En la tabla 10 se muestran los resultados para la densidad aparente y real, así como la porosidad y conductividad hidráulica de la escoria volcánica utilizada como material de empaque, los métodos para su medición se muestran en el anexo 2.

En la tabla 11 se muestra el volumen y tamaño de partícula utilizado del soporte principal y dren superior e inferior.

Tabla 10. Propiedades de soporte principal utilizado en el HAFSSFC

Propiedad.	
Densidad aparente (g/mL)	0.992
Densidad real (g/mL)	2.25
Porosidad (%)	31
Conductividad hidráulica (m³/m²s)	1.39*10 ⁻⁶

Tabla 11. Volumen del material de soporte y tamaño de partícula del HAFC

material	Tamaño de partícula (mm)	Volumen (m³)	Volumen + 20% adicional por posibles mermas
Dren superior	20-40	2.5	3
Soporte principal	1-2	20	24
Dren inferior	10-20	7.5	9

Resultados promedio de los parámetros medidos por estación.

En las tablas 12, 13, 14 y 15 se observan los valores promedio de los 2 muestreos realizados para cada estación.

Tabla 12. Valores promedio obtenidos para primavera

Parámetro	Entrada sedimentador	Salida sedimentador	Salida HA	Salida UV/Ozono
Nitritos	10.61±3.80	19.49±19.83	16.99±22.59	3.32±3.28
Nitratos	0.47±0.12	0.235±0.30	0.18±0.17	0.24±0.18
Nitrógeno amoniacal	15.91±1.57	12.95±2.47	0.80±0.39	0.36±0.51
DQO	98.45±97.99	34.33±24.86	9.515±4.39	5±0.71
Fósforo	5.16±2.33	5.83±1.94	4.795±0.63	4.50±0.93
pH	7.19±3.02	7.78±2.11	6.95±3.15	7.35±1.94
O.D.	2.35±1.87	2.96±0.42	2.73±0.62	3.49±1.25

Tabla 13. Valores promedio obtenidos para verano

Parámetro	Entrada sedimentador	Salida sedimentador	Salida HA	Salida UV/Ozono
Nitritos	6.10±1.50	6.54±1.96	1.62±0.39	0.83±0.04
Nitratos	2.46±2.53	1.69±1.02	2.11±2.28	2.21±2.24
Nitrógeno amoniacal	1.25±0.22	0.75±1.06	0.1±0.14	0.09±0.13
DQO	42.88±15.60	24.27±14.62	16.68±0.0	15.99±4.87
Fosforo	5.02±0.47	5.27±0.51	3.88±0.05	3.68±0.55
pH	7.23±0.53	7.04±0.52	7.68±1.99	6.54±0.37
O.D.	3.03±0.57	2.98±0.21	1.89±0.44	4.15±1.08
Potencial redox	140.35±26.52	142.2±18.38	147.15±30.33	147.95±22.42

Tabla 14. Valores promedio obtenidos para otoño

Parámetro	Entrada sedimentador	Salida sedimentador	Salida HA	Salida UV/Ozono
Nitritos	3.87±1.27	3.49±2.57	1.81±1.27	0.86±0.08
Nitratos	1.06±0.55	0.90±0.40	0.90±0.32	0.87±0.37
Nitrógeno amoniacal	1.40±1.22	1.27±0.94	0.41±0.28	0.42±0.49
DQO	35.99±29.25	53.23±53.62	49.09±53.62	93.9±0.0
Fósforo	5.44±1.15	5.8±0.64	4.69±1.03	5.05±1.07
pH	6.88±0.46	6.93±0.45	6.85±0.11	6.93±0.20
O.D.	3.04±0.74	2.89±0.86	3.19±0.12	3.43±0.13
Potencial redox	206.5±0.42	189.75±4.74	193.85±5.16	193.05±2.33

Tabla 15. Valores promedio obtenidos para invierno

Parámetro	Entrada sedimentador	Salida sedimentador	Salida HA	Salida UV/Ozono
Nitritos	7.54±0.08	6.10±4.26	1.62±0.77	1.45
Nitratos	0.68±0.97	0.38±0.54	0.62±0.88	1.27
Nitrógeno amoniacal	6.78±7.44	0.45±0.63	0.17±0.24	0.24
DQO	27.41±17.10	20.86±17.60	11.55±4.43	2.90
Fósforo	4.74±1.26	4.45±1.36	4.16±1.07	4.79
pH	7.25±2.08	5.93±0.16	7.16±1.87	7.13
O.D.	2.96±0.80	3.07±0.38	3.2±0.68	4.77
Potencial redox	131.95±52.96	161.05±34.58	148.4±30.26	161.5

Normatividad

La calidad del agua que ingresa al sistema de tratamiento, cumple con la NOM-001-SEMARNAT-1996, para descarga a embalses naturales y artificiales, para uso público urbano, para los parámetros medidos en la presente investigación, para promedio diario, en todos los muestreos realizados, excepto para el primer muestreo correspondiente a la estación de verano, donde el valor de nitrógeno total, excede el límite máximo permisible, establecido por dicha norma, de 25 mg/L.

La calidad del agua a la salida del sistema de tratamiento, cumple con la NOM-001-SEMARNAT-1996, para uso en riego agrícola y protección de vida acuática, para los parámetros medidos en la presente investigación, para todos los muestreos realizados. Adicionalmente debido al módulo de desinfección el agua también cumple la NOM-003-SEMARNAT-1997, para el parámetro de coliformes fecales, para agua de reúso, con contacto directo, al no ser mayores a 240 NMP/100 mL.

Calculo de constantes de degradación (k)

Las constantes de degradación que son negativas y de mayor magnitud indican una mayor remoción de contaminantes y una mayor disminución de los parámetros medidos en campo.

En las tablas 16, 17 Y 18, se muestran los resultados de la constante de degradación obtenidos para cada módulo del sistema de tratamiento.

Constantes de degradación del sedimentador.

En este módulo se obtuvieron valores para la constante de degradación de materia orgánica disuelta que indican que hubo mayor remoción, que en los otros

módulos, debido a que la materia era de tipo sedimentable, pero también debido al filtro que se encuentra a la salida del sedimentador, que logra retener a la materia orgánica disuelta no sedimentable. Sin embargo esto no ocurre para el muestreo 6, donde se tuvo un aumento de materia orgánica disuelta, posiblemente debido a que el filtro se saturó y al seguir pasando agua, se desprendió la materia orgánica disuelta que se había retenido con anterioridad.

La k más alta obtenida corresponde al pH, con un valor de 1 positivo, para el muestreo 1, lo cual indica que fue el parámetro que más aumento en este módulo, debido a formación de carbonatos y dióxido de carbono producto de la desnitrificación.

Los valores obtenidos de cero para la k , indican que no hubo remoción del contaminante, ya que la concentración de los mismos no es detectable por las técnicas utilizadas en este estudio o la concentración mantuvo el mismo valor a la entrada y salida del módulo.

Tabla 16. Constantes de degradación (k) correspondientes al sedimentador

Muestreo	Nitritos	DQO	Fósforo	pH	O.D.	Nitratos	Nitrógeno amoniacal
M1	-0.089	-0.034	-0.001	-0.234	-0.009	0.000	0.000
M2	-0.070	-0.040	-0.013	0.010	-0.001	-0.017	-0.128
M3	-0.001	-0.059	-0.001	0.151	-0.006	0.000	-0.109
M4	-0.060	-0.030	-0.009	-0.161	-0.010	0.018	0.000
M5	-0.056	0.008	-0.016	0.038	-0.028	-0.028	-0.084
M6	-0.028	-0.002	-0.013	-0.030	0.013	0.004	-0.048
M7	-0.025	-0.013	-0.006	0.045	-0.003	-0.002	-0.044
M8	-0.015	0.000	-0.004	-0.002	0.011	-0.004	-0.040

Constantes de degradación del humedal

El valor más alto y negativo que se obtuvieron en este módulo corresponden a nitrógeno amoniacal para el muestreo 2, su remoción se debe a volatilización y nitrificación principalmente.

El muestreo 3, que presentó condiciones anaerobias predominantes, con valores negativos de potencial redox, su degradación se debió al proceso anammox, es decir el nitrógeno amoniacal fue oxidado por bacterias en condiciones anaerobias.

El valor más alto positivo corresponde al parámetro pH para este mismo muestreo, este incremento se debe a formación de carbonatos.

En el humedal artificial el fósforo, medido como ortofosfatos, disminuyó su concentración en todos los muestreos, lo que no ocurrió en los otros dos módulos, debido a que el fósforo se elimina principalmente por adsorción en el material de empaque.

Tabla 17. Constantes de degradación (k) correspondientes al humedal

Muestreo	Nitritos	DQO	Fósforo	pH	O.D.	Nitratos	Nitrógeno amoniacal
M1	-0.089	-0.034	-0.001	-0.234	-0.009	0.000	0.000
M2	-0.070	-0.040	-0.013	0.010	-0.001	-0.017	-0.128
M3	-0.001	-0.059	-0.001	0.151	-0.006	0.000	-0.109
M4	-0.060	-0.030	-0.009	-0.161	-0.010	0.018	0.000
M5	-0.056	0.008	-0.016	0.038	-0.028	-0.028	-0.084
M6	-0.028	-0.002	-0.013	-0.030	0.013	0.004	-0.048
M7	-0.025	-0.013	-0.006	0.045	-0.003	-0.002	-0.044
M8	-0.015	0.000	-0.004	-0.002	0.011	-0.004	-0.040

De igual forma, los nitritos disminuyeron en todos los muestreos realizados, debido a que son inestables y son utilizados tanto en la nitrificación como en la desnitrificación, formando nitratos y óxidos de nitrógeno respectivamente.

Constantes de degradación del módulo de desinfección

En el módulo correspondiente a desinfección debido a que se utiliza ozono, como agente oxidante, el oxígeno disuelto aumenta en todos los muestreos, ya que el ozono es soluble en agua, a 15° C y 27°C, los valores correspondientes a la solubilidad son 0.45 y 0.27 L ozono/L agua, respectivamente.

Los valores más altos positivos corresponden al pH, debido a que cuando el ozono reacciona con el agua se forman hidroxilos, que aumentan el pH. La cantidad de nitritos disminuyó debido a que había oxígeno molecular en el medio que pudo ser utilizado para su oxidación.

Tabla 18. Constantes de degradación (k) correspondientes al módulo de desinfección UV y ozono

Muestreo	Nitritos	DQO	Fósforo	pH	O.D.	Nitratos	Nitrógeno amoniacal
M1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
M2	-0.004	-0.029	-0.003	0.196	0.061	0.040	0.000
M3	-0.333	-0.195	-0.024	-0.543	0.024	0.114	-0.075
M4	-0.162	0.029	-0.033	0.991	0.081	0.004	0.000
M5	-0.086	-0.054	0.011	0.000	0.214	0.044	-0.020
M6	-0.230	0.014	0.015	0.056	0.024	-0.021	0.044
M7	0.000	0.402	0.013	-0.130	0.004	0.002	-0.207
M8	-0.075	-0.201	-0.005	-0.560	0.049	-0.063	-0.066

ND=no disponible.

Matriz de correlación

La correlación entre los parámetros, es mayor cuando su valor se acerca a 1 y -1. Se considera que los parámetros están correlacionados cuando el valor obtenido es igual o mayor a 0.5.

La matriz de correlación de datos del sedimentador se muestra en la tabla 19

Los parámetros que tienen correlación son nitritos-fósforo, que aumentan conjuntamente, nitritos-O.D., que aumentan conjuntamente, nitritos-nitratos, que disminuyen conjuntamente debido a las reacciones de desnitrificación, fósforo-pH, que disminuyen conjuntamente, debido a que el fósforo se solubiliza y en sus distintas formas de ortofosfato es donador de protones.

Tabla 19. Matriz de correlación de datos correspondientes al sedimentador

<i>Parámetros</i>	<i>Nitritos</i>	<i>DQO</i>	<i>Fósforo</i>	<i>pH</i>	<i>O.D.</i>	<i>Nitratos</i>	<i>Nitrógeno amoniacal</i>
Nitritos	1.00						
DQO	0.08	1.00					
Fósforo	0.51	0.04	1.00				
pH	-0.11	0.19	-0.65	1.00			
O.D.	0.84	-0.29	0.35	-0.15	1.00		
Nitratos	-0.66	0.31	-0.45	0.56	-0.87	1.00	
Nitrógeno amoniacal	0.33	-0.19	0.18	0.20	0.10	0.21	1.00

pH-nitratos, que aumentan conjuntamente debido a que los nitratos reaccionan con la materia orgánica liberando dióxido de carbono que puede formar carbonatos que aumentan el pH.

O.D.-nitratos, que disminuyen conjuntamente, debido a que se necesita oxígeno molecular para formar los nitratos, pero estos a su vez disminuyen por medio de desnitrificación formando nitritos, asimilación por parte de las plantas y microorganismos o reacción con la materia orgánica disuelta, para degradarla.

La matriz de correlación de datos del humedal se muestra en la tabla 20.

Los parámetros que están correlacionados son nitritos-pH, que tienen una correlación positiva de 0.75, lo que indica que aumentan conjuntamente. Esto se debe a que los nitritos son inestables, por lo cual mediante nitrificación pasan a nitratos, que reaccionan con la materia orgánica disuelta liberando dióxido de carbono, aumentando el pH.

Tabla 20. Matriz de correlación de datos correspondientes al humedal

<i>Parámetros</i>	<i>Nitritos</i>	<i>DQO</i>	<i>Fósforo</i>	<i>pH</i>	<i>O.D.</i>	<i>Nitratos</i>	<i>Nitrógeno amoniacal</i>
Nitritos	1.00						
DQO	0.06	1.00					
Fósforo	0.26	-0.49	1.00				
pH	0.75	-0.03	-0.10	1.00			
O.D.	0.42	0.05	0.25	0.03	1.00		
Nitratos	0.15	-0.31	0.46	-0.43	0.42	1.00	
Nitrógeno amoniacal	-0.27	0.25	0.31	-0.79	0.09	0.65	1.00

De igual forma, se encuentran correlacionados nitrógeno amoniacal-pH que tienen una relación negativa de 0.79, lo que indica que decrecen conjuntamente, debido a que a partir del nitrógeno amoniacal se forman nitritos y después nitratos para que finalmente mediante desnitrificación se produzcan óxidos de nitrógeno

que al disolverse en agua forman ácido nítrico que disminuye el pH y nitratos-nitrógeno amoniacal con un valor de correlación de 0.65 positiva.

La matriz de correlación de datos del módulo de desinfección se muestra en la tabla 21.

Los parámetros que están correlacionados son DQO-nitrógeno amoniacal, que disminuyen conjuntamente, la materia orgánica disuelta disminuye debido a que el ozono la degrada y el nitrógeno amoniacal disminuye por nitrificación.

