



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ASISTENCIA EN
TECNOLOGÍA Y DISEÑO DEL ESTADO DE JALISCO, A. C.**

**MECANISMOS DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y
NUTRIENTES EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO DE AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES**

TESIS
PARA OBTENER EL GRADO

ACADÉMICO DE

**DOCTOR EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA
EN LA ESPECIALIDAD DE
INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA

M. en C. María de la Luz Merino Solís

Director

Dr. Alberto López López

Co-director

Dr. José de Anda Sánchez



CIENCIA Y TECNOLOGÍA

GUADALAJARA, JALISCO. FEBRERO DE 2017.



Guadalajara, Jalisco a 24 de Febrero del 2017

CONSEJO GENERAL DEL POSGRADO
INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del Jurado del Examen de Grado de la estudiante **María de la Luz Merino Solís**, una vez leída y revisada la Tesis titulada “MECANISMOS DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES” aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la estudiante para aspirar al grado de Doctor en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de Ingeniería Ambiental durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los 24 del mes de Febrero del año 2017

Dr. Victor Manuel Luna Pabello
Presidente

Dr. Juan Gabriel García Maldonado
Secretario

Dr. Kelly Joel Gurubel Tun
Vocal

Dr. Gabriel Rincón Enriquez
Vocal

Dr. José de Anda Sánchez
Vocal



Guadalajara, Jal., 15 de Febrero de 2017

CONSEJO INSTITUCIONAL DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ASISTENCIA EN TECNOLOGÍA Y DISEÑO
DEL ESTADO DE JALISCO, A.C.
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del comité tutorial de la estudiante **María de la Luz Merino Solís**, una vez leída y revisada la Tesis titulada “MECANISMOS DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES” aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la estudiante para aspirar al grado de Doctor en el Posgrado Interinstitucional en Ciencia y Tecnología (PICYT): Especialidad Ingeniería Ambiental durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente al día quince del mes de febrero del año dos mil diecisiete.

Dr. Alberto López López

Director de tesis/tutor académico

Dr. José de Anda Sánchez

Co-director de tesis/tutor en planta

Nombre y firma

Asesor/Asesora

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización del estudio de doctorado en el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ). De la misma manera extendo un sincero agradecimiento a CIATEJ por la beca otorgada a manera de extensión para la culminación de este trabajo.

A la Comisión Estatal del Agua (CEA) de Jalisco y al personal de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Chapala por permitirnos el acceso y por su apoyo en la solución de los problemas técnicos que se fueron presentando.

A la unidad de investigación de ambiental de la Universidad de Recursos Naturales y Ciencias de la vida de Viena (BOKU), especialmente al Dr. Günter Langergraber por su espíritu de colaboración, por su disposición a compartir su conocimiento, por su sencillez y humildad.

A la unidad de tecnología ambiental de CIATEJ, en especial al Dr. Jorge Del Real Olvera por su apoyo y asesoría siempre que han sido necesarias; al Biólogo Edgardo Villegas García, quien se comprometió desde el inicio del proyecto colaborando activamente en el monitoreo, toma de muestras, poda del humedal y transporte, su apoyo y disposición fueron muy valiosas; a la Dra. Elizabeth León Becerril y al M.C. Leonel Hernández Mena miembros de mi comité tutorial por sus observaciones y aportaciones; al Dr. José De Anda Sánchez, co-asesor de este proyecto, por darme la oportunidad de continuar mi formación en CIATEJ con un tema que me encanta, por su apoyo y toda su comprensión en los momentos más difíciles; y al Dr. Alberto López López, a quien no encuentro las palabras exactas para externarle mi agradecimiento por su asesoría y por el aprendizaje adquirido a través de esta experiencia.

A los sinodales el Dr. Victor Manuel Luna Pabello, el Dr. Juan Gabriel García Maldonado, el Dr. Kelly Joel Gurubel Tun, el Dr. Gabriel Rincón Enriquez y el Dr. José De Anda Sánchez por su comprensión, revisiones y comentarios tan certeros.

A la hermosa familia de la cual tengo la dicha de formar parte, a mis amigos de alma rebelde y compañeros de aventuras, gracias por acompañarme en este aparentemente casual caos de la vida y recordarme que tenemos la capacidad de superar nuestros retos.

Resumen

En el presente trabajo se estudia el comportamiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar dentro de un humedal de flujo subsuperficial (HHFSS) durante la remoción de materia orgánica y nutrientes. Esta tecnología pasiva de tratamiento fue implementada con la intención de prevenir la degradación de uno de los principales cuerpos de agua dulce de México, el Lago de Chapala, al evitar las descargas directas del agua residual proveniente de las pequeñas poblaciones aledañas. El HHFSS forma parte de un sistema de tratamiento de agua residual municipal a nivel piloto, es precedido por un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) y se encuentra ubicado en la planta de tratamiento de agua residual municipal (PTARM) del municipio de Chapala. Ambos elementos del sistema utilizaron tezontle como medio de soporte para el crecimiento de la biopelícula. Aprovechando la biodiversidad y el clima subtropical de la zona se plantaron en el HHFSS dos especies ornamentales, *Canna hybrids* en la primer mitad y *Strelitzia reginae* en la segunda con una densidad de 3 plantas·m⁻², observándose una buena aclimatación y desarrollo principalmente en el caso de *Canna hybrids*. Se probaron tres tiempos de residencia (TRH), de 18, 28 y 38h en el FAFA correspondientes a 2, 3 y 4 días en el HHFSS. Cada uno de ellos fue monitoreado por un periodo aproximado de cuatro meses y de manera subsecuente, los resultados fueron evaluados mediante un diseño anidado con un factor cruzado. Como se esperaba el FAFA fue capaz de remover casi el 80% de materia orgánica en un TRH de 18h, mientras el HHFSS alcanzó remociones del 30% de nitrógeno total en un TRH de 3 días. Por otra parte, con base en un estudio minucioso de los modelos numéricos existentes se seleccionó utilizar el modelo mecanicista conocido como modulo humedal CWM1 en el software HYDRUS con la finalidad de representar las rutas biogeoquímicas de transformación de materia orgánica y nitrógeno, y así comprender con mayor detalle lo que ocurre dentro del sistema humedal. La simulación y calibración del modelo fue apropiada con una buena predicción respecto a los datos experimentales (un promedio de diferencias relativas de 10.43% para DQO y 52.54% para NH₄-N). Tanto en la experiencia en campo como en la efectuada en el simulador se observó una predominancia en las condiciones anaerobias, lo cual no permitió una completa nitrificación. El sistema completo demostró ser una buena opción de tratamiento.

Derechos de Propiedad Intelectual

Esta tesis de Doctorado se desarrolló en el seno de la Unidad de Tecnología Ambiental del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ A.C.), en el marco del proyecto de Investigación y Desarrollo (I+D) “**Construcción de un sistema demostrativo para el tratamiento de aguas residuales municipales basado en humedales artificiales**”, desarrollado para la Comisión Estatal del Agua (CEA) de Jalisco; contrato firmado el 7 de diciembre de 2009; bajo la responsabilidad técnica del Dr. Alberto López López. La dirección y co-dirección de esta tesis estuvo a cargo del Dr. Alberto López López y Dr. José de Anda Sánchez, quienes son autores de la idea original de dicho proyecto de investigación.

Esta tesis contiene extractos e ideas originales de los informes técnicos del proyecto arriba mencionado, los cuales fueron aprobados satisfactoriamente por la CEA de Jalisco. Del proyecto se desprende una patente ante Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial (IMPI) denominada “**Sistema y proceso modular para el tratamiento pasivo de aguas residuales domésticas**” ” con Título de patente: No. 340151; No. Exp. MX/a/2010/014332; por lo que cualquier uso total o parcial de la información contenida en esta tesis con fines no académicos, queda condicionado a la autorización escrita y previa del CIATEJ A.C.

Publicaciones asociadas a esta tesis

Merino-Solís, M.L., Villegas-García, E., De Anda J., López-López, A. (2015). The effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: an anaerobic filter with a constructed wetland, *Water* 2015, 7, 1149-1163; doi:10.3390/w7031149, ISSN 2073-4441.

Merino-Solis, M.L., Villegas-García, E. De Anda J., López-López A. Evaluation of an ecological wastewater treatment system based on constructed wetlands for small rural communities, in *Second Panamerican Conference on Wetland Systems for Water Quality Improvement, Management and Treatment*, Morelia, Mexico, June 9-12, 2014, pp. 104-107, ISBN 97895872231909.

Merino-Solis, M.L., Villegas-García, E. De Anda J., López-López A. Nutrient and organic transformation performance of municipal wastewater through a pilot-scale construed wetland in subtropical climate, in *Wetland systems: Ecology, Functioning and Management*, Edited by Borin M., Malagoli M., Salvato M., Tanis B., Padova Italy, September 1-4, 2013, pp 55-56, ISBN 978-88-902948-4-6.

Estancia Doctoral

Universidad de Recursos Naturales y Ciencias de la Vida, Viena

Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)

Tema: “Modeling the nutrient removal in a pilot-scale subsurface flow constructed wetland during municipal wastewater treatment”.

Coordinador de estancia: PhD. Günter Langergraber

Periodo: 6 Mayo – 31 Agosto de 201

Contenido

Listado de figuras	I
Listado de tablas	IV
Listado de acrónimos	VI

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes	1
1.2 Hipótesis	5
1.3 Alcances y objetivos	6

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS

2.1 Humedales artificiales o construidos	8
2.2 Unidades previas de tratamiento	13
2.3 Importancia de las plantas en los humedales artificiales	15
2.4 El medio de soporte en los humedales artificiales	17
2.5 Mecanismos de remoción y transformaciones del nitrógeno	19
2.6 Experiencias en la remoción de nitrógeno mediante humedales artificiales	22
2.6.1 Remoción de nitrógeno con HHFSS	22
2.6.2 Factores que limitan las eficiencias de remoción de nutrientes con HHFSS	23
2.6.3 Alternativas para mejorar la remoción de nitrógeno	24
2.7 Modelado y simulación de humedales artificiales	26
2.7.1 Modelos simples (caja negra)	27
2.7.1.1 Reglas empíricas	27
2.7.1.2 Ecuaciones de regresión	28
2.7.1.3 Modelos de primer orden	28
2.7.1.4 Modelos de orden variable o tipo Monod	30
2.7.1.5 Redes neuronales	31

2.7.1.6 Aproximaciones estadísticas	31
2.7.1.7 Modelos hidráulicos	32
2.7.2 Modelos Mecanicistas	33
2.7.2.1 Software STELLA	35
2.7.2.2 Modulo Humedal del software HYDRUS	35
2.7.2.2.1 HYDRUS	35
2.7.2.2.2 CWM1	38
2.7.2.2.3 Métodos de resolución e interface gráfica del usuario	42
2.7.2.3 Modelo mecanicista 2D	43
2.7.2.4 Software PHWAT	44
2.7.2.5 Modelo FITOVER	44
2.7.2.6 Modelo BIO_PORE	45
2.7.2.7 Modelos especializados	46
2.7.2.8 Modelos de apoyo para el diseño	47

CAPÍTULO 3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del sistema de tratamiento	48
3.1.1 Localización	48
3.1.2 Características del agua residual	49
3.1.3 Ingeniería conceptual del sistema de tratamiento	50
3.1.3.1 Pretratamiento	50
3.1.3.2 Filtro anaerobio de flujo ascendente	51
3.1.3.3 Humedal artificial de tipo subsuperficial	52
3.1.3.4 Características del medio filtrante	55
3.2 Diseño de ingeniería básica del sistema de tratamiento	56
3.2.1 Filtro anaerobio de flujo ascendente	56
3.2.1.1 Bases y criterios de diseño	56
3.2.1.2 Memoria de cálculo	57
3.2.2 Humedal artificial de flujo subsuperficial	58

3.2.2.1 Bases y criterios de diseño	58
3.2.2.2 Memoria de cálculo	59
3.3 Monitoreo de la calidad del agua	61
3.3.1 Plan de muestreo	62
3.3.2 Puntos de muestreo	63
3.3.3 Análisis para la determinación de la calidad del agua	64
3.3.4 Medición del crecimiento de plantas	65
3.4 Análisis estadístico	67
3.5 Modelado	67
3.5.1 Modelado cinético de primer orden	67
3.5.2 Modulo humedal CWM1 en HYDRUS	67
3.5.3 Modelo conceptual	68
3.5.4 Estrategia de calibración	68

CAPÍTULO 4. RESULTADOS

4.1 Comportamiento de las variables medidas	70
4.1.1 Condiciones <i>in situ</i>	70
4.1.2 Parámetros fisicoquímicos	72
4.1.2.1 Materia orgánica	72
4.1.2.2 Nutrientes	74
4.2 Desarrollo y comportamiento de las plantas del humedal artificial	78
4.3 Simulaciones	84
4.3.1 Preparación del modelo: datos de entrada y condiciones iniciales	84
4.3.2 Simulaciones de transporte reactivo	85
4.3.3 Simulaciones considerando las plantas	89

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

5.1 Desempeño y eficiencias de remoción del sistema de tratamiento	95
5.1.1 Materia orgánica	95

5.1.2 Nutrientes	98
5.2 Comparación de las eficiencias de remoción con otros sistemas similares reportados en la literatura	99
5.3 Obtención y comparación de las constantes de remoción de primer orden	102
5.4 Comparación del comportamiento de las plantas del humedal con respecto a otros reportados en la literatura	103
5.5 Comparación entre los datos simulados y medidos	105
5.6 Cumplimiento normativo de las variables de salida del sistema	107

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones	109
6.2 Perspectivas	111

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Listado de Figuras

Figura 2.1	Humedal artificial de flujo superficial	10
Figura 2.2	Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HFSS): a) horizontal y b) vertical	10
Figura 2.3	Ciclo del nitrógeno	22
Figura 2.4	Diagrama del THCW: 1, primera etapa; 2, torre de la segunda etapa; 3, tercera etapa (descarga); 4, plantas; 5, fondo de la celda circular; 6, celda circular media; 7, parte alta de la celda circular; 8, cascada (Ye y Li 2009)	26
Figura 3.1	Ubicación del prototipo piloto de la PTARM de Chapala (Imagen aérea tomada por la CEA en el 2013)	48
Figura 3.2	Sistema de tratamiento a nivel piloto con humedales artificiales dentro de la PTARM de lodos activados de Chapala	50
Figura 3.3	Unidades de pretratamiento a) hidrocriba, b) desarenador	51
Figura 3.4	Humedal artificial de flujo subsuperficial del sistema piloto	53
Figura 3.5	Dimensiones y características del FAFA a) vista de planta, b) vista de corte (Adaptada de la solicitud de patente: MX/a/2010/014332)	58
Figura 3.6	Dimensiones y características del HHFSS a) vista de planta, b) vista de corte (Adaptada de la solicitud de patente: MX/a/2010/014332)	61
Figura 3.7	Puntos de muestreo en el sistema de tratamiento: M1, influente; M2, salida del FAFA; M3, parte media del HHFSS; M4, efluente	63
Figura 3.8	Detalle de los puntos de muestreo: a) M1, b) M2, c) M3 y d) M4	64
Figura 3.9	Mediciones in situ de a) pH y b) OD	65
Figura 3.10	Seguimiento en el crecimiento de las plantas, a) ave del paraíso y b) platanillo	66
Figura 3.11	Labor de poda en Platanillo: a) antes, b) durante y c) al finalizar	66
Figura 3.12	Esquema de componentes y procesos integrados en el modelo CWM1 (adaptado de Langergraber <i>et al.</i> 2009a)	68

Figura 3.13	Etapas de calibración (Morvannou 2012)	69
Figura 4.1	DQO (a) y DBO ₅ (b) medidas en cada punto de muestreo del sistema considerando las variaciones en el tiempo de residencia hidráulico . . .	74
Figura 4.2	Diagrama de caja y bigotes de (a) NH ₄ -N (mg·L ⁻¹) y (b) N _{Org} (mg·L ⁻¹), con los valores máximos y mínimos incluyendo desviación estándar	75
Figura 4.3	Resultados en la concentración del N _{tot} , NH ₄ -N y N _{Org} en el punto de muestreo M2 para cada análisis realizado	76
Figura 4.4	Diagrama de caja y bigotes que muestra el comportamiento del PT (mg·L ⁻¹) en cada etapa del proceso, con valores máximos y mínimos así como con la desviación estándar	77
Figura 4.5	Crecimiento de <i>Canna hybrids</i> respecto a su a) altura y b) número de retoños	79
Figura 4.6	Crecimiento de <i>Strelitzia reginae</i> respecto a su a) altura y b) número de hojas	80
Figura 4.7	Comparación en el crecimiento de <i>Strelitzia reginae</i>	81
Figura 4.8	Comparación entre las mediciones de temperatura (°C) obtenidas . . .	82
Figura 4.9	Comparación entre las mediciones de humedad relativa (%) obtenidas . . .	82
Figura 4.10	Implementación del dominio vertical en HYDRUS con las condiciones atmosféricas iniciales y de presión, así como la distribución del material	84
Figura 4.11	Perfiles de concentración (mg·L ⁻¹) de la DQO fermentable y rápidamente biodegradable o SF (a), de los productos de fermentación como el acetato o SA (b) y de la DQO particulada y lentamente biodegradable o XS (c), considerando una simulación de 51 días de transporte reactivo	87
Figura 4.12	Perfiles de concentración de bacterias (mg·kg ⁻¹) considerando 51 días de transporte reactivo: bacterias heterótrofas o XH (a), bacterias nitrificantes autótrofas o XA (b), bacterias fermentadoras o XFB (c), bacterias metanogénicas acetótrofas XAMB (d)	88
Figura 4.13	Distribución de la absorción de agua de la raíz simulada con HYDRUS	89

Figura 4.14	Perfiles de concentración de OD simulados mediante HYDRUS utilizando el modelo biocinético CWM1 al finalizar la etapa de transporte reactivo (a) y considerando las plantas (b)	90
Figura 4.15	Perfiles de concentración de bacterias ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) considerando la influencia de las plantas después de 37 días: bacterias heterótrofas o XH (a), bacterias nitrificantes autótrofas o XA (b), bacterias fermentadoras o XFB (c)	91
Figura 4.16	Perfiles de concentración de bacterias ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) considerando la influencia de las plantas después de 37 días: bacterias metanogénicas acetótrofas o XAMB (a), bacterias acetótrofas reductoras de SO_4^- o XASBR (b), bacterias sulfato oxidantes o XSOB (c)	92
Figura 4.17	Perfiles de concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) de la DQO fermentable y rápidamente biodegradable o SF (a), de los productos de fermentación como el acetato o SA (b) y de la DQO particulada y lentamente biodegradable o XS (c), considerando la influencia de las plantas después de 37 días	93
Figura 4.18	Perfiles de concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) del $\text{NH}_4\text{-N}$ al finalizar la etapa de transporte reactivo (a) y considerando las plantas (b)	94
Figura 5.1	Correlación entre pH de entrada y la eficiencia de remoción para DBO_5 y N_{tot} en el FAFA	97
Figura 5.2	Apariencia de las muestras en cada punto de muestreo	97

Listado de Tablas

Tabla 2.1	Plantas emergentes más utilizadas en humedales horizontales	17
Tabla 2.2	Definición de componentes y procesos del CWM1	39
Tabla 2.3	Matriz estequiométrica del CWM1	40
Tabla 2.3	Tasas de procesos del CWM1	42
Tabla 3.1	Concentración promedio de la composición del influente (desviación estándar)	49
Tabla 3.2	Características de las especies ornamentales utilizadas	54
Tabla 3.3	Resultados del análisis por difracción y fluorescencia de rayos X para el tezontle	56
Tabla 3.4	Parámetros medidos de acuerdo a los métodos estándar	65
Tabla 4.1a	Valores promedio (\pm desviación estándar, $n = 40$) de las condiciones ambientales registradas de temperatura (Temp.) y humedad relativa (HR)	71
Tabla 4.1b	Valores promedio (\pm desviación estándar) del pH, oxígeno disuelto (OD) y conductividad (Cond.) en cada punto de muestreo para los tiempos de residencia probados	71
Tabla 4.2	Valores promedio (\pm desviación estándar) de DQO y DBO_5 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) en cada punto de muestreo y TRH probado	73
Tabla 4.3	Condiciones ambientales promedio (\pm desviación estándar) por estación del año	83
Tabla 4.4	Concentraciones iniciales para la simulación	85
Tabla 4.5	Parámetros de asimilación de solutos considerando la influencia de las plantas	90
Tabla 5.1	Eficiencias de remoción de DQO y DBO_5 (\pm desviación estándar) en cada etapa del proceso	95
Tabla 5.2	Valor promedio de la relación entre DBO_5 y DQO en cada punto muestreado del proceso	96

Tabla 5.3	Eficiencias de remoción de N_{tot} y PT (\pm desviación estándar) en cada etapa del proceso	98
Tabla 5.4	Comparación en la eficiencia de remoción (%)	101
Tabla 5.5	Valores obtenidos para las constantes de primer orden ($m \cdot d^{-1}$) con sus respectivos coeficientes de determinación (r^2)	102
Tabla 5.6	Comparación respecto a los porcentajes de remoción obtenidos en diferentes HHFSS plantados con <i>Canna</i> o <i>Strelitzia</i>	103
Tabla 5.7	Comparación de las medidas promedio de <i>Strelitzia reginae</i>	104
Tabla 5.8	Concentraciones de DQO ($mg \cdot L^{-1}$) y NH_4-H ($mg \cdot L^{-1}$) encontradas durante la fase experimental y en la simulación	106
Tabla 5.9	Resultados promedio de los parámetros medidos en relación con los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996	108

Listado de acrónimos

CEA	Comisión Estatal del Agua
PTARM	Planta de Tratamiento de Agua Residual Municipal
HFS	Humedal artificial de flujo superficial
HFSS	Humedal artificial de flujo subsuperficial
HHFSS	Humedal horizontal de flujo subsuperficial
HVFSS	Humedal vertical de flujo subsuperficial
FAFA	Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente
PFR	Reactor de flujo pistón (<i>Plug flow reactor</i>)
CSTR	Reactor de tanque agitado de flujo continuo (<i>Continuos stirred tank reactor</i>)
THCW	Torre híbrida de humedales artificiales
VCO	Velocidad de Carga Orgánica
DBO ₅	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
SST	Sólidos Suspendidos totales
NH ₄ -N	Nitrógeno amoniacal
N _{Org}	Nitrógeno orgánico
N _{tot}	Nitrógeno total
PT	Fósforo total
pH	Potencial de hidrógeno
HR	Humedad relativa
OD	Oxígeno disuelto
EDPs	Ecuaciones diferenciales parciales
EF	Elementos finitos
TRH	Tiempo de residencia hidráulico
EMA	Estación Meteorológica Automática
CW2D	<i>Constructed Wetland 2D</i>
CWM1	<i>Constructed Wetland Model No. 1</i>
ASMs	Modelos de lodos activados (<i>Activated Sludge Models</i>)

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

México tiene una población total aproximada de 112 337 000 habitantes distribuidos en 2 440 municipios y 16 delegaciones (INEGI 2010). De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) una comunidad rural tiene una cantidad inferior a 2 500 pobladores. Estas comunidades concentran 26.1 millones de personas y representan el 98.1% del número total de municipios y delegaciones. De acuerdo con la biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental (BVSDE) el consumo de agua y su consecuente descarga de agua residual depende esencialmente de las condiciones de vida de la población, además del tamaño y las características de la comunidad, regularmente las menores concentraciones corresponden a zonas rurales y las más altas a zonas urbanas e industrializadas. Por tanto considera un valor general mínimo de $150 \text{ L}\cdot(\text{hab}\cdot\text{d})^{-1}$ para ciudades que no superan el millón de habitantes (Fresenius *et al.* 1991).

En el país y hasta diciembre de 2015 se registraron un total de 2 477 plantas de tratamiento de agua residual municipal (PTARM) con una capacidad instalada de $177.97 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, que depuran un caudal de $120.902 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ equivalente al 57% del total de las aguas residuales (estimada en $212.0 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) colectadas en los sistemas de alcantarillado municipal (CONAGUA 2016). Bajo este contexto es posible observar que la cantidad de plantas de tratamiento no satisfacen la demanda del agua residual producida, especialmente en el caso de las pequeñas comunidades.

Las aguas residuales municipales provenientes de pequeñas comunidades y descargadas sin previo tratamiento a ríos, arroyos y lagos impactan negativamente a estos sistemas acuáticos que sirven de cuerpos receptores. Debido principalmente al elevado contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo) presentes en el agua residual municipal, que acelera el proceso de eutrofización, el cual reduce el oxígeno disponible como consecuencia de la descomposición aerobia de la materia orgánica presente sin tratar y provoca el incremento en la turbidez del agua, el surgimiento de condiciones anóxicas, la generación de malos olores y la pérdida de la

biodiversidad; además de poner en riesgo potencial la salud pública de las comunidades aledañas (Cui *et al.* 2008, Saeed y Sun 2012, Scholten *et al.* 2005, Smith 2009, Yates *et al.* 2009, Zhang *et al.* 2008).

Los métodos de tratamiento más utilizados en las PTARMs de México son las lagunas de estabilización (30.3%), las cuales necesitan grandes superficies de terreno para su construcción; los lodos activados (30.1%), cuya principal desventaja son los altos requerimientos de energía que se traducen en elevados costos de operación; y los reactores anaerobios de flujo ascendente (5.6%), que requieren de una buena operación para evitar la desestabilización y de un adecuado manejo del biogás. Existen también otras tecnologías que se han estado utilizando recientemente, pero en menores proporciones como el reactor enzimático (2.1%) y los humedales artificiales (2.75%) (CONAGUA 2016). Varios son los factores que se consideran para seleccionar el tipo de proceso o de tratamiento del agua residual, entre ellos: procedencia y características del agua residual, caudal a tratar, tipo de tecnología, recursos financieros disponibles, normatividad vigente en materia de descarga de aguas residuales, eliminación de nutrientes, tamaño y tipo de la población, disponibilidad de terreno y topografía, clima (Chan *et al.* 2008; García y Corzo 2008).

El estado de Jalisco cuenta con 125 municipios de los cuales el 98% son comunidades rurales. El lago de Chapala se encuentra situado en el occidente de México, al este del estado de Jalisco y al noroeste de Michoacán y es considerado el lago natural más grande del país. El lago de Chapala se ubica entre los municipios de Chapala, Poncitlán, Ocotlán, Jamay, Jocotepec, Tuxcueca y Tizapán el Alto del estado de Jalisco y entre los municipios de Cojumatlán de Régules, Venustiano Carranza y Briseñas del estado de Michoacán. Para proteger la integridad del lago y para presentar una alternativa ecológica en el tratamiento de las aguas residuales de las poblaciones rurales asentadas en la cuenca de este cuerpo de agua se estableció un convenio de colaboración entre el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. (CIATEJ) y la Comisión Estatal del Agua (CEA) del estado de Jalisco con la intención de implementar un sistema a nivel piloto para el tratamiento de las aguas residuales generadas por estas comunidades que considere la integración de sistemas naturales de bajo consumo energético y bajos costos de operación. De

la misma manera se busca que esta tecnología pueda ser aplicada en cualquier lugar que posea condiciones climáticas similares a las de la zona donde se estudió este sistema.

En efecto, una alternativa ecológica conveniente que se ajusta perfectamente a las pequeñas comunidades para tratar sus descargas de agua residual, son sistemas de tratamiento con base en humedales artificiales (Akratos y Tsihrintzis 2007, Puigagut *et al.* 2007). En general, un humedal artificial o construido es un sistema de depuración natural diseñado y construido para imitar los mecanismos hidrodinámicos, así como los procesos de degradación bioquímica que ocurren en los humedales naturales, pero con un mayor grado de control sobre el régimen hidráulico del sistema (Vymazal 2007). Estos sistemas han sido ampliamente usados en todo el mundo durante las últimas décadas y son aquellos que logran la eliminación de las sustancias contaminantes de las aguas residuales, a través de mecanismos y procesos bioquímicos naturales los cuales no requieren de energía externa ni de aditivos químicos (García y Corzo 2008, Matamoros y Bayona 2008).