Tabla 21. Matriz de correlación de datos correspondientes al módulo de desinfección con UV y ozono

<i>Parámetros</i>	<i>Nitritos</i>	<i>DQO</i>	<i>Fósforo</i>	<i>pH</i>	<i>O.D.</i>	<i>Nitratos</i>	<i>Nitrógeno amoniacal</i>
Nitritos	1.00						
DQO	0.49	1.00					
Fósforo	0.43	0.42	1.00				
pH	0.13	0.30	-0.31	1.00			
O.D.	0.18	-0.25	0.10	0.23	1.00		
Nitratos	-0.43	-0.18	-0.32	-0.10	0.15	1.00	
Nitrógeno amoniacal	-0.33	-0.56	-0.15	0.42	0.35	-0.04	1.00

ANOVA

En la tabla 22 se muestran los valores obtenidos del estadístico F y su nivel crítico, es decir la probabilidad de obtener valores como el obtenido o mayores, con un índice de confianza de 95% para todos los casos.

Se obtuvieron valores menores a 0.05 solo para la probabilidad en oxígeno disuelto al comparar los datos correspondientes al humedal y desinfección, cuyo

valor resultado 0.017, por lo cual se concluye que no todas las medias poblacionales son iguales para este parámetro, debido a que en el módulo de desinfección aumentan los valores del oxígeno disuelto porque el ozono es soluble en agua y en el humedal al estar favorecida la nitrificación se consume oxígeno disuelto, que lo disminuye gradualmente.

Entre mayor es el valor de F la diferencia entre las medias poblacionales es mayor, para los parámetros en los distintos módulos del sistema de tratamiento, el valor más grande obtenido corresponde a oxígeno disuelto al comparar humedal-desinfección, con un valor de 7.56, debido a que en el primero se consume oxígeno y en el segundo aumenta por la solubilidad del ozono.

Tabla 22. Análisis de varianza de un factor para los módulos del sistema de tratamiento

Parámetro	Sedimentador-humedal		Humedal-desinfección		Sedimentador-desinfección	
	F	probabilidad	F	probabilidad	F	Probabilidad
Nitrógeno amoniacal	3.52	0.08	0.09	0.77	0.93	0.35
Nitritos	0.90	0.36	3.56	0.08	4.41	0.06
Nitratos	1.61	0.23	1.02	0.33	2.07	0.17
Fósforo	4.34	0.06	0.40	0.54	1.31	0.27
DQO	0.68	0.42	0.05	0.82	0.47	0.51
Oxígeno disuelto	0.83	0.38	7.56	0.02	1.97	0.18
Potencial de hidrogeno	0.47	0.51	0.02	0.90	0.11	0.74

El valor para F correspondiente a nitritos para sedimentador-desinfección es 4.41, debido a que la sedimentación es el tratamiento primario y la desinfección es el tratamiento terciario, es decir ninguno de los dos remueven este contaminante tan

significativamente comparado con lo que remueve el humedal, por lo cual los valores al principio son muy grandes y muy bajos al final.

El valor más bajo para F corresponde a potencial de hidrógeno con un valor de 0.02, al comparar el humedal con el módulo de desinfección, esto quiere decir que los valores son muy parecidos.

Análisis de remoción de contaminantes

En la tabla 23 se observan los muestreos realizados y la estación del año a la cual corresponden.

Tabla 23. Estación del año correspondiente a cada muestreo.

Muestreo	Estación	Operación del HAFC
1	invierno	vertical
2	primavera	horizontal
3	primavera	vertical
4	verano	vertical
5	verano	vertical
6	otoño	horizontal
7	otoño	vertical
8	invierno	horizontal

*Muestreo 1. Correspondiente a invierno.

En la tabla 24 y figura 16 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 24. Parámetros para M1 operación vertical

	Coliformes fecales	pH	O.D.	Potencial redox
Muestra	NMP/100 mL	Unidades de pH	mg/L	mV
Influente sedimentador	1.8×10^3	8.72	2.39	94.5
Efluente sedimentador	9.7×10^2	6.04	3.34	136.6
Efluente HA	1.8×10^2	8.48	2.72	127

potencial redox es positivo, lo que significa que el ambiente en el humedal es aerobio, entonces la degradación de nitritos se puede explicar mediante la reacción de nitrificación, a pesar de que los nitratos no se detectaron, lo cual sugiere que fueron asimilados por las plantas y microorganismos y solo una pequeña parte se utilizó para desnitrificación.

La materia orgánica disuelta disminuye su concentración 55.9% y el pH aumenta 2.44 unidades, que puede ser ocasionado por la mineralización de materia orgánica disuelta que al solubilizarse provoca el aumento de este parámetro.

La concentración de fósforo disminuye 2.4% debido a adsorción en el material de empaque. Los coliformes fecales disminuyen 81% debido a muerte natural, sedimentación e irradiación con luz UV, ya que el humedal se encuentra al aire libre.

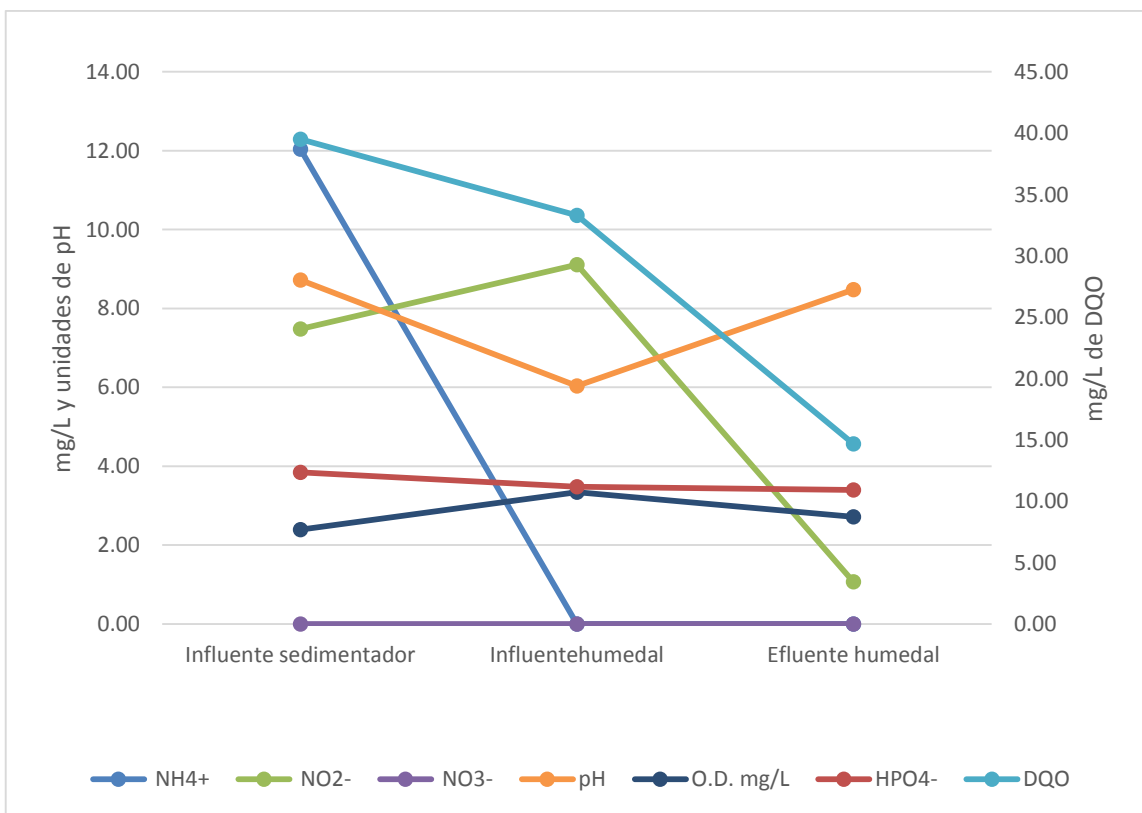


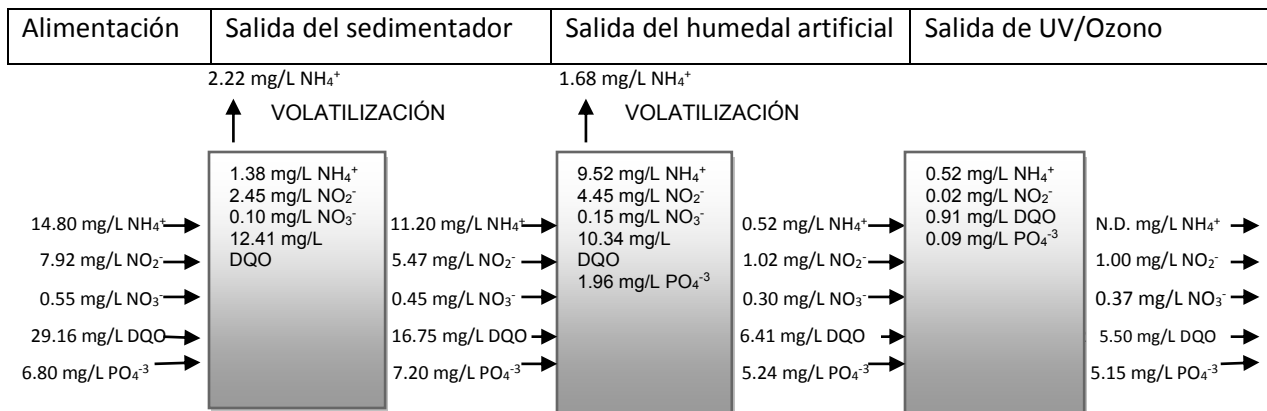
Figura 16. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M1

*Muestreo 2. Correspondiente a primavera.

En la tabla 25 y figura 17 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 25. Parámetros para M2 operación horizontal

Muestra	NMP/100 mL	pH (unidades de pH)	O.D. (mg/L)	Potencial redox (mV)
Influyente sedimentador	2.5X10 ³	9.32	3.67	90.6
Influyente humedal	2.1X10 ³	9.27	3.25	71.9
Efluente HA	2.2X10 ²	9.17	3.16	101.3
Efluente UV/Ozono	2.8X10 ¹	8.72	4.37	90.7



Sedimentador

El pH registrado a la entrada y a la salida no está dentro de los intervalos de pH ideales que se encuentran en el rango de 7.5 a 8.6 unidades de pH para la nitrificación, sin embargo, el potencial redox es positivo y la concentración del oxígeno disuelto disminuye 11.4%, lo que sugiere un ambiente aerobio. Del amonio que entra el 15% se volatiliza, 1.38 mg/L reaccionan a nitrito con un porcentaje de remoción de 30.9% por medio de la nitrificación, que a su vez por medio de nitrificación pasan a nitratos con un

porcentaje de remoción de 18.9%, la cantidad de nitratos detectados es pequeña por lo cual también se pudo dar la desnitrificación y el valor del potencial redox disminuyó.

El porcentaje de remoción de materia orgánica disuelta es 42.6%, comparado con la remoción en el periodo anterior es mayor, lo que sugiere que la materia orgánica disuelta que contenía el agua se sedimentó o se quedó en el filtro que se encuentra a la salida del sedimentador.

La concentración de fósforo a la salida del sedimentador se incrementó 5.7%. Los coliformes fecales disminuyen 16% al salir del sedimentador.

Humedal artificial

El oxígeno disuelto disminuye 2.8% y el potencial redox aumenta 40.9%, lo cual genera un ambiente aerobio, aunque no hay mucho oxígeno disponible se logra la nitrificación y posteriormente la desnitrificación, con un porcentaje de remoción de 95.4% de amonio, 81.4% para nitritos y 33.4% para nitratos.

La materia orgánica disuelta disminuye 61.7% y el fósforo 27.2% en gran medida por precipitación que ocurre a pH mayores a 8 y en presencia de carbonatos. La nitrificación, es una reacción sensible a la temperatura, en la cual el intervalo óptimo para la actividad microbiana asociada a ésta, oscila entre los 28°C y los 36°C; asimismo, por debajo de los 10°C esta reacción se inhibe (Faulwetter *et al.*, 2009). Los valores de remoción son más grandes comparados con el periodo anterior (15° C) debido a que la temperatura fue mayor (20.3°C), favoreciendo la actividad microbiana.

Los coliformes fecales disminuyen 89% al salir del humedal, un valor más alto comparado con el muestreo anterior logrando disminuir los coliformes de 2112 a 223 NMP/100 mL.

Desinfección UV y ozono

Prácticamente las concentraciones no cambian, comparadas con los 2 módulos anteriores, el mayor porcentaje de remoción corresponde a 14.2% para materia orgánica disuelta, degradada por el ozono. El oxígeno disuelto aumenta 38.3%, debido a que el ozono es soluble en agua.

Los coliformes fecales disminuyen 87%, debido a que la luz ultravioleta inactiva los microorganismos por el daño fotoquímico del ácido nucleico y porque el ozono es un germicida, ya que es un fuerte oxidante.

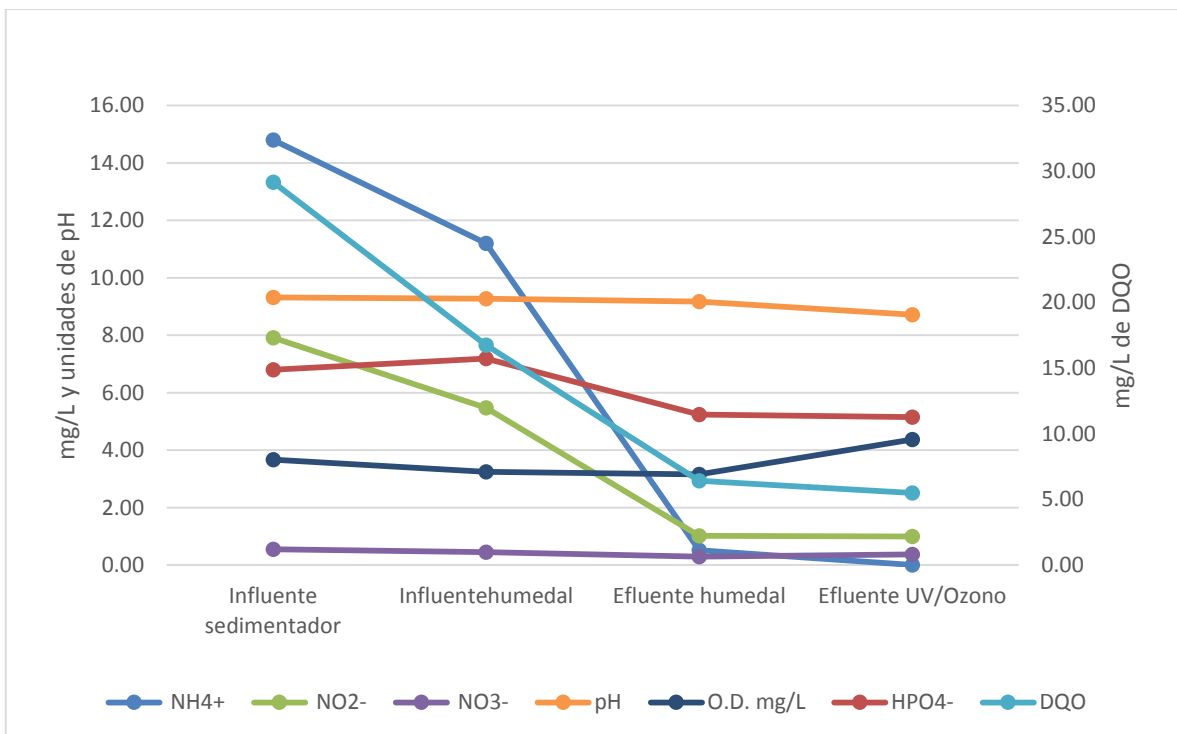


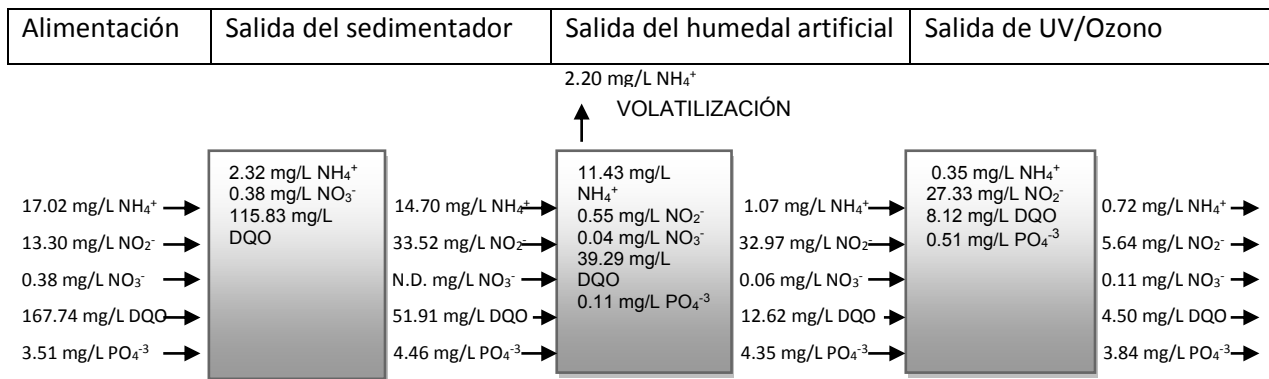
Figura 17. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación horizontal M2

Muestreo 3. Correspondiente a primavera.