Un humedal artificial ampliamente estudiado y probado tanto en laboratorio como escala piloto es el humedal horizontal de flujo subsuperficial (HHFSS) debido a las ventajas que ofrece frente a los humedales artificiales de flujo superficial (HFS) como son mayores tasas de reacción microbiana y un mínimo riesgo asociado de la exposición humana y de la vida silvestre con los organismos patógenos presentes en el agua pretratada (Kadlec y Wallace 2009, Vymazal 2007). Los HHFSS están integrados por excavaciones o canales poco profundos, vegetación emergente y una capa de suelo constituido de medio granular o poroso. La cama permeable (formada por el medio granular, los rizomas y las raíces de las plantas) esta elevada de tal forma que el nivel del agua fluye por debajo de la superficie del terreno de forma horizontal-transversal (Kadlec y Wallace 2009, Matamoros y Bayona 2008, U.S. EPA 2000a, Wang *et al.* 2005).

Los humedales artificiales tienen la particularidad de requerir grandes extensiones y de ser comúnmente utilizados en el tratamiento secundario del agua residual, por lo que es recomendable agregar unidades de pretratamiento para reducir la superficie de terreno y mejorar las condiciones de descarga (Ansola *et al.* 2003, Barros *et al.* 2008, Knight y Wallace

2008). Los digestores anaerobios son la tecnología de pretratamiento más comúnmente usada para ser incorporada por sus bajos costos de construcción, instalación y operación, así como por la baja producción de lodos respecto a las unidades aerobias convencionales (Álvarez *et al.* 2008, Barros *et al.* 2008, Ruiz *et al.* 2010). Una muestra de esta tecnología es el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) idóneo para tratar aguas residuales de diferentes concentraciones y usado especialmente para pequeñas comunidades con clima cálido, alcanzando efluentes con calidad deseada (Manariotis *et al.* 2008, Jin y Zheng 2009). El FAFA es básicamente un proceso de contacto en el cual el agua residual pasa de forma ascendente a través de la biomasa que crece en un medio fijo dentro del reactor con el objetivo de eliminar los sólidos disueltos y no sedimentables (Morel 2006, Jin y Zheng 2009).

Ambos procesos han sido estudiados individualmente y en conjunto con buenos resultados, por una parte el FAFA reduce principalmente la concentración de materia orgánica contribuyendo de esta manera a reducir los problemas de colmatación y permite igualmente reducir los requerimientos de superficie de terreno en el humedal artificial, mientras el humedal artificial es idóneo para remover la materia orgánica biodegradable presente como sólidos disueltos, los nutrientes (nitrógeno y fósforo) y los microorganismos patógenos presentes (Álvarez *et al.* 2008, Barros *et al.* 2008).

La CEA del estado de Jalisco determinó que el sistema de tratamiento se construyera en las instalaciones de la PTARM ubicada en el municipio de Chapala, la cual es operada por la misma dependencia. Su localización le proporciona ciertas ventajas climáticas que son favorables para el buen desempeño tanto del FAFA como del humedal artificial ya que el área se caracteriza por tener un clima semicálido, subhúmedo; de acuerdo a la clasificación Köppen-Geiger y por tanto está definido como un clima húmedo subtropical (Fichas informativas Ramsar 2009, Rubel y Kottek 2010).

Las condiciones ambientales y las características propias del sistema convierten al HFSS en un excelente objeto de estudio en lo que se refiere a remoción de materia orgánica y nutrientes. Aunque es conocido que los HHFSS eliminan altas cantidades de materia orgánica en comparación con los HFS, presentan ciertas deficiencias y variabilidad en las tasas de

remoción en el caso del nitrógeno ya que la aportación y pérdida de dicho contaminante se ha ido aclarando a pasos lentos debido principalmente a la complejidad de los ciclos biogeoquímicos, sin embargo poco a poco se han ido ahondando en temas concernientes a los procesos avanzados para la eliminación de nitrógeno que se pueden presentar en los humedales artificiales (Langergraber 2005, Maltais *et al.* 2009, Saeed y Sun 2012, Vohla *et al.* 2007, Ye y Li 2009, Gosh y Gopal 2010, Hu *et al.* 2014).

Con la finalidad de lograr una mayor comprensión de los fenómenos que rigen las transformaciones biológicas y químicas, así como los procesos de degradación que ocurren en los sistemas constituidos por humedales artificiales, en los últimos años se han propuesto modelos numéricos que pretenden simular el comportamiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan lugar en estos sistemas complejos (Langergraber *et al.* 2009a, Toscano *et al.* 2009). Un modelo numérico es un intento de reproducir el comportamiento de una situación de la vida real usando una serie de ecuaciones matemáticas (IWA Task Group on Good Modelling 2013). Para resolver modelos numéricos complejos que simulen el flujo de agua, transporte de solutos y procesos biogeoquímicos en un ambiente subsuperficial es necesario contar con las herramientas apropiadas y consistentes con su aplicación (IWA Task Group on Good Modelling 2013, Šimůnek *et al.* 2008). Sin embargo, hoy en día la mayoría de las guías de diseño existentes para humedales artificiales están basadas en reglas empíricas y/o en modelos simplificados que consideran cinéticas de primer orden (Langergraber 2011).

1.2. Hipótesis

Primera hipótesis (H1):

Es posible la remoción de materia orgánica y nutrientes de agua residual municipal a través un sistema de tratamiento pasivo de aguas residuales municipales integrado por un FAFA y HHFSS, evaluando el sistema a diferentes condiciones hidráulicas.

Segunda hipótesis (H2):

El estudio del sistema de tratamiento basado en HHFSS considerando las condiciones ambientales y particularidades del sistema, como el lecho filtrante y el uso de plantas ornamentales, hace posible su representación en modelos matemáticos desarrollados para describir este tipo de sistemas operando bajo distintas condiciones. La comprensión de los procesos que ocurren dentro del HHFSS permite mejorar el diseño y con ello aumentar la eficiencia en el desempeño de dichos sistemas.

1.3. Alcances y objetivos

El objetivo general de esta investigación es estudiar el desempeño de un sistema de tratamiento pasivo de aguas residuales municipales, integrado por un FAFA seguido de un HHFSS, en la remoción de materia orgánica y nutrientes bajo diferentes tiempos de residencia hidráulicos, así como representar el comportamiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en el HHFSS a través de un modelo matemático previamente establecido bajo condiciones de clima cálido y el uso de plantas ornamentales.

La aplicación del conocimiento de los procesos que se llevan a cabo permitirá mejorar el diseño de futuros sistemas de tratamiento basados en HHFSS que pueden ser implementados en las comunidades asentadas en la cuenca del lago de Chapala y en otras regiones con condiciones climáticas similares.

El objetivo general se dividió en los siguientes objetivos particulares:

1. Establecer el estado del arte y de la técnica sobre modelos y/o mecanismos de eliminación de nitrógeno y fósforo en agua residual municipal utilizando un HHFSS.
2. Diseñar y construir el sistema de tratamiento basado en la información generada en trabajos de investigación previos por el equipo de trabajo de CIATEJ y en la información obtenida en las fuentes especializadas de información (ver punto anterior).

-
3. Realizar la caracterización del agua residual, así como del material filtrante que será utilizado como sustrato para formar el lecho del HHFSS, además de una adecuada selección de plantas emergentes que permita la mayor asimilación de nutrientes (nitrógeno y fósforo).
 4. Monitorear periódicamente la operación del sistema de tratamiento con un HHFSS bajo diferentes tiempos de retención hidráulica.
 5. Establecer un diseño experimental para evaluar el desempeño del HHFSS para la eliminación de nitrógeno y fósforo.
 6. Identificar y evaluar los modelos matemáticos existentes con sus correspondientes balances de materia e hídricos que ayuden a identificar los mecanismos de asimilación y remoción de nitrógeno y fósforo.
 7. Calibrar el modelo seleccionado que represente los mecanismos de remoción de nitrógeno y fósforo en un HHFSS que trata agua residual municipal.

2. FUNDAMENTOS

2.1. Humedales artificiales o construidos

En general, los humedales naturales son definidos como aquellas tierras donde el nivel del agua permanece cerca de la superficie con una frecuencia y duración tales que sean suficientes para mantener condiciones de saturación de suelo durante gran parte del año, y así facilitar el crecimiento de vegetación específica (Brix 1997, Paredes 2007, Reed *et al.* 1995, U.S. EPA 2000a). Basados en los principios de funcionamiento de los humedales naturales, en la actualidad se han puesto en marcha humedales artificiales o construidos, los cuales son sistemas diseñados y construidos para imitar los mecanismos hidrodinámicos y procesos biogeoquímicos de degradación que ocurren en los humedales naturales, pero con un mayor grado de control sobre el régimen hidráulico del sistema, lo que permite una bien definida composición del sustrato, tipo de vegetación y patrones de flujo. Su propósito es mejorar la calidad de un efluente pretratado y optimizar los sistemas de tratamiento (Langergraber *et al.* 2009, Vymazal 2007). La operación de los humedales artificiales está basada en una simbiosis existente entre la vegetación y los microorganismos, así como sus interacciones con la química del suelo (sustrato), para proporcionar un tratamiento al agua residual (Ghosh y Gopal 2010, Kao *et al.* 2009).

Los sistemas de tratamiento a base de humedales han sido ampliamente usados en todo el mundo durante las últimas décadas ya que logran la eliminación de las sustancias contaminantes de las aguas residuales, a través de mecanismos y procesos bioquímicos naturales los cuales no requieren de energía externa ni de aditivos químicos. Los sistemas naturales de depuración también se conocen como tecnologías no convencionales, procesos pasivos, sistemas de bajo costo, tecnologías blandas y sistemas verdes, entre otros (García y Corzo 2008, Matamoros y Bayona 2008). Las ventajas de esta tecnología son bajos requerimientos de energía, sencilla operación y labores de mantenimiento, menores costos de instalación y de cuidado, poca producción de lodos, gran capacidad de amortiguamiento (pH, carga orgánica) e incluso la generación de un paisaje agradable que sirve como destino

atractivo para turistas y residentes locales (Hua *et al.* 2008, Matamoros y Bayona 2008, Puigagut *et al.* 2007, Romero *et al.* 2009, Ye y Li 2009).

La aplicación de esta alternativa de tratamiento abarca la depuración de efluentes municipales, agrícolas, escurrimientos urbanos, agua de lluvia y el tratamiento de las aguas superficiales de ríos y lagos contaminados y, en algunos casos de efluentes industriales y lixiviados de vertederos, siendo técnica y económicamente viables para el saneamiento del agua residual proveniente de pequeñas comunidades o zonas rurales (Chavan *et al.* 2008, Hua *et al.* 2008, Matamoros y Bayona 2008, Puigagut *et al.* 2007, Romero *et al.* 2009, Knight y Wallace 2009, Ye y Li 2009). Adicionalmente tienen ciertas ventajas sobre los tratamientos convencionales, p.ej.: proceso de lodos activados y coagulación-floculación, ya que pueden ser establecidos en el mismo lugar donde se produce el agua residual y el mantenimiento puede realizarse por personal que requiere un mínimo de capacitación (Chung *et al.* 2008, Matamoros y Bayona 2008).

La clasificación básica de los humedales artificiales está en función de las características de la especie macrófita que predomina y del régimen de flujo de agua (Vymazal 2007), las dos categorías principales en el diseño de estos sistemas y que han sido ampliamente aplicadas son los sistemas de flujo superficial y subsuperficial con un sentido horizontal en la circulación del agua (Kadlec y Knighth 1996, Kadlec 2000). Los humedales artificiales de flujo superficial (HFS) constan de excavaciones poco profundas o canales, una densa vegetación, que puede ser emergente, sumergida o flotante, y una capa de suelo en el fondo que funciona como medio de raíz; su construcción incluye la colocación de una membrana de recubrimiento para la protección del agua subterránea y estructuras adecuadas de entrada y salida para controlar el nivel del agua (Fig. 2.1). En estos humedales el agua fluye expuesta a la atmósfera de forma horizontal a través de las plantas sobre la superficie del terreno, son típicamente usados para pulimento de efluentes de procesos de tratamiento secundario y necesitan de grandes áreas superficiales asociadas con largos tiempos de retención (Kadlec y Knight 1996, Matamoros y Bayona 2008, Reed *et al.* 1995). Los humedales artificiales de flujo subsuperficial (HFSS) están conformados por los mismos elementos, pero con algunas diferencias: el sustrato que sirve de soporte para las plantas emergentes consiste de un medio poroso o granular (p. ej.

arena, grava o piedra volcánica “tezontle”) elevado de tal forma que el nivel del agua fluye por debajo de la superficie del terreno, donde el agua residual es tratada mientras fluye ya sea de forma horizontal-transversal o vertical a través de lecho permeable (conformado por el medio granular, los rizomas y las raíces de las plantas); y el tipo de vegetación emergente también conocida como plantas hidrófitas, acuáticas, plantas anfibias o palustres (Fig. 2.2).

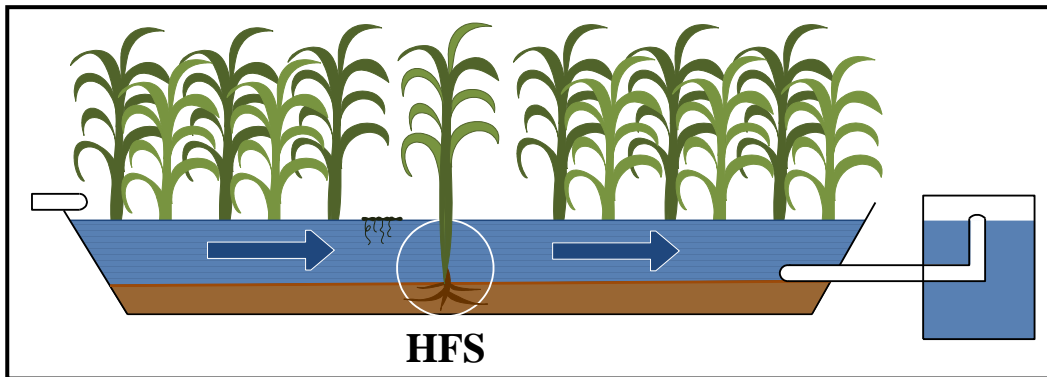


Figura 2.1. Humedal artificial de flujo superficial.

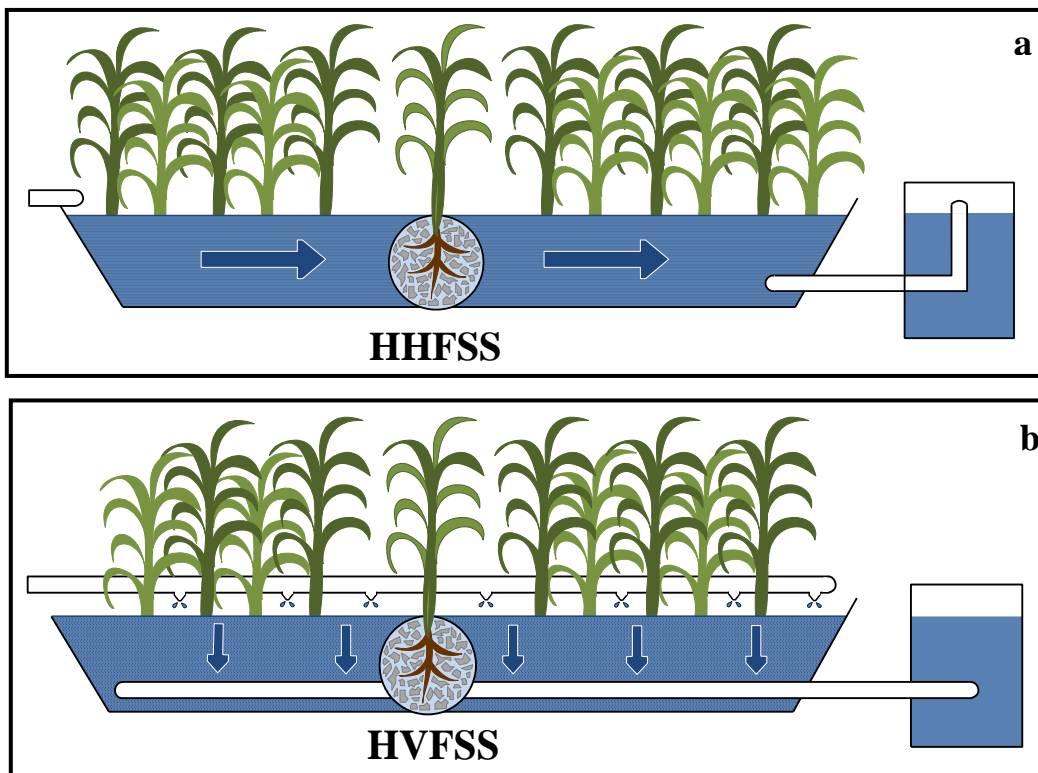


Figura 2.2. Humedales artificiales de a) flujo horizontal subsuperficial (HHFSS) y b) flujo vertical subsuperficial (HVFSS).

Las especies *Phragmitis australis*, *Typha spp.* y *Scirpus spp.* son las más usadas ya que son capaces de crecer bajo diversas condiciones ambientales, fácilmente adaptables en suelos con alto contenido de humedad, además de facilitar la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz. Estas características junto con la tolerancia a altos niveles de contaminantes y la capacidad de propagación a través del esparcimiento de la raíz son ideales en este tipo de vegetación (Kadlec y Knight 1996, Matamoros y Bayona 2008, Reed *et al.* 1995, U.S. EPA 2000a, Wang *et al.* 2005). Los HFSS son más comúnmente usados para agua residual municipal proveniente del tratamiento primario, dando como resultado un efluente con calidad de tratamiento secundario, aunque también pueden ser usados como tratamiento terciario o de pulimento (Chung *et al.* 2008, U.S. EPA 2000a, Wallace y Knight 2006, Wörman *et al.* 2005). Entre las ventajas que ofrecen los HFSS se encuentran el control de insectos, prevención de olores, bajo riesgo de contacto del agua parcialmente tratada con las personas y a diferencia de los sistemas HFS requieren de una menor superficie, ya que admiten una mayor carga orgánica debido a que sus tasas de reacción microbianas pueden ser mayores para muchos contaminantes (García y Corzo 2008, U.S. EPA 2000a). Los HFSS pueden ser de dos tipos: horizontales o verticales, sus principales diferencias se mencionan a continuación.

Los HHFSS se caracterizan por funcionar permanentemente inundados, con una profundidad de agua entre 0.3 y 0.9 m, y un nivel de agua entre 0.05 y 0.1 m debajo de la superficie del terreno y con cargas de alrededor de $6 \text{ g DBO}_5 \cdot (\text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1})$ (Fig. 2a) (García y Corzo 2008, U.S. EPA 2000a). Mientras en el segundo tipo de humedal artificial subsuperficial (HVFSS), la circulación del agua es de tipo vertical y es intermitente de manera que el medio granular no está constantemente inundado. La profundidad del medio es de entre 0.5 y 0.8 m y operan con cargas de alrededor de $20 \text{ g DBO}_5 \cdot (\text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1})$ (Fig. 2b). Los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de remoción de contaminantes orgánicos que los horizontales y requieren de menor superficie para tratar una determinada carga orgánica. Por lo general los humedales artificiales, son más susceptibles a la colmatación, el cual es un problema asociado únicamente con los HFSS, que produce malos olores, así como efectos negativos en el desarrollo de las plantas ubicadas en la zona de entrada del humedal (Álvarez *et al.* 2008, García y Corzo 2008, Matamoros y Bayona 2008). En términos generales, la colmatación del medio granular incluye

varios procesos relacionados con la acumulación de diferentes tipos de sólidos que conducen a la reducción de la capacidad de filtración de la cama o lecho de grava en la primera, cuarta o tercera parte de la longitud del humedal. Pese a que es un tópico que se comienza a investigar, se recomienda que las cargas orgánicas sean menores a $6 \text{ g DBO}_5 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{día}^{-1})$ (Puigagut *et al.* 2008, Ruiz *et al.* 2010, Tuszyńska y Obarska-Pempkowiak 2008). De forma similar a los humedales horizontales, los verticales están constituidos por estructuras de entrada del afluente, impermeabilización, medio granular, vegetación y estructuras de salida (García y Corzo 2008).

Por otra parte, los humedales artificiales pueden ser combinados con la intención de alcanzar una mayor eficiencia en el tratamiento, especialmente en el caso del nitrógeno. Los sistemas híbridos (o sistemas combinados) se refieren frecuentemente a humedales de flujo vertical y horizontal arreglados en forma de etapas, pero que en principio puede abarcar la combinación de todos los tipos de humedales. Como se ha podido constatar a partir de la experiencia los HHFSS son capaces de cumplir los estándares en cuestión de remoción de materia orgánica, sin embargo, ha habido una creciente demanda en alcanzar efluentes completamente nitrificados, la cual es una condición que no ocurre en los sistemas horizontales debido a su limitada capacidad en la transferencia de oxígeno. En contraste, los sistemas verticales pueden proporcionar buenas condiciones para la nitrificación, pero no para la desnitrificación. Es así como en los sistemas híbridos, las ventajas y desventajas de los sistemas verticales y horizontales se combinan y se complementan haciendo posible la obtención de un efluente con baja DBO_5 , el cual este completamente nitrificado y parcialmente desnitrificado, que se traduce en un mayor potencial para la remoción de nitrógeno amoniacal y nitratos, por tanto, con menores concentraciones de nitrógeno total. Durante los años 90's se comenzaron a combinar con otros tipos de humedales, como por ejemplo los de flujo superficial para alcanzar los mejores resultados posibles en el tratamiento e incluso se han estado utilizando sistemas híbridos más complejos (Vymazal y Kropfelova 2008, 2011).

2.2. Unidades previas de tratamiento

El requerimiento de grandes áreas o extensiones de terreno es una de las principales limitaciones para adoptar a los humedales artificiales como una tecnología para el tratamiento de agua tanto en ciudades desarrolladas como en aquellas que están en proceso de crecimiento, por esta razón es conveniente agregar unidades previas de tratamiento (Ansola *et al.* 2003, Barros *et al.* 2008; U.S. EPA 2000a). Además, en el caso de humedales de flujo subsuperficial, el uso de agua pretratada aumenta su vida útil ya que al contener menos material particulado previene el atascamiento o colmatación del medio poroso (Langergraber *et al.* 2009).

El enfoque clásico para tratar el agua residual proveniente de pequeñas comunidades es a través de tanques sépticos (Villegas *et al.* 2006). Los sistemas anaerobios más usados son los tanques sépticos y los tanques Imhoff que cuando son correctamente operados ofrecen un buen nivel de pretratamiento, llegando a alcanzar bajas concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), pero que sufren de frecuentes fallas que disminuyen su eficiencia e incluso en operación normal pueden resultar insuficientes para la remoción de sólidos. Además, comparados entre ellos un tanque Imhoff genera mayores costos de operación y mantenimiento debido a que estos sistemas requieren de un proceso separado para el tratamiento y manejo de los biosólidos (Álvarez *et al.*, 2008; Barros *et al.*, 2008). Vymazal y Kröpfelová (2008) reportan eficiencias promedio en etapas previas tales como tanques sépticos e Imhoff de 40% para DBO₅, 37% para DQO, 25.8% para nitrógeno orgánico, -1.8% para nitrógeno amoniacal, 8.8% para nitrógeno total y 10.5% para fósforo total.

Algunos factores que influyen en la selección del tratamiento biológico más adecuado, como son el crecimiento poblacional, las condiciones ambientales, la eficiencia requerida en el tratamiento, así como los altos costos de operación y mantenimiento de los procesos convencionales de tratamiento, han conducido a desarrollar e implementar otras tecnologías (Vymazal y Kröpfelová 2008). Como parte de estas tecnologías aunadas a los humedales artificiales se encuentran los filtros percoladores (Vucinic *et al.* 2012), las unidades anaerobias de baja tasa (Ye *et al.* 2011, El Hafiane y El Hamouri 2005) e incluso de las de alta tasa

(Morel y Diener 2006, El-Khateeb y El-Gohary 2003) que pueden ser utilizadas como tratamiento previo. Debido al poco requerimiento de energía, menor costo de inversión y operación, y menor generación de biosólidos en comparación con los sistemas aerobios convencionales, los sistemas de pretratamiento basados en procesos anaerobios se adaptan adecuadamente a los humedales artificiales (Álvarez *et al.* 2008, Barros *et al.* 2008, Ruiz *et al.* 2010). Además, ha sido reportado que la secuencia de reactor anaerobio más humedal artificial permite la reducción del área requerida para el humedal artificial entre un 30 y 40% y disminuye los problemas de atascamiento o colmatación (Álvarez *et al.* 2008, Barros *et al.* 2008). Una muestra de esta tecnología es el FAFa, capaz de tratar agua residual con diferentes cargas orgánicas y de ser utilizado en comunidades pequeñas con climas cálidos, en donde alcanza una calidad deseada en el efluente. En estos sistemas la biomasa metanogénica se retiene en el medio filtrante formando una biopelícula en su superficie y entre sus intersticios. Los procesos biológicos ocurridos son el resultado del contacto del agua residual, que fluye de manera ascendente, con las bacterias anaerobias fijas en el medio filtrante, lo que provoca una disminución en la carga contaminante presente en el agua, removiendo principalmente sólidos disueltos y no sedimentables (Morel y Diener 2006, Manariotis y Grigoropoulos 2008, Padilla 2010). Los filtros anaerobios de flujo ascendente aprovechan estas características, permitiendo mantener tiempos altos de retención celular a pesar de operar a tiempos bajos de residencia hidráulicos, además de tolerar variaciones en la velocidad de carga orgánica y pH; lo que permite reducir las dimensiones del reactor y en consecuencia el capital de inversión, pero sobre todo facilitan la operación del mismo (Padilla 2010).

Ambos procesos de tratamiento de agua han sido estudiados individualmente y en conjunto con buenos resultados. El FAFa remueve principalmente materia orgánica del agua residual, mientras el HHFSS es capaz de remover materia orgánica y nutrientes, por lo que ambos sistemas pueden complementarse dando como resultado un sistema de tratamiento integral y sustentable desde el punto de vista ecológico y económico (Kadlec y Wallace 2009, López-López *et al.* 2013, Manariotis and Grigoropoulos 2008, Trang *et al.* 2010).

2.3. Importancia de las plantas en los humedales artificiales

Las plantas son un componente indispensable en un humedal artificial dado que su presencia marca una diferencia con respecto a otros sistemas de tratamiento. Son un elemento esencial en el diseño ya que influyen en la eficiencia del tratamiento; sin embargo, aún no han quedado claras ni sus características eco-físicas, ni su relación a lo largo del proceso de tratamiento (Li *et al.* 2013, Vymazal y Kröpfelova 2008). La capacidad para una adecuada función de la planta en la mejora del desempeño del humedal artificial depende de varios factores como son: el tipo de humedal artificial, la calidad y cantidad del agua residual descargada, las especies seleccionadas para plantar el humedal y sus combinaciones, el clima, el tipo de medio y el manejo de la planta tal como su régimen de poda, ya que por ejemplo en este último punto se debe considerar que si las plantas no son podadas los nutrientes regresarán nuevamente al sistema durante la descomposición de la planta (Langergraber 2008, Sheref *et al.* 2013).

Brix ha investigado y descrito el papel de las plantas macrófitas en un humedal artificial (1997) dividiendo sus efectos principalmente en los relacionados al aspecto físico y los que involucran el metabolismo de las plantas, con el paso del tiempo a esta lista se le han incorporado nuevos elementos. Sheref *et al.* (2013) resume la amplia aplicación de las macrófitas en los siguientes puntos:

- a) Efectos físicos de las raíces que incluyen filtración, reducción en la velocidad de flujo, mejoramiento en la sedimentación, disminución de resuspensión, distribución del agua y prevención del atascamiento, taponamiento o colmatación (*clogging*).
- b) La rizosfera como base para el crecimiento microbiano, creando mejores condiciones para varios microorganismos considerados la pieza clave del proceso de tratamiento.
- c) La liberación de exudados líquidos y gases desde la raíz es un componente clave en los efectos de las plantas. La oxigenación de la raíz ocurre durante el día y depende de la actividad fotosintética. Se ha mostrado que la oxigenación mediante la raíz tiene un impacto significativo en los mecanismos importantes en el tratamiento del agua residual a través de humedales artificiales, que incluyen la influencia en el potencial redox, el cual es crítico en la determinación de la ruta del nitrógeno, la oxidación de

algunas fitotoxinas y el mejoramiento de la actividad microbiana. Se ha reportado que la liberación de carbono desde las raíces incrementa la desnitrificación, además las raíces pueden liberar antibióticos, así como componentes quelantes que facilitan la captura y la precipitación de los metales.