En la tabla 26 y figura 18 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 26. Parámetros para M3 operación vertical

Muestra	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	pH	O.D. (mg/L)	Potencial redox (mV)
Influyente sedimentador	2.3X10 ³	5.05	1.03	-100.4
Influyente humedal	8.3X10 ²	6.29	2.66	-275.4
Efluente humedal	1.8X10 ²	4.72	2.29	-70.5
Efluente UV/Ozono	3.5X10 ¹	5.97	2.60	-94.7



Sedimentador

El potencial redox es negativo y disminuye 174.3%, es decir se torna más reductor el ambiente y es predominantemente anaerobio. El oxígeno disuelto aumenta 158.3%, lo cual reafirma que el ambiente es anaerobio. El pH aumenta 1.24 unidades, lo que denota producción de carbonatos y dióxido de carbono producto de la desnitrificación.

El amonio disminuye 13.7%, los nitritos aumentan 152%, los nitratos son no detectables por las técnicas utilizadas al salir del sedimentador, por el ambiente predominante el aumento de nitritos se debe al proceso de desnitrificación.

La materia orgánica disuelta disminuye 69.1% y el fósforo aumenta 27.1%.

Los coliformes fecales disminuyen 64%.

Humedal artificial

El potencial redox aumenta 74.4%, provocando que el ambiente se torne más oxidante, el oxígeno disuelto disminuye 12%. El amonio disminuye 92.7%, el 15% por volatilización y el restante por nitrificación, el nitrito a su vez pasa a nitratos por medio de nitratación.

El pH disminuye 1.57 unidades, esto puede deberse a que se llevó a cabo la desnitrificación, ya que los nitritos solo disminuyeron 1.6%, obteniendo NxO_x , que al solubilizarse en agua forman ácido nítrico.

La materia orgánica disuelta disminuye 75.7% y el fósforo disminuye 2.5% debido principalmente a adsorción en el material de empaque.

Los coliformes fecales disminuyen 79%.

Desinfección UV y ozono

El amonio disminuye 32.7%, los nitritos disminuyen 82.9% y los nitratos aumentan 74.3%. La materia orgánica disuelta disminuye 64.3% por degradación mediante el ozono y el fósforo 11.7%. El oxígeno disuelto aumenta 13.5% debido a que el ozono es soluble en agua. Los coliformes fecales disminuyen 80%.

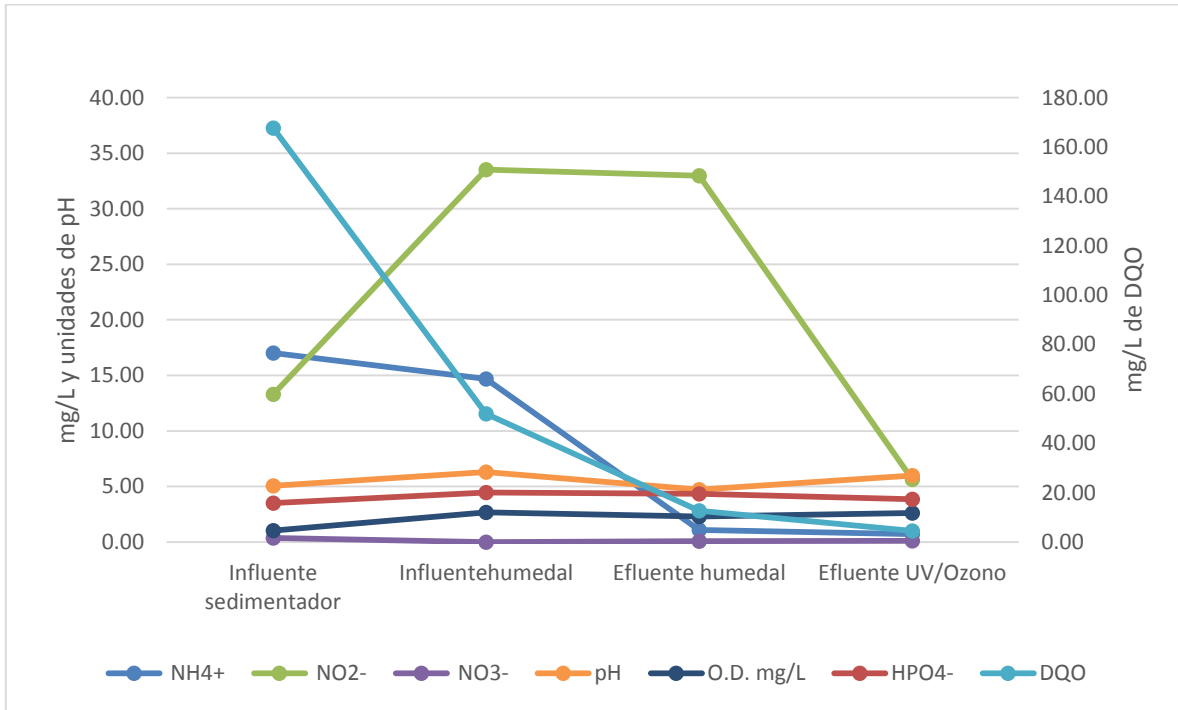


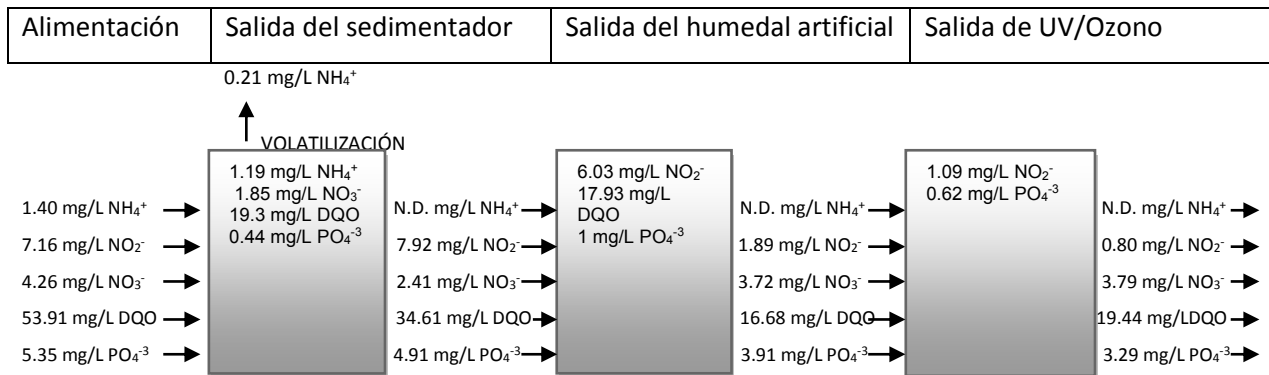
Figura 18. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M3

Muestreo 4. Correspondiente a verano.

En la tabla 27 y figura 19 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 27. Parámetros para M4 operación vertical

Muestra	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	pH	O.D. (mg/L)	Potencial redox (mV)
Influyente sedimentador	2.8×10^3	7.6	2.62	121.6
Influyente humedal	6.9×10^2	7.4	2.83	129.2
Efluente humedal	1.8×10^2	9.08	2.2	125.7
Efluente UV/Ozono	1.9×10^1	6.8	3.38	132.1



Sedimentador

La operación correspondiente a este periodo fue horizontal. Sin embargo, debido a las intensas lluvias (96mm según datos de Conagua, 2014), el humedal realmente funcionó como operación vertical.

El potencial redox es positivo por lo cual se tiene un ambiente predominante oxidante favoreciendo degradación aerobia. No obstante, el oxígeno disuelto aumenta 8.0%, debido posiblemente a que el humedal es alimentado de manera intermitente, provocando un gradiente de presión entre la zona interna y la atmosfera que resulta en succión de aire hacia el interior del medio de soporte.

El amonio disminuye hasta no ser detectable por las técnicas empleadas, mediante volatilización y oxidación aerobia a nitritos, que aumentan 10.6%, debido también a la desnitrificación, ya que los nitratos disminuyen 43.3%, es decir una parte de los nitratos formados, pasan a nitritos y posteriormente a N_xO_x y N_2 . Adicionalmente posiblemente una parte de los nitratos reacciono con la materia orgánica disuelta, contribuyendo a una remoción de 35.8%.

El fósforo disminuye 8.4% por sedimentación. Los coliformes fecales disminuyen 90%.

Humedal artificial

El amonio se mantiene no detectable a la entrada y salida del humedal, los nitritos disminuyen 76.2%, debido a la reacción de nitratación por lo cual los nitratos aumentan 53.9%, el resto son asimilados por las plantas y degradan una parte de materia orgánica disuelta, lo cual produce CO₂, que junto con la precipitación de fósforo contribuyen al aumento en el pH de 1.68 unidades.

Los coliformes fecales disminuyen 73%, debido a muerte natural ya que el pH es superior (pH=9.2) al máximo de crecimiento (pH=8.5) pero también por irradiación con luz UV proveniente del sol.

Desinfección UV y ozono

El amonio se mantiene no detectable a la entrada y a la salida de este módulo, la concentración de nitrito disminuye 57.6%, los nitratos aumentan 1.9%, la materia orgánica disuelta aumenta 16.5%, el fósforo aumenta 8.8%. El pH disminuye 2.28 unidades y obtiene un valor de 15.7, que aunque es bajo se encuentra dentro del intervalo de pH ideal para cultivo de ajolote mexicano. Los coliformes fecales disminuyen 90%.

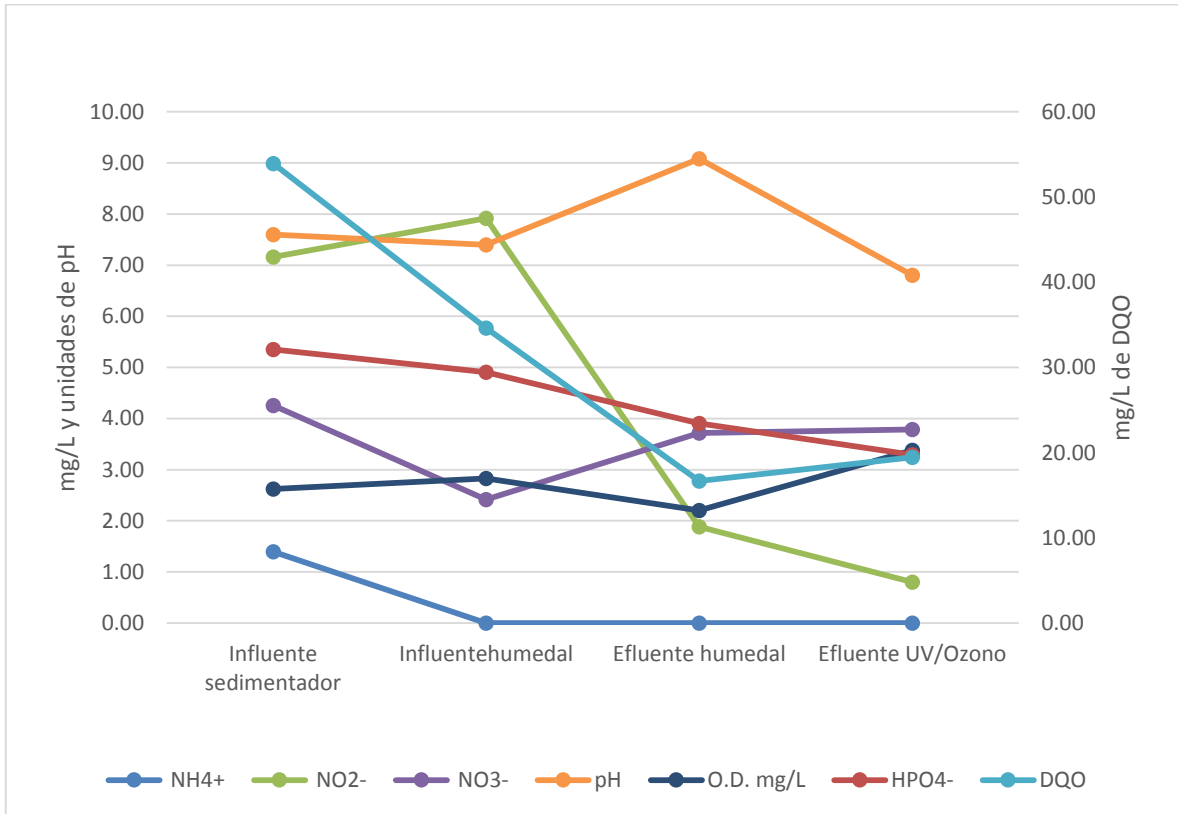


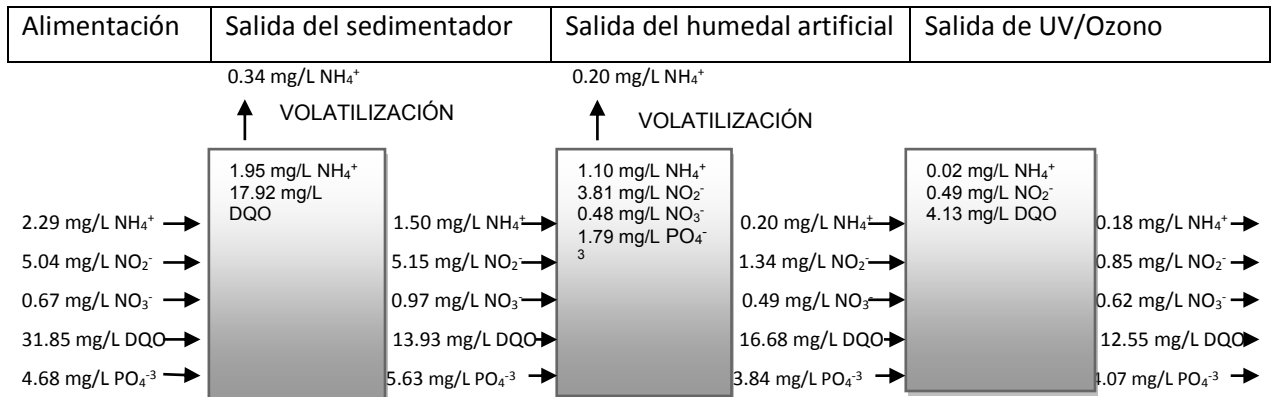
Figura 19. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M4

Muestreo 5. Correspondiente a verano.

En la tabla 28 y figura 20 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 28. Parámetros para M5 operación vertical

Muestra	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	pH	O.D. (mg/L)	Potencial redox (mV)
Influyente sedimentador	2.8X10 ³	6.85	3.43	159.1
Influyente humedal	6.8X10 ²	6.67	3.13	155.2
Efluente humedal	1.8X10 ²	6.27	1.58	168.6
Efluente UV/Ozono	1.9X10 ¹	6.27	4.91	163.8



Sedimentador

El oxígeno disuelto disminuye 8.7% y el potencial redox es positivo, lo cual indica que el ambiente es predominantemente aerobio. El amonio disminuye por volatilización y nitrificación, logrando que los nitritos aumenten 2.2%. Los nitratos aumentan 44.6% como consecuencia de la nitratación.

La materia orgánica disuelta disminuye 56.3%, el fósforo aumenta 20.3%. los coliformes fecales disminuyen 84.5%, durante este periodo se registró el valor más alto para este parámetro y coincide también con el periodo que tuvo el valor más alto de precipitaciones, esto se puede explicar debido a que la lluvia los puede arrastrar.

Humedal artificial

Igual que ocurre en el sedimentador, en este módulo el ambiente es aerobio y se favorece el proceso de nitrificación, el amonio disminuye 86.7% del cual el 15% se volatiliza, los nitritos disminuyen 73.9% y los nitratos disminuyen 49.6%.

La materia orgánica disuelta aumenta 19.8%, el fósforo disminuye 31.7% por adsorción en el material de empaque y los coliformes disminuyen 91.8%, contribuyendo al aumento en la materia orgánica disuelta.

Desinfección UV/Ozono. El amonio disminuye 10.1%, los nitritos disminuyen 36.4%, los nitratos aumentan 26.8%, la materia orgánica disuelta disminuye 24.8% debido a su degradación por medio de ozono, el fósforo aumenta 5.8% y los coliformes disminuyen 89.4%.

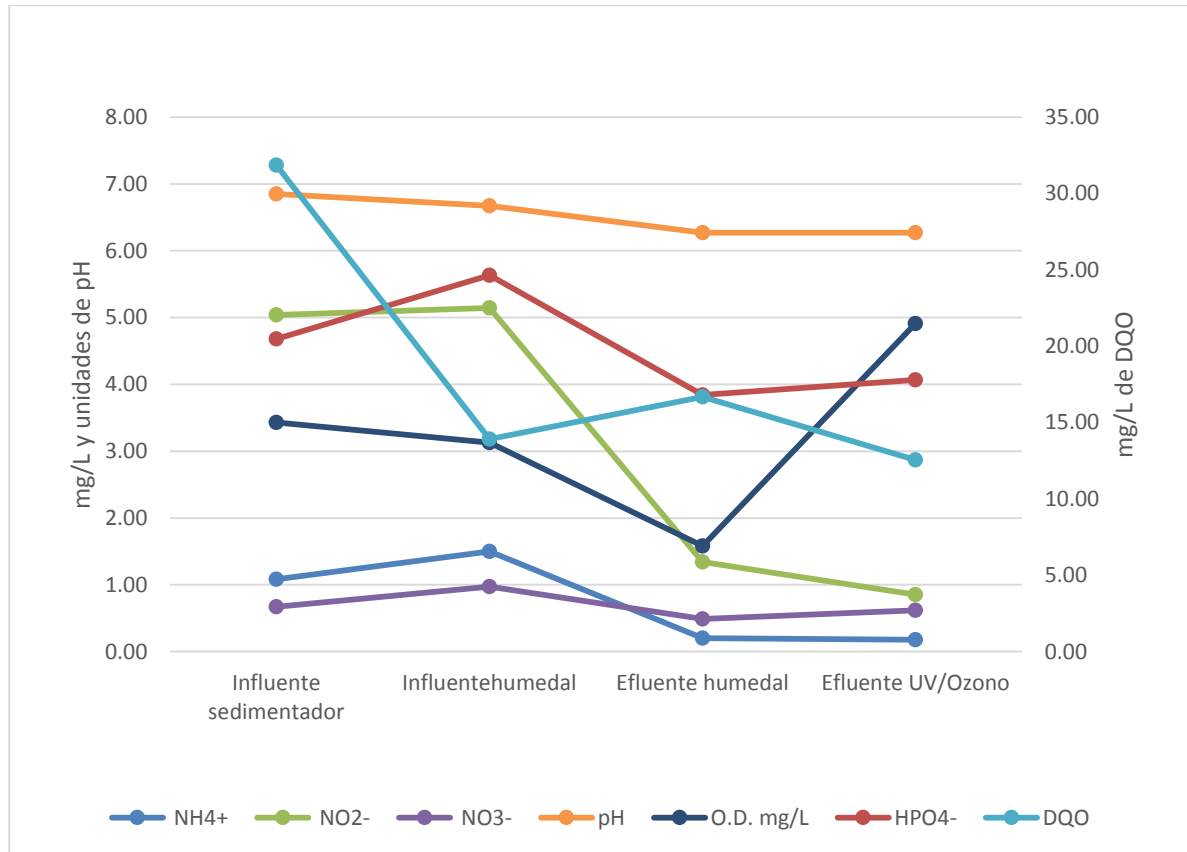


Figura 20. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M5.

Muestreo 6. Correspondiente a otoño.

En la tabla 29 y figura 21 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

el pH aumente 0.31 unidades debido al CO₂ que es producto de esta reducción. El fósforo aumenta 26.1% y los coliformes disminuyen 81.1%.

Desinfección UV y ozono

Los coliformes fecales disminuyen 87.5%. Se tiene un aumento de 7.9% de materia orgánica disuelta, debido a desprendimiento de biopelícula, a pesar de que el ozono la degrada.

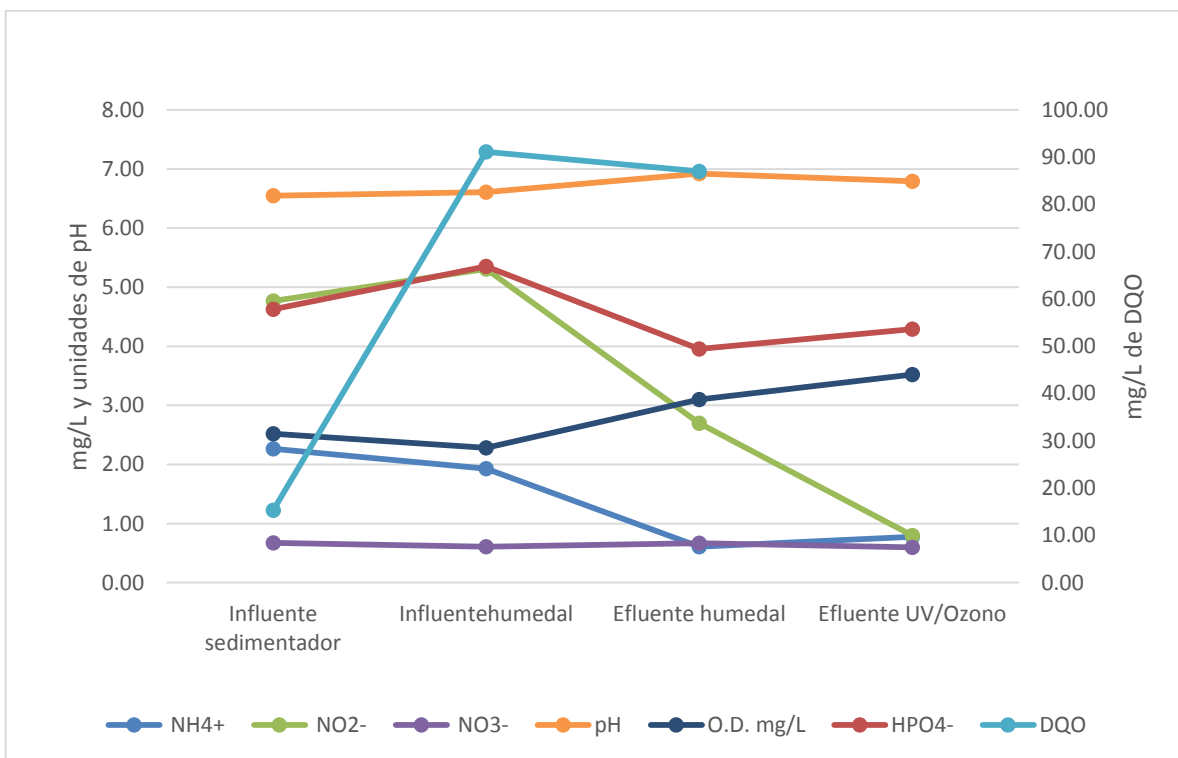


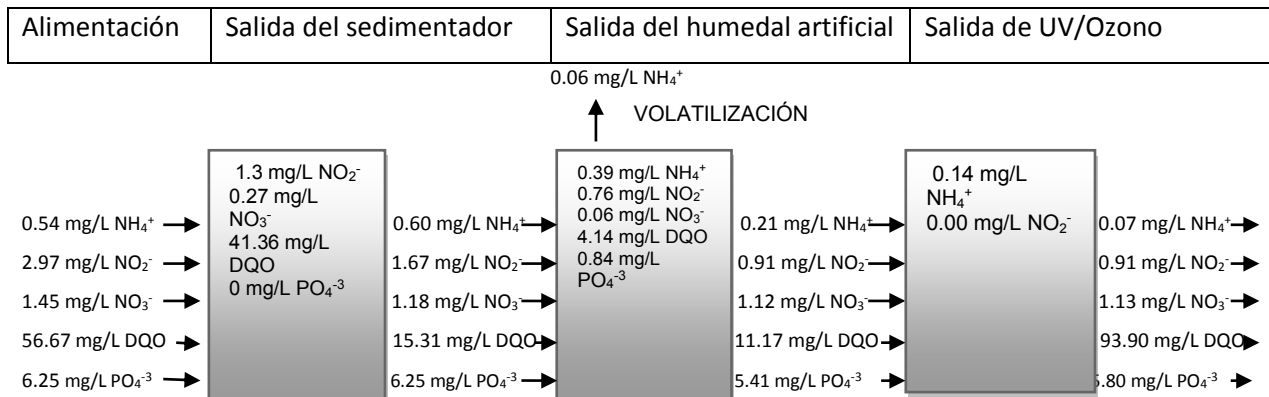
Figura 21. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, horizontal vertical M6

Muestreo 7. Correspondiente a otoño.

En la tabla 30 y figura 22 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 30. Parámetros para M7 operación vertical

Muestras	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	pH	O.D. (mg/L)	Potencial redox (mV)
Influente sedimentador	4.0X10 ³	7.20	3.56	206.20
Influente humedal	2.2X10 ³	7.24	3.50	193.10
Efluente humedal	2.1X10 ²	6.77	3.27	197.50
Efluente UV/Ozono	2.6X10 ¹	7.07	3.34	194.70



Sedimentador

Los valores obtenidos para el parámetro potencial redox son altos y positivos por lo cual denotan actividad aerobia, sin embargo el oxígeno disuelto solo disminuyo 0.06 mg/L, lo que indica que hubo más fuentes de oxígeno, como por ejemplo el oxígeno proporcionado por las raíces de las plantas, pero más significativamente por la micro aspersion que se hace en este modo de alimentación (vertical).

La concentración de amonio aumenta 11.9%, mientras que los nitritos disminuyen 43.0 y los nitratos disminuyen 18.7%, esto se puede explicar mediante la nitratación, es decir los nitritos que entraron reaccionaron para formar nitratos y estos a su vez, aunque en menor medida, mediante la desnitrificación regresaron a nitritos para posteriormente formar N_xO_x. La concentración de fósforo se

mantiene constante. La materia orgánica disuelta tuvo una remoción de 73.0%, debido a que era de tipo sedimentable y del tamaño ideal para que el filtro a la salida del sedimentador la retuviera. Los coliformes fecales disminuyen 44.45%.

Humedal artificial

Para las muestras correspondientes a la entrada y salida de este módulo, muestran que el agua ingresa con un pH básico, pero sale con un pH ácido y el oxígeno disuelto disminuye 0.23 mg/L. Mientras que la materia orgánica disuelta disminuye 27% un valor 2.7 veces más pequeño comparado con el sedimentador, en cuanto a la materia nitrogenada, en todos los casos disminuye la concentración, mediante el proceso de nitrificación, en el caso del amonio también contribuye la volatilización y en nitratos una pequeña parte se asimila por plantas y microorganismos. El fósforo disminuye 13.4% y los coliformes disminuyen de 2222 a 210 NMP/100 mL, obteniendo un porcentaje de remoción de 90.54%.

Desinfección UV y ozono

La materia orgánica disuelta aumenta 740.7%, durante el periodo de muestreo no se registró un aumento tan grande, esto se puede deber a desprendimiento de biopelícula formada en los filtros que se encuentran antes de los equipos de uv y ozono, adicionalmente el oxígeno disuelto aumento solo 2.1%, el valor más bajo que se obtuvo, lo que indica que el ozono no fue suficiente para degradar la cantidad de materia orgánica disuelta presente y por lo tanto su solubilidad en el agua fue muy baja. Los coliformes fecales disminuyen 87.6%. La materia nitrogenada se mantiene sin cambios a excepción del amonio que disminuye 66.4%.