- d) **Asimilación:** Mediante la utilización de N, P y otros nutrientes, las plantas pueden reducir las concentraciones de elementos que de otra forma pueden ser considerados contaminantes en los humedales artificiales. Las plantas pueden capturar y acumular elementos fitotóxicos tal como metales pesados, en sus compartimentos vacuolares o granulares.
- e) **Evapotranspiración:** Las plantas tienen un papel determinado en la dinámica para perder el agua, principalmente mediante la evaporación y la transpiración de la planta. La pérdida de agua del humedal a través de la evapotranspiración reduce las velocidades de flujo lo cual induce mayores tiempos de retención e incrementa las concentraciones de contaminantes y sales en el agua.
- f) El efecto de las plantas en las condiciones microambientales del humedal incluyen la sombra que previene el crecimiento de algas, el aislamiento de radiación en la primavera y congelamiento en el invierno, además de reducir la velocidad del viento.
- g) Otras funciones en las plantas son las que incluyen una apariencia estética, la eliminación de patógenos, insectos y olores ofensivos, y el soporte que ofrecen en la diversidad de la vida silvestre.
- h) Las plantas del humedal pueden ser usadas para la producción de bienes comercializables, ya que las fibras de algunas plantas palustres se usan como material de construcción, manufactura de tejido artesanal o material para obtener energía por combustión.
- i) Además de nuevos papeles para las plantas en estudios recientes: fitoremediación para la captura de metales pesados, captura de sales mediante plantas acuáticas halófitas como la *Spartina alterniflora* y el uso de plantas palustres como bioindicadores (Kanagy *et al.* 2008, Zydowicz *et al.* 2011).

Entre las características básicas que deben cumplir las plantas utilizadas en los humedales artificiales se encuentran su capacidad de tolerar altas concentraciones de nutrientes y otros componentes orgánicos e inorgánicos contenidos en el agua residual, de propagarse y crecer a través del rizoma, de tolerar condiciones de saturación de suelo y de crecer en ambientes anaerobios. Para seleccionar una especie, se deben considerar factores como la hidrología, el clima, la latitud y latitud o tolerancia de las condiciones climáticas locales, plagas y enfermedades, el costo y la disponibilidad de las reservas de la planta, tamaño de la planta, tasa de colonización de la especie, calidad del agua (salinidad, pH, alcalinidad y demanda de oxígeno), aceptabilidad ecológica, objetivos del proyecto de tratamiento y mantenimiento del humedal (Brix 1994, Wallace y Knight 2006, Tanner 1996). Las plantas enlistadas en la Tabla 2.1 son las más comúnmente utilizadas en humedales horizontales de acuerdo a lo publicado por Vymazal 2011.

Tabla 2.1 Plantas emergentes más utilizadas en humedales horizontales.

<i>Phragmites spp.</i>	<i>Scirpus (Schoenoplectus) spp.</i>
<i>P. australis</i>	<i>S. validus</i>
<i>P. karka</i>	<i>S. lacustris</i>
<i>P. mountianus</i>	<i>S. tabernaemontani</i>
	<i>S. californicus</i>
	<i>S. acutus</i>
	<i>S. cyperinus</i>
<i>Typha spp.</i>	<i>Iris spp.</i>
<i>T. latifolia</i>	<i>I. pseudacorus</i>
<i>T. angustifolia</i>	<i>I. versicolor</i>
<i>T. domingensis</i>	<i>I. sibirica</i>
<i>T. glauca</i>	
<i>T. orientalis</i>	
<i>Phalaris arundinacea</i>	

2.4. El medio de soporte en los humedales artificiales

Un humedal artificial está constituido por varios elementos; el medio de soporte o de relleno es uno de ellos. En el medio de soporte se proveen las condiciones adecuadas para la reproducción microbiana en los intersticios porosos del mismo, también sirve como soporte

para sustentar las raíces de las plantas macrófitas y facilita el transporte de nutrientes para el crecimiento de las mismas, ya que es en éste donde ocurren las reacciones físicas, químicas y biológicas del sistema (Ding *et al.* 2011). El sustrato influye en la remoción de contaminantes principalmente mediante mecanismos físico-químicos de adsorción y desorción por esta razón su elección es vital para el tratamiento del agua residual. Una buena selección de sustrato es capaz de mejorar las condiciones hidráulicas y aumentar la capacidad de remoción, como es el caso de la porosidad, la cual puede proporcionar una mayor superficie específica que aumenta el área de adsorción así como aumentar la superficie de crecimiento de las colonias bacterianas que facilitan la degradación anaerobia (Ren *et al.* 2007). Las capacidades de adsorción dependen de las propiedades fisicoquímicas del sustrato, entre los que se han utilizado y reportado se encuentran la grava, arena, carbón activado granular, arcilla expandida, cuarcita, zeolita, bauxita, escoria de horno, cenizas, por mencionar solo algunos (Ren *et al.* 2007, Cui *et al.* 2008).

Uno de los principales objetivos en la aplicación de humedales es la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) para disminuir el impacto en los cuerpos de agua receptores, desacelerando así el proceso de eutrofización. Uno de los mecanismos más importantes para la remoción de fósforo es su precipitación y adsorción sobre la superficie del sustrato (Brix *et al.* 2001, Mateus *et al.* 2012). Entre las condiciones que más influyen en su remoción se encuentran la cantidad de iones Fe, Al y Ca, ya que un sustrato rico de estos iones facilita la formación de precipitados fosfáticos, y factores como el pH y la superficie de adsorción. La limitación de los sitios de adsorción ocasiona que la eficiencia de remoción sea alta inicialmente y que vaya disminuyendo respecto al tiempo. Los sustratos con partículas finas generalmente proporcionan grandes superficies específicas y un alto potencial de adsorción, sin embargo, tienen una baja conductividad hidráulica (Cui *et al.* 2008, Brix *et al.* 2001). Por tanto, uno de los desafíos es utilizar un sustrato en el cual se encuentre el equilibrio entre una adecuada capacidad de adsorción y un adecuado flujo de percolación. Por otra parte, al ser un material de relleno está directamente relacionado con los costos de inversión, que es mayor en los HFSS y que están en función de las condiciones del mercado regional y la distancia entre las fuentes de suministro del material a utilizar (Kadlec y Wallace 2009). La necesidad de

grandes áreas de instalación ha sido uno de los mayores obstáculos en el desarrollo y uso de esta tecnología por lo que se ha extendido el uso de diversos materiales como desperdicios industriales, productos secundarios y minerales naturales (Mateus *et al.* 2012).

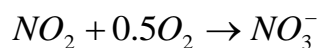
2.5. Mecanismos de remoción y transformaciones del nitrógeno

El nitrógeno presente en el medio acuático puede existir en cuatro formas diferentes: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, compuestos en forma de nitritos y compuestos en forma de nitratos. En un agua residual sin tratar están presentes las dos primeras. La descomposición por las bacterias transforma fácilmente el nitrógeno orgánico en amoniacal y la cantidad relativa de amoníaco presente es un indicativo de la edad del agua residual (Zhu *et al.* 2008).

Los humedales remueven o transforman los contaminantes en el agua residual por medio de una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos, los cuales dependen de la configuración del humedal (Wallace y Knight 2006, Matamoros y Bayona 2008). En primera instancia, la descomposición de la materia orgánica está determinada por el balance entre la carga orgánica y la tasa de transferencia de oxígeno, las cuales definen las condiciones predominantes del sistema en aerobias y anaerobias. Dentro de los principales procesos de remoción de contaminantes orgánicos se encuentran las interacciones físicas con la materia orgánica, la biodegradación, la asimilación de las plantas y microbiana, la volatilización y la fotodegradación (sólo en los HFS) (Matamoros y Bayona 2008, Vymazal 2005, Wallace y Knight 2006).

La fracción orgánica contiene entre sus componentes distintos arreglos de nitrógeno cuya transformación forma parte del ciclo biogeoquímico del nitrógeno (Fig. 2.3); a pesar de los múltiples mecanismos involucrados, la remoción de nitrógeno únicamente se alcanza mediante la desnitrificación, la volatilización del amonio, la asimilación de nitrógeno en el tejido vegetal, la sedimentación de la materia orgánica muerta y la adsorción del amonio al sustrato (Wallace y Knight 2000, Vymazal 2007).

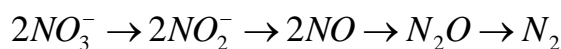
Se considera que la *desnitrificación* es el principal mecanismo para la remoción de nitrógeno; sin embargo, esta vía de biodegradación debe ser acoplada a la *nitrificación* que comienza con la oxidación del amonio, mismo que puede estar presente en el agua residual o ser producto del proceso de *amonificación* o *mineralización* (García y Corzo 2008, Maltais *et al.* 2009, Vymazal 2007). La *amonificación* consiste en la conversión biológica del nitrógeno orgánicamente combinado a amonio (el cual queda entonces disponible para otros procesos) durante la degradación de la materia orgánica en condiciones aerobias o anaerobias, por lo que su transformación es cercana al 100% (U.S. EPA 2000b, Vymazal 2007). Durante el proceso de *nitrificación* el amonio es secuencialmente oxidado a nitrato con la formación de un compuesto intermedio que es el nitrito. Aunque la *nitrificación* esta típicamente asociada con las bacterias quimioautótrofas, se reconoce que también ocurre nitrificación heterótrofa que a pesar de ser poco conocida se plantea la posibilidad de llevarse a cabo por los mismos organismos encargados de la desnitrificación aerobia (Alexander 1977, Vymazal 2005, Vymazal 2007). La *nitrificación* involucra a dos grupos de microorganismos, el primero oxida el amoniaco a nitrito bajo condiciones estrictamente aerobias y pertenecen a los géneros *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosomonas*, *Nitrospira* y *Nitrosococcus*; mientras el segundo oxida el nitrito a nitrato y es realizado por bacterias quimilitótrofas facultativas de los generos *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* y *Nitrocystis* (Alexander 1977, Hammer y Knight 1994, Rheinheimer *et al.* 1988, U.S. EPA 2000b, Vymazal 2007). Las etapas mediante las cuales el nitrógeno pasa de amonio a nitrato se describen en las siguientes reacciones:



La *nitrificación* es el proceso limitante para la remoción de nitrógeno en la mayoría de los humedales artificiales ya que se requiere de 4.6 mg de oxígeno por cada miligramo de amonio. Debido a su configuración, en los humedales horizontales el rendimiento en la remoción de amonio generalmente no supera el 30%, caso contrario de los humedales verticales dado el carácter aeróbico de gran parte del lecho (García y Corzo 2008, Vymazal 2007). Algunos

factores que afectan al proceso son el pH, la temperatura, la población microbiana, la alcalinidad del agua, la fuente inorgánica de carbono, la humedad, las concentraciones de nitrógeno amoniacal y el oxígeno disuelto (Mitchel 1974, Randall *et al.* 1992, Vymazal 2007).

La *desnitrificación* es la reducción biológica del nitrato a nitrógeno gaseoso, pasando por nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso hasta llegar a mineralizarse en los productos finales, los gases N₂ y N₂O, como se muestra a continuación:



Esta reacción de carácter irreversible sólo ocurre en condiciones de anoxia y en presencia de materia orgánica, ya que es realizada por bacterias heterótrofas como son las *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus* y *Micrococcus*. La *desnitrificación* puede ser limitada por la falta de fuentes de carbono orgánico, la falta de nitratos y/o excesiva oxigenación, por esta razón los humedales horizontales resultan más eficientes para este proceso (García y Corzo 2008, Maltais *et al.* 2009, Vymazal 2007).

Las plantas, los microorganismos y las algas también pueden tomar nitrógeno del agua residual incorporándolo a su estructura y tejidos como parte importante de su metabolismo, este proceso es conocido como *asimilación* y se refiere a una variedad de procesos biológicos que convierten el nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) a orgánico. Al morir las partes aéreas de las plantas, una porción del nitrógeno orgánico es reincorporado al agua en forma de amonio y otra porción puede ser eliminada mediante la poda. En general en aguas urbanas de tipo medio las plantas pueden remover entre un 10 y 20% del nitrógeno (García y Corzo 2008, U.S. EPA 2000b, Vymazal 2007).

El amonio entrante en un humedal puede ser retenido por *adsorción* o eliminado por *volatilización*. De ambos mecanismos fisicoquímicos, la *volatilización* tiene menor importancia ya que las pérdidas de amonio por este proceso no son muy significativas cuando el pH está por debajo de 8 y son aún menores cuando el humedal carece de agua expuesta a la atmósfera. La *adsorción* se lleva a cabo mediante reacciones de intercambio catiónico con el detritus, sedimentos inorgánicos o el sustrato; sin embargo, estos enlaces son débiles y cuando

cambian las condiciones que lo estabilizan puede regresar al agua (García y Corzo 2008, U.S. EPA 2000b, Vymazal 2005, Vymazal 2007).

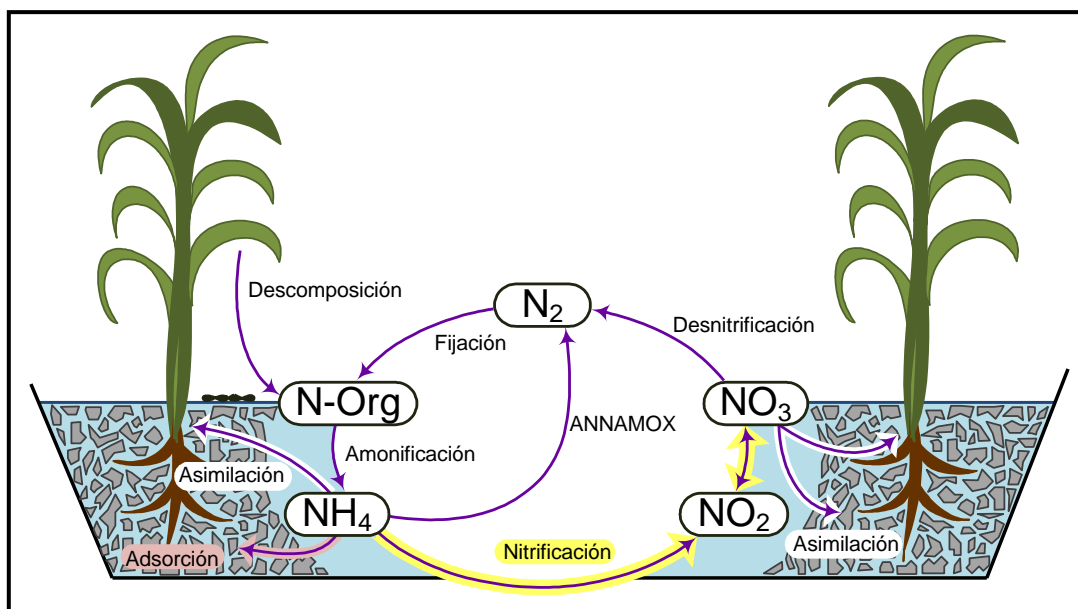


Figura 2.3. Ciclo del nitrógeno.

2.6. Experiencias en la remoción de nitrógeno mediante humedales artificiales

2.6.1. Remoción de nitrógeno con HHFSS

Una solución propuesta que ha sido estudiada y probada ampliamente tanto en campo como en laboratorio son los humedales artificiales de flujo horizontal, por ser sistemas que enlazan perfectamente con el ambiente y proporcionan una alta tasa de remoción de compuestos orgánicos y sólidos suspendidos, sin embargo presentan ciertas deficiencias y remociones variables en el caso del nitrógeno, ya que la aportación y pérdida de dicho contaminante sigue siendo poco clara (Babatunde *et al.* 2008, Maltais *et al.* 2009, Vohla *et al.* 2007, Ye y Li 2009). Para los HHFSS, Kadlec y Knight (1996) reportan un rango de porcentajes medio para la reducción de SST (Sólidos Suspendidos Totales) del 75 al 92% y un máximo del 88 al 96%, una eficiencia promedio para la DBO_5 del 69%, una remoción de nitrógeno del 46 al 61% dependiendo del compuesto nitrogenado que se analice y eficiencias entre el 20 y 35% para la

remoción de fósforo. Puigagut *et al.* (2007) reportan eficiencias promedio entre el 80 y 95% para la remoción de la DBO₅ y del 50 al 95% para la DQO. Vymazal (2009) encuentra un desempeño promedio para el tratamiento de agua residual municipal entre el 60 y 81% en la remoción de DBO₅, del 63% de DQO, el 68% de SST, el 39% de nitrógeno total, el 21% para el amonio y el 41% de fósforo total. Babatunde *et al.* (2008) evalúa el desempeño de los humedales artificiales implementados en Irlanda con remociones promedio entre el 76.8 y 99.8% para la DBO₅ y de 76.3 a 99.7% para la DQO. Tunçsiper (2009) expone eficiencias para nitrógeno total en un rango del 40 al 55% con cargas de remoción entre 250 y 630 g nitrógeno·(m⁻²·año⁻¹) dependiendo del tipo de humedal y concentración inicial; mientras Ye y Li (2009) manifiestan que la remoción de nitrógeno en los humedales de flujo subsuperficial está entre el 30 y 40%, con un promedio del 39.6% para nitrógeno total.

2.6.2. Factores que limitan las eficiencias de remoción de nutrientes con HHFSS

Muchos factores afectan la habilidad de los humedales artificiales para retener nutrientes, estos incluyen las condiciones ambientales en temporadas secas y húmedas, la temperatura, el tiempo de retención hidráulico, la concentración de nutrientes en el afluente, la profundidad del agua, la carga hidráulica, el tipo y densidad de vegetación emergente, el diseño y tamaño del sistema, la química del agua y el tipo de suelo (Chavan *et al.* 2008, Zhang *et al.* 2008). A pesar de estas variables, la principal razón para una remoción pobre de nitrógeno es la limitada disponibilidad del oxígeno en el material filtrante (Vohla *et al.* 2007). De acuerdo a lo observado, en los humedales artificiales el oxígeno disponible es un factor importante para la degradación de materia orgánica y la transformación del nitrógeno, particularmente del nitrógeno amoniacal, ya que la población de microorganismos nitrificantes necesita de este elemento para llevar a cabo sus procesos metabólicos. Debido al insuficiente suministro de oxígeno a través de la superficie y la transferencia de oxígeno mediante las plantas, se han reportado bajas remociones de nitrógeno en diferentes estudios (Öövel *et al.* 2006, Wallace y Knight 2006, Ye y Li 2009, Zhan *et al.* 2010).

De esta manera, los humedales de tipo HHFSS no pueden alcanzar efluentes completamente nitrificados por su limitada capacidad en la transferencia de oxígeno. El proceso biológico más significativo en la remoción de nitrógeno que sucede en los humedales es el de nitrificación-

desnitrificación. La asimilación de las plantas también tiene un papel importante ya que incrementa la superficie para el crecimiento bacteriano, además de ser utilizada como fuente interna de carbón orgánico suministrando carbono y energía a las bacterias desnitrificantes, siendo la falta de materia orgánica uno de los factores esenciales que limitan la remoción de nitratos. La remoción de nitrógeno amoniacal depende en gran parte del suministro de oxígeno, ya que en un HHFSS el lecho está constantemente saturado de agua, su régimen de operación es principalmente anaerobio, por lo que la tasa de *nitrificación* es significativamente más baja que la de *desnitrificación* y, de hecho, se convierte en el factor limitante en el control de la remoción de nitrógeno (Öövel *et al.* 2006, Svedin *et al.* 2008, Tunçsiper 2009, Wallace y Knight 2006, Ye y Li 2009, Ying *et al.* 2008).

2.6.3. Alternativas para mejorar la remoción de nitrógeno

Para dar una solución a este inconveniente y mejorar la oxigenación del lecho se desarrollaron los sistemas de flujo vertical (HVFSS), que proporcionan mejores condiciones para la nitrificación, desafortunadamente la desnitrificación no es tan común en estos sistemas (Vymazal 2005, Ye y Li 2009, Zhan *et al.* 2010). Debido a estas limitaciones hoy en día se combinan varios regímenes de operación de los sistemas basados en humedales artificiales para lograr un mejor efecto en el tratamiento del agua residual y el más usado comprende un humedal tipo HHFSS precedido de un HVFSS (Vymazal y Kröpfelova 2011). En los sistemas híbridos las ventajas de ambos tipos de humedales se combinan para complementarse mutuamente y de esta forma producir un efluente con bajos niveles en la DBO₅ y con concentraciones menores de nitrógeno total. En general los sistemas verticales se combinan con horizontales para que los procesos de nitrificación y desnitrificación sucedan progresivamente y se consiga así la eliminación del nitrógeno (Vymazal 2005, Tunçsiper 2009).

Otras alternativas para mejorar la eficiencia de remoción incluyen el incremento de las áreas superficiales requeridas y el tiempo de retención hidráulico, especialmente en sistemas donde se necesita reducir las concentraciones de nitrógeno. Existen propuestas que van dirigidas a mejorar la comprensión y conocer la importancia del proceso de oxidación anaerobia del amonio *Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox[®])*, en la cual la tasa de nitrógeno

removido es más alta con una concentración de oxígeno similar a la utilizada en la ruta convencional, debido a las rutas cortas de reacción capaces de tomar el nitrito como último aceptor de electrones. Sin embargo, esto sólo puede ser efectuado en el agua residual con alta concentración de nitrógeno amoniacal y bajas concentraciones de materia orgánica. Por otro lado, también es utilizada la aireación artificial, en humedales verticales por ejemplo agregando una tubería con perforaciones para lograr mejorar la aireación y aumentar la disponibilidad del oxígeno en la biodegradación y nitrificación (Gosh y Gopal 2010, Maltais *et al.* 2009, Wallace y Knight 2006, Zhan *et al.* 2010). Wallace *et al.* (2008) han estudiado el funcionamiento de los humedales de flujo subsuperficial con aireación forzada, estos sistemas son ampliamente utilizados en Estados Unidos para tratar aguas residuales con alta carga orgánica o efluentes industriales, en los cuales se intenta mejorar el desempeño del tratamiento mediante el incremento en la transferencia de oxígeno y así mantener condiciones aerobias en la rizósfera de las plantas y así alcanzar niveles altos de nitrificación; aunque se observa una mejora en la remoción de nitrógeno, esta estrategia de operación no presenta mejoras significativas en la remoción de fósforo. También se han utilizado sistemas de humedales que incluyen mecanismos cíclicos de drenado y llenado, para la recirculación del agua incrementando la transferencia de oxígeno y mejorar el desempeño general del tratamiento; no obstante, este mecanismo no parece ser un catalizador significativo y en cambio se presentan dificultades para ajustar los niveles hidráulicos del sistema, además de incrementarse en los costos de construcción y mantenimiento (Kao *et al.* 2009). Se reportan otros sistemas con modificaciones o adaptaciones a los existentes con el mismo propósito (aumentar la remoción de nitrógeno), dichas propuestas incluyen sistemas combinados de tres etapas y biofiltros integrados por una alimentación secuencial por lote que a escala piloto alcanzan las remociones esperadas (Chan *et al.* 2008, Tunçsiper 2009). Un claro ejemplo de estas modificaciones se muestra en la configuración diseñada por Ye y Li (2009) a la que denominaron torre híbrida de humedales artificiales (THCW) (Fig. 2.4).

Este sistema consiste de tres etapas, la primera y la tercera están constituidas por humedales horizontales de forma rectangular, mientras la segunda es un humedal de flujo libre superficial compuesto de tres círculos concéntricos donde el agua fluye de arriba hacia abajo para

incrementar el oxígeno disuelto y mejorar las tasas de nitrificación, por medio de un *bypass* del afluente se mejoran también las tasas de desnitrificación. No obstante que los resultados generados por este sistema fueron exitosos en cuanto a la remoción de muchos contaminantes, aún se planea darle un seguimiento al estudio por un lapso de dos años a fin de conocer la eficiencia del sistema con el tiempo.

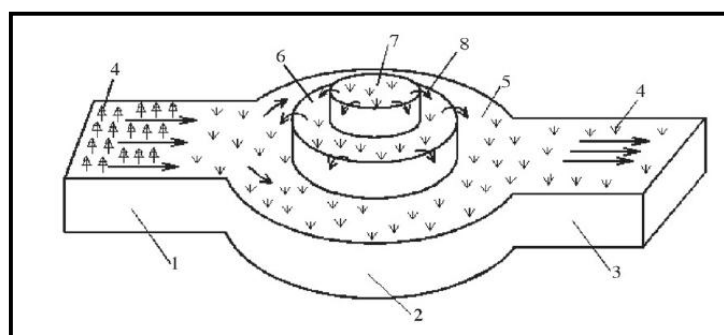


Figura 2.4 Diagrama del THCW: 1, primera etapa; 2, torre de la segunda etapa; 3, tercera etapa (descarga); 4, plantas; 5, fondo de la celda circular; 6, celda circular media; 7 parte alta de la celda circular; 8, cascada (Ye y Li 2009).

2.7. Modelado y simulación en humedales artificiales

Un modelo es una representación simplificada de un objeto real, situación o proceso real, en otras palabras, el modelado comienza con ideas y conceptos para simplificar las descripciones del mundo real. Típicamente, el comportamiento o unas pocas características clave de un sistema seleccionado son representados en un modelo. Un modelo numérico es un intento por representar una situación de la vida real usando ecuaciones matemáticas y resolviéndolas usualmente mediante una computadora. Los modelos numéricos pueden ser usados para pronosticar (predecir a futuro), diagnosticar (entender los mecanismos o procesos) o con propósitos educativos (comunicación entre expertos y no expertos, capacitación de procesos ingenieriles u operacionales) (IWA Task Group on Good Modelling 2013, Meyer *et al.* 2015).

Los humedales artificiales son sistemas altamente complejos, capaces de remover y transformar los contaminantes en el agua residual a través de una variedad de mecanismos

físicos, químicos y biológicos. El principal objetivo de la modelación numérica es incrementar el entendimiento en la dinámica y funcionamiento de sistemas complejos como son los humedales artificiales y así poder optimizar los criterios de diseño (Langergraber *et al.* 2009a). En un principio la investigación sobre modelado empleaba evidencia circunstancial (caja negra) para calcular las suposiciones básicas de los modelos, después fueron apareciendo los modelos mecanicistas, los cuales consideran los procesos hidrodinámicos y de biodegradación, además de influentes proveniente de diferentes fuentes (Meyer *et al.* 2015). Desde esta perspectiva, los modelos mecanicistas resultan ser una mejor alternativa ya que son capaces de representar con mayor detalle los procesos de transformación y degradación que ocurren en el interior del humedal; sin embargo, son complejos y difíciles de usar, por lo que recientemente se ha buscado simplificarlos (Kumar y Zhao 2011, Langergraber *et al.* 2009a). A continuación, se enlistan brevemente las características de los modelos de diseño desarrollados hasta ahora para los HHFSS, que van desde simples reglas empíricas y ecuaciones de regresión (tal como aquellas que utilizan requerimientos de área específica o modelos simples de primer orden y que se encuentran disponibles en las guías de diseño), hasta ecuaciones del tipo Monod y modelos dinámicos complejos o mecanicistas de comportamiento (Langergraber *et al.* 2009a, Rousseau *et al.* 2004).

2.7.1. Modelos simples (caja negra)

Dentro del humedal un contaminante puede ser afectado por dos o más mecanismos de manera simultánea o secuencial, dependiendo del tipo de contaminante y su localización. Por esta razón durante mucho tiempo se les consideró como cajas negras y, hasta entonces, no se había realizado un esfuerzo de modelación de mayor nivel para entender los procesos principales que conducen a la depuración del agua residual (Langergraber *et al.* 2009a, U.S. EPA 2000b, Wallace y Knight 2006).

2.7.1.1. Reglas empíricas

Existen varias alternativas para el diseño de un humedal artificial, las más sencillas y rápidas de aplicar son las reglas empíricas, las cuales se obtienen a partir de la experiencia y son utilizadas como recomendaciones o criterios de diseño y operación; sin embargo, cuentan con un mayor grado de imprecisión ya que abarcan un amplio rango de sistemas, condiciones

climáticas y tipo de agua residual; por tanto, muestran variaciones muy grandes (Barros *et al.* 2008, Rousseau *et al.* 2004).

2.7.1.2. Ecuaciones de regresión

Los análisis de regresión son efectuados usualmente para determinar si existen relaciones significativas entre las concentraciones de entrada y salida (I/O), datos que son encontrados en la mayoría de las investigaciones de tratamiento a través de humedales artificiales, sin embargo agrupan una gran cantidad de variables (como el clima, dimensiones y material del lecho, etc.) en dos o tres parámetros que desemboca en una amplia variedad de ecuaciones de regresión y un alto grado de incertidumbre en el diseño. Las ecuaciones de regresión también se utilizan como una herramienta útil en la interpretación y análisis de los datos de I/O que facilitan la descripción del desempeño del humedal (Kumar y Zhao 2011, Rousseau *et al.* 2004).