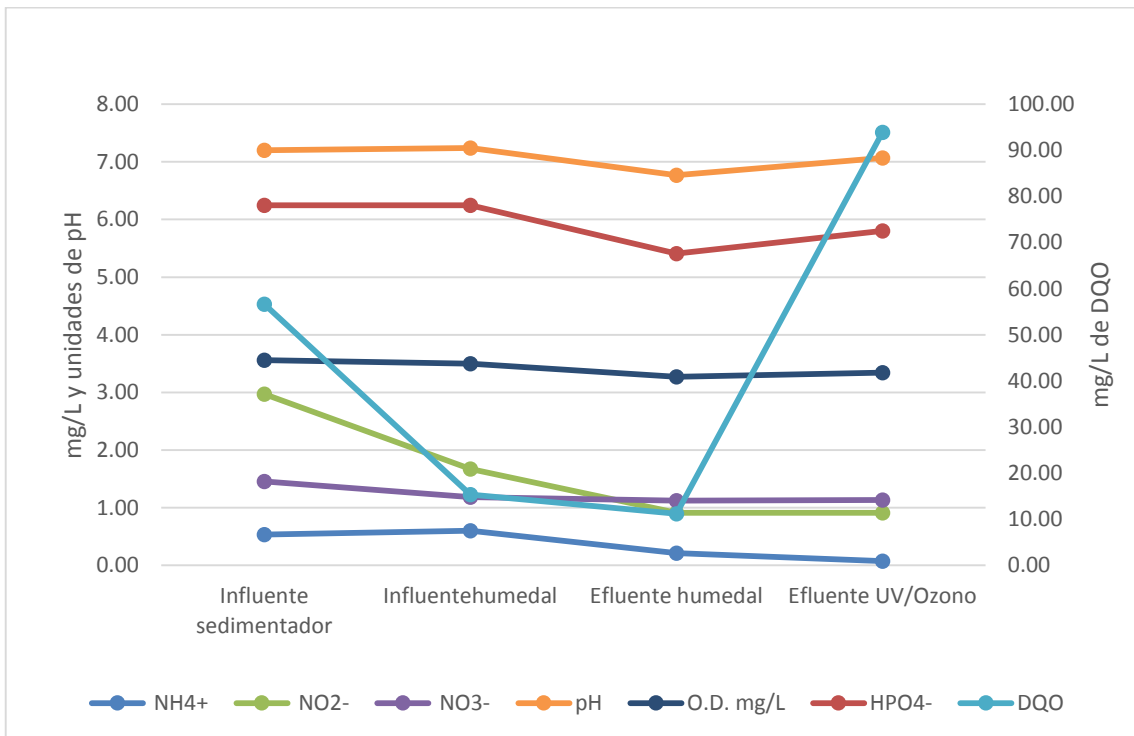


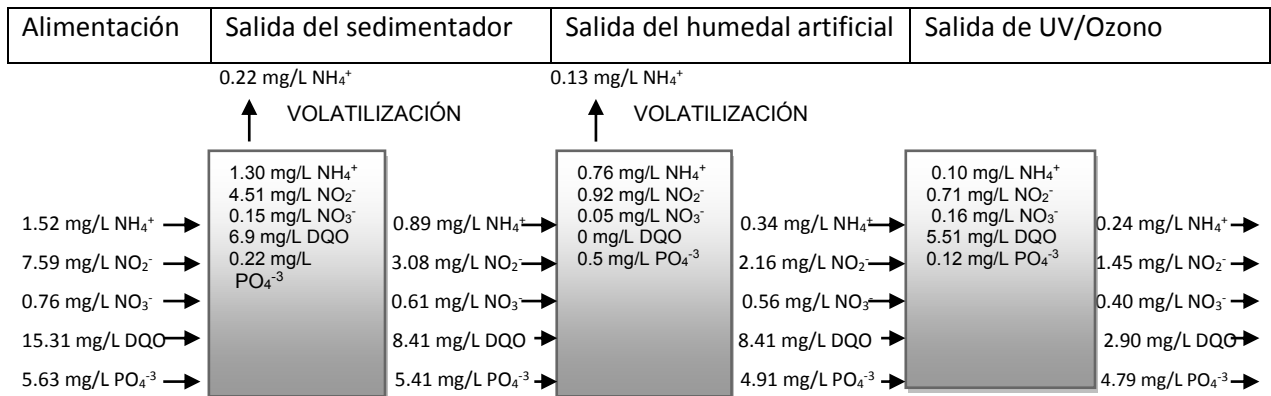
Figura 22. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación vertical M7

Muestreo 8. Correspondiente a invierno.

En la tabla 31 y figura 23 se muestran los datos obtenidos durante la campaña de muestreo, asimismo el análisis de la remoción de los contaminantes mediante los parámetros medidos.

Tabla 31. Parámetros para M8 operación horizontal

Muestra	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	pH	O.D. (mg/L)	Potencial redox (mV)
Influyente sedimentador	4.4X10 ³	5.78	3.52	169.4
Influyente humedal	2.2X10 ³	5.82	2.8	185.5
Efluente humedal	1.3X10 ²	5.84	3.68	169.8
Efluente UV/Ozono	1.4X10 ¹	7.13	4.77	161.5



Sedimentador

El porcentaje de remoción en este módulo correspondiente a la materia orgánica disuelta fue 45%, provocando un aumento en el pH de 0.04 unidades por el CO₂ producido. El oxígeno disuelto disminuye 0.72 mg/L y el potencial redox es positivo, por lo cual se tiene un ambiente aerobio, permitiendo que el proceso de nitrificación se lleve a cabo, logrando un porcentaje de remoción para el amonio de 41.6%, para los nitritos de 59.4% y para los nitratos de 20.2%. En cuanto a fósforo se registró una disminución de 4% debido a su sedimentación. En lo que respecta a coliformes fecales disminuyeron 50.5%.

Humedal artificial

El mayor porcentaje de remoción que se obtuvo en este módulo corresponde a amonio con un valor de 61.2% debido a volatilización y nitrificación, lo cual provocó un aumento en los nitritos que mediante nitrificación pasaron a nitratos, sin embargo la concentración obtenida para nitritos disminuye, lo que indica que se llevó a cabo aunque en menor medida el proceso de desnitrificación, mediante el cual los nitratos formados, regresan a nitritos y estos a su vez forman óxidos de nitrógeno o incluso nitrógeno molecular. La materia orgánica disuelta se mantuvo constante debido a que posiblemente era recalcitrante. El fósforo disminuyó 4.91% debido a adsorción en el material de empaque. Los coliformes fecales disminuyeron 93.9%.

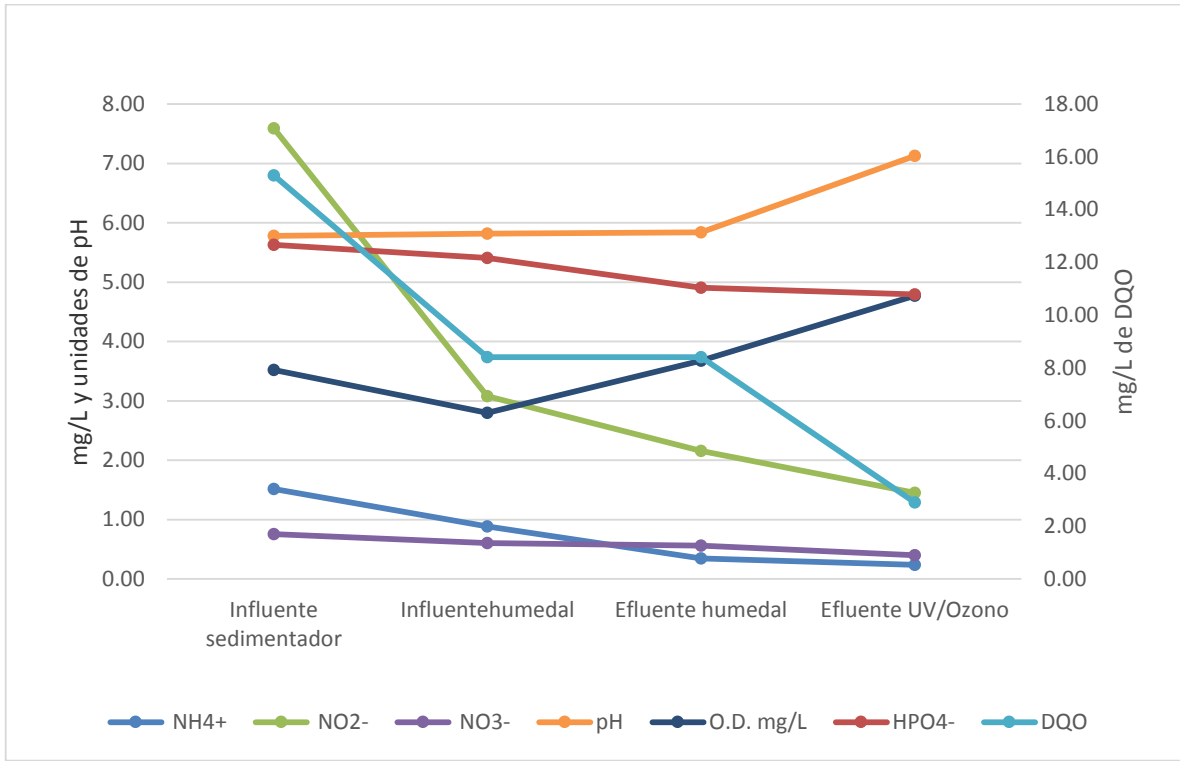


Figura 23. Perfil de parámetros medidos en el HAFSSFC, operación horizontal M8.

Desinfección UV y ozono

En este módulo se tiene remoción en todos los parámetros analizados, para el amonio se obtuvo 30.2%, para los nitritos 32.7%, para los nitratos 28.5%, para el fósforo 2.3%, para materia orgánica disuelta 65.6% y para coliformes fecales 89.4%.

Balances de masa.

Fósforo.

Pinfluyente (mg/P/(m²dia))=Pefluente (mg/P/(m²dia))+Pplantas (mg/P/(m²dia))+Pmedio (mg/P/(m²dia))+Potros (mg/P/(m²dia))

$$\text{Pinfluyente (mg/P/(m}^2\text{dia))} = \frac{C_i V_i}{\text{area(días de operación)}}$$

Donde C_i es la concentración del influente en mg/L; V_i es el volumen del influente en litros.

$$\text{Pefluente (mg/P/(m}^2\text{día))} = \frac{C_f V_i}{\text{area(días de operación)}}$$

Wu *et al.*, 2013, para agua con una concentración inicial de fósforo total de 1.56 ± 0.12 mg/L, *phragmites australis* de componente vegetal y material de empaque <2 mm, compuesto principalmente por Si_2O_3 , Al_2O_3 y Fe_2O_3 , reportan la acumulación de fósforo en plantas de 0.125 g/m² en primavera, 0.375 g/m² en verano y 0.400 g/m² en otoño, en cuanto a la acumulación en el material de empaque reportan 2.375 g/m². En porcentajes del fósforo total que entra el 55.3% se encuentra en el efluente, el 4.8% se encuentra en las plantas, 37.1% se encuentra en el material de empaque y 2.8% en otras pérdidas.

En la tabla 32 se observan los resultados obtenidos para el balance de masa correspondiente a fósforo, donde el mecanismo de remoción predominante es adsorción y precipitación en el material de empaque.

Tabla 32. Balance de masa de fósforo.

Muestreo	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Plantas (mg/L)	Material de empaque (mg/L)
M1	3.48	3.40	0.004	0.076
M2	7.20	5.24	0.094	1.866
M3	4.46	4.35	0.005	0.105
M4	4.91	3.91	0.048	0.952
M5	5.63	3.84	0.086	1.704
M6	5.35	3.96	0.067	1.323
M7	6.25	5.41	0.040	0.800
M8	5.41	4.91	0.024	0.476

Nitrógeno.

Wu *et al.*, 2013 reportan que la tasa de eliminación de nitrógeno total para primavera con una temperatura de aire de 21.5 ± 0.8 °C, es de 162.6 ± 18.1 mg/m²/día, para verano con una temperatura de aire de 28.1 ± 0.9 °C, es de 184.4 ± 27.2 mg/m²/día y para otoño con una temperatura de aire de 4.9 ± 0.4 °C, es de 121.7 ± 15.3 mg/m²/día. Verano es la estación en la que la tasa de eliminación es mayor, que corresponde a la estación donde la temperatura es más alta.

Wu *et al.*, 2013 reportan que el 40.9% del nitrógeno total que entra a un humedal sale en el efluente, el 12.4% corresponde a las plantas, el 21.2 se remueve debido al sustrato, 1.9% se transforma a N₂O-N y el 23.6% se elimina mediante otras pérdidas, por ejemplo emisión de N₂ por los procesos de nitrificación-desnitrificación y volatilización de amonio. La figura 24 muestra el balance de masa para nitrógeno, donde se incluyen las pérdidas antes mencionadas.

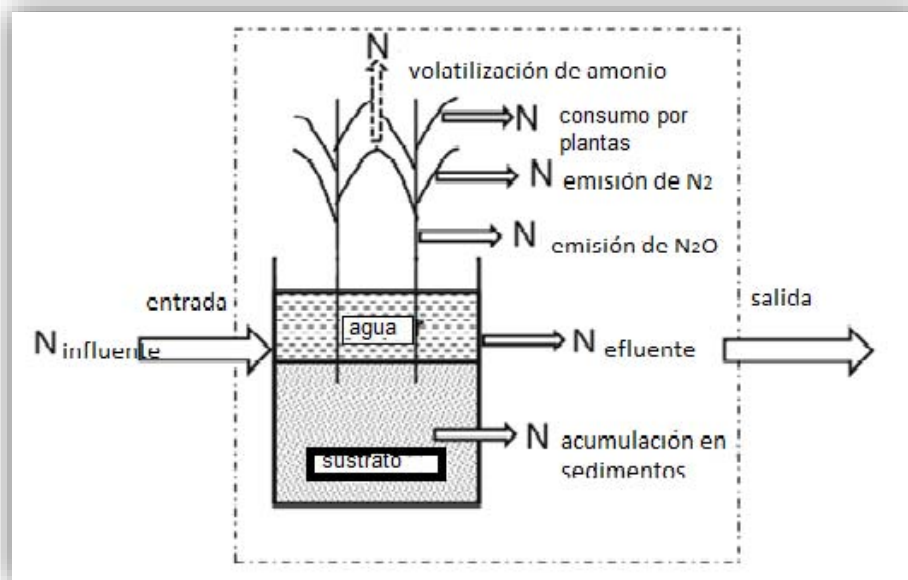


Figura 24. Balance de masa general para nitrógeno (Wu *et al.*, 2013).

En la tabla 33 se observan los resultados obtenidos para el balance de masa correspondiente a nitrógeno, donde el mecanismo de remoción predominante se lleva a cabo en el material de empaque.

Tabla 33. Balance de nitrógeno en mg/L.

Muestreo	Influyente	Efluente	Plantas	Material de empaque	Volatilización de amonio	Emisión de N₂	Emisión de N₂O
M1	9.11	1.07	1.69	2.88	2.04	1.17	0.26
M2	17.12	1.84	3.21	5.48	3.88	2.22	0.49
M3	48.24	34.10	2.97	5.07	3.59	2.06	0.46
M4	10.33	5.61	0.99	1.69	1.20	0.69	0.15
M5	7.62	2.03	1.17	2.01	1.42	0.81	0.18
M6	7.85	3.98	0.81	1.39	0.98	0.56	0.12
M7	3.45	2.24	0.25	0.43	0.31	0.18	0.04
M8	4.58	3.06	0.32	0.55	0.39	0.22	0.05

Balance hídrico.

Para el balance hídrico se consideraron la evaporación y transpiración, como pérdidas de agua y lluvia como aporte adicional al agua alimentada. En la tabla 34 se muestran los valores obtenidos a partir del modelo de balance hídrico que se muestra en la figura 25, para época de lluvias y estiaje.

Tabla 34. Balance hídrico del sistema de tratamiento.