2.7.1.3. Modelos de primer orden

Se ha observado que el comportamiento de un gran número de humedales artificiales muestra un decremento exponencial en la concentración de contaminantes entre la entrada y la salida. Considerando a los humedales artificiales como reactores biológicos de biomasa adherida, un primer acercamiento en la descripción de las reacciones ocurridas es suponer que se comporta como un reactor de flujo pistón que sigue una cinética de primer orden. Este es un modelo que describe muchos de los procesos individuales ocurridos en el humedal tales como el transporte de masa, la volatilización, la sedimentación y la adsorción pero que también ha sido ampliamente utilizado para describir la remoción de contaminantes. Las ecuaciones pueden ser expresadas considerando una descomposición volumétrica constante (k_V), sin embargo y tomando en cuenta el efecto de la profundidad, el modelo también puede estar definido con base en el área superficial de un volumen control (k_A).

$$\frac{C_e}{C} = e^{-k_V t} \quad (\text{ec. 2.1})$$

$$\frac{C_e}{C} = e^{\frac{-k_A}{q}} \quad (\text{ec. 2.2})$$

Donde C y C_e son las concentraciones de entrada y salida respectivamente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), t es el tiempo de residencia hidráulico (d) y q es la carga hidráulica ($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$).

Kadlec y Knight (1996) agregaron al modelo de primer orden el término de concentración residual (C^*) explicada por los procesos de producción autóctona y/o la liberación de sedimentos.

$$\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*} = e^{-\frac{k_A t}{q}} \quad (\text{ec. 2.3})$$

Esta aproximación se ha usado para diseñar y predecir el comportamiento de casi todos los contaminantes como materia orgánica, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo; sin embargo, se ha encontrado que los procesos de nitrógeno dependen de la temperatura por lo que la influencia de la temperatura se modela con la ecuación de Arrhenius mostrada a continuación

$$k_{A,T} = k_A \theta^{(T-20)} \quad \text{y} \quad k_{V,T} = k_V \theta^{(T-20)} \quad (\text{ec. 2.4})$$

Esta ecuación toma una temperatura de referencia de 20°C y el valor de θ se encuentra en un rango entre 1.00 y 1.09, tomando el valor de 1.00 cuando los procesos son independientes de la temperatura (pendiente de la ecuación).

Se ha observado una gran variabilidad en los valores reportados de k_A , k_V , C^* y θ debido a que estos parámetros agrupan un gran número de características representadas en una compleja red de interacciones, así como de influencias externas. Este modelo no considera la variabilidad causada por eventos impredecibles como las fluctuaciones en los flujos y concentraciones de entrada que ocasionan una falta del estado estable supuesto, tampoco considera la existencia de cortos circuitos y zonas muertas que afectan las condiciones ideales de flujo pistón (Kumar y Zhao 2011, Rosseau *et al.* 2004). No obstante, Rosseau *et al.* (2004) a través de una comparación de diferentes modelos para humedales HHFSS estableció que el modelo de primer orden k - C^* es el más adecuado para propósitos de diseño, siempre y cuando los parámetros del modelo operen bajo condiciones similares (condiciones climáticas, composición del agua residual, material filtrante poroso y especies de plantas) (Kumar y Zhao 2011, Langergraber 2008).

Con la intención de mejorar el modelo, Shepherd *et al.* (2001) propusieron un modelo para describir la remoción de DQO con retardo dependiente del tiempo para describir la remoción de DQO y que sustituye la concentración residual (C^*) por otros dos parámetros K_0 y b . Este modelo supone que las tasas de remoción disminuyen a través del tiempo debido a que las sustancias fácilmente biodegradables se eliminan primero y más rápido, lo que deja una solución con componentes menos biodegradables y por tanto con una cinética de remoción más lenta. El cambio continuo de la solución puede representarse por la siguiente ecuación.

$$k_v = \frac{K_0}{(bt + 1)} \quad (\text{ec. 2.5})$$

Donde, K_0 es la constante volumétrica inicial de primer orden (d^{-1}), b es el coeficiente de retardo basado en el tiempo (d^{-1}) y t es el tiempo de retención (d).

2.7.1.4. Modelos de orden variable o tipo Monod

La cinética de Monod es una alternativa más realista para el desarrollo de modelos predictivos de humedales artificiales. Desde el punto de vista bioquímico describe la interrelación entre la disponibilidad del sustrato (contaminante) y el crecimiento de la biomasa (microorganismo), por esta razón la mayoría de los modelos mecanicistas utilizan expresiones tipo Monod para describir las reacciones biológicas (Kumar y Zhao 2011, Saeed y Sun 2011). Establece una carga máxima permisible, lo cual representa reacciones de primer orden para concentraciones relativamente bajas y reacciones de orden cero para concentraciones altas, esta transición en la cinética de degradación biológica debido al incremento de carga es representado por la siguiente ecuación (Rousseau *et al.* 2011).

$$r = k_{0,V} V \frac{C}{K_{HSC} + C} \quad (\text{ec. 2.6})$$

Donde r ($mg \cdot d^{-1}$) es la tasa de degradación biológica, K_{HSC} ($mg \cdot m^{-3}$) es la constante de saturación media, C es la concentración del contaminante ($mg \cdot m^{-3}$) y $k_{0,V}$ es la constante volumétrica de orden cero ($mg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$). Existen estudios en donde se ha demostrado que los resultados predichos de este modelo y los obtenidos experimentalmente coinciden mejor que

los resultados de los modelos tradicionales de primer orden para describir la dinámica de los compuestos orgánicos y del nitrógeno (Saeed y Sun 2011, Sun y Saeed 2009).

2.7.1.5. Redes neuronales

Las redes neuronales son modelos matemáticos que pretenden simular la estructura y/o aspectos funcionales de las redes neuronales biológicas (Kumar y Zhao 2011). Se componen de muchas neuronas simples que representan unidades de proceso. Estas redes tienen la habilidad de reconocer patrones en la información de entrada y salida, hacen grupos de relaciones complejas que pueden conectar variables de entrada con otras y con valores de salida. Son muy efectivas captando relaciones no lineales entre variables de sistemas complejos y tienen el potencial de predecir valores nuevos de salida si se alimentan con sus variables de entrada correspondientes (Zidan *et al.* 2015). Su principal desventaja es que son aproximaciones y esconden la física del proceso modelado. Hay muchos tipos de redes, la aplicación y selección de una red neuronal apropiada depende de la naturaleza del problema y los datos disponibles (Akratos *et al.* 2008).

El mapa de auto organización o modelo SOM (*Self Organizing Map*) es una red neuronal y algoritmo que ha sido usado para analizar, agrupar y modelar varios tipos de grandes bases de datos. Está basada en un aprendizaje sin supervisión, lo cual quiere decir que solo necesita las características de los datos de entrada. Ha sido utilizada en humedales artificiales como herramienta en la predicción de las concentraciones de salida de metales pesados, DBO₅, NH₃-N y fósforo con resultados eficientes (Kumar y Zhao 2011, Zhang *et al.* 2008).

2.7.1.6. Aproximaciones estadísticas

En este apartado se incluyen las técnicas estadísticas como el método de Levenberg-Marquart y el método no lineal con efectos mezclados que utilizaron Stein *et al.* (2007) para ajustar un conjunto de datos al modelo $k-C^*$. También los parámetros estadísticos como el coeficiente de determinación, la raíz cuadrada media relativa y la eficiencia utilizados por Sun y Saeed (2009) al examinar la precisión de cuatro modelos cinéticos para la remoción de materia orgánica en 80 HA plantados con carrizo y alimentados con agua residual doméstica, en el

cual la combinación de la cinética de Monod con un patrón de flujo pistón produjo la predicción más acertada.

2.7.1.7. Modelos hidráulicos

El agua viaja a través del humedal tanto de manera rápida como lentamente por caminos que dependen de la vegetación, topografía y otros factores ambientales (Kadlec y Knight 1996). Con base en el grado de mezcla del sistema existen dos tipos de reactores ideales: el de flujo pistón (*Plug flow reactor*, PFR) y el de tanque agitado de flujo continuo (*Continuos stirred tank reactor*, CSTR). El comportamiento típico del flujo del agua a través de un humedal artificial se acerca más a un comportamiento no-ideal y está caracterizado por grados intermedios de mezclado y una distribución de tiempos de residencia que se encuentran en la parte media entre escenarios del reactor flujo pistón y el de mezcla completa. En un sentido amplio, hay dos procesos principales que pueden contribuir a la distribución del tiempo de residencia observado (o grado de no idealidad) y son los perfiles de velocidad y el mezclado (Headley y Kadlec 2007). El comportamiento hidráulico dentro humedal se evalúa mediante la distribución del tiempo de retención y para realizarlo muchos investigadores utilizan trazadores (Langengraber 2008). Los trazadores son utilizados para verificar el volumen de agua en el tratamiento dentro del humedal (eficiencia hidráulica), así como el grado de mezcla aparente y su desviación del flujo ideal. Los trazadores que han sido más utilizados son los que contienen cationes de Litio, aniones de Bromuro y los colorantes fluorescentes. Otro trazador utilizado es el cloruro de sodio debido a que es relativamente barato, fácil de monitorear y registrar en campo mediante sondas para medir la conductividad eléctrica. Sin embargo, las altas concentraciones necesarias pueden tener un efecto negativo en la biota y en el tratamiento, llegando incluso a ocasionar efectos sustanciales por cambios de densidad (Headley y Kadlec 2007). La forma simple en la que se parametriza la distribución del tiempo de residencia es mediante los modelos de tanques agitados en serie (TAS) o de flujo pistón con dispersión (FPD) con el orden de reacción que prediga la concentración de salida de manera más exacta. Estos mismos modelos son los más comúnmente usados en numerosos modelos mecanicistas (Headley y Kadlec 2007, Kumar y Zhao 2011). Una muestra del uso del modelo

de TAS es la que se muestra a continuación (ec. 2.7), misma que ha sido sugerida por ofrecer una mejor plataforma en el acomodo de los parámetros de distribución (Kumar y Zhao 2011).

$$\frac{C_e}{C_i} = \frac{1}{(1 + k_{VRC}t/N)^N} \quad (\text{ec. 2.7})$$

Donde, k_{VRC} es la constante volumétrica de primer orden (d^{-1}), t es el tiempo de retención y N es el número de tanques. Una gran cantidad de modelos mecanicistas describen la distribución de los tiempos de retención ya que se acepta que el régimen hidráulico de un humedal está altamente correlacionado con los procesos que ocurren en éste. Por tanto, una condición para la predicción de los procesos de transformación y remoción de contaminantes es un modelo que describa con exactitud el flujo de agua (Langergraber 2012).

2.7.2. Modelos Mecanicistas

De acuerdo con Langergraber (2008, 2009) es posible diferenciar tres tipos modelos mecanicistas aplicados a humedales artificiales subsuperficiales. Los modelos pertenecientes a la primera categoría son los que describen el comportamiento hidráulico y el transporte de solutos de forma simple. Estos modelos están basados en las leyes fundamentales que gobiernan el flujo de agua y transporte de solutos (mediante balances de masa y ecuaciones de advección-dispersión), tienen la ventaja de no necesitar métodos matemáticos o numéricos especiales para encontrar la variable de interés, sin embargo, tienen la desventaja de que sus resultados únicamente son válidos mientras se mantenga las suposiciones subyacentes. Estos modelos se utilizan ampliamente para evaluar y calibrar las condiciones hidráulicas del sistema mediante el transporte de solutos inertes (trazadores). Debido a que utiliza aproximaciones que simplifican el flujo al comportamiento en una dimensión los efectos de dispersión, heterogeneidad y zonas muertas se agrupan en un término de “dispersividad hidrodinámica”, por lo cual se llega a introducir un error significativo en el cálculo.

La siguiente clasificación incluye los modelos que consideran el transporte reactivo considerando como diferencia las condiciones de saturación, por tanto, la segunda categoría es para los modelos de transporte reactivo en condiciones saturadas y la tercera para condiciones de saturación variable o no saturadas (Langergraber 2008, 2009). En los últimos años el

transporte reactivo ha sido una de las herramientas de mayor impulso en el intento por mejorar la descripción de los procesos que ocurren dentro de los humedales artificiales mediante herramientas de simulación con varios niveles de complejidad. El transporte reactivo es una herramienta de modelación que considera las concentraciones de varias especies químicas y es capaz de simular el flujo del agua subterránea y transporte de solutos por advección, difusión y dispersión en conjunto con las reacciones químicas involucradas (Chica 2013). En otras palabras, el modelado del transporte reactivo es una forma de organizar y evaluar los efectos del acoplamiento dinámico de los procesos geoquímicos, microbiológicos y físicos que se llevan a cabo en el sistema (Steeffel *et al.* 2005). La condición de saturación se refiere a la consideración de una sola fase (líquida), por lo que únicamente los sistemas de flujo horizontal pueden ser simulados bajo este supuesto (Langergraber *et al.* 2009a). Por otra parte, un medio no saturado tiene dos fases (líquida y gaseosa), sus ecuaciones matemáticas no son lineales y esta zona se encuentra generalmente cerca de la superficie lo que implica una variación temporal importante que no sólo afecta a las propiedades hidráulicas, sino también de temperatura; estos modelos pueden aplicarse tanto a humedales horizontales como verticales, lo que presenta un nivel más alto de complejidad (Chica 2013, Langergraber *et al.* 2009a).

Los humedales artificiales se conocen por ser sistemas complejos ya que su comportamiento depende tanto de condiciones externas (caudal, composición del agua residual y temperatura por mencionar algunos) como internas (por ejemplo, el crecimiento bacteriano). Para entender el efecto de todos estos factores en su funcionamiento y capturar su evolución a través del tiempo es necesario utilizar simuladores (Samsó y García 2013). En este apartado solamente se mencionarán los modelos mecanicistas de transporte reactivo en cuya aplicación está involucrado el desarrollo de software y el uso de plataformas/herramientas de simulación. Sin embargo, es importante destacar que se han desarrollado pocos modelos de transporte reactivo capaces de describir el comportamiento tanto de humedales de flujo horizontal como de flujo vertical, entre estos podemos mencionar el “módulo humedal” del programa HYDRUS, el software PHWAT y el modelo RETRASO (Langergraber 2011).

2.7.2.1. Software STELLA

STELLA (*Structural Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation*) es un lenguaje de programación gráfico diseñado especialmente para sistemas dinámicos. Mayo y Bigambo (2005) utilizaron el Stella II (STELLA 6.0.1) para simular los procesos que influyen en la remoción de nitrógeno dentro de un humedal artificial de flujo horizontal. Los procesos de transformación considerados fueron la mineralización, nitrificación, desnitrificación, sedimentación, asimilación de las plantas y su posterior desprendimiento en la etapa de descomposición. El modelo operado a flujo constante reportó una remoción total de nitrógeno de 48.9% del cual el 29.9% correspondió a la desnitrificación ($0.436\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$), el 10.2% a la asimilación de las plantas ($0.297\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$) y el 8.2% ($0.12\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$) a la sedimentación. Sin embargo, la remoción de nitrógeno mediante la asimilación de las plantas requiere de la poda del humedal artificial. En un estudio posterior Bigambo y Mayo (2005) investigaron la importancia de la biopelícula en la remoción de nitrógeno en donde encontraron que la cantidad de biomasa no tiene influencia en la remoción de nitrógeno orgánico; sin embargo, influye significativamente en las transformaciones de nitrógeno amoniacal y nitrato.

2.7.2.2. Módulo Humedal del software HYDRUS

La versión 2 del módulo humedal de HYDRUS fue desarrollado como una extensión del programa HYDRUS-2D, este módulo está conformado por la parte que describe los procesos biocinéticos (Langergraber y Šimůnek 2006). A continuación, se describen con mayor detalle las ecuaciones principales consideradas en el software, mismo que fue el utilizado durante esta investigación.

2.7.2.2.1 HYDRUS

HYDRUS es un paquete de software que simula el movimiento en dos y tres dimensiones de agua, calor y solutos en medios porosos insaturados, parcialmente saturados o completamente saturados. Los modelos de dos dimensiones de HYDRUS y sus predecesores tienen una larga historia, resultado del trabajo de varios grupos de desarrolladores en los Estados Unidos, República Checa, Israel, Holanda y Bélgica que datan desde los años setenta (Šimůnek *et al.* 2008).

Este programa resuelve numéricamente una modificación a la ecuación de Richard para el flujo de agua en medios saturados y no saturados, en la cual se considera un flujo uniforme e isotérmico que sigue la ley de Darcy en un medio poroso rígido, supone que la fase de aire juega un papel insignificante en el proceso de flujo del líquido e incorpora un término de decaimiento o pérdida que considera el agua tomada de las plantas, con las condiciones antes mencionadas la ecuación resultante es la siguiente:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S \quad (\text{ec. 3.7})$$

Donde θ es el contenido volumétrico de agua ($L^3 \cdot L^{-3}$), h es la presión (L), S es el término de decaimiento (T^{-1}), x_i ($i=1,2$) son las coordenadas espaciales (L), t es el tiempo (T), K_{ij}^A son los componentes de los tensores anisótropos adimensionales K^A y K es la función de la conductividad hidráulica insaturada ($L \cdot T^{-1}$). La parte hidráulica también considera modelos de porosidad dual, los cuales suponen que el agua en la matriz (contenida en los poros o la matriz de la roca) está formada de bolsas de agua inmóvil que pueden intercambiarse, retenerse o almacenar agua, pero que no permiten un flujo conectivo. A partir de este concepto la fase líquida está dividida en una región móvil (fluyendo en los agregados internos) y una inmóvil (Šimůnek *et al.* 2011).

Las ecuaciones de transporte de solutos consideran el transporte por convección-dispersión en la fase líquida, así como la difusión en la fase gaseosa. También incluyen disposiciones para las reacciones no lineales y fuera del equilibrio entre las fases líquida y sólida, equilibrio lineal entre las fases líquida y gaseosa, para la producción se considera un orden de reacción cero, y dos reacciones de degradación de primer orden: una es independiente de otros solutos y la otra considera el acoplamiento entre los solutos involucrados en reacciones secuenciales de degradación de primer orden. Con la intención de mostrar de forma general las ecuaciones diferenciales parciales desarrolladas se presenta la siguiente ecuación, en donde se representa el transporte macroscópico de un componente i

$$\frac{\partial \theta c_i}{\partial t} + \frac{\partial \rho s_i}{\partial t} = \nabla(\theta D_i \nabla c_i) - \nabla(q c_i) + S c_{s,i} + r_i \quad (\text{ec. 3.8})$$

Donde $i=1,\dots,N$ (N es el número de componentes) c_i es la concentración en la fase acuosa (ML^{-3}), s_i es la concentración en la fase sólida (MM^{-1}), D_i es el coeficiente de dispersión efectiva (L^2T^{-1}), q es el componente de la densidad de flujo volumétrico (flux) (LT^{-1}), S es el término alimentación y decaimiento ($\text{L}^3\text{L}^{-3}\text{T}^{-1}$), $c_{s,i}$ es la concentración del término anterior (ML^{-3}), y el término r_i corresponde a las reacciones. El componente de dispersión efectiva D_i incluye la difusión molecular y la dispersión longitudinal y transversal. De esta forma, el primer término del lado derecho representa el transporte de solutos mediante la dispersión y difusión, mientras el segundo representa el transporte por convección (Langergraber y Šimůnek 2005).

Respecto a su estructura matemática los procesos de transporte de calor pueden ser descritos con modelos similares a los de transporte de solutos. El transporte de calor en los niveles subsuperficiales se lleva a cabo por conducción, convección y dispersión hidrodinámica. Despreciando los efectos de difusión del vapor de agua, el transporte de calor en dos y tres dimensiones esta descrito con la siguiente ecuación:

$$C(\theta) \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\lambda_{ij}(\theta) \frac{\partial T}{\partial x_j} \right] - C_w q_i \frac{\partial T}{\partial x_i} \quad (\text{ec. 3.12})$$

Donde $\lambda_{ij}(\theta)$ es la conductividad térmica aparente del suelo ($\text{MLT}^{-3}\text{K}^{-1}$) y $C(\theta)$ y C_w son las capacidades de calor volumétricas ($\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}\text{K}^{-1}$) del medio poroso y la fase líquida, respectivamente. La capacidad de calor volumétrica es definida como el producto de la densidad volumétrica y la capacidad de calor gravimétrica. El primer término del lado derecho representa el flujo de calor debido a la conducción y el segundo término considera el calor transportado por el flujo de agua (Šimůnek *et al.* 2011).

Es posible modelar la liberación de oxígeno a través de la raíz en HYDRUS, de una manera similar a la asimilación de nutrientes; sin embargo, no es posible simular el crecimiento, putrefacción y descomposición de las plantas (Langergraber y Šimůnek 2012).

2.7.2.2.2 CWM1

Las transformaciones bioquímicas y procesos de degradación están divididas en dos modelos. El modelo *Constructed Wetlands 2D (CW2D)* que fue desarrollado principalmente para modelar sistemas de flujo vertical, en el cual solo se incluyen procesos de transformación y degradación en condiciones aerobias y anóxicas (Langergraber y Šimůnek 2012). Este módulo contempla 12 componentes y 9 procesos que incluyen los principales componentes del agua residual, como la materia orgánica, nitrógeno y fósforo, también supone que las bacterias heterótrofas son las responsables del hidrólisis, mineralización de la materia orgánica y desnitrificación, mientras las bacterias autótrofas son las responsables de la nitrificación (Langergraber y Simunek 2006).

Por otra parte, el modelo general CMW1 (*Constructed Module Wetland No. 1*) que describe las transformaciones bioquímicas y los procesos de degradación de la materia orgánica, nitrógeno y azufre considerando condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias tanto en sistemas verticales como horizontales fue el empleado en el desarrollo del presente estudio. El principal objetivo de este modelo es predecir las concentraciones en el efluente, sin considerar las emisiones gaseosas. Está integrado por 16 componentes (8 solubles y 8 particulados) y 17 transformaciones bioquímicas y procesos de degradación (Tabla 3.4).

En este modelo biocinético se asume que todos los componentes excepto las bacterias son solubles (incluso la fracción particulada de DQO) y que las bacterias son inmóviles. El nitrógeno orgánico es modelado como una fracción de la materia orgánica (DQO). En términos de notación y estructura, el CWM1 está elaborado de una manera similar a la descrita en los modelos de lodos activados (ASMs – *Activated Sludge Models*), presentados por la Asociación Internacional del Agua (IWA) y conocida también como matriz Gujer, misma que se componen de tres partes, en donde se representa la estequiometría, las expresiones cinéticas y la composición (Tabla 3.5). Este modelo ha sido publicado con el objetivo principal de proporcionar un modelo ampliamente aceptado que pueda implementarse en diferentes plataformas de simulación (Langergraber *et al.* 2009b, Langergraber y Šimůnek 2012).

Tabla 2.2. Definición de componentes y procesos del CWM1.

Componentes	Procesos
<u>Solubles</u>	<u>Bacterias heterótrofas</u>
1.SO: oxígeno disuelto	1.Hidrólisis: conversión de XS a SF
2.SF: Fermentable, DQO rápidamente biodegradable	2.Crecimiento aerobio de XH en SF (mineralización de la materia orgánica)
3.SA: Productos de fermentación como el acetato	3.Crecimiento aerobio de XH en SA (mineralización de la materia orgánica)
4.SI: DQO inerte	4.Crecimiento anóxico de XH en SF (desnitrificación)
5.SNH: NH ₄ -N y NH ₃ -N	5.Crecimiento anóxico de XH en SA (desnitrificación)
6.SNO: NO ₃ -N y NO ₂ -N	6.Lisis de XH
7.SSO4: SO ₄ -S	
8.SH2S: H ₂ S-S	
<u>Particulados</u>	<u>Bacterias autótrofas</u>
9.XS: DQO lentamente biodegradable	7.Crecimiento aerobio de XA en SNH (nitrificación)
10.XI: DQO inerte	8. Lisis de XA
11.XH: bacterias heterótrofas	
12.XA: bacterias nitrificantes autótrofas	<u>Bacterias fermentadoras</u>
13.XFB: bacterias fermentadoras	9.Crecimiento de XFB (fermentación)
14.XAMB: bacterias metanogénicas acetótrofas	10.Lisis de XFB
15.XASRB: bacterias acetótrofas reductoras de SO ₄ ⁻	<u>Bacterias metanogénicas acetotrófas</u>
16.XSOB: bacterias sulfato oxidantes	11.Crecimiento de XAMB: Crecimiento anaerobio de bacterias metanogénicas acetotrófas XAMB en acetato SA
<u>Componente adicional: (solo en HYDRUS)</u>	12.Lisis de XAMB
17.trazador no reactivo	<u>Bacterias acetótrofas sulfato reductoras</u>
	13.Crecimiento de XASR: Crecimiento anaerobio de bacterias acetótrofas sulfato reductoras
	14.Lisis de XASRB
	<u>Bacterias sulfato oxidantes</u>
	15.Crecimiento aerobio de XSOB en SH2S
	16.Crecimiento anóxico de XSOB en SH2S
	17.Lisis de XSOB

Tabla 2.3. Matriz estequiométrica del CWM1.

j	i → Componentes de procesos expresados como →	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
		S _O O ₂	S _F DQO	S _A DQO	S _I DQO	S _{NH} N	S _{NO} N	S _{SO4} S	S _{H2S} S	X _S DQO	X _I DQO	X _H DQO	X _A DQO	X _{FB} DQO	X _{AMB} DQO	X _{ASRB} DQO	X _{SOB} DQO
1	Hidrólisis		1-f _{Hyd,SI}		f _{Hyd,SI}	V _{5,1}					-1						
2	Crecimiento aerobio de X _H en S _F	1 - $\frac{1}{Y_H}$	-1/Y _H			V _{5,2}						1					
3	Crecimiento anóxico de X _H en S _F		-1/Y _H			V _{5,3}		$-\frac{1 - Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$				1					
4	Crecimiento aerobio de X _H en S _A	1 - $\frac{1}{Y_H}$		-1/Y _H		V _{5,4}						1					
5	Crecimiento anóxico de X _H en S _A			-1/Y _H		V _{5,5}		$-\frac{1 - Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$				1					
6	Lisis de X _H		f _{BM,SF}			V _{5,6}				V _{9,Lisis}	f _{BM,XI}	-1					
7	Crecimiento aerobio de X _A en S _{NH}	$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$				$-i_{N,BM} - \frac{1}{Y_A}$	1/Y _A						1				
8	Lisis de X _A		f _{BM,SF}			V _{5,8}				V _{9,Lisis}	f _{BM,XI}		-1				
9	Crecimiento de X _{AMB}		-1/Y _{FB}	$\frac{1 - Y_{FB}}{Y_{FB}}$		V _{5,9}								1			
10	Lisis de X _{FB}		f _{BM,SF}			V _{5,10}				V _{9,Lisis}	f _{BM,XI}			-1			
11	Crecimiento de X _{AMB}			-1/Y _{AMB}		V _{5,11}									1		
12	Lisis de X _{AMB}		f _{BM,SF}			V _{5,12}				V _{9,Lisis}	f _{BM,XI}				-1		
13	Crecimiento de X _{ASRB}			-1/Y _{ASRB}		V _{5,13}		$-\frac{1 - Y_{ASRB}}{2 \cdot Y_{ASRB}}$	$-\frac{1 - Y_{ASRB}}{2 \cdot Y_{ASRB}}$							1	
14	Lisis de X _{ASRB}		f _{BM,SF}			V _{5,14}				V _{9,Lisis}	f _{BM,XI}					-1	
15	Crecimiento aerobio de X _{SOB} en S _{H2S}	$-\frac{2 - Y_{SOB}}{Y_{SOB}}$				V _{5,15}		1/Y _{SOB}	-1/Y _{SOB}								1
16	Crecimiento anóxico de X _{SOB} en S _{H2S}					V _{5,16}		$-\frac{1 - Y_{SOB}}{0.875 \cdot Y_{SOB}}$	1/Y _{SOB}	-1/Y _{SOB}							1
17	Lisis de X _{SOB}		f _{BM,SF}			V _{5,17}				V _{9,Lisis}	f _{BM,XI}						-1

Los espacios en blanco de la matriz estequiométrica (Tabla 3.5) indican que ese proceso no influye en la concentración del componente respectivo. Los factores estequiométricos $v_{5,j}$ para el componente amoníaco S_{NH_4} son calculados a través de balances de masa de cada proceso de la manera siguiente:

$$\begin{aligned}
 v_{5,1} &= i_{N,XS} - (1 - f_{HYD,SI}) \times i_{N,SF} - f_{HYD,SI} \times i_{N,SI} \\
 v_{5,2} = v_{5,3} &= i_{N,SF}/Y_H - i_{N,BM} \\
 v_{5,4} = v_{5,5} &= v_{5,11} = v_{5,13} = v_{5,15} = v_{5,16} = -i_{N,BM} \\
 v_{5,6} = v_{5,8} = v_{5,10} = v_{5,12} &= v_{5,17} = i_{N,BM} - f_{BM,SF} \times i_{N,SF} - (1 - f_{BM,SF} - f_{BM,XI}) \times i_{N,XS} - f_{BM,XI} \times i_{N,XI} \\
 v_{5,14} = v_{5,7} &= i_{N,BM} - \frac{1}{Y_A} \\
 v_{5,9} &= \frac{i_{N,SF}}{Y_{FB}} - i_{N,BM}
 \end{aligned}$$

De la misma manera que en los ASMs de la IWA, las expresiones cinéticas del CWM1 están basadas en el cambio de funciones (hiperbólicas en los términos de saturación y ecuaciones Monod). En la Tabla 3.6 se presentan las expresiones cinéticas para los 17 procesos considerados.

Con las Tablas 3.5 y 3.6 la tasa de reacción r_i para cada componente i se puede calcular de la manera siguiente:

$$r_i = \sum_{j=1}^R v_{i,j} \times \rho_j$$

Donde $i=1, \dots, N$ =número de componentes (16), $j=1, \dots, R$ =número de procesos (17), $v_{i,j}$ es el factor estequiométrico por componente i y proceso j (Tabla 3.5), mientras ρ_j es la tasa de reacción por proceso j como se define en la Tabla 3.6.

Este modelo cuenta con parámetros cinéticos, estequiométricos y de composición dando un total de 59, y cuyos valores han sido elegidos de la literatura por mostrar una buena correspondencia con los datos medidos (Langergraber *et al.* 2009b).

Tabla 2.4. Tasas de procesos del CWM1.

j	Proceso	Tasa de proceso
1	Hidrólisis	$k_h \times \left[\frac{X_S / (X_H + X_{FB})}{K_X + (X_S / (X_H + X_{FB}))} \right] \times (X_H + \eta_h \times X_{FB})$
2	Crecimiento aerobio de X_H en S_F	$\mu_H \times \left(\frac{S_F}{K_{SF} + S_F} \right) \times \left(\frac{S_F}{S_F + S_A} \right) \times \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{K_{H2SH}}{K_{H2SH} + S_{H2S}} \right) \times X_H$
3	Crecimiento anóxico de X_H en S_F	$\eta_g \times \mu_H \times \left(\frac{S_F}{K_{SF} + S_F} \right) \times \left(\frac{S_F}{S_F + S_A} \right) \times \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NOH} + S_{NO}} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{K_{H2SH}}{K_{H2SH} + S_{H2S}} \right) \times X_H$
4	Crecimiento aerobio de X_H en S_A	$\mu_H \times \left(\frac{S_A}{K_{SA} + S_A} \right) \times \left(\frac{S_A}{S_F + S_A} \right) \times \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{K_{H2SH}}{K_{H2SH} + S_{H2S}} \right) \times X_H$
5	Crecimiento anóxico de X_H en S_A	$\eta_g \times \mu_H \times \left(\frac{S_A}{K_{SA} + S_A} \right) \times \left(\frac{S_A}{S_F + S_A} \right) \times \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NOH} + S_{NO}} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{K_{H2SH}}{K_{H2SH} + S_{H2S}} \right) \times X_H$
6	Lisis de X_H	$b_H \times X_H$
7	Crecimiento aerobio de X_A en S_{NH}	$\mu_A \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NHA} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) \times \left(\frac{K_{H2SH}}{K_{H2SH} + S_{H2S}} \right) \times X_A$
8	Lisis de X_A	$b_A \times X_A$
9	Crecimiento de X_{FB}	$\mu_{FB} \times \left(\frac{S_F}{K_{SFB} + S_F} \right) \times \left(\frac{K_{H2SFB}}{K_{H2SFB} + S_{H2S}} \right) \times \left(\frac{K_{OFB}}{K_{OFB} + S_O} \right) \times \left(\frac{K_{NOFB}}{K_{NOFB} + S_{NO}} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NHFB} + S_{NH}} \right) \times X_{FB}$
10	Lisis de X_{FB}	$b_{FB} \times X_{FB}$
11	Crecimiento de X_{AMB}	$\mu_{AMB} \times \left(\frac{S_A}{K_{SAMB} + S_A} \right) \times \left(\frac{K_{H2SAMB}}{K_{H2SAMB} + S_{H2S}} \right) \times \left(\frac{K_{OAMB}}{K_{OAMB} + S_O} \right) \times \left(\frac{K_{NOAMB}}{K_{NOAMB} + S_{NO}} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NHAMB} + S_{NH}} \right) \times X_{AMB}$
12	Lisis de X_{AMB}	$b_{AMB} \times X_{AMB}$
13	Crecimiento De X_{ASRB}	$\mu_{ASRB} \times \left(\frac{S_A}{K_{SASRB} + S_A} \right) \times \left(\frac{S_{SO4}}{K_{SO4ASRB} + S_{SO4}} \right) \times \left(\frac{K_{H2SASRB}}{K_{H2SASRB} + S_{H2S}} \right) \times \left(\frac{K_{OASRB}}{K_{OASRB} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NHASRB} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{K_{NOASRB}}{K_{NOASRB} + S_{NO}} \right) \times X_{ASRB}$
14	Lisis de X_{ASRB}	$b_{ASRB} \times X_{ASRB}$
15	Crecimiento Aerobio de X_{SOB} en S_{H2S}	$\mu_{SOB} \times \left(\frac{S_{H2S}}{K_{SSOB} + S_{H2S}} \right) \times \left(\frac{S_O}{K_{OSOB} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NHSOB} + S_{NH}} \right) \times X_{SOB}$
16	Crecimiento anóxico de X_{SOB} en S_{H2S}	$\mu_{SOB} \times \eta_{SOB} \times \left(\frac{S_{H2S}}{K_{SSOB} + S_{H2S}} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NOSOB} + S_{NO}} \right) \times \left(\frac{K_{OSOB}}{K_{OSOB} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NHSOB} + S_{NH}} \right) \times X_{SOB}$
17	Lisis de X_{SOB}	$b_{SOB} \times X_{SOB}$

2.7.2.2.3 Métodos de resolución e interface gráfica del usuario

Existen distintos métodos para resolver numéricamente las ecuaciones diferenciales parciales (EDPs), resultado de la descripción del transporte y flujo de agua. En HYDRUS son resueltas numéricamente utilizando esquemas de elementos finitos lineales de tipo Galerkin (Šimůnek *et al.* 2011). Este método está basado en la búsqueda de una solución aproximada y tiene las

siguientes características: ecuaciones fáciles de diferenciar e integrar, y una región de investigación dividida en pequeñas sub-regiones o espacios de elementos finitos (EFs) cuya función solución es interpolada mediante una función polinomial. Para obtener una solución única de las EDPs se deben definir las condiciones de frontera, así como las condiciones iniciales de las variables, en HYDRUS las condiciones de frontera consideradas son la presión en nodos específicos, el flujo específico, el gradiente específico de presión, la presión atmosférica y la infiltración (Langergraber 2012, Šimůnek *et al.* 2011, Asadzadeh 2010).

Dependiendo del tamaño del problema, la matriz de ecuaciones resultantes de la discretización de las ecuaciones principales se resuelven utilizando dos métodos, la eliminación Gaussiana para matrices agrupadas o un método gradiente conjugado para matrices simétricas y el método ORTHOMIN para matrices asimétricas (Šimůnek *et al.* 2011).

Con respecto a la preparación y manejo de los datos de entrada HYDRUS desarrollo una interface para el usuario con gráficos interactivos para MS Windows 95, 98, NT, ME, XP, Vista y 7; escrita en MS Visual C++ y con códigos ejecutables (módulos computacionales) escritos en Microsoft FORTRAN (Šejna *et al.* 2011).

2.7.2.3. Modelo mecanicista 2D

Basado en el *RetrasoCodeBright* (RCB), Ojeda *et al.* (2008) desarrollaron un modelo matemático mecanicista en dos dimensiones (2D) para evaluar la contribución de las diferentes reacciones microbianas en la remoción de la materia orgánica (en términos de DQO) y nitrógeno para humedales de flujo horizontal alimentados con agua residual urbana. El RCB es un código de dos dimensiones de elementos finitos aplicado a estudios hidrogeológicos que simula el transporte reactivo de especies disueltas y gaseosas en dominios de flujo saturado o insaturado. En este código, el primer módulo calcula las propiedades de flujo, mismas que son usadas por el segundo módulo encargado del transporte reactivo. Básicamente en el modelo de transporte reactivo las cinéticas de las reacciones microbianas están conformadas por hidrólisis, respiración aerobia, nitrificación, desnitrificación, sulfato reducción y metanogénesis. Todas las ecuaciones cinéticas de degradación están asociadas con

expresiones tipo Monod a excepción del hidrólisis que esta modelada por una función exponencial (Kumar y Zhao 2011, Langergraber 2008).

El modelo CWM1 fue implementado dentro del código RCB para generar el modelo numérico CWM1-RETRASO, el cual fue modificado para incluir todas las reacciones bacterianas descritas en el CWM1. La calidad de los resultados obtenidos sugiere que el modelo CWM1-RETRASO es una herramienta con potencial en el estudio de los HHFSS (Llorens *et al.* 2011).

2.7.2.4. Software PHWAT

Brovelli *et al.* (2009) implementaron un conjunto de reacciones biológicas y geoquímicas en un simulador numérico de tres dimensiones. PHWAT es un código de computadora desarrollado para transporte reactivo en medio poroso y que consta de tres módulos (flujo, transporte y biogeoquímico) en el cual recientemente se incluyó un módulo que describe el atascamiento a partir del PHT3D. Este modelo numérico es capaz de simular el efecto del crecimiento de biomasa considerando las propiedades hidráulicas de un medio poroso saturado (*bioclogging*). Este código es muy robusto y flexible debido a los varios métodos numéricos que utiliza, a su red de reacciones arbitrarias y a los múltiples componentes que incluye como posibles inductores del atascamiento. El módulo de flujo está basado en MODFLOW, el cual utiliza un esquema de diferencias finitas para resolver la ecuación de saturación del flujo de agua. El módulo de transporte está basado en MT3DMS y el módulo biogeoquímico está basado en PHREEQC-2. Las reacciones biogeoquímicas están basadas en la estructura ASM. La cinética de oxidación de las fuentes de carbono, hidrólisis de la materia orgánica, transformación y asimilación de nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente) están modeladas mediante ecuaciones cinéticas tipo Monod. La disolución del oxígeno esta modelada mediante ecuaciones de transferencia de masa de primer orden y la dependencia de la temperatura mediante la ecuación de Arrhenius (Kumar y Zhao 2011, Langergraber *et al.* 2009a).

2.7.2.5. Modelo FITOVER

FITOVER (Giraldi *et al.* 2010) es un modelo matemático específicamente desarrollado para simular el comportamiento de un humedal del flujo vertical; por tanto, solo considera el flujo

de agua en una sola dimensión de arriba hasta la parte más baja del sistema (Langergraber *et al.* 2009a). FITOVER es capaz de describir el flujo de agua a través de un medio poroso en condiciones insaturadas, combinado con la evapotranspiración, su módulo bioquímico describe la degradación de la materia orgánica y el nitrógeno; el transporte en la fase líquida esta implementado para los componentes disueltos y particulados, el transporte de oxígeno en la fase gaseosa del suelo y su intercambio con la fase líquida también son considerados. Por otra parte, este modelo también es capaz de manejar la reducción en la porosidad debido a la reducción provocada por el crecimiento bacteriano y la acumulación de los componentes particulados, es decir, el proceso de atascamiento también es simulado como efecto de la reducción de tamaño de poro en la conductividad hidráulica (Giraldi *et al.* 2010). El flujo hidráulico para las condiciones insaturadas esta descrito mediante la ecuación de Richard, mientras las relaciones integradas entre la carga de presión, la conductividad hidráulica y el contenido de agua son descritas utilizando la parametrización de van Genuchten (1980), los procesos bioquímicos de materia orgánica y nitrógeno están descritos mediante el modelo ASM1 y utiliza el modelo de reactor DPF. El transporte de advección y difusión de contaminantes en la fase líquida esta implementado de acuerdo a la ecuación de conservación de masa con una carga límite en el término de dispersión. El transporte de gas y su transferencia a la fase líquida está descrito por el oxígeno mediante un balance de masa que considera la advección y la dispersión (Langergraber *et al.* 2009a). La eficiencia del modelo hidráulico fue reportada con un 0.990 para condiciones de saturación parcial mientras en condiciones de completa saturación fue d 0.979 (Kumar y Zhao 2011).

2.7.2.6. Modelo BIO_PORE

El modelo mecanicista para humedales artificiales de flujo horizontal BIO_PORE incluye un amplio rango de procesos físicoquímicos y biológicos en el que se consideran escenarios a largo plazo. Este modelo está conformado por cuatro estructuras básicas (submodelos): hidráulica, de transporte reactivo, de biopelícula y de plantas (Samsó y García 2013a). El flujo de agua esta descrito por la ecuación de Darcy en combinación con la ecuación de balance de masa con la intención de determinar la localización exacta de la tabla de agua en cada momento describiendo la ruta y transporte de las especies disueltas y particuladas en ambas

fases. Esta estrategia fue adoptada para evitar el crecimiento de bacterias en las zonas insaturadas del lecho (Meyer *et al.* 2015). Para describir los procesos de degradación y transformación de materia orgánica, nitrógeno y azufre se utilizaron las ecuaciones biocinéticas del CMW1, pero con algunas modificaciones que incluyen la fijación y el desprendimiento de los componentes particulados presentes en el influente. La innovación más importante es el desarrollo de un modelo para la biopelícula, el cual prevé el crecimiento poco realista e ilimitado de la biomasa en aéreas con altas concentraciones de sustrato que ocurre en el modelo original, además de contar con el efecto de reducción de volumen de poro resultado de la acumulación de sólidos inertes. Todos estos modelos fueron discretizados espacialmente en un dominio de dos dimensiones en la plataforma COMSOL Multiphysics®, la cual resuelve las ecuaciones mediante el método de elementos finitos (FEM) (Samsó y García 2013a, 2013b, Meyer *et al.* 2015).

2.7.2.7. Modelos especializados

Son modelos complejos que cuentan con cinéticas sencillas para modelar procesos relacionados con la degradación/transferencia de un compuesto o una familia de compuestos (por ejemplo, DQO, NTK, oxígeno, etc.), y que tienen la intención de ahondar en el conocimiento de un proceso particular. Entre estos podemos encontrar al modelo Diph_M que describe la interacción entre el oxígeno y las bacterias durante la alimentación del agua en la segunda etapa de un humedal vertical conformado por un filtro de arena; el modelo de doble porosidad (DPM), desarrollado para simular los flujos preferenciales en un filtro de grava y ajustado con los datos experimentales obtenidos con trazadores durante la primer etapa de un humedal vertical tipo francés; el modelo P-hydroslag que se enfoca en la remoción de fósforo por precipitación en filtros con escoria de acero y el modelo Wang-Scholz que se enfoca en la estimación de las partículas sedimentadas en un medio poroso (Meyer *et al.* 2015). Adicionalmente existe un modelo biocinético implementado en MIN3P que describe los procesos involucrados en la remediación de agua subterránea contaminada (Langergraber 2011).

2.7.2.8. Modelos de apoyo para el diseño

Esta es una nueva generación de modelos y están orientados principalmente en la parte de la ingeniería. Por mencionar algunos ejemplos, están el RTD/GPS-X que es capaz de simular la remoción de carbono orgánico total (COT) y varios procesos de conversión del $\text{NH}_4\text{-N}$ tomando en cuenta aspectos como el desarrollo de la biopelícula, la concentración del oxígeno, los niveles de saturación de agua y la altura del biofiltro; y el modelo RSF_Sim, creado para estimar el desempeño del tratamiento a largo plazo en humedales artificiales que tratan agua combinada de alcantarillado (CSO-CWs) también conocidos como filtros de retención de suelo (*Retention soil filters*, RSFs) (Meyer *et al.* 2015).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción del sistema de tratamiento

3.1.1. Localización

Para desarrollar este trabajo de investigación, se construyó un sistema prototipo a escala piloto para el tratamiento de agua residual municipal, integrado por FAFA y un HHFSS. El sistema de tratamiento se construyó dentro de las instalaciones de la planta de tratamiento de agua residual municipal (PTARM) de Chapala como se observa en la Figura 3.1, localizada a orillas del lago de Chapala, en las coordenadas exactas $20^{\circ}17'27.12''\text{N}$, $103^{\circ}11'2.47''\text{O}$.



Figura 3.1. Ubicación del prototipo piloto (recuadro rojo) en la PTARM de Chapala. (Imagen aérea tomada por la CEA en el 2013).

El lago de Chapala es el más grande de la República Mexicana, se ubica en la parte occidental de México, al este de Jalisco con 90% de superficie y al noroeste de Michoacán con 10%. Se encuentra dentro de los paralelos $20^{\circ}07'$ - $20^{\circ}21'$ de latitud norte y los meridianos $102^{\circ}40'45''$ - $103^{\circ}25'30''$ de longitud oeste, tiene una extensión aproximada de $1,740.8 \text{ km}^2$ y está a una altura de 1,524 m.s.n.m. Influye favorablemente en los regímenes de temperatura y precipitación regional, es una fuente importante de trabajo beneficiando la pesca y el turismo,

y es la principal fuente de abastecimiento de agua para la zona metropolitana de Guadalajara (ZMG). El clima de la zona está clasificado como semicálido subhúmedo con lluvias en verano, y con secos y semicálidos inviernos y primavera. De acuerdo con la clasificación Köppen-Geiger la zona está definida con un clima subtropical húmedo (C_{wa}). La temperatura promedio anual es de 19.9°C, siendo la temperatura ambiente máxima la que va de mayo a julio de 27°C a 30°C y la mínima de diciembre a febrero de 9°C a 12°C. La precipitación total anual es de 1,912 mm, abril y mayo son los meses en que se registra una mayor precipitación (250 mm) y en diciembre cuando es mínimo (100 mm) (Fichas informativas Ramsar 2009, Rubel y Kottek 2010).

3.1.2. Características del agua residual

Se realizaron un par de muestreos previos a la etapa de monitoreo del sistema para establecer las características físicas y químicas del agua residual doméstica, los resultados se muestran en la Tabla 3.1. Estos resultados son similares en orden de magnitud a los correspondientes a los reportados por Metcalf y Eddy (2003) para una composición entre media y concentrada. Es posible observar en la tabla que el agua residual contiene aproximadamente el 70% de la materia orgánica biodegradable (DBO_5/DQO), una tercera parte del nitrógeno total es nitrógeno amoniacal y la concentración de coliformes fecales está en el orden de un agua residual municipal.

Tabla 3.1. Concentración promedio de la composición del influente (desviación estándar).

Parámetro	Valor
pH (U.P.)	7.4 (0.04)
DBO_5 (mg/L)	317 (26.9)
DQO(mg/L)	451 (41.4)
SS (mL/L)	<1
N_{tot} (mg/L)	65.3 (44.5)
NH_4-N (mg/L)	21.1 (4.77)
PT (mg/L)	15.3 (0.47)
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	10^6

3.1.3. Ingeniería conceptual del sistema de tratamiento

El sistema de tratamiento a nivel piloto con humedales artificiales se observa en la Figura 3.2 funcionando paralelamente junto a la planta de tratamiento de agua residual municipal (PTARM) de lodos activados de Chapala. La fuente de agua residual es de tipo municipal y fue tomada a partir de una derivación que se realizó en el desarenador de la PTARM. Por tanto, el sistema de tratamiento a nivel piloto comprende básicamente tres etapas: un pretratamiento con hidrotamizado y desarenado, un tratamiento secundario que consiste en el proceso biológico ocurrido en el FAFA y un tratamiento terciario basado en el funcionamiento de HHFSS.

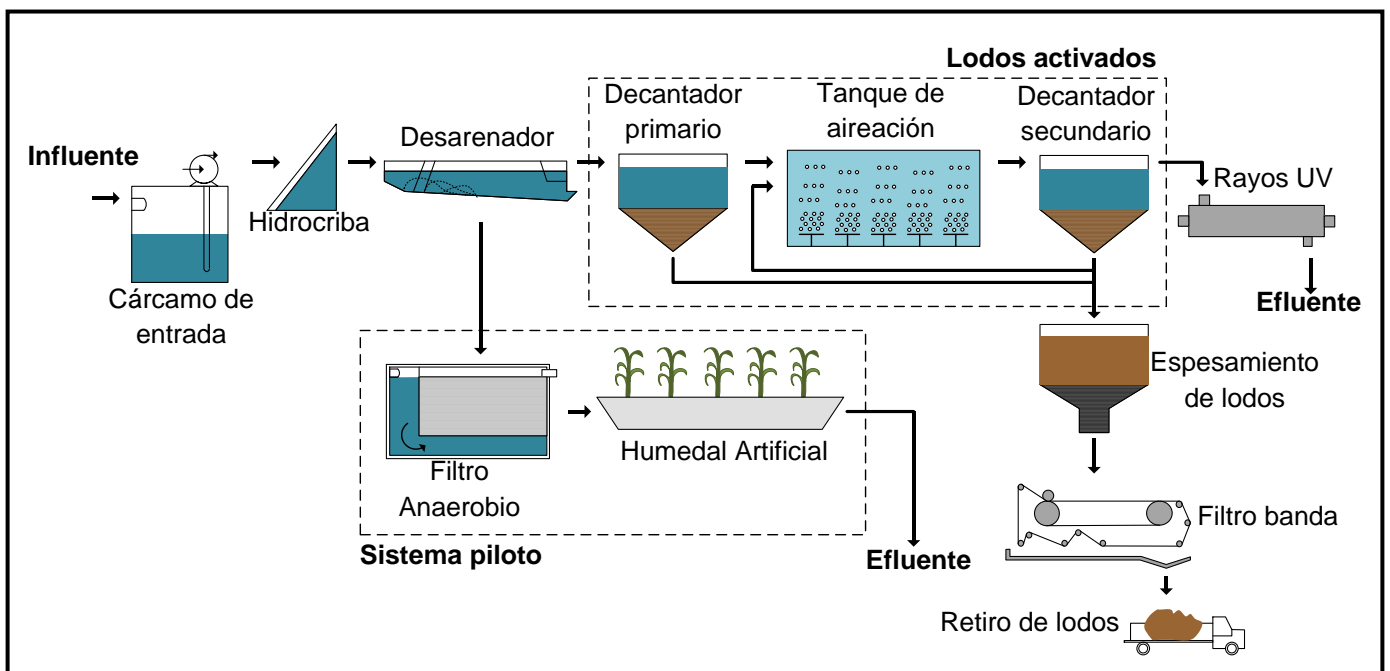


Figura 3.2. Sistema de tratamiento a nivel piloto con humedales artificiales dentro de la PTARM de lodos activados de Chapala.

3.1.3.1. Pretratamiento

La etapa de pretratamiento tiene la intención de proteger el resto de las etapas de tratamiento, como parte de esta etapa, el agua residual llega inicialmente a un cárcamo de bombeo de donde es conducida a una criba fina tipo hidrotamiz con claros de 1 mm. Los tamices se colocan para remover un porcentaje más alto de sólidos, aquí el agua ingresa por la parte

superior y pasa a través de la rejilla con una inclinación particular, mientras la materia retenida va resbalando por el tamiz y saliendo al exterior donde se almacena provisionalmente en contenedores. La hidrocriba va seguida de un desarenador que continua con la labor de eliminar las partículas con granulometría mayor a 200 micras. El desarenador mantiene una velocidad constante de flujo de aproximadamente $0.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, de forma independiente al caudal que circule por ellos. Al final del desarenador se tiene un vertedero de flujo proporcional, que deja constante la velocidad del agua depositando las arenas. Se mantiene un desarenador en operación y otro en *stand-by* para darle mantenimiento y remover las arenas de forma manual (Marín y Osés 2013). En la Figura 3.3 se muestran estas dos unidades de pretratamiento, ambos equipos son parte de la PTARM de Chapala. A la salida del desarenador se realizó una derivación de flujo de $0.1 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ para alimentar el FAFA. Cabe aclarar que el pretratamiento solo elimina los sólidos sedimentables o sólidos mayores a 200 micras, por lo tanto, las características del agua residual, en cuanto a materia orgánica y disuelta, se considera prácticamente igual.

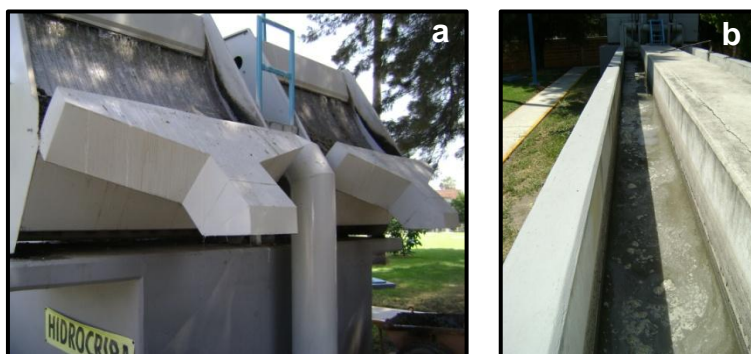


Figura 3.3. Unidades de pretratamiento a) hidrocriba, b) desarenador

3.1.3.2. Filtro anaerobio de flujo ascendente

Las unidades anaerobias son una tecnología de tratamiento que puede incorporarse eficazmente a los humedales artificiales debido a que necesita de poca energía, un mínimo costo de inversión y operación y genera una cantidad menor de biosólidos cuando se compara con los sistemas aerobios convencionales (Álvarez *et al.* 2008, Barros *et al.* 2008, Ruiz *et al.* 2010). Los filtros anaerobios, como parte de esta tecnología, son sistemas diseñados para llevar a cabo el tratamiento anaerobio empleando un crecimiento de biomasa por adherencia

(Ramalho 1996). En particular, el agua residual fluye en dirección ascendente a través de un medio poroso (*tezontle*) o material de relleno sumergido; al cual se fija una biopelícula que se forma bajo condiciones anaerobias. Conforme el agua residual pasa a través de este medio poroso, pone en contacto con la biomasa fija al medio de soporte o lecho, llevándose a cabo el proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica, acompañada por la generación de un biogás rico en metano. En el FAFA los sólidos disueltos y suspendidos se remueven con alta eficiencia, debido al contacto que éstos tienen con la biopelícula formada. La descarga de las aguas residuales se logra por la parte superior del sistema y las aguas tratadas se conducen hacia un humedal artificial. Las ventajas al elegir este tipo de reactor biológico radican en la tolerancia que presenta frente a variaciones de la Velocidad de Carga Orgánica (VCO) aplicada ($5-15 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) y el relativo corto tiempo de retención hidráulico de 0.5 a 4 días; resiste a variaciones de pH y temperatura, pero sobre todo este reactor no requiere de un sistema de sedimentación (Padilla, 2010).

3.1.3.3. Humedal artificial de tipo subsuperficial

El flujo de agua residual, previamente tratado en el filtro anaerobio, se conduce al humedal artificial. El HHFSS (Figura 3.4) está conformado por *tezontle*, utilizado como medio filtrante o de relleno, y dos diferentes especies ornamentales.

Aprovechando el clima cálido favorable de la zona, se seleccionaron *Strelitzia reginae* cuyo nombre común es ave del paraíso y *Canna hybrids* o platanillo, más detalles sobre estas plantas en la Tabla 3.2. Aunque estas especies no son muy comunes para este tipo de sistema se eligieron porque se ha reportado el uso de ambos géneros de plantas en humedales artificiales de flujo subsuperficial observándose una calidad del efluente similar a la obtenida con plantas emergentes convencionales, una buena aclimatación y desarrollo, brindar una apariencia agradable; y también por la posibilidad de proporcionar un valor agregado al humedal, es decir, la posibilidad de comercializar las mismas plantas que produce para la recuperación de gastos de construcción, operación y mantenimiento (Konnerup *et al.* 2009, Zurita 2008, Zurita *et al.* 2009). Con respecto a su distribución y siembra, fueron plantados 104 ejemplares de platanillo en la primera mitad del humedal con un patrón geométrico de tresbolillo a una distancia de 0.5m entre cada planta, la segunda mitad fue ocupada por 98

ejemplares de ave del paraíso con el mismo patrón geométrico y con una distancia de 0.55m entre ellas, para alcanzar una densidad total de tres plantas por metro cuadrado. Las plantas proveen de oxígeno al sistema de tal forma que se propicia la formación de ambientes aerobios en el lecho poroso (Stottmeiste *et al.* 2003). La combinación de procesos anaerobios y aerobios dentro del sistema favorece la remoción de materia orgánica y de los sólidos suspendidos que aún pueden estar presentes en el agua residual. El agua tratada puede ser desinfectada en el tanque nivelador del humedal o en un tanque separado para su posterior uso en el riego de áreas verdes.