Época	Canal de Cuemanco	Salida sedimentador	Salida HAFSS	Salida UV/ozono
Lluvias	5000	5000	5136	5136
Estiaje	5000	5000	4956	4956

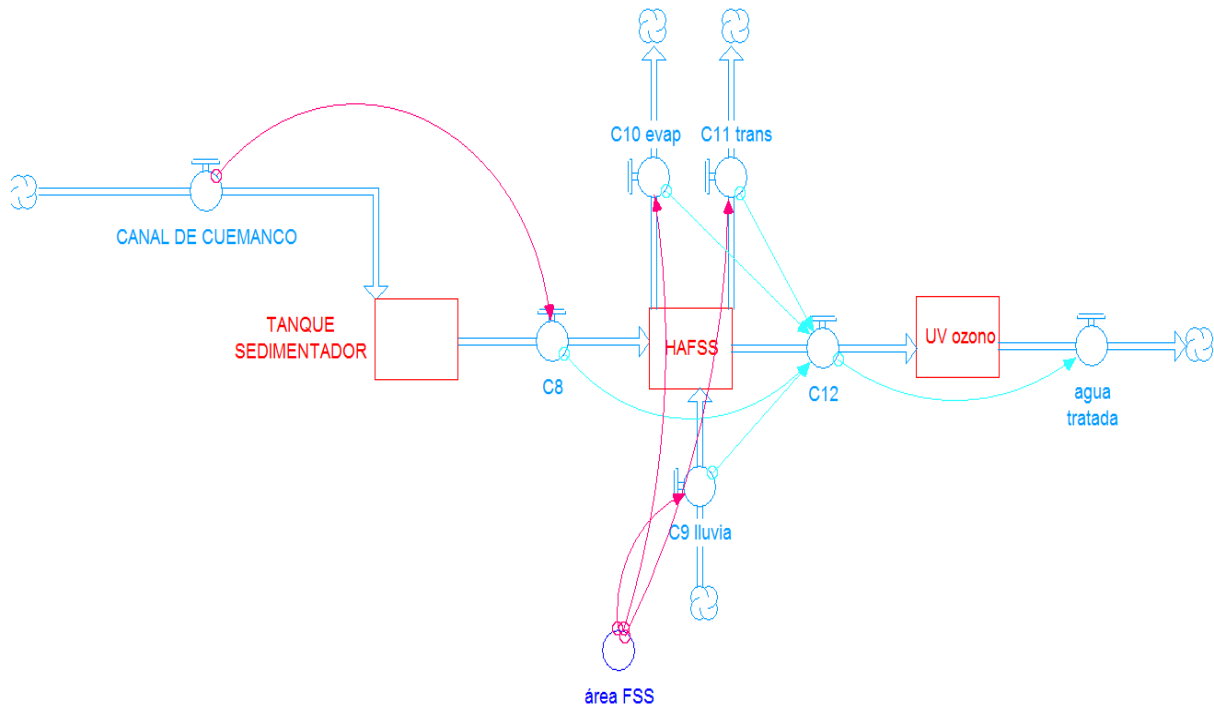


Figura 25. Modelo conceptual del balance hídrico para el sistema de tratamiento.

Resultados sobre el modelo de remoción de contaminantes

Los resultados obtenidos a partir del modelo cuantitativo de simulación sobre el proceso de remoción de contaminantes fueron analizados comparando los resultados obtenidos experimentalmente y los obtenidos después de la modelación.

El tipo de modelo que se utilizó corresponde a modelos cinéticos de primer orden, debido a que las remociones de los contaminantes se consideran una reacción de primer orden, este tipo de modelo se considera empírico ya que son necesarios datos experimentales, en el presente trabajo se utilizaron las constantes de degradación y las concentraciones iniciales para modelar.

Modelo de fósforo

Los mecanismos de remoción de fósforo en el humedal son principalmente adsorción en el material de empaque y en menor medida asimilación por las plantas. En la figura 26 se muestra el modelo conceptual que relaciona al fósforo y pH, en el anexo 3 se muestran las ecuaciones utilizadas para resolver el modelo cuantitativo, asimismo se muestra en la figura 27 el perfil de los datos experimentales y del modelo, donde se observa la misma tendencia para ambos. Para el caso del fósforo se obtiene una r^2 de 0.61 y para el pH un valor de 0.76.

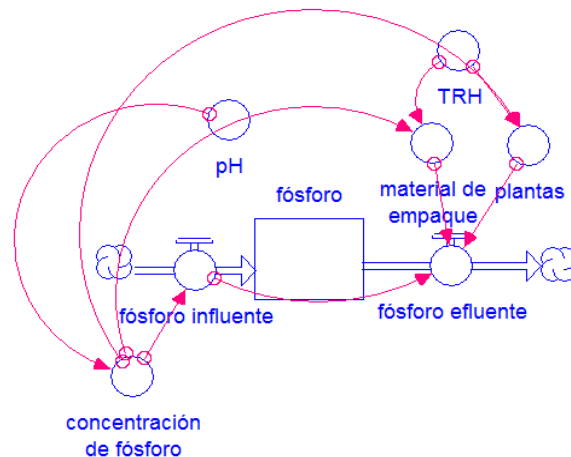


Figura 26. Modelo conceptual de remoción de fósforo y perfil de pH en el HAFSS.

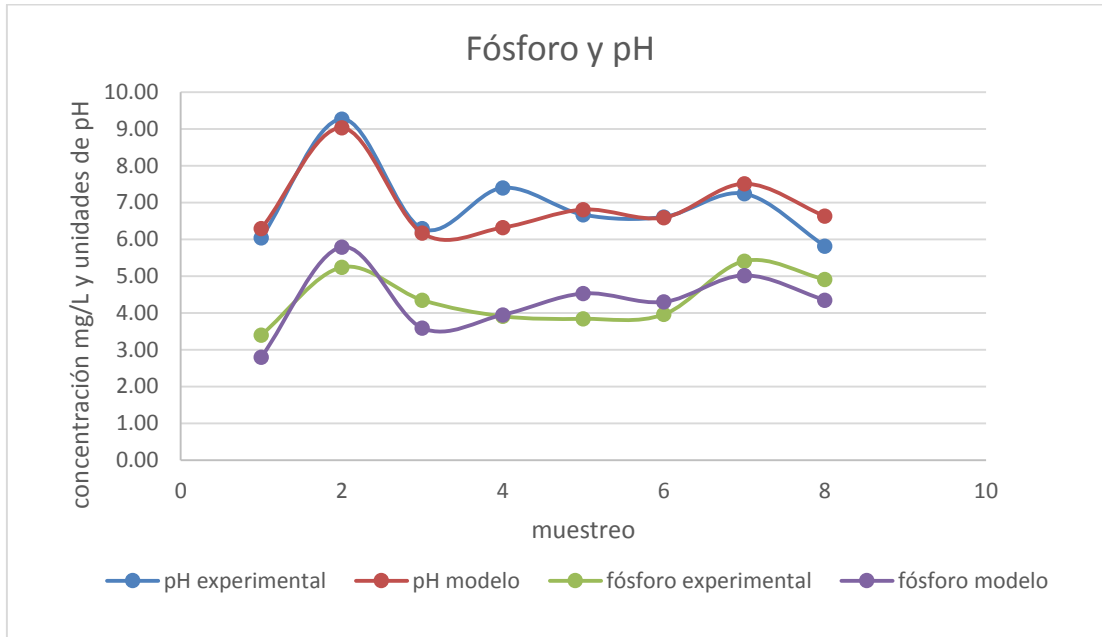


Figura 27. Comparación de datos experimentales y modelados de fósforo y pH.

Modelo de materia orgánica disuelta

La degradación de la materia orgánica disuelta (MOD) de tipo carbonosa medida como DQO, se modeló como una reacción de primer orden. La figura 28 se observa el modelo conceptual de remoción de MOD. En la figura 29, se muestra la comparación entre los datos experimentales y modelados, para los cuales la r^2 resultó de 0.62, a pesar de que los datos correspondientes al muestreo 6 muestran una diferencia mayor.

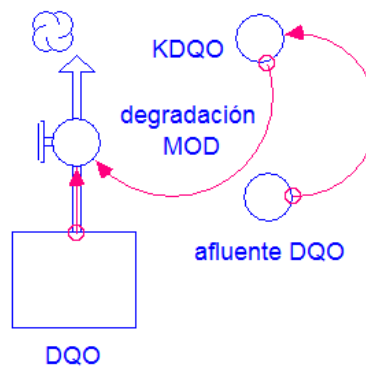


Figura 28. Modelo conceptual de remoción de MOD.

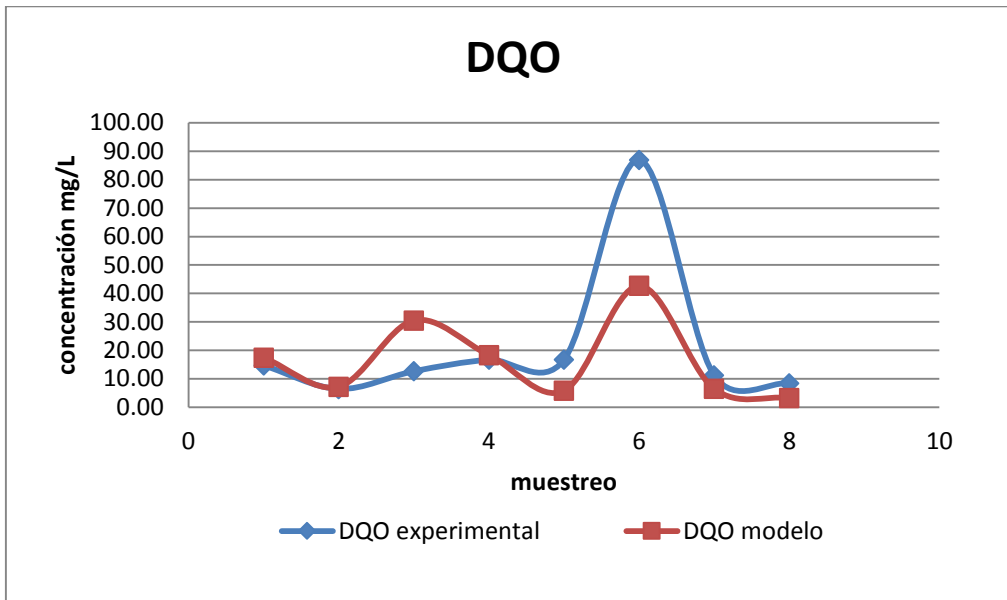


Figura 29. Comparación de datos experimentales y modelados de DQO.

Modelo nitrógeno

El nitrógeno medido como nitritos, nitratos y amonio, se modeló como cinéticas de primer orden, estableciendo relaciones entre ellos que se muestran en la figura 30, debido al proceso de nitrificación, lo que significa que una parte de amonio pasa a nitritos, esta cantidad se suma a los nitritos iniciales, lo mismo sucede al transformarse los nitritos a nitratos. En la figura 31, se observan los datos experimentales y modelados, se obtuvo una r^2 de 0.65 para amonio, 0.55 para nitritos y 0.90 para nitratos.

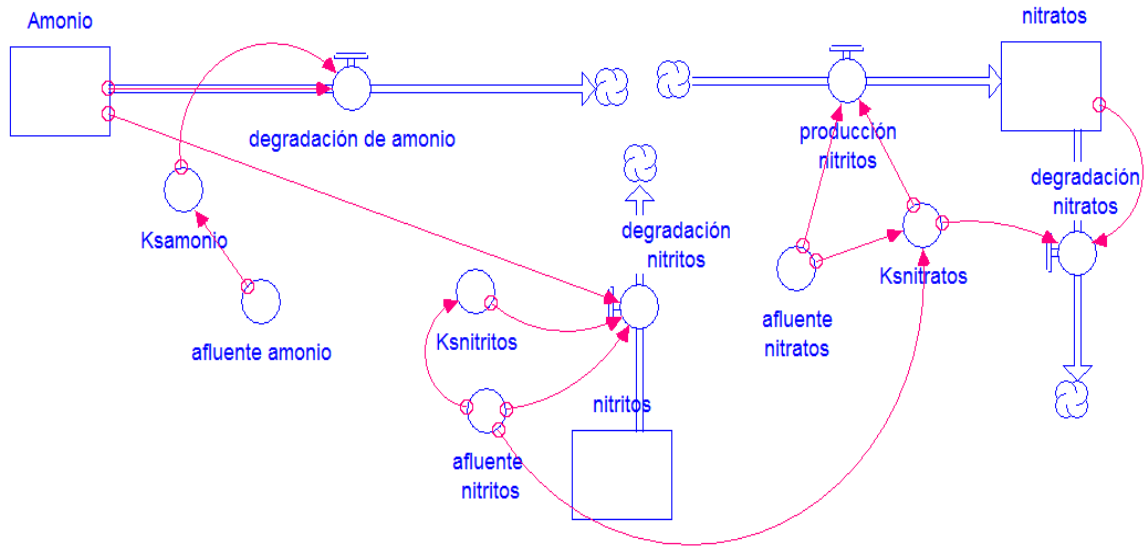


Figura 30. Modelo conceptual de nitrógeno

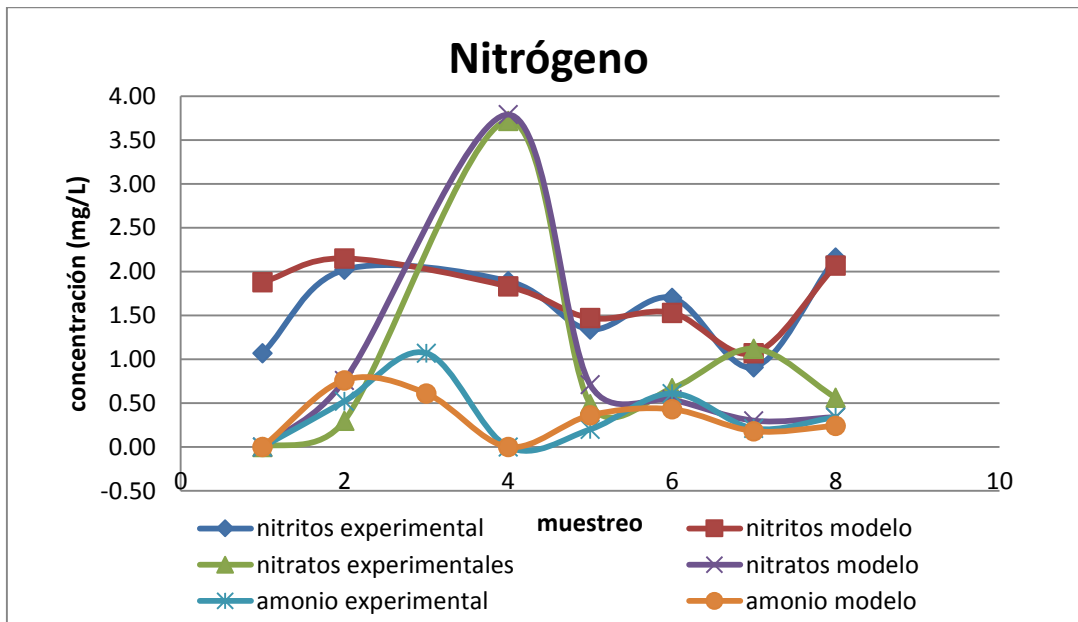


Figura 31. Comparación de datos experimentales y modelados para nitrógeno

Validación de los modelos de remoción propuestos

Los valores obtenidos en el modelo fueron comparados con los obtenidos experimentalmente mediante ANOVAs, los resultados se muestran en la tabla 35.