Figura 3.4. Humedal artificial de flujo subsuperficial del sistema piloto.

Tabla 3.2. Características de las especies ornamentales utilizadas*.

Nombre científico	<i>Canna hybrids</i>	<i>Strelitzia reginae</i>
Apariencia		
Nombre común	Platanillo, Arrowroot, Indian Shot, Canna Lily	Ave del paraíso, Crane Flower
Categoría	Bulbos perennes, planta perenne	Herbácea perenne
Familia	<i>Cannaceae</i>	<i>Strelitziaceae</i>
Descripción	Planta perenne de follaje tropical grande, flores vistosas y de brillantes colores, sus hojas anchas y enrolladas salen de múltiples rizomas.	En esta planta perenne de crecimiento lento, sus distintivas flores crecen en un tallo rígido que se eleva por encima del follaje.
Temporada de floración	Desde mediados de abril o principios de mayo, todo el verano y otoño	Primavera y verano
Exposición a la luz	Pleno sol y sombra parcial	Sombra parcial
Altura	de 0.75 m hasta 3.0 m	de 0.9 a 1.5 m
Espacio de planta	de 30 a 45cm	de 61 a 91 cm
Color de la flor	Roja, naranja, rosa, amarilla, marfil	Naranja - azul
Profundidad raíz	12.7 cm de la base del rizoma	----
Propagación	Por división o semilla	Por división o semilla
Origen	América central y sur, sureste de U.S., India occidental y las Antillas menores	Sudáfrica
Distintivos	Bulbos, flores llamativas	Flores llamativas, hoja perenne

* *Canna hybrids*: Kessler 2007, NC State University 2016, Tija y Black 2003.

Strelitzia reginae: Gilman 2014, Park y Black 2013.

3.1.3.4. Características del medio filtrante

Tanto el FAFA como el HHFSS utilizan *tezontle* como soporte de la biopelícula. Este material filtrante se clasifica como una roca volcánica extrusiva de la familia de los feldepastos y fue seleccionado debido a que es un material inerte con alta porosidad y su bajo costo, ya que es un mineral relativamente abundante en el occidente de México y a lo largo de la franja transvolcánica mexicana (FTVM) que es en donde se localiza la cuenca Lerma-Chapala (Zurita *et al.* 2009). Como se ha mencionado este material tiene una alta porosidad (arriba del 65% para tamaño de partícula de 20-25mm) y sus características le proporcionan una alta relación área/volumen ($390\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$) comparado con los medios sintéticos ($164\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$) (Vallejo 2007). La piedra *tezontle* ha sido probada y usada en un número de aplicaciones ambientales como medio de filtración en plantas de tratamiento a escala piloto (López-López *et al.* 2010). Además, es un material considerado inerte, con valores de pH cercanos a la neutralidad, baja capacidad de intercambio catiónico, buena ventilación y una capacidad de retención de humedad que depende del tamaño de partícula (Trejo-Tellez *et al.* 2013). Sin embargo, no es sustrato típico en el tratamiento con humedales, pero su alta porosidad, su composición ferrosa y su disponibilidad lo convierten en una opción muy viable para la remoción de nutrientes (Zurita *et al.* 2009).

El FAFA contenía *tezontle* con diámetro de partícula de una pulgada en su mayor parte y el HHFSS estaba compuesto por dos capas horizontales, la primera con 50 cm de *tezontle* de una pulgada de diámetro y la segunda de 10 cm con *tezontle* de $\frac{1}{4}$ de pulgada. Antes de comenzar los experimentos se obtuvo una porosidad del *tezontle* de 58% y 60% para los diámetros de 1" y $\frac{1}{4}$ " respectivamente.

Este mismo material ha sido utilizado en estudios previos, un análisis realizado por el Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X-LUGIs del Instituto de Geología de la UNAM a una muestra representativa dio como resultado los datos mostrados en la tabla 3.3 (Vallejo 2007).

Tabla 3.3. Resultados del análisis por difracción y fluorescencia de rayos X para el tezontle*.

Componentes	Promedio (%)
SiO ₂	52.59
TiO ₂	1.489
Al ₂ O ₃	18.30
Fe ₂ O ₃	9.24
MnO	0.149
MgO	3.49
CaO	7.43
Na ₂ O	4.03
K ₂ O	1.34
P ₂ O ₃	0.59
PxC	0.88
Total	99.53

*Feldespastos: anortita-Na (10-360); Hematina (87-1166), pirita

3.2. Diseño de ingeniería básica del sistema de tratamiento

La ingeniería básica del sistema de tratamiento propuesto se centra fundamentalmente en el funcionamiento de un filtro anaerobio de flujo ascendente y en el humedal artificial o construido con régimen de flujo subsuperficial. Considerando el caudal de diseño y la concentración de DBO₅ encontrada (Tabla 3.1) se deduce una carga contaminante de 2.3 kg de DBO₅ por día, suponiendo una tasa de generación de DBO₅ por persona de 60 g·(hab·eq·d)⁻¹ se tiene como resultado un tratamiento para 40 habitantes equivalentes.

Los diseños y planos mostrados a continuación son parte de la patente con número de expediente MX/a/2010/014332; denominada “Sistema y proceso para el tratamiento pasivo de aguas residuales domésticas” por lo cual su uso y reproducción no debe hacerse sin previa autorización del CIATEJ.

3.2.1. Filtro anaerobio de flujo ascendente

3.2.1.1. Bases y criterios de diseño

* Caudal (Q)	7200 L/d
* Régimen de tratamiento	Continuo

* Tiempo de retención hidráulica (t)	20 h
* Medio de soporte de biopelícula	Tezontle
* Tamaño de partícula de <i>tezontle</i> de fondo (20cm)	2''
* Tamaño de partícula de <i>tezontle</i> del lecho	½ a 1''
* Porosidad (ε)	0.6
* Geometría del tanque	Rectangular
* Largo máximo (L) del Filtro	$L \leq 2W$ y $L < 3H$
donde: W es ancho y H es altura	

3.2.1.2. Memoria de cálculo

Volumen del Filtro (VF) se define mediante la siguiente fórmula:

$$VF = \frac{Q \cdot t}{\varepsilon} \quad (\text{ec 3.1})$$

$$VF = \frac{(7200 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1})(0.83 \text{ d})}{0.6} = 9.96 \text{ m}^3$$

Para determinar las dimensiones del filtro, se retoman las consideraciones de diseño arriba señaladas para establecer las dimensiones de la cámara principal del filtro en 3.0 m de largo (L) y 2.0 m de ancho (W), pero que no incluyen el vertedero ni el pozo de visita, lo cual proporciona una superficie (S) de 6.0 m².

Considerando un $VF = 9.96 \text{ m}^3$, tenemos que

$$H = 1.66 \text{ m} + 0.15 \text{ m (fondo falso)} = 1.81 \text{ m}$$

Como todo sistema biológico, el filtro anaerobio debe contar con un sistema de purga o extracción de lodos con la finalidad de eliminar el exceso de lodo que llegue a acumularse, el cual se considera se producirá en mínimas cantidades. El pozo de visita cumple con este objetivo, cuenta con 0.8 m de largo, 0.8 m de ancho y 2.15 m de profundo, es decir, con aproximadamente 40 cm más que la altura del filtro anaerobio. La extracción de lodos se realiza a través de un tubo con válvula de globo de 3'' de diámetro (Figura 3.5). El volumen de llenado considerado fue del 90% de su capacidad.

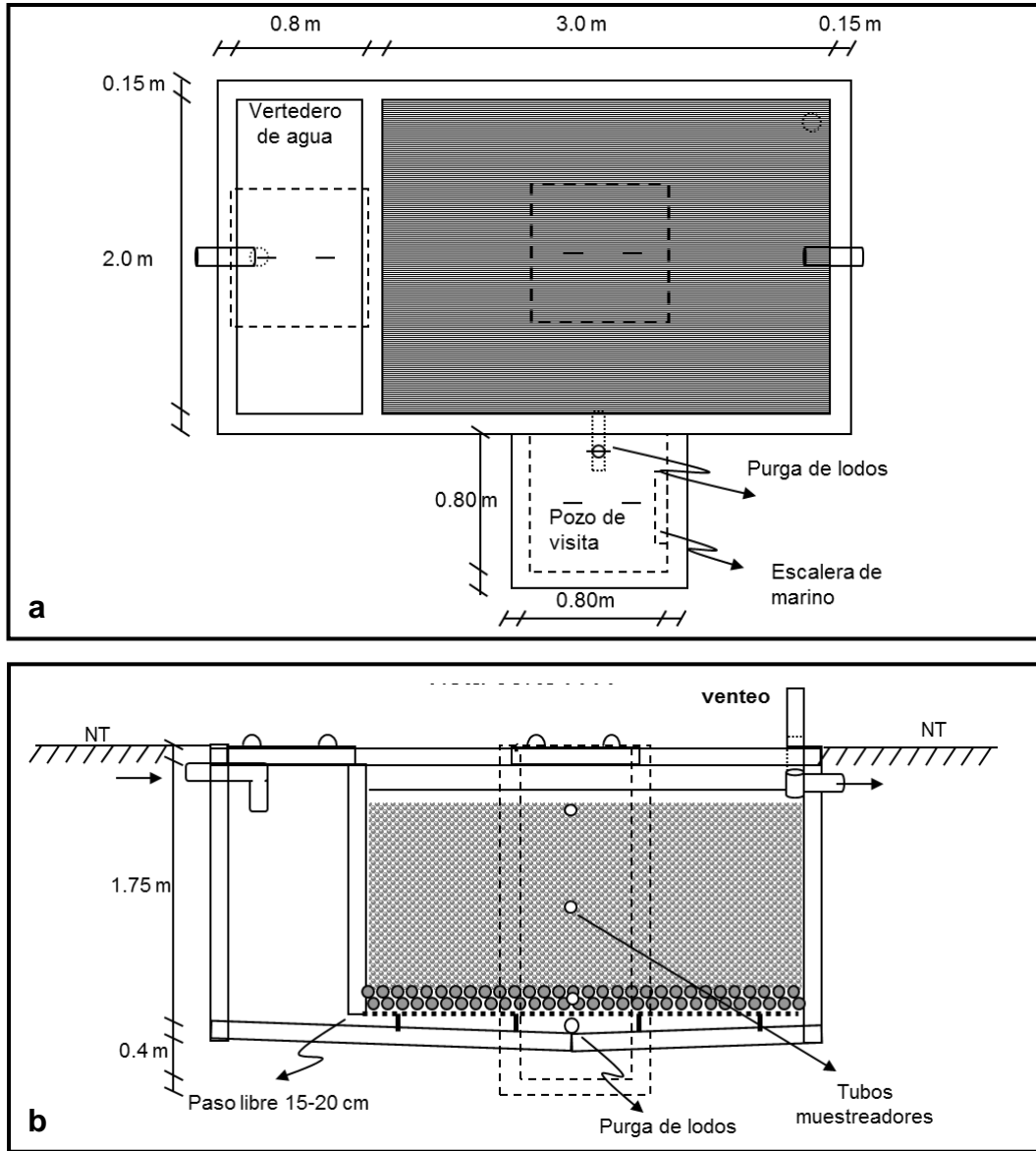


Figura 3.5. Dimensiones y características del FFAA a) vista de planta, b) vista de corte (Adaptada de la solicitud de patente: MX/a/2010/014332).

3.2.2. Humedal artificial de flujo subsuperficial

3.2.2.1. Bases y criterios de diseño

* Flujo de aguas residuales a tratar	7200 L/d
* Tiempo de retención hidráulica (t)	3 d
* Medio poroso	Tezontle

* Diámetro partícula (D)	de 1" a 2"
* Profundidad del lecho (δ)	0.6 m
* Peso específico del <i>tezontle</i> (ρ)	2.41 g/l
* Porosidad del <i>tezontle</i> (ϵ)	0.6
* La conductividad hidráulica del medio poroso (k)	10,000 m/d
* Plantas verdes	<i>Strelitzia reginae</i> / Ave del paraíso <i>Canna hybrids</i> / Platanillo

El valor de la conductividad hidráulica se tomó considerando material de 1" de diámetro promedio, de acuerdo a lo publicado por Kadlec y Knight (1996). Como parte de su construcción, se colocó una membrana impermeable de HDPP (*High Density Polypropylene*) con 1mm de grosor para prevenir la contaminación del agua subterránea. También fue instalado un dispositivo ajustable a la salida para permitir un mejor control en el nivel del agua.

3.2.2.2. Memoria de cálculo

La estimación del área del humedal artificial se realizó de acuerdo a la ecuación propuesta por Kadlec y Knight, como se muestra a continuación:

$$t = \frac{LW\delta\epsilon}{Q} \quad (\text{ec. 3.2})$$

$$LW = \frac{(3d)(7.2m^3 \cdot d^{-1})}{(0.6m)(0.6)} = 60m^2$$

La ley de Darcy (ec. 3.5) describe el flujo en un medio poroso y es utilizada para el diseño de humedales subsuperficiales. En esta ley supone un flujo laminar en el sistema aplicado de forma constante y uniforme.

Ya que:

$$v = ks \quad (\text{ec. 3.3})$$

$$v = \frac{Q}{Wh} \quad (\text{ec. 3.4})$$

Por tanto:

$$Q = k A_c s \quad (\text{ec. 3.5})$$

Donde:

A_c = Área de la sección transversal (m^2)

s = gradiente hidráulico o pendiente (m/m)

v = Velocidad de Darcy, el flujo de velocidad aparente a través de la sección transversal completa (m/d).

Es posible por sustitución y rearrreglo de los términos desarrollar una ecuación para determinar el ancho mínimo aceptable del humedal subsuperficial y que sea compatible con el gradiente hidráulico seleccionado para el diseño.

$$W = \frac{1}{h} \left[\frac{(Q)(A_c)}{(m)(k)} \right]^{0.5} \quad (\text{ec. 3.6})$$

En donde, se considera que la altura del tirante hidráulico del sistema será 90% de la profundidad del lecho, es decir $h=0.54$ y la pendiente tomada expresada en porcentaje será del 1%.

$$W = \frac{1}{0.54} \left[\frac{(7.2m^3 \cdot d^{-1})(68m^2)}{(0.01)(10000m \cdot d^{-1})} \right]^{0.5} = 4.1m$$

Para asegurar el flujo laminar, se utilizó la ecuación 3.7 para determinar el número de Reynolds (Re) del sistema, el cual debe ser menor a 10.

De la ecuación 3.4

$$v = \frac{(7.2m^3 \cdot d^{-1})}{(7.6m)(0.54m)} = 1.75m \cdot d^{-1}$$

$$Re = \frac{D\rho v}{(1 - \varepsilon)\mu} \quad (\text{ec. 3.7})$$

Donde:

δ = Densidad del agua (kg/m^3)

μ = Viscosidad del agua (kg/m·s)

$$Re = \frac{(0.00254)(2.41g \cdot L^{-1})(1.75m \cdot d^{-1})}{(1 - 0.6)(0.01)} = 2.68$$

Al cumplirse la condición del número de Reynolds podemos proponer las dimensiones sugeridas de superficie del humedal de 7.6 m x 9.2 m con una profundidad del lecho de *tezontle* de 0.6 m. Dichas dimensiones se escogieron así para adaptarse a la geometría de los lechos de secado. La Figura 3.6 presenta las dimensiones del humedal artificial.

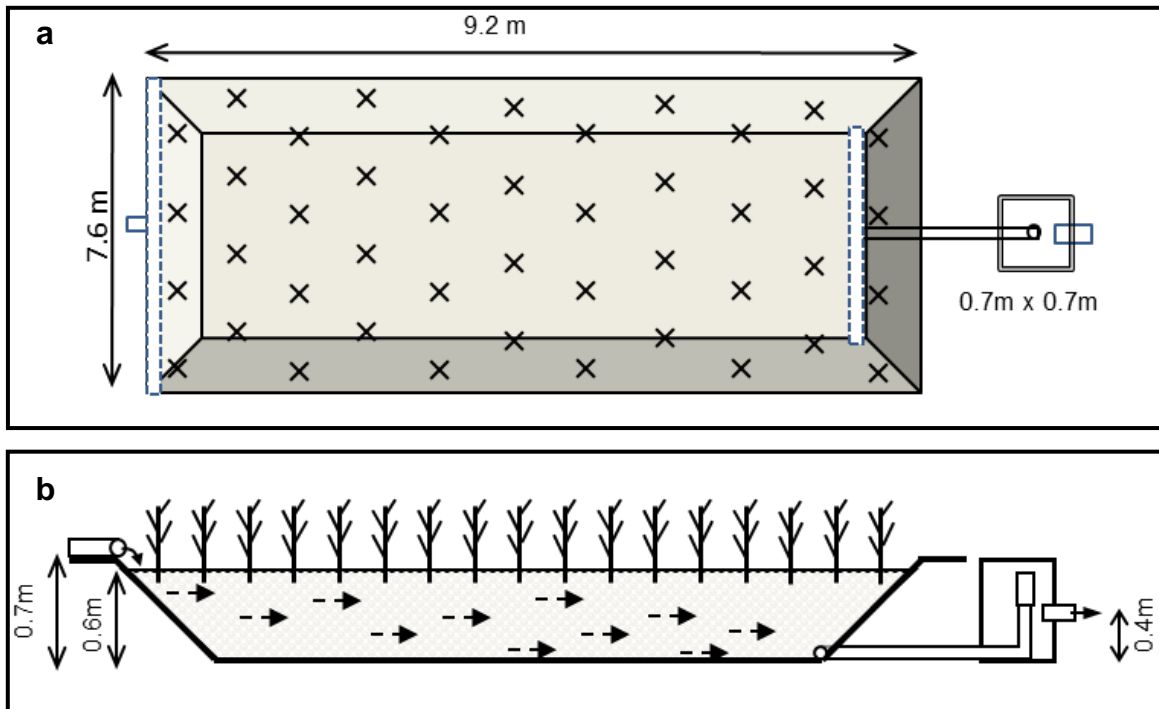


Figura 3.6. Dimensiones y características del HHFSS a) vista de planta b) vista de corte (Adaptada de la solicitud de patente: MX/a/2010/014332).

3.3. Monitoreo de la calidad del agua

Una vez terminada la construcción, se consideró un periodo de arranque y estabilización de 6 meses antes de la etapa de monitoreo, con la intención de asegurar una mayor área de cobertura en el crecimiento vegetal y ajustar los detalles técnicos. Kadlec y Wallace 2009 establecen un tiempo de maduración o estabilización en humedales artificiales de 30 a 60 días dependiendo del tipo de planta que se utiliza; es decir del tiempo que tardan en enraizar. Una

mayor área de cobertura sugiere un desempeño estable respecto a la remoción de contaminantes; esto debido a que los microorganismos tienen una mayor superficie para adherirse y crecer a través de la formación de biopelícula en la superficie tanto del medio poroso como en las raíces de las especies plantadas (Lin *et al.* 2002). Por otra parte, también se incluyó el tiempo de maduración o estabilización del filtro anaerobio, ya que operando al 100% de carga orgánica y con inoculación de otro sistema anaerobio es de 15 a 30 días; pero cuando no se utiliza inoculación directa es de 30 a 90 días, lo cual está en función de las características del agua residual (López-López *et al.* 2013).

Las variaciones en materia orgánica y nutrientes, como nitrógeno y fósforo, fueron monitoreadas en aquellos puntos que implicaban una transformación de los contaminantes y cambios en la calidad del agua, mientras la frecuencia de monitoreo fue determinada en función del tiempo y los recursos disponibles para la realización del estudio con la intención de obtener datos representativos a lo largo del año. De esta forma, en el muestreo y análisis múltiple se establecieron los puntos de cambio en la calidad del agua con respecto al tiempo y espacio conforme avanzaba en las etapas de tratamiento; sin embargo hay que considerar que existen limitaciones en los sistemas sujetos a condiciones ambientales ya que en estos casos muy pocas variables pueden ser controladas (Bautista *et al.* 2004, Fair *et al.* 2008).

3.3.1 Plan de muestreo

El monitoreo fue realizado durante 66 semanas divididas en tres periodos correspondientes a tres tiempos de residencia hidráulico (TRH). TRH1 con un caudal de $0.131 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ tuvo una duración de 18 horas en el FAFA y 2 días en el HHFSS, TRH2 con un caudal de $0.087 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ tuvo una duración de 28 horas en el FAFA y 3 días en el HHFSS, y finalmente TRH3 equivalente a $0.0645 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ con una duración de 48 horas en el FAFA y 4 días en el HHFSS. Cada caudal propuesto se evaluó de forma consecutiva y el monitoreo para cada caudal tuvo una duración aproximada de cinco meses. Las muestras se tomaron semanalmente de acuerdo con la norma mexicana NMX-AA-003-1980 entre 11:30 am y 2:30 pm. Cabe destacar que para alcanzar un tratamiento adecuado en un HHFSS el TRH puede variar de 3 a 15 días dependiendo del contaminante a remover (Kincanon y McAnally 2004); sin embargo, se seleccionaron tiempos

de residencia más cortos para evaluar el desempeño del humedal considerando la adición previa del filtro anaerobio.

3.3.2 Puntos de muestreo

Para estimar el desempeño del sistema de tratamiento se monitoreó la calidad del agua en cuatro puntos de muestreo a lo largo del tren de tratamiento como se muestra en la Figura 3.7: influente (M1), salida del FAFA/entrada del HHFSS (M2), parte media del HAFSS (M3) y efluente (M4).

El punto de muestreo M3 se colocó en la parte media del humedal con la intención de evaluar los cambios existentes de la calidad del agua al ser tratada por las diferentes plantas ornamentales previamente plantadas, es decir, marca la separación entre las dos especies utilizadas. *Strelitzia reginae* fue colocada en la segunda parte del humedal debido a que se ha probado que *Canna hybrids* se adapta mejor a estas condiciones, mostrando más altas tasas de crecimiento (Konnerup *et al.* 2009, Zurita *et al.* 2006). Este punto de muestreo fue acondicionado con un tubo de PVC de 4" con ranuras horizontales paralelas al flujo del agua que permite su paso a través del humedal. La ubicación de cada punto de muestreo se muestra en la Figura 3.8.

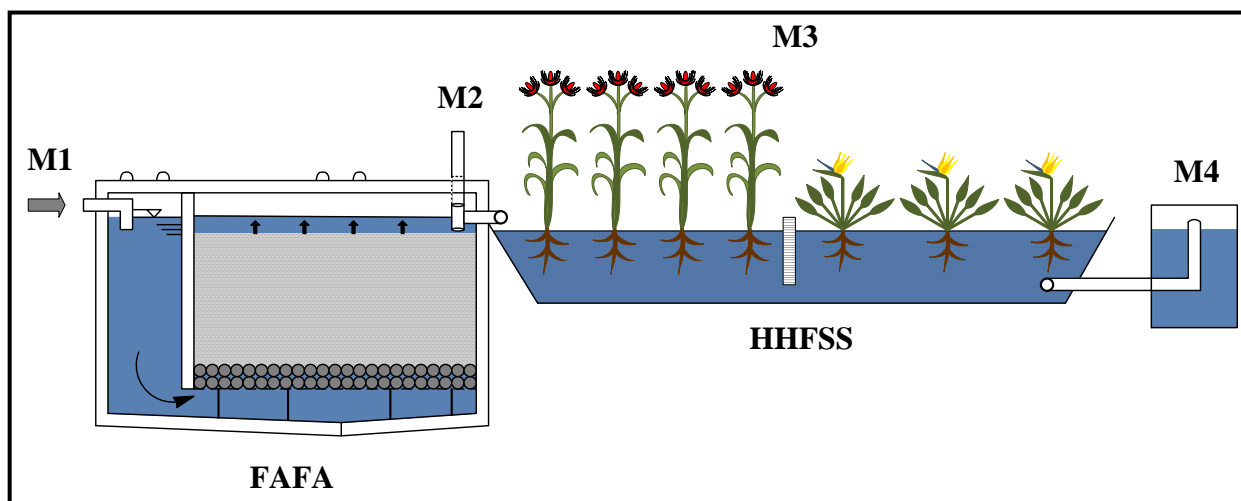


Figura 3.7. Puntos de muestreo en el sistema de tratamiento: M1, influente; M2, salida del FAFA; M3, parte media del HHFSS y M4, efluente.

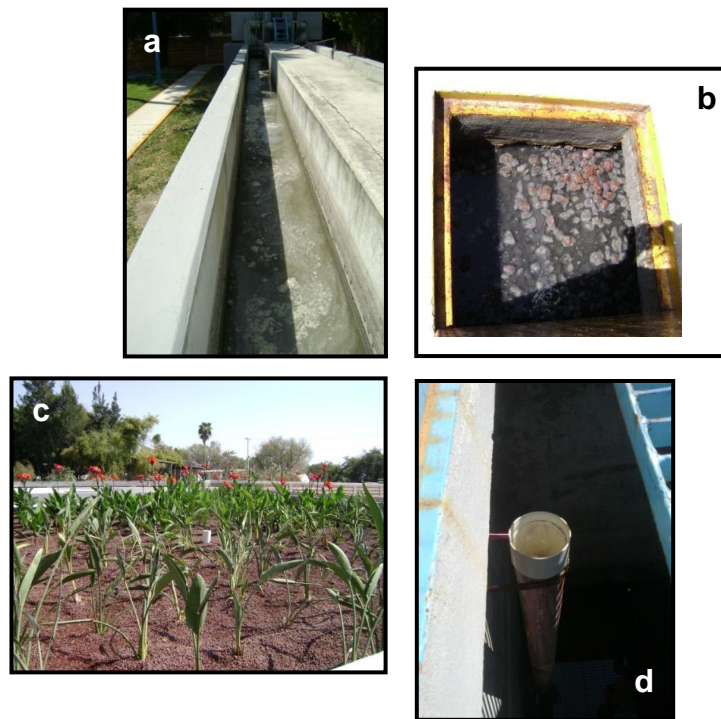


Figura 3.8. Detalle de los puntos de muestreo: a) M1, b) M2, c) M3 y d) M4.

3.3.3 Análisis para la determinación de la calidad del agua

El seguimiento del sistema incluyó las siguientes determinaciones en cada punto de muestreo para evaluar la calidad de agua: demanda bioquímica de oxígeno durante 5 días de incubación (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (N_{tot}), nitrógeno amoniacal (NH_4-N), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3) y fósforo total (PT). Los procedimientos analíticos utilizados para determinar la calidad del agua fueron los establecidos en los *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* como se aprecia en la Tabla 3.3 (APHA 1999). El nitrógeno inorgánico fue estimado como la suma de NH_4-N , NO_2 y NO_3 . También se monitorearon *in situ* los siguientes parámetros: conductividad eléctrica (CE), pH y temperatura con el pH-metro PC 300 OAKTON® (Vernon Hills, IL, USA), la humedad relativa (HR) con el Higrómetro/Termómetro Jumbo 4148 Traceable® (Friendswood TX, USA) y el oxígeno

disuelto (OD) con el electrodo YSI Modelo 58 (Yellow Springs, OH, USA) a una profundidad de 20 cm debajo de la tabla de agua como se ilustra en la Figura 3.9.

Tabla 3.4. Parámetros medidos de acuerdo a los métodos estándar.

Parámetro	Unidades	Método
pH	U.P.	4500-H ⁺ B
OD	mg/L	4500-O G
DQO	mg/L	5220D
DBO ₅	mg/L	5210B
N _{tot}	mg/L	4500-N C
NH ₄ -N	mg/L	4500-NH ₃ ⁻ F
NO ₃	mg/L	4500-NO ₃ ⁻ E
NO ₂	mg/L	4500NO ₂ ⁻ B
PT	mg/L	4500-P E

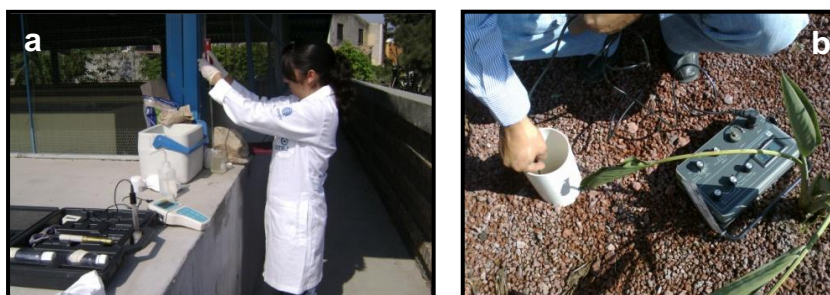


Figura 3.9. Mediciones in situ: a) pH y b) OD.

3.3.4 Medición del crecimiento de plantas

La vegetación se debe caracterizar por su fisionomía, cuyo estudio a la vez es indispensable para la comprensión de su naturaleza y distribución. La fisionomía se refiere a la apariencia externa de la vegetación en cuanto a altura, color, exuberancia, forma y tamaño de las hojas (Bautista *et al.* 2004). Por tanto, el análisis y la medición del crecimiento vegetal son de suma importancia ya que permite conocer si el entorno en el que se encuentra la planta es el adecuado para su desarrollo. El crecimiento vegetal se caracteriza por no ser uniforme y estar relacionado con el cambio de volumen o peso en la semilla, raíz, tallo y hoja de la planta. Entre las principales medidas que se utilizan para cuantificarlo se encuentran la elongación, el peso fresco y el peso seco (Quintero 2011). Para evaluar el desarrollo de las dos especies de

plantas y conocer su capacidad de adaptación al medio artificial creado por el humedal, se seleccionaron al azar 15 individuos de cada especie para monitorear su crecimiento, registrando los siguientes datos: número de retoños o brotes, tamaño y grosor del tallo, número de flores y de hojas para *Canna hybrids*, mientras en el caso del ave del paraíso se realizaron doce mediciones y se registraron los datos de alto, grosor y número de hojas (Figura 3.10).



Figura 3.10. Seguimiento en el crecimiento de las plantas, a) ave del paraíso y b) platanillo.

Con el propósito de mantener la línea base en población, con respecto al número de individuos plantados inicialmente, evitar la expansión de la especie dominante y medir el crecimiento vegetal se efectuaron tres podas (Figura 3.11), en enero, a finales de junio y a mediados de diciembre de 2012 todas ellas aplicadas solamente en *C. hybrids* o Platanillo, ya que se observó una sobrepoblación de la especie.



Figura 3.11. Labor de poda en Platanillo: a) antes, b) durante y c) al finalizar.

3.4. Análisis estadístico

El diseño experimental con el que se analizaron los datos tiene ciertas particularidades con respecto a los diseños factoriales y se define como diseño cruzado-anidado; por tanto, requieren un planteamiento y análisis diferente. Los diseños anidados (*Nested Design*) se distinguen porque los niveles de prueba de un factor no son idénticos en todos los niveles del resto de los factores, en contraste con los diseños cruzados donde los factores están completamente cruzados (como su nombre lo indica) ya que aparecen todas las posibles combinaciones de los niveles de cada factor (Gutiérrez y de la Vara 2012). El experimento fue evaluado mediante un diseño anidado o jerárquico con un factor cruzado con la intención de determinar si la concentración de los contaminantes (variable de respuesta) fue diferente con respecto a las etapas de tratamiento y a los tiempos de residencia (factores categóricos). Para realizar el análisis se utilizó el programa *Statgraphics Centurion XVI* (StatPoint, Inc.) con un nivel de confianza del 95%.

Con respecto al crecimiento vegetal los datos fueron evaluados por especie y su avance a través del tiempo mediante la prueba estadística de Friedman ($p < 0.05$) con el programa *Statistica7*, cuya finalidad es encontrar diferencias entre las variables medidas.

3.5. Modelado

3.5.1. Modelo cinético de primer orden

Con propósitos únicamente comparativos se aplicó el modelo cinético de primer orden para un reactor flujo pistón (PFR) basado en la remoción de DBO_5 , N_{tot} y PT por unidad de área como se indicó anteriormente en el capítulo 2 mediante la ecuación 2.3.

3.5.2. Modulo humedal CWM1 en HYDRUS

El objetivo en la utilización de modelos mecanicistas del presente estudio es alcanzar un mayor entendimiento en las rutas biogeoquímicas de transformación de materia orgánica y nitrógeno dentro del sistema humedal considerando las características y condiciones propias

del sistema. La colección de datos se desarrolló de acuerdo con la metodología referida en el apartado 3.3

3.5.2.1 Modelo conceptual

Se utilizó el software de simulación HYDRUS/CWM1 versión 2.03 (Šimůnek *et al.* 1999, Langergraber and Šimůnek 2005) distribuido por PC-PROGRESS. El modelo fue diseñado para predecir las concentraciones de carbono y nitrógeno en el efluente; los principales mecanismos que lo integran están representados en la Figura 3.12.

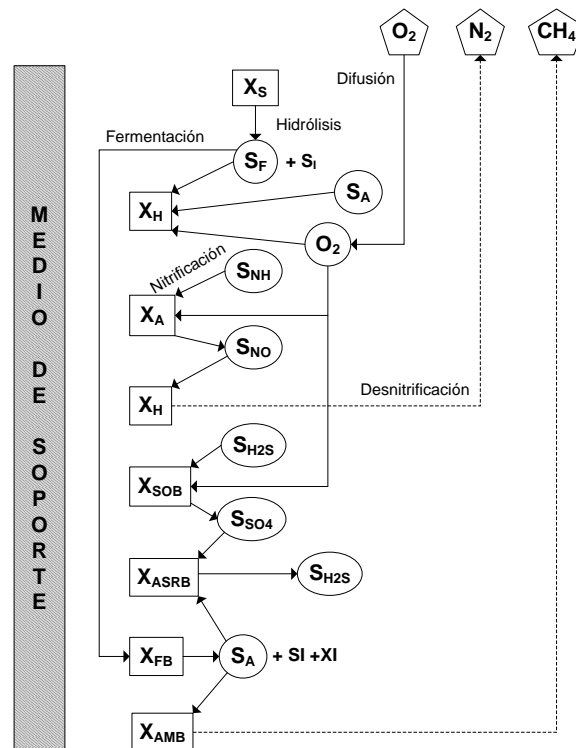


Figura 3.12. Esquema de componentes y procesos integrados en el modelo CWM1 (Adaptado de Langergraber *et al.* 2009a).

3.5.2.2 Estrategia de calibración

Debido a la complejidad del modelo, el proceso de calibración/parametrización del modelo igualmente es una tarea complicada. La calibración de los parámetros es necesaria y particularmente importante para los modelos que simulan el comportamiento de las especies

contaminantes dentro de los humedales artificiales (Morvannou 2012). Este es el proceso en donde el modelo se armoniza mediante la manipulación de las variables independientes para obtener un ajuste entre la distribución o distribuciones de la variable o variables dependientes observadas y simuladas (Oreskes *et al.* 1994), por tanto los pasos son repetitivos y se presentan en el ciclo de la Figura 3.13.

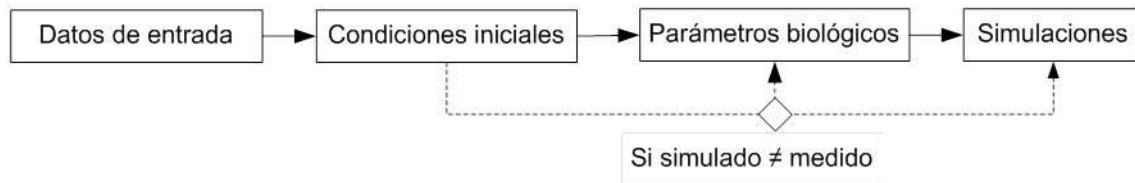


Figura 3.13. Etapas de calibración (Morvannou 2012).

4. RESULTADOS

En este apartado se muestran los resultados analíticos de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en el prototipo a escala piloto conformado de un FAFA y un HHFSS construido dentro de las instalaciones de la PTARM de Chapala, los resultados de las mediciones que dan evidencia del crecimiento de las plantas así como los resultados alcanzados mediante el uso del simulador.

La caracterización fisicoquímica del agua residual generada por la población y resultado de cada etapa del tratamiento se utilizó para conocer el comportamiento del sistema de tratamiento, calcular su rendimiento, valorar la capacidad del sistema propuesto como opción en el tratamiento del agua residual proveniente de pequeñas comunidades, y finalmente para el manejo del módulo humedal CWM1 del software HYDRUS.

4.1 Comportamiento de las variables medidas

Durante el periodo transcurrido entre septiembre de 2011 y diciembre de 2012 fueron tomadas las muestras de agua en cada uno de los puntos de muestreo establecidos. A continuación se describen las condiciones ambientales registradas, los parámetros tomados en campo así como los resultados de los análisis fisicoquímicos efectuados.

4.1.1 Condiciones *in situ*

Los principales factores ambientales que influyen en los mecanismos de remoción de materia orgánica y nitrógeno en humedales artificiales son el pH, el oxígeno disuelto (DO) y la temperatura (Saeed y Sun 2012). Esto sucede debido a que los organismos presentes en el tratamiento biológico son sensibles a estos parámetros. La Tabla 4.1a y 4.1b muestra los valores promedio y las desviaciones estándar de las condiciones ambientales a las cuales estuvo sujeto el sistema a escala piloto como la temperatura y la humedad relativa (HR), así como del pH y el OD en los TRH probados. La etapa del FAFA está representada de los puntos de muestreo M1 (influyente) a M2 (efluente), mientras la etapa del HHFSS se encuentra entre los puntos M2 (influyente) a M4 (efluente) como se aprecia en la Figura 3.7. Se observó

una diferencia significativa ($p \leq 0.05$) entre las etapas de tratamiento con respecto al pH, sin embargo el OD no mostró diferencias entre los puntos de muestreo M3 y M4 en los cuales se encontraron los valores promedio de $0.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (± 0.2) y $0.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (± 0.2) respectivamente y que incluyen los tres tiempos probados.

Tabla 4.1a. Valores promedio (\pm desviación estándar, $n = 40$) de las condiciones ambientales registradas de temperatura (Temp.) y humedad relativa (HR).

Parametro	TRH1	TRH2	TRH3
Temp. (°C)	23.2 ± 1.9	21.7 ± 1.8	24.6 ± 1.4
HR (%)	49.8 ± 10.5	50.3 ± 9.8	42.9 ± 9.4

Tabla 4.1b. Valores promedio (\pm desviación estándar) del pH, oxígeno disuelto (OD) y conductividad eléctrica (CE) en cada punto de muestreo para los tiempos de residencia probados.

Parámetro		M1	M2	M3	M4	n
pH	TRH1	7.4 ± 0.2	6.9 ± 0.2	7.2 ± 0.2	7.2 ± 0.3	12
	TRH2	7.1 ± 0.3	7.1 ± 0.3	7.4 ± 0.2	7.4 ± 0.3	16
	TRH3	7.2 ± 0.2	6.9 ± 0.2	7.2 ± 0.1	7.1 ± 0.1	12
OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TRH1	0.82 ± 0.1	0.50 ± 0.04	0.66 ± 0.1	0.85 ± 0.1	12
	TRH2	1.03 ± 0.8	0.54 ± 0.4	0.68 ± 0.2	0.70 ± 0.3	12
	TRH3	0.80 ± 0.3	0.72 ± 0.1	0.77 ± 0.2	0.83 ± 0.2	12
CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$)	TRH1	1.14 ± 0.07	1.05 ± 0.1	1.03 ± 0.1	1.03 ± 0.1	12
	TRH2	0.97 ± 0.08	1.00 ± 0.04	0.94 ± 0.07	0.94 ± 0.08	15
	TRH3	1.19 ± 0.14	1.11 ± 0.08	1.07 ± 0.06	1.05 ± 0.07	12

La reducción de pH en el punto de muestreo M2 se debe a las condiciones anaerobias que predominan en el FAFA ($p \leq 0.05$) (Akunna *et al.* 1994, López-López *et al.* 2013). Después del punto M2, y en casi todos los casos, se observa un ligero aumento en el valor del pH que se atribuye a las condiciones facultativas del HHFSS (M3 y M4) (Vymazal 2005). Se encontró una correlación lineal entre los valores de pH de la entrada y salida de cada etapa, lo cual indica una dependencia de este parámetro en el influente.

No se encontraron diferencias significativas entre los resultados del TRH con respecto al OD; sin embargo se observaron comportamientos similares entre los TRH3 y TRH1. En relación a los puntos de muestreo la concentración del OD desciende notoriamente del influente (M1) a

la salida del FAFA (M2) ($p \leq 0.05$) debido a las condiciones anaerobias de este proceso, a través del paso del agua por el HHFSS la concentración se comienza a elevar poco a poco debido a esto no se aprecian diferencias significativas entre M2 y M3, pero si entre M2 y M4 ($p \leq 0.05$).

La conductividad eléctrica (CE) varía ligeramente entre los puntos M1 y M2 ($p \leq 0.05$), sin embargo al entrar al humedal no se observa ningún cambio significativo. Este parámetro fue registrado con la intención de tener una idea de la salinidad presente en el agua, ya que este daña las plantas principalmente debido al efecto osmótico alrededor de las raíces, lo cual conduce a una disminución en el suministro de agua y nutrientes que van hacia las células de la planta (Cassaniti *et al.* 2012). El grado de daño depende de la sensibilidad de la planta, la concentración de sales y del tiempo de exposición de las raíces (Kratsch *et al.* 2008). *Canna spp.* presenta una tolerancia moderada, por lo que se desarrolla sin síntomas de estrés en una CE entre 4 dS/m y 6 dS/m (Wu y Dodge 2005). Por otra parte, de acuerdo con Grieve *et al.* 2012 *Strelitzia reginae* está catalogada como una especie muy sensible a la sal, llegando a tolerar una conductividad eléctrica de hasta 2 dS/m, lo anterior sitúa las mediciones obtenidas en un rango aceptable.

Los microorganismos responsables de la remoción de nitrógeno dependen de la temperatura. La temperatura favorable para que ocurra la nitrificación se encuentra entre 16.5°C y 32°C, mientras la desnitrificación está en el rango de 20°C a 25°C (Saeed y Sun 2012). El clima cálido y las características del agua residual fomentan la degradación de materia orgánica y nutrientes. Durante el experimento la temperatura promedio registrada fue de 23°C \pm 2.1, mientras la HR fue de 48% \pm 10.

4.1.2 Parámetros fisicoquímicos

4.1.2.1 Materia orgánica

La materia orgánica (expresada como DBO₅ y DQO) se descompone mediante procesos aerobios y anaerobios, así como también por procesos físicos como la sedimentación y la filtración. En la Tabla 4.2 se encuentran los valores promedio de DQO y DBO₅ con sus respectivas desviaciones estándar medidas para un número total de muestras $n=40$, tomadas

durante los quince meses que abarcó el periodo de monitoreo del sistema. De igual manera en la Figura 4.1 se observa el comportamiento de estos parámetros a través de sus resultados en cada toma de muestra y para cada punto de monitoreo.

Tabla 4.2. Valores promedio (\pm desviación estándar) de DQO y DBO₅ (mg·L⁻¹) en cada punto de muestreo y TRH probado.

Punto de muestreo	TRH1		TRH2		TRH3	
	DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅
M1	436.54 (72.42)	261.50 (54.70)	537.77 (68.81)	243.84 (63.90)	478.90 (62.68)	279.58 (49.58)
M2	98.76 (19.88)	48.73 (14.10)	167.80 (68.16)	90.35 (40.31)	217.58 (66.97)	100.25 (33.92)
M3	75.04 (21.65)	28.25 (9.06)	84.82 (21.21)	52.03 (18.01)	100.72 (16.35)	47.25 (11.45)
M4	66.86 (12.92)	25.83 (7.47)	76.88 (16.49)	47.63 (18.85)	86.25 (14.45)	38.33 (9.20)

Los tiempos de residencia fueron probados en el orden mostrado en la Figura 4.1. En un principio el plan de monitoreo estaba programado para evaluar de tres a cinco días; sin embargo después de analizar los resultados de la eficiencia hasta el segundo tiempo de residencia, que en ese momento era de cuatro días, se observó que no había grandes variaciones. A partir de lo anterior y considerando que se buscaba encontrar tiempos de residencia más cortos se optó por probar con un TRH de dos días en lugar de cinco días como inicialmente se había propuesto.

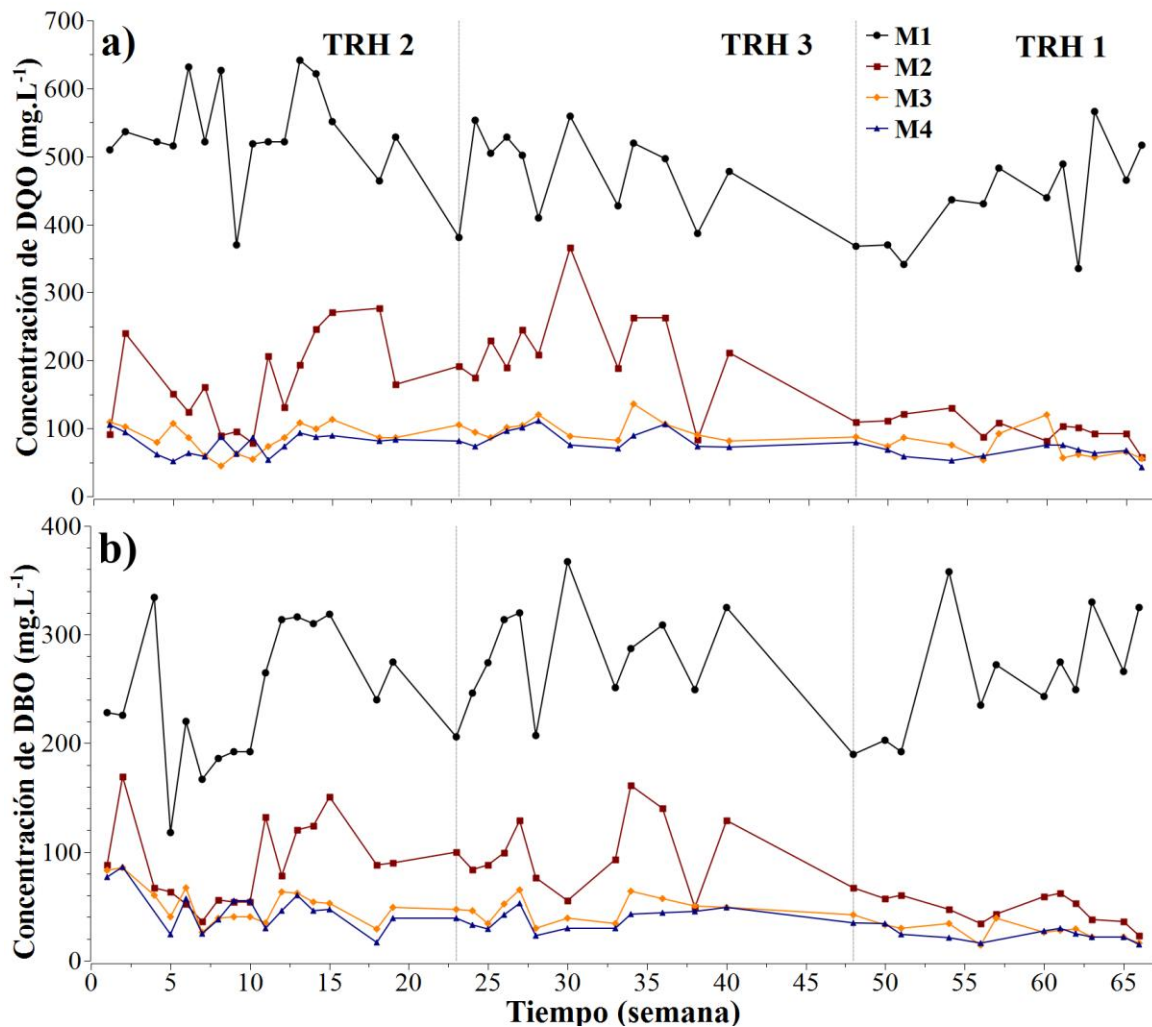


Figura 4.1. DQO (a) y DBO_5 (b) medidas en cada punto de muestreo del sistema considerando las variaciones en el tiempo de residencia hidráulico.

4.1.2.2 Nutrientes

Las formas de nitrógeno presentes en el agua residual municipal son principalmente el nitrógeno orgánico (N_{Org}) alrededor del 60% y el nitrógeno amoniacal con el 40% restante (Sedlak 1991). En este estudio, las concentraciones promedio de N_{Org} y NH_4-N en el influente (M1) fueron de 14 ± 7.0 y 26 ± 6.4 mg/L respectivamente, lo cual corresponde a un 35% y 65% del nitrógeno total (ver Figura 4.2) probablemente debido al tiempo de retención hidráulico elevado del agua residual en el cárcamo de entrada (Figura 3.2).

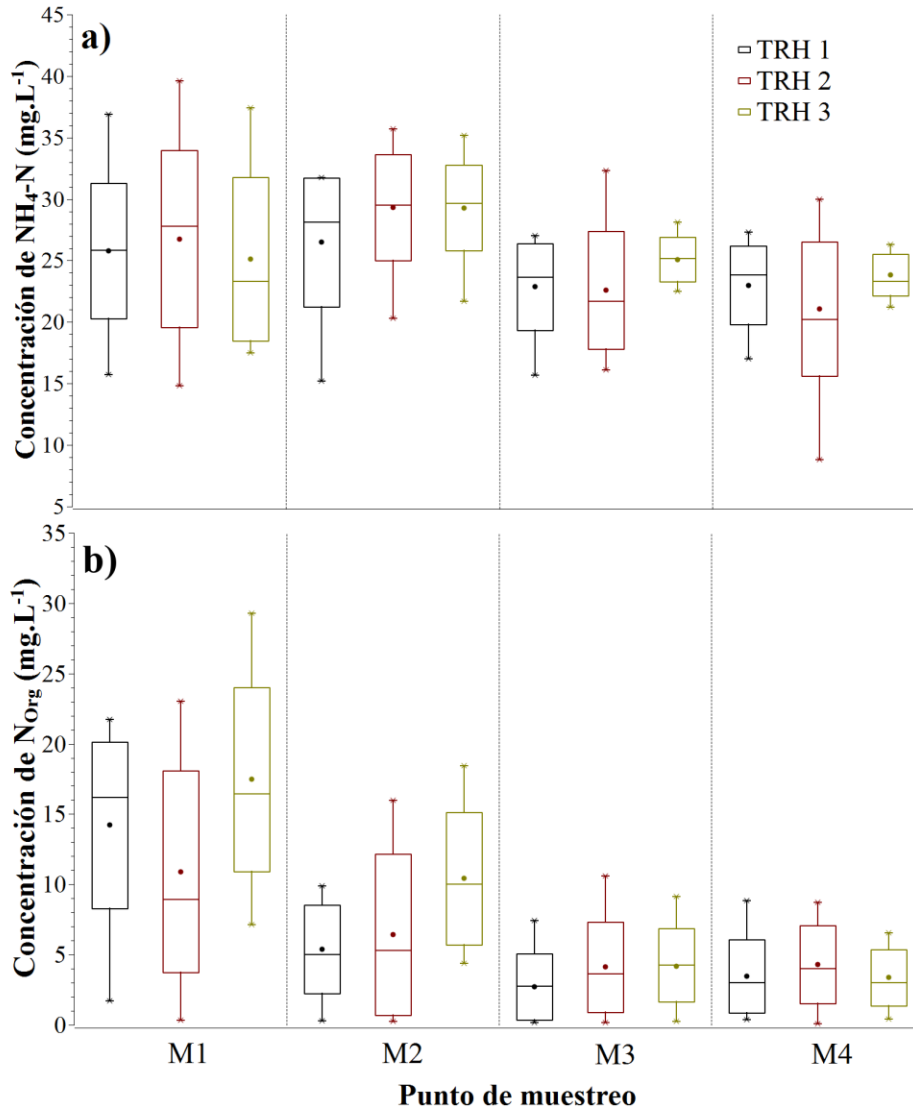


Figura 4.2. Diagrama de caja y bigotes de (a) NH₄-N (mg·L⁻¹) y (b) N_{Org} (mg·L⁻¹), con los valores máximos y mínimos incluyendo desviación estándar.

El nitrógeno tiene un ciclo biogeoquímico complejo y a pesar de los múltiples mecanismos involucrados la mayor parte de su remoción se lleva a cabo mediante la desnitrificación (Maltias *et al.* 2009, Vymazal 2007). La Figura 4.2 muestra el cambio de la concentración de nitrógeno a través del sistema de tratamiento. El N_{Org} es convertido a NH₄-N mediante la amonificación. Durante este proceso la materia orgánica es degradada biológicamente tanto en condiciones aerobias como anaerobias con un valor óptimo de pH de entre 6.5 y 8.5; por tanto,

el N_{Org} siempre va disminuyendo a lo largo del tren de tratamiento (Vymazal 2007, Vymazal y Kröpfelva 2008, Wallace y Knight 2006). Un punto de inflexión se observa en M2, representado por el final de un proceso anaerobio como es el FAFA y el comienzo de un tratamiento que mezcla varios procesos como el HHFSS (Figura 4.3). Durante el tiempo de monitoreo se pudo observar que en este punto alrededor del 81% del nitrógeno está presente como NH_4-N . En la segunda parte del HHFSS (de M3 a M4) se observa un ligero incremento atribuido a la acumulación de detrito (U.S. EPA 2000b, Vymazal 2007, Vymazal y Kröpfelova 2008). El paso siguiente es el proceso de nitrificación; en el cual los compuestos con nitrógeno reducido son oxidados secuencialmente a nitrato con la formación de un compuesto intermediario que es el nitrito, lo cual significa que el último aceptor de electrones es el oxígeno (Vymazal 2005, Vymazal 2007, Vymazal y Kröpfelva 2008).

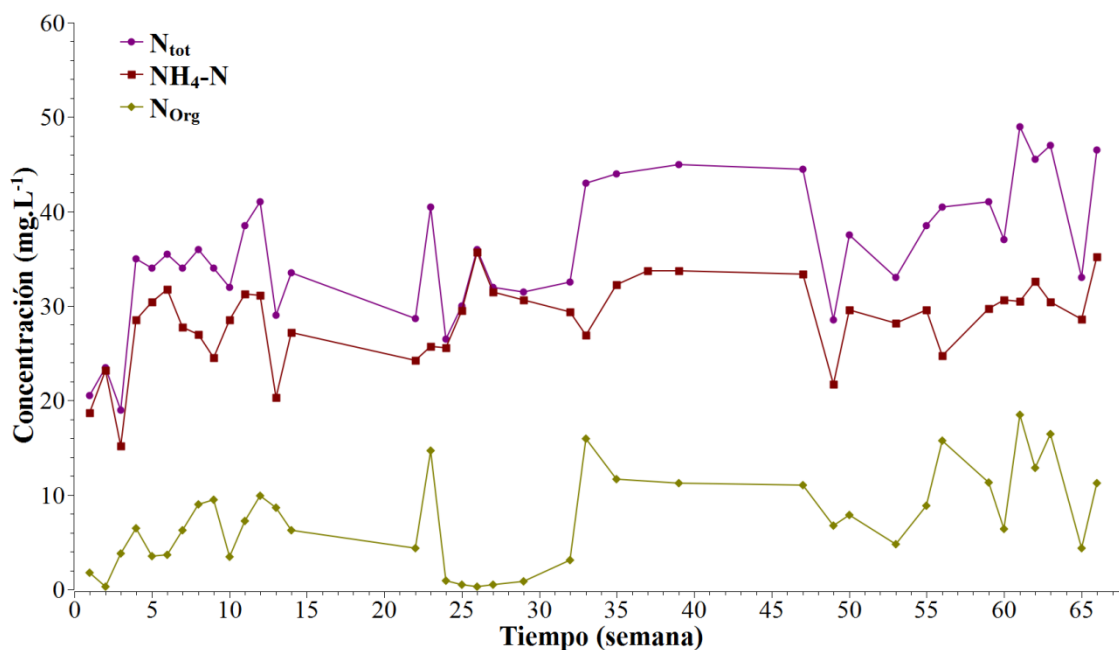


Figura 4.3. Resultados en la concentración del N_{tot} , NH_4-N y N_{Org} en el punto de muestreo M2 para cada análisis realizado.