Se obtuvieron valores mayores a 0.05 para la probabilidad, por lo que a un índice de confianza de 95% las medias de los datos no son significativamente diferentes.

Tabla 35. Resultados de ANOVA para datos experimentales y modelados

Parámetro	F	Probabilidad
pH	0.00	1.00
Fósforo	0.04	0.84
Nitritos	0.31	0.59
Nitratos	0.01	0.93
Amonio	0.08	0.78
DQO	0.25	0.63

Integración

Los resultados obtenidos en la presente investigación permitieron evaluar la remoción de contaminantes lograda por cada módulo del sistema de tratamiento.

La calidad del agua lograda cumple los requerimientos según la normatividad vigente para el uso en riego agrícola y protección de vida silvestre, en este caso ajolote mexicano.

En el humedal se obtuvieron las mayores remociones de contaminantes y consecuentemente se obtuvieron las constantes de degradación mayores y de signo negativo.

El modelo cuantitativo de remoción de contaminantes, se ajusta a los valores obtenidos experimentalmente, los coeficientes de correlación en orden creciente son, de 0.90 para nitratos, 0.76 para pH, 0.65 para amonio, 0.62 para DQO, 0.61 para ortofosfatos y 0.55 para nitritos. Adicionalmente en la prueba ANOVA con un índice de confianza de 95%, las medias resultaron no significativamente diferentes.

- **CONCLUSIONES.**

- Se evaluó la remoción de nitrógeno, fósforo, carbono y de coliformes fecales en un humedal artificial y su módulo de desinfección acoplado, obteniéndose:

Para nitritos se obtiene en promedio 80% de remoción total, de los cuales 10% corresponde al sedimentador, 45% al HA y 25% a desinfección. La mayor remoción se obtiene en verano.

Para nitratos se obtiene en promedio 29% de remoción total, de los cuales 41% corresponde al sedimentador, 43% al HA y 16% a desinfección. La mayor remoción se obtiene en primavera.

Para nitrógeno amoniacal se obtiene en promedio 90% de remoción total, de los cuales 21.5% corresponde al sedimentador, 54% al HA y 24.5% a desinfección. La mayor remoción se obtiene en primavera.

Para materia orgánica disuelta se obtiene en promedio 67% de remoción total, de los cuales 42% corresponde al sedimentador, 37% al HA y 21% a desinfección. La mayor remoción se obtiene en primavera.

Para fósforo se obtiene en promedio 17% de remoción total, de los cuales 17% corresponde al sedimentador, 57% al HA y 26% a desinfección. La mayor remoción se obtiene en verano.

Para coliformes fecales se obtiene en promedio 98% de remoción total, de los cuales 23% corresponde al sedimentador, 38% al HA y 39% a desinfección. La mayor remoción se obtiene en verano.

La adsorción es el mecanismo de remoción principal de fósforo.

La nitrificación es el mecanismo principal de remoción de nitrógeno.

El ambiente aerobio es predominante en el humedal artificial de flujo combinado.

- Se generó un modelo de simulación cuantitativo de la remoción de los contaminantes evaluados, empleando el programa Stella.

- **BIBLIOGRAFÍA.**

Adav, S. S., Lee, D. J., Lai, J. Y., (2010). Enhanced biological denitrification of high concentration of nitrite with supplementary carbón source. Appl. Microbiol. Biotechnol. 85, 773-778.

Angeloni, N. L., Jankowski, K. J., Tuchman, N.C. and Kelly, J. J. (2006). Effects of an invasive cattail species (*Typha glauca*) on sediment nitrogen and microbial community composition in a freshwater wetlands. FEMS microbial. Lett. 263(1):86-92.

APHA, AWWA, WPCF. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Ed. Washington D. C. 1268 p.

Arellano Díaz J (2002) Introducción a la Ingeniería Ambiental. México. pp. 34 y 35.

Armstrong, J. y Armstrong, W. (1990). Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. En memories of Constructed Wetlands Water Pollution Control. Reino Unido. Pp. 529-534.

Arp, D., Bottomley, P. (2006). Nitrifiers more than 100 years from isolation to genome sequences. Microbe 1, 229-234.

Ayaz, S. C., Aktas, Ö, Findik, N., Akca, L., Kinaci, C., (2012). Effects of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetlands system. Ecol. Eng. 40, 1-5.

Barnard, J. L. (1974). Cut Phosphorus and Nitrogen without chemicals. Water and Wastes Engineering. 11(7):33-36.

Bastviken, S.K., Eriksson, P.G., Premrov, A. y Tonderski, K. (2005) Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering*, 25 (2), 183-190.

Beebe DA, Castle JW, Molz FJ & Rodgers JH (2014) Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. *Ecological Engineering* 71:394–400.

Brisson J. y Chazarenc F. (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 61(1):107-118.

Brix, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, (1994a), 29 (4), 71-78.

Chen Y, Wen Y, Zhou Q & Vymazal J (2014) Effects of plant biomass on nitrogen transformation in subsurface-batch constructed wetlands: A stable isotope and mass balance assessment. *Water research* 63:158–67.

Cho S, Takahashi Y, Fujii N, Yamada Y, Satoh H & Okabe S (2010) Nitrogen removal performance and microbial community analysis of an anaerobic up-flow granular bed anammox reactor. *Chemosphere* 78:1129–1135.

Comisión Nacional del Agua, (2011). Estadísticas del Agua en México 2011. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

CONABIO. 2011. Fichas de especies prioritarias. Ajolote Mexicano (*Ambystoma mexicanum*) Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

De Feo G., Lofrano G. y Belgiorno V. (2005). Treatment of high strength wastewater with vertical flow constructed wetland filters. *Wat. Sci. & Technol.* 51 (10), 139-146.

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., y Andrade, M., (2010) Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales, Bolivia. pp. 7-9.

Dierberg, F.E. y Brezonik, P.L. (1984). Nitrogen and Phosphorus Mass Balances in a Cypress Dome Receiving Wastewater. Pags. 112-118. en Ewel, K.C. y Odum, H.T. (Eds.) "Cypress Swamps". University of Florida Press. Gainesville, USA.

Drizo, A. y Frost, C. (1996). Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. En *Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Austria. Pp. 1/10-1 a 1/10-8.

Faulwetter J. L., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M. D., Brisson J., Camper A. K. y Stein O. R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecolog. Eng.* 34, 987-1004.

Fukase, T., Shibata, M. and Miyaji, Y. (1985). Factors affecting biological removal of phosphorus. *Wat. Sci. Tech.* 17:187-198.

García, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Píriz, T., Aguirre, P. y Mujeriego, R. (2003). Spatial variations of temperature, redox potential and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecol. Eng.* 722, 1-14.

Green, M. y Upton, J. (1995). Constructed reed beds: Apropiate technology for small communities. *Wat. Environm. Res.*, 32(3): 339-348.

Hafner S. D. y Jewell W.J. (2006) Predicting nitrogen and phosphorus removal in wetlands due to detritus accumulation: a simple mechanistic model. *Ecol. Eng.* 27 13-21

Howell C.J., Crohn D.M. y Mohammad O. (2005) Simulating nutrient cycling and removal through treatment wetlands in arid/semiarid environments. *Ecol. Eng.* 25 25-39

Kadlec, Robert H. (2009) *Treatment wetlands*. 2nd ed.

Kaspar, HF., (1982). Nitrite reduction to nitrous oxide by propionibacteria: detoxication mechanism. *Arch. Microbiol.* 133, 126-130.

Katterer, T. (2002). Nitrogen budgets in *Encyclopedia of life sciences* Wiley and sons. 8p.

Kincanon R. y McAnally A.S. (2004) Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations. *Ecol. Modelling.* 174, 309-322

Langergraber G., Giraldi D., Mena J., Meyer D., Peña M., Toscano A., Brovelli A. y Korkusuz, E.A. (2009). Recent Developments in numerical modeling of subsurface flow constructed wetlands. *Sci. Tot. Env.* 409, 3931-394.

Lee S, Maniquiz-Redillas MC, Choi J & Kim L-H (2014) Nitrogen mass balance in a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. *Journal of environmental sciences (China)* 26:1260–6.

Liu, F., Ye, S. Y., Tang, Y. Q., Takigawa, K., Kida, K. and Wu, X. L. (2007). Analysis of microbial community structure in coastal wetland soil of the Yellow River Delta. *Chin. J. Appl. Environ. Biol.* (in Chinese). 13(5): 691-696.

Loreau, M. (2001). Microbial diversity, producer-decomposer interactions and ecosystem processes: a theoretical model. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 268 (1464): 303-309.

Luna Pabello VM & Ramírez F (2004). Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista internacional Contaminación Ambiental* 20:31–38.

Luna Pabello VM (2011). Manual de prácticas básicas para el estudio de la microbiología ambiental de agua y suelo. UNAM, pág. 55-65.

Luna Pabello & Aburto S. (2012). Guía de mantenimiento y operación del humedal artificial ubicado en el centro de investigaciones biológicas y acuícolas de Cuemanco. UNAM, Facultad de Química, Laboratorio de microbiología experimental.

Mena S. J. (2008). Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: ventajas de los sistemas híbridos 25:8-12.

Mena, G., Servín, Z. (2014). Manual básico para el cuidado en cautiverio del ajolote de Xochimilco (*Ambystoma mexicanum*), Instituto de Biología, UNAM, México.

Mendonça, S. (2000.) Sistemas de lagunas de estabilización: Como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío, Mc. Graw Hill, Santafé de Bogota.

Molle, P., Liénard, A., Grasmick, A. y Iwema, A. (2003). Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Wat. Sci. Tech.* 48 (5), 75-83.

Montville, T. J., Matthews, K. R. (2009). Food microbiology. Department of food Science School of Environmental and Biological Sciences Rutgers, the State University of New Jersey New Brunswick, New Jersey. Pp. 570.

NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. *Diario Oficial de la Federación*, 23 de abril de 2003. México, D.F.

NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de enero de 1997. México, D.F.

NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 30 de Diciembre de 2010. México, D.F.

Paredes D., Kuschik P., Stange F., Müller R.A. y Köser H. (2007). Model experiments on improving nitrogen in laboratory scale subsurface constructed wetlands by enhancing the anaerobic ammonia oxidation. *Water Sci. & Technol.* 56 (3) 145-150.

Pettecrew, E.L. y Kalff, J. (1992). Water Flow and Clay Retention in Submerged Macrophyte Bed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 2483-2489.

Ramírez C., (1998), Desarrollo de la ingeniería básica para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales a base de un humedal artificial de flujo horizontal.

Ramírez Carrillo H. F., Luna Pabello V. M., Arredondo Figueroa J. L., (2009). Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura, *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, Vol. 8, No. 1.

Randall, C.W., Barnard, J. L. and Stensel D. H. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Volume 5 ed. Technomic Publishing Co. Inc. Lancaster U.S.A.

Rivera. F.; Ramirez, E. y Gallegos, E. (1995). Removal of pathogens from zone. *Wat. Sci. Technol.*, 32(3):113-119.

Rojas, R. T. 1995. Presente, pasado y futuro de las Chinampas. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México, D.F.

Rosado Lozano, L. E., (2010), Modelos de remoción y transformación de compuestos nitrogenados en humedales artificiales de flujo subsuperficial:

panorama actual y propuesta para generar nuevos modelos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México. México. Pp.75.

Schlegel, H. G. (1988). Microbiología General. Ediciones Omega, S.A. 3ª Ed., pp. 176-207. Barcelona, España.

Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J., Jetten, M., Strous, M. (2003). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. FEMS Microbiol Rev. 27(4):481-492.

Sedlak, R. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal from municipal Wastewater Principles and Practice. Second Edition. Chapter 2-4.

Strous, M., Pelletier, E., Mangenot, S. *et al.* (2006) Deciphering the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome. Nature 440: 790–794.

Tanner C.C., Kadlec R.H., Gibbs M.M., Sukias J.P.S. y Nguyen L.M. (2002). Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands. Ecol. Eng. 18, 499-520.

Tracy, K. D. and Flammino, A. (1987). Biochemistry and energetics of biological phosphorus removal. Biological Phosphate Removal from Wastewater. Advances Water Pollution Control. 4: 12-25

Truu M, Juhanson J & Truu J (2009) Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. Science of the Total Environment 407:3958–3971.

Vymazal J. y Kröpfelová L. (2005). Growth of *Phragmites Australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in Czech Republic. *Ecol. Eng.* 25, 606 – 621.

Vymazal, J., (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380 (1-3), 48-65.

Vymazal, J. (2013). Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 61, 582–592.

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

Vymazal, J., Kropfelova, L., (2009). Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review. *Wetlands* 29(4), 1114-1124.

Wainwright J. y Mulligan M. (2004). *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity*. John Wiley & Sons. Londres, Reino Unido. 432 pp.

Waki, M., Yasuda, T., Yokoyama, H., Hanajima, D., Ogino, A., Suzuki, K., Yamagishi, T., Suwa, Y., Tanaka, Y., (2009). Nitrogen removal by co-occurring methane oxidation, denitrification, aerobic ammonium oxidation, and Anammox. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 84, 977-985.