De forma general, el agua residual municipal se caracteriza por contener bajas concentraciones de nitratos y nitritos (Vymazal y Kröpfelova 2008). Este estudio no fue la excepción ya que se obtuvo una concentración promedio de nitrato de $0.086 \pm 0.042 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y de nitrito de $0.022 \pm 0.007 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en el influente (punto M1). En los puntos de muestreo subsecuentes el nitrato

continuo descendiendo, los valores promedio encontrados fueron: $0.037 \pm 0.024 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en M2, $0.017 \pm 0.011 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en M3 y $0.007 \pm 0.007 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en M4. Finalmente, el nitrato puede reducirse en condiciones anóxicas a nitrógeno gaseoso mediante la desnitrificación. En general, se encontraron diferencias significativas entre las etapas de tratamiento para N_{tot} , N_{Org} y $\text{NH}_4\text{-N}$; con respecto al tiempo de retención, el N_{tot} y N_{Org} mostraron diferencias significativas entre TRH1 y TRH3, así como también el TRH2 y el TRH3.

La remoción de fósforo total (PT) se favorece principalmente los procesos de adsorción ocurridos en el medio filtrante utilizado, y su almacenamiento en los sedimentos acumulados (Green *et al.* 1995). La disminución más grande de PT fue observada en el FAFA, es decir, de los puntos de muestreo M1 a M2 ($p \leq 0.05$) como se muestra en la Figura 4.4, y es explicado por la sedimentación de la fracción particulada, ya que de acuerdo con Vymazal y Kröpfelova (2008) la retención de fósforo en unidades previas se debe principalmente a esta causa.

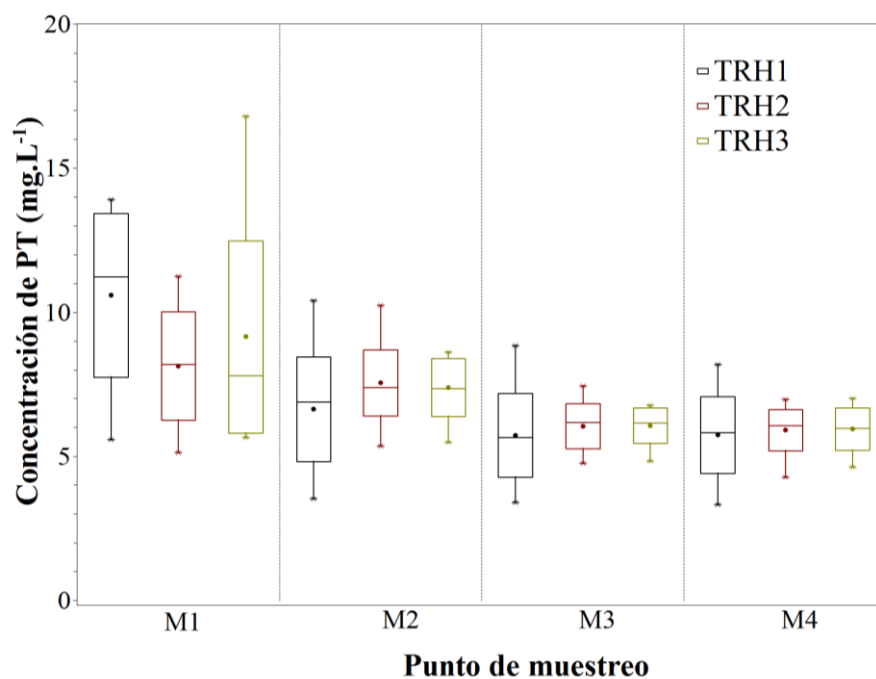


Figura 4.4. Diagrama de caja y bigotes que muestra el comportamiento del PT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) en cada etapa del proceso, con valores máximos y mínimos así como con la desviación estándar.

4.2 Desarrollo y comportamiento de las plantas del humedal artificial

Los datos recopilados muestran el crecimiento de cada especie y fueron evaluados mediante la prueba estadística no paramétrica de Friedman con el software STATISTICA. Después de evaluar el conjunto de datos para el TRH2 y TRH3 hasta antes del cambio al primer tiempo de residencia (2 días) en mayo de 2012 se pudo concluir que solo la altura y número de retoños en el platanillo mostraba cambios significativos ($p \leq 0.05$); mientras que en el ave del paraíso los parámetros fueron la altura y el número de hojas, por lo que se decidió seguir tomando solo estas mediciones hasta el término del experimento. La Figura 4.5, inciso a y b, muestra la evolución del platanillo respecto a la altura y el número de retoños, cabe mencionar que después de cada poda los ejemplares seleccionados para la medición se renovaban. Los periodos para cada tiempo de residencia quedaron de la siguiente manera: de noviembre de 2011 a enero de 2012 son pertenecientes al TRH2, de marzo a mayo de 2012 al TRH3 y de septiembre a diciembre de 2012 al TRH1. Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para evaluar el comportamiento de *Canna hybrids* en relación a las alturas registradas para cada uno de los tiempos de residencia probados.

Por otra parte, el crecimiento respecto al ave del paraíso se presenta en la Figura 4.6 y 4.7. Cabe señalar que se tomaron 3 ejemplares de ave del paraíso como control negativo, mismos que se colocaron en el invernadero de CIATEJ con la intención de identificar los cambios que sufren las estructuras de la planta a lo largo de su ciclo de vida como es el caso de las hojas, flores y frutos cuando no se encuentran en condiciones de estrés. Las condiciones ambientales registradas en el invernadero, en relación con la temperatura, fue de 32.3°C (± 14) y con la humedad relativa de 29.4% (± 5). Las mediciones en este grupo de control se realizaron hasta abril de 2012 y se muestran en la Figura 4.8.

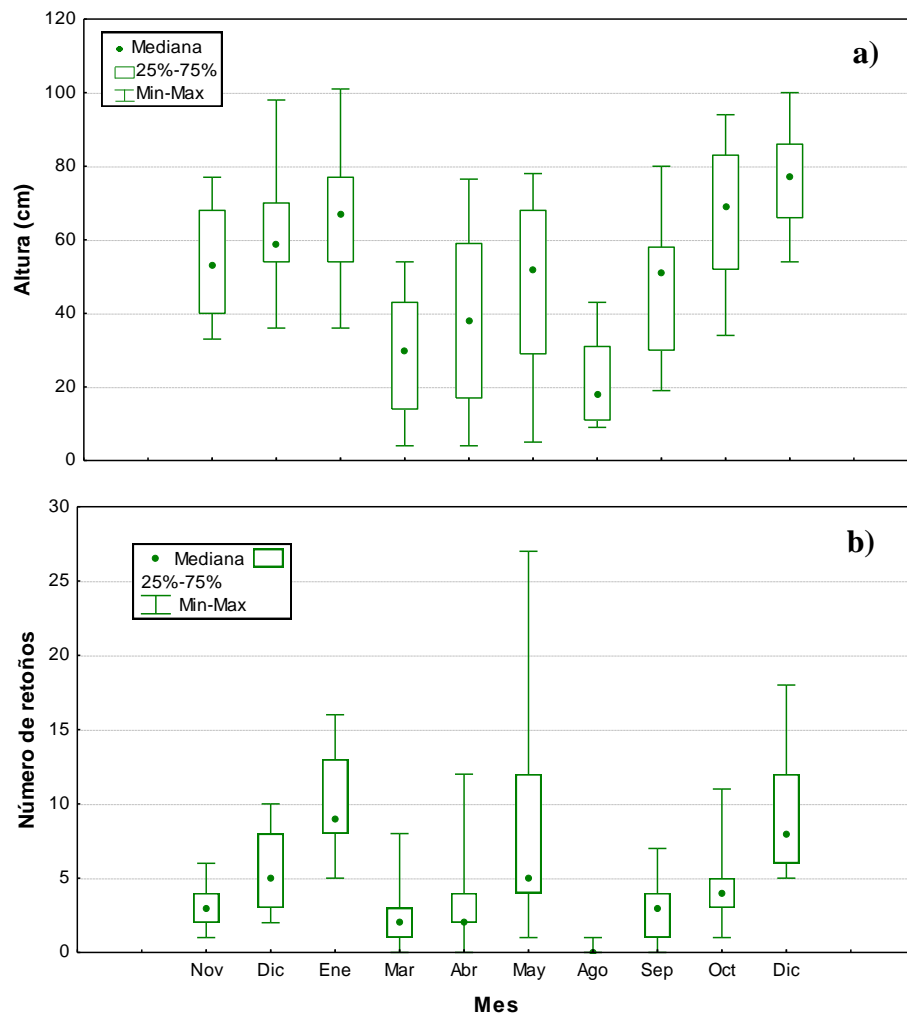


Figura 4.5. Crecimiento de *Canna hybrids* respecto a su a) altura y b) número de retoños.

Aunque se aprecia el mismo comportamiento en *Canna hybrids*, al comparar las primeras tres mediciones mensuales de cada TRH mediante la prueba de Kruskal-Wallis se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) únicamente en el primer tiempo de residencia probado (TRH2), esto debido a que las primeras plantas fueron seleccionadas un poco más altas desde el principio de la prueba (Figura 4.5). Con respecto al número de retoños, se observa un comportamiento similar, siendo Mayo el mes de mayor variación debido a que se registró un solo ejemplar con 27 retoños (el más alto registrado), mientras que en Abril se presentaron valores más bajos en relación al TRH2 y TRH1 ($p \leq 0.05$). Estas fechas corresponden a la época de primavera, en este periodo la EMA registró la temperatura promedio más elevada de $23.2^{\circ}\text{C} \pm 0.26$.

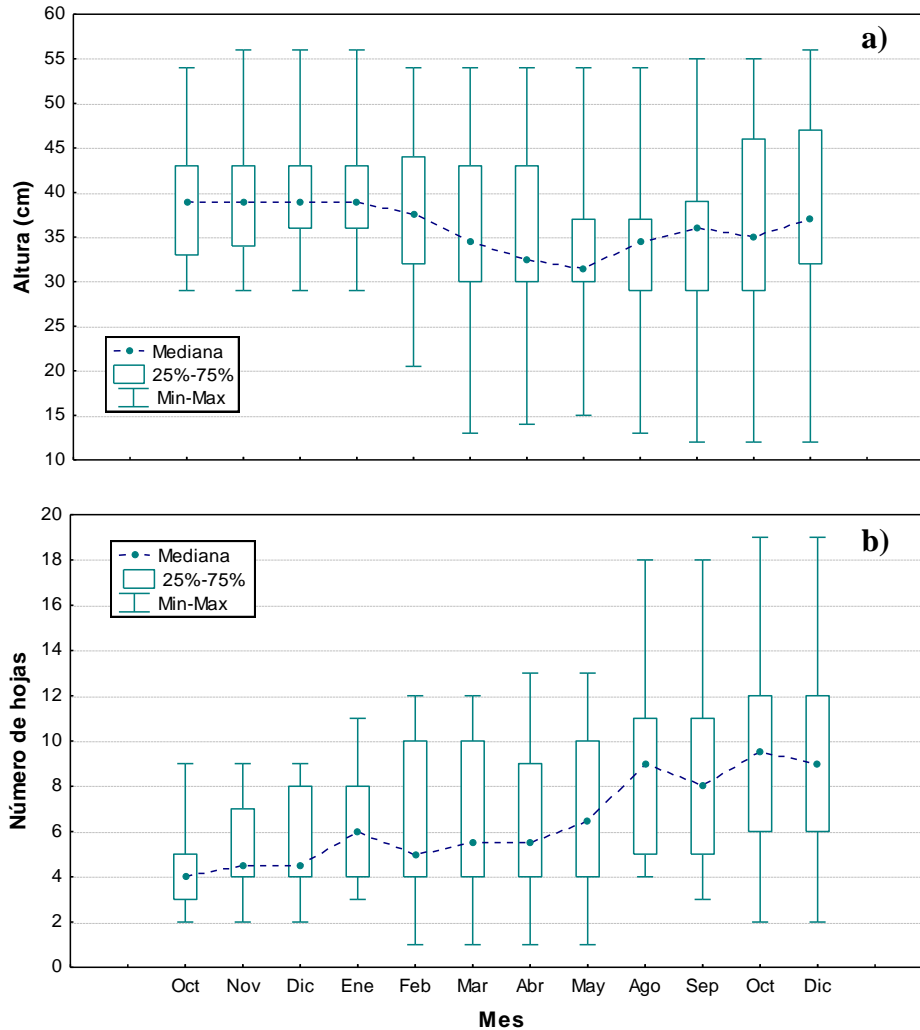


Figura 4.6. Crecimiento de *Strelitzia reginae* respecto su a) altura y b) al número de hojas.

Strelitzia reginae por otro lado presentó una disminución en su altura durante el periodo febrero-mayo debido al cambio de las condiciones ambientales, final de la temporada de invierno hasta la mitad de la primavera. El número de hojas reportado muestra decrementos únicamente de enero a febrero y de agosto a septiembre con sus correspondientes incrementos en meses previos. En febrero específicamente se registró la temperatura promedio más baja, de $17.9^{\circ}\text{C} \pm 3.6$, mientras que la diferencia de agosto a septiembre no es significativa (Figura 4.6). Al contrastar los resultados de las mediciones de *Strelitzia reginae* ubicada en la PTARM con las mediciones de las plantas control no se encontraron diferencias significativas abarcando los mismos rangos (Figura 4.7).

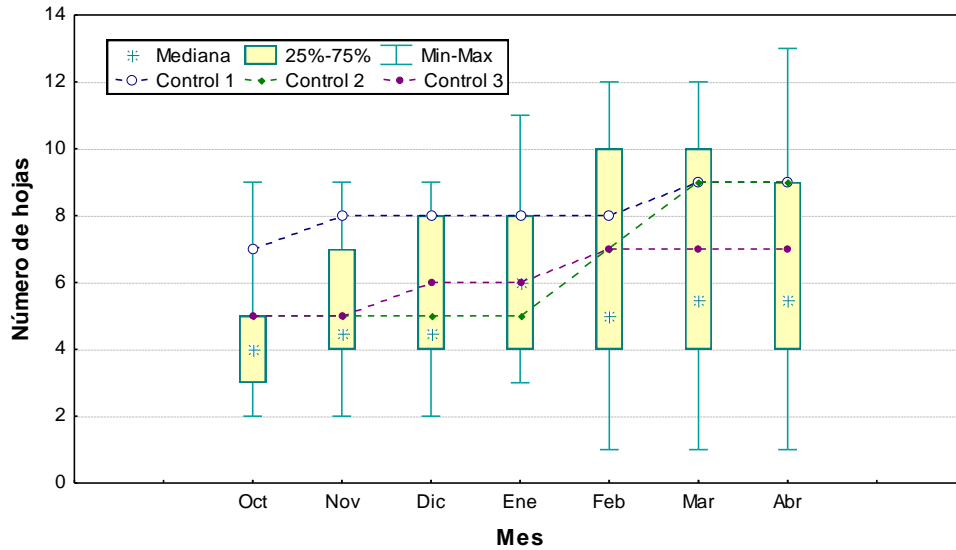


Figura 4.7. Comparación en el crecimiento de *Strelitzia reginae*.

Strelitzia reginae alcanzó un promedio en su altura de 36 ± 8.8 cm y un número de hojas de 7 ± 2.7 a lo largo de todas las mediciones realizadas; mientras los valores promedio registrados para *Canna hybrids* fueron los siguientes: una altura de 53.1 ± 12.3 cm y número de retoños de 4 ± 2 en el TRH1, una altura de 61.2 ± 17.2 cm y número de retoños de 6 ± 2 en el TRH2 y finalmente una altura de 38.0 ± 18.8 cm y número de retoños de 4.5 ± 3.5 en el TRH3. Durante los primeros tres meses de operación *S. reginae* produjo 4 hijuelos y 5 flores, lo cual mostró que aunque lentamente la planta se iba aclimatando a las condiciones de inundación. A diferencia de *Canna hybrids* que registró una producción de 1.580 flores y 79 retoños, y esto solamente en los 15 ejemplares monitoreados en el mismo lapso de tiempo.

En base a los resultados es posible observar que *Strelitzia reginae* es una planta que en general produce tallos y hojas de una forma más lenta que *Canna hybrids*; durante el estudio hubo un par de ejemplares que no soportaron los cambios o no se aclimataron. Al transplantar nuevos brotes de *Strelitzia reginae* o al retirar las que no sobrevivieron fue posible observar que estaban cubiertas de un lodo negruzco, de la misma manera como fueron reportados por Zurita 2008 se asume que las características de estas raíces fueron resultado de las condiciones predominantemente anaerobias que estuvieron presentes en el humedal.

Entre los factores externos que más influyen en el desarrollo de las plantas se encuentran la temperatura, la luz solar y la humedad relativa (Zurita 2008). Para considerar la influencia de estos factores se realizaron mediciones semanales de temperatura y humedad relativa durante los muestreos, estos resultados se contrastaron con los obtenidos por la estación meteorológica automática (EMA) instalada en la ciudad de Chapala (Servicio meteorológico nacional SMN) con latitud 20°17'25" y longitud 103°12'06", de la cual se tomaron los datos puntuales con respecto a las horas de muestreo para la elaboración de las gráficas 4.8 y 4.9.

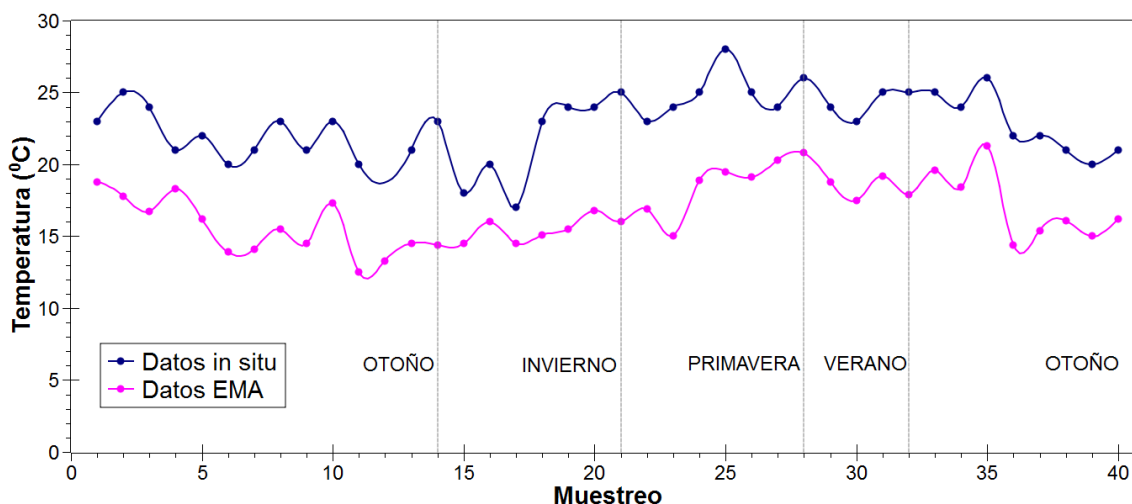


Figura 4.8. Comparación entre las mediciones de temperatura (°C) obtenidas.

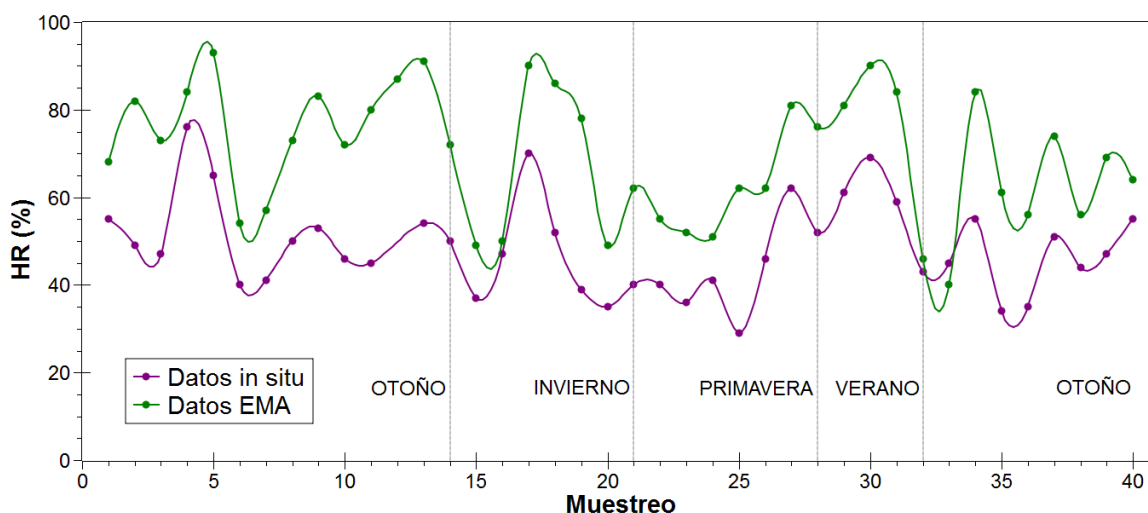


Figura 4.9. Comparación entre las mediciones de humedad relativa (%) obtenidas.

Aunque se observa una diferencia entre las magnitudes, probablemente debida a la sensibilidad de los aparatos y a la distancia entre los lugares de donde se obtuvieron las mediciones, tienen comportamientos similares; por ejemplo, las temperaturas más bajas fueron registradas en invierno mientras las más altas se dieron en primavera.

Para verificar la similitud entre los resultados de ambas mediciones y confirmar que no existen diferencias significativas ($p \geq 0.05$), se comprobó la distribución normal de los datos y se aplicó la prueba estadística T para muestras independientes con ayuda del software STATISTICA. En la Tabla 4.3 se muestran los valores promedio obtenidos en cada estación del año para el total de datos que se registraron cada diez minutos por la EMA durante el periodo de muestreo.

Tabla 4.3. Condiciones ambientales promedio (\pm desviación estándar) por estación del año.

Estación	Temp. promedio (°C)	HR (%)
Otoño (Sep-Dic 2011)	19.7 \pm 3.6	62.7 \pm 15.7
Invierno (Dic 2011-Mar 2012)	18.7 \pm 3.6	58.1 \pm 14.6
Primavera (Mar-Jun 2012)	23.4 \pm 4.1	47.8 \pm 15.0
Verano (Jun-Sep 2012)	21.7 \pm 2.6	68.4 \pm 15.4
Otoño (Sep-Dic 2012)	20.3 \pm 3.0	60.4 \pm 13.4

Incluso considerando las diferencias en magnitud entre la temperatura registrada *in situ* y por la EMA, la temperatura se encuentra dentro del rango óptimo para fomentar una uniforme y rápida floración de *Strelitzia*, la cual se encuentra entre 17 y 27°C (Zurita 2008). De acuerdo con la EMA la temperatura y humedad relativa promedio durante la evaluación del primer caudal fue de 19.4°C (± 3.4) y 61.3% (± 14.8), en el segundo periodo a experimentar la temperatura promedio fue de 22.6 °C (± 4.2) con una humedad relativa del 48.3% (± 14), mientras en el tercero se registró una temperatura promedio de 20.9°C (± 2.8) y una humedad relativa de 63.5% (± 14). Es importante destacar que esta estación registró una precipitación de 843.07 mm en el periodo que abarca de septiembre de 2011 a diciembre de 2012, como era de esperar junio, julio y agosto fueron los meses que presentaron una mayor lluvia, abarcando un 61% del total.

4.3 Simulaciones

De manera general, el establecimiento de las condiciones del modelo en el simulador se lleva a cabo en tres partes: en la primera se establece y calibra la parte hidráulica del sistema, en la segunda el crecimiento de los microorganismos y en la tercera se incorpora la influencia de las plantas.

4.3.1 Preparación del modelo: datos de entrada y condiciones iniciales

Para la distribución espacial del HHFSS se consideraron una longitud de 9.14 m, una profundidad de 0.6 m, un ancho de 7.5 m y un nivel de agua de 0.57 m, la implementación en HYDRUS para el dominio vertical fue discretizado en 28 columnas y 26 filas dando como resultado una malla de dos dimensiones de elementos finitos compuesta de 728 nodos y 1350 elementos triangulares de elementos finitos. Con la intención de asemejar las condiciones iniciales lo mejor posible se definió un lecho poroso formado por dos capas horizontales de tezontle distribuidas de forma horizontal, la superior abarcó 20 cm de profundidad con tezontle (Tezontle 01) de diámetro de 0.64 cm (1/4”), mientras la capa inferior abarcó 40 cm de profundidad con tezontle (Tezontle 02) de diámetro de 2.5 cm (1”) como se aprecia en la siguiente figura.

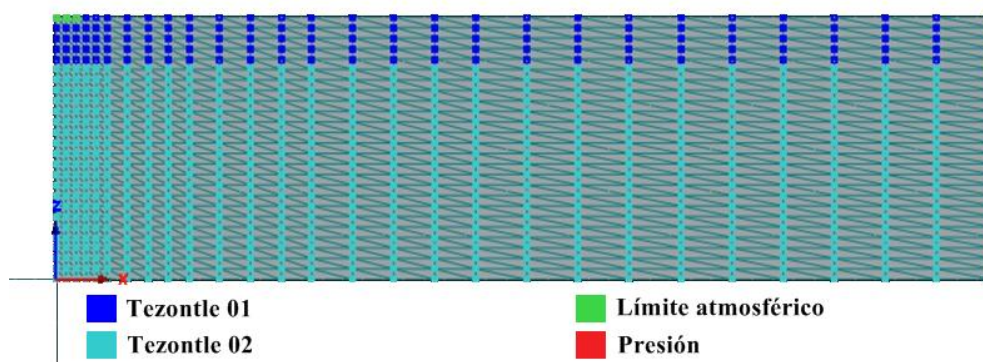


Figura 4.10. Implementación del dominio vertical en HYDRUS con las condiciones atmosféricas iniciales y de presión, así como la distribución del material.

El valor de la porosidad intersticial se determinó en base a los datos experimentales encontrados siendo de 60% para la capa superior y 58% para la inferior. Sin embargo los valores utilizados para el contenido de agua residual, que se entiende como la cantidad de agua

retenida en los poros del sustrato después de aplicar una tensión más elevada que la fuerza de succión que es capaz de ejercer la planta (Ansorena 1994), fueron los reportados en la literatura, estos son 1.1% para la capa superior (Vargas *et al.* 2008) y 10.3% para la capa inferior (Gallegos 2008). Las condiciones atmosféricas fueron establecidas como límite de frontera en la parte superior de la zona de mezcla con un flujo de agua de $3.76 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$, mientras la frontera del efluente se representó utilizando una presión constante de fondo (0.526m) al final del lecho (extremo derecho inferior), ver figura 4.10. Aunque se probaron tres TRH se seleccionó trabajar con un TRH de 3d (caudal de $0.0645 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$) ya que fue la que presentó una mejor remoción de nitrógeno.

4.3.2 Simulaciones de transporte reactivo

Las concentraciones iniciales utilizadas para la simulación que incluye el transporte reactivo son el promedio de los resultados obtenidos experimentalmente en el punto M2 y que se muestran en la tabla 4.4, las fracciones de DQO fueron calculadas en base a lo recomendado por Langergraber (2005). Los parámetros cinéticos y estequiométricos recomendados son valores recomendados basados en la literatura, sin embargo fue necesario recalcular los valores de los parámetros de composición ($i_{N,SF}$, $i_{N,SI}$, $i_{N,XS}$, $i_{N,XI}$) de acuerdo con los resultados de campo.

Tabla 4.4. Concentraciones iniciales para la simulación.

Componente CWM1 Concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	SO	SF	SA	SI	SNH	SNO	SSO4	SH2S	XS	XI
	0.72	72.2	8.0	36.6	29.3	0.067	35	0	64	36.6

La nitrificación suele ser un paso limitante en la remoción de nitrógeno, dentro de los factores que afectan el potencial de nitrificación se encuentran la reaireación del oxígeno, la biomasa autótrofa y la temperatura (que se consideró constante en este estudio) (Morvannou 2012). El rendimiento energético que caracteriza a los organismos autótrofos y que determina su capacidad de desarrollo dentro del sistema es aproximadamente 4 veces menor al de los organismos heterótrofos (Rosado 2010). Tomando en cuenta lo anterior y el hecho de que experimentalmente el tiempo de residencia fue el segundo a probar, el valor inicial considerado para la biomasa autótrofa fue modificado de $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Las

concentraciones iniciales establecidas para los demás grupos de bacterias se conservaron en $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Como se mencionó anteriormente, la calibración del modelo es un proceso iterativo mediante el cual se modifican los parámetros de entrada hasta que los resultados de la simulación se igualen al conjunto de datos observados, por tanto fue necesario efectuar varias pruebas en esta etapa y en la siguiente (IWA Task Group on Good Modelling 2013). Una vez verificados los balances hídricos se realizaron alrededor de 35 pruebas que simularon el crecimiento bacteriano durante un periodo entre 50 y 60 días.

De la figura 4.11 hasta la 4.18 se muestran los perfiles de concentración arrojados por el modelo, en las cuales se representa la sección longitudinal de las dimensiones del humedal