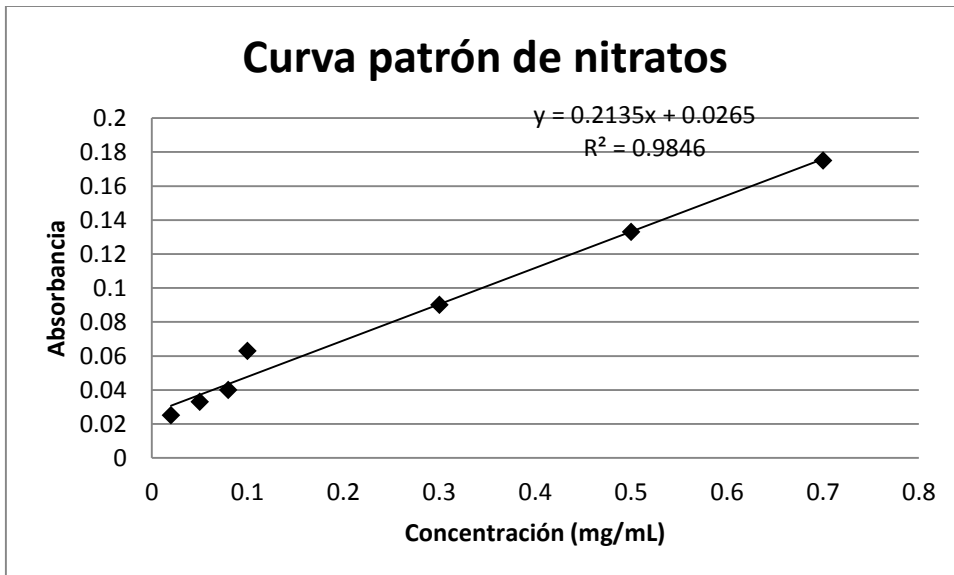
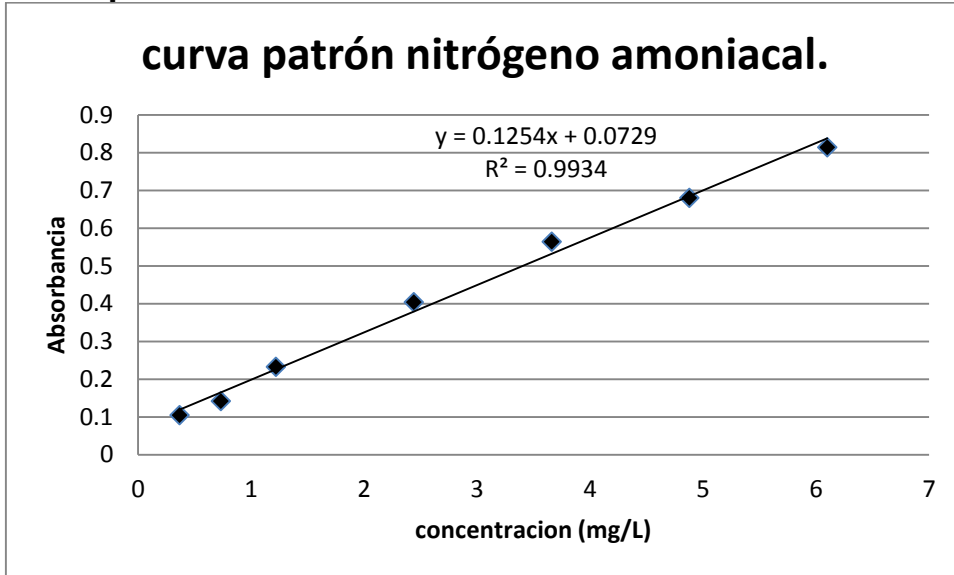
Wentzel, M., Dold, P., Ekama, G. and Marais, G. (1985). Kinetics of biological phosphorus release. *Wat. Sci. Tech.* 17:57-71

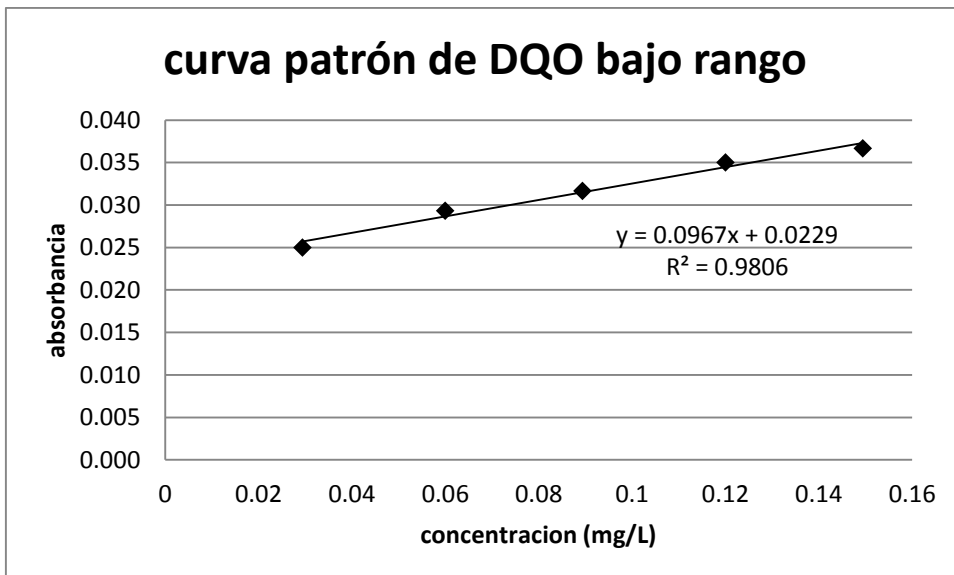
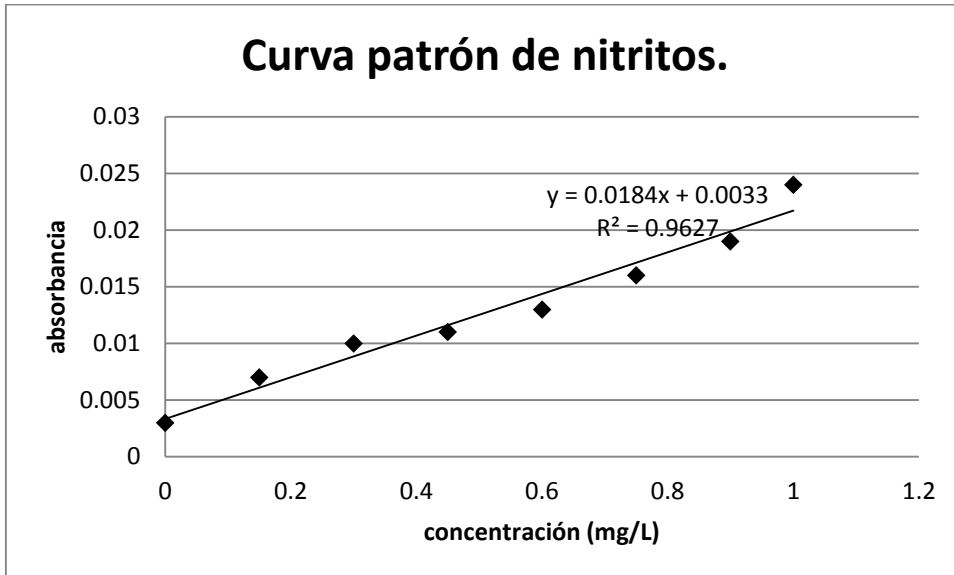
Wu H., Zhang J., Wei R., Liang S., Li C., Xie H. (2013). Nitrogen transformations and balance in constructed wetlands for slightly polluted river water treatment using different macrophytes. *Environ Sci. Pollut. Res.* 20:443-451

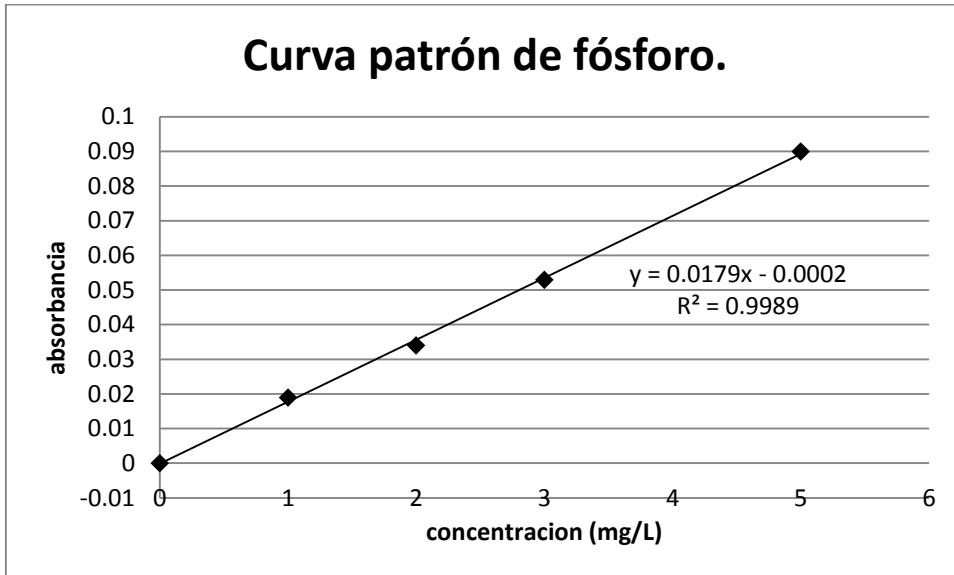
Zhang DQ, Jinadasa KBSN, Gersberg RM, Liu Y, Ng WJ & Tan SK (2014) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries--a review of recent developments (2000-2013). *Journal of environmental management* 141:116–31.

Zhu H, Yan B, Xu Y, Guan J & Liu S (2014) Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. *Ecological Engineering* 63:58–63.

Anexo 1. Curvas patrón utilizadas para las determinaciones fisicoquímicas.







Anexo 2. DENSIDAD APARENTE, REAL Y POROSIDAD

La densidad aparente (DA) y real (DR), del material de empaque, se evaluó de acuerdo con las siguientes técnicas. Para la determinación de la densidad aparente (DA), del material de empaque, a una probeta de 100 mL se le adicionó material hasta obtener el volumen de 100 mL, la probeta se pesó sin y con material. La DA se calculó de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$DA = \frac{mP - mPS}{100\text{mL}}$$

Donde: mP = peso de la probeta más el peso del material en gramos; mPS = peso de la probeta sin material en gramos.

En cuanto al parámetro de densidad real (DR), se determinó pesando 10 g, de material de empaque, en un matraz aforado de 100 mL. Posteriormente, se agregó agua hasta llegar a los 100 mL de aforo. El matraz aforado se pesó solo y con el material más el agua, se utilizaron las siguientes ecuaciones para el cálculo de la DR y porosidad.

$$DR = \frac{mM}{100 - \frac{mA}{0.999}}$$

Donde: mM = masa de la muestra en gramos; 100 = volumen del matraz en mL;
mA = masa del agua agregada al matraz con material; 0.999 = densidad del agua.

$$\% \text{ de Porosidad} = 100 \left(1 - \frac{DA}{DR} \right)$$

Determinación de la conductividad hidráulica.

La conductividad hidráulica se define como la velocidad en que el agua que fluye en un medio poroso, la cual es directamente proporcional al gradiente hidráulico causado por el flujo (ley de Darcy, 1856). Se evaluó como:

$$Q = K \times A \times \frac{h}{L}$$

Donde:

Q=caudal (m³/día)

K=conductividad hidráulica (m/día)

A= área (m²)

h=altura de agua (m)

L=largo de la muestra de suelo (m)

El método que se siguió fue el siguiente:

- 1.- se colocó un volumen de material en el permeámetro de carga constante.
- 2.- se adiciono un gasto constante a la entrada.
- 3.- se colocó una probeta de 1 litro y se midió el gasto a la entrada del sistema, en el desvió y a la salida.
- 4.- se registraron los tiempos requeridos en llenar el volumen de la probeta.

Anexo 3. Memoria de cálculo de modelo cuantitativo. Balance hídrico.

- $HAFSS(t) = HAFSS(t - dt) + (C8 + C9_lluvia - C10_evap - C11_trans - C12) * dt$
 INIT HAFSS = C8
 INFLOWS:
 - ↔ C8 = CANAL_DE_CUEMANCO
 - ↔ C9_lluvia = .495*1000*área_FSS/150
 OUTFLOWS:
 - ↔ C10_evap = ((área_FSS*.005)*1000)/24
 - ↔ C11_trans = ((área_FSS*0.015)*1000)/24
 - ↔ C12 = C8+C9_lluvia-C10_evap-C11_trans
- $TANQUE_SEDIMENTADOR(t) = TANQUE_SEDIMENTADOR(t - dt) + (CANAL_DE_CUEMANCO - C8) * dt$
 INIT TANQUE_SEDIMENTADOR = CANAL_DE_CUEMANCO
 INFLOWS:
 - ↔ CANAL_DE_CUEMANCO = 5000
 OUTFLOWS:
 - ↔ C8 = CANAL_DE_CUEMANCO
- $UV_ozono(t) = UV_ozono(t - dt) + (C12 - agua_tratada) * dt$
 INIT UV_ozono = C12
 INFLOWS:
 - ↔ C12 = C8+C9_lluvia-C10_evap-C11_trans
 OUTFLOWS:
 - ↔ agua_tratada = C12
- área_FSS = 55

Modelo.

- $Amonio(t) = Amonio(t - dt) + (- degradacion_de_amonio) * dt$
 INIT Amonio = afluente_amonio
 OUTFLOWS:
 - ↔ degradación_de_amonio = Amonio*EXP(Ksamonio*time)/15
∖TIMESTAMPED
- $DQO(t) = DQO(t - dt) + (- degradación_DQO) * dt$
 INIT DQO = afluente_DQO
 OUTFLOWS:
 - ↔ degradación_DQO = DQO*EXP(KDQO*time)/52
∖TIMESTAMPED
- $fósforo(t) = fósforo(t - dt) + (fósforo_afluente - fósforo_efluente) * dt$
 INIT fósforo = fósforo_afluente
 INFLOWS:
 - ↔ fósforo_afluente = concentración_de_fósforo
 OUTFLOWS:
 - ↔ fósforo_efluente = fósforo_afluente-(material_de__empaques+plantas)*TIME
- $nitratos(t) = nitratos(t - dt) + (producción_nitritos - degradación_nitratos) * dt$
 INIT nitratos = if Ksnitratos<0 then afluente__nitratos+0.7*nitratos else 0
 INFLOWS:
 - ↔ producción_nitritos = if Ksnitratos>0 then (afluente__nitratos)*EXP(Ksnitratos*time)/34 else 0
∖TIMESTAMPED
 OUTFLOWS:
 - ↔ degradación_nitratos = if Ksnitratos<0 then (nitratos)*EXP(Ksnitratos*time)/24 else 0
∖TIMESTAMPED
- $nitritos(t) = nitritos(t - dt) + (- degradación_nitritos) * dt$
 INIT nitritos = afluente__nitritos+0.2*Amonio
 OUTFLOWS:
 - ↔ degradación_nitritos = if afluente__nitritos<5 then (afluente__nitritos+0.4*Amonio)*EXP(Ksnitritos*time)/52 else (afluente__nitritos+0.4*Amonio)*EXP(Ksnitritos*time)/26
∖TIMESTAMPED

Evaluación del proceso de depuración de agua del canal de Cuemanco en un humedal artificial acoplado a un módulo de desinfección

- $\text{afuente_amonio} = 0.89$
- $\text{afuente_DQO} = 8.41$
- $\text{afuente_nitros} = 0.61$
- $\text{afuente_nitritos} = 3.08$
- $\text{concentraci3n_de_f3sforo} = 4.46$
- $\text{KDQO} = (0.0000003 * \text{afuente_DQO}^3 - 0.00002 * \text{afuente_DQO}^2 - 0.001 * \text{afuente_DQO} + 0.0078) / 2.1$
- $\text{Ksamonio} = \text{if afuente_amonio} = 0 \text{ then } 0 \text{ else } (-0.0001 * \text{afuente_amonio}^3 + 0.0041 * \text{afuente_amonio}^2 - 0.042 * \text{afuente_amonio} - 0.0063) / \text{afuente_amonio}$
- $\text{Ksnitros} = (-0.6426 * \text{afuente_nitros}^5 + 3.1051 * \text{afuente_nitros}^4 - 4.9417 * \text{afuente_nitros}^3 + 3.1722 * \text{afuente_nitros}^2 - 0.7259 * \text{afuente_nitros} + 0.0062) / \text{afuente_nitros}$
- $\text{Ksnitritos} = (0.0004 * \text{afuente_nitritos}^2 - 0.0127 * \text{afuente_nitritos} + 0.0063) / (0.2 * \text{afuente_nitritos})$
- $\text{material_de_empaquetado} = (0.18 * \text{concentraci3n_de_f3sforo}) / \text{TRH}$
- $\text{pH} = 0.3149 * \text{concentraci3n_de_f3sforo} * \text{concentraci3n_de_f3sforo} - 2.6262 * \text{concentraci3n_de_f3sforo} + 11.619$
- $\text{plantas} = \text{concentraci3n_de_f3sforo} * 0.02 / \text{TRH}$
- $\text{TRH} = 52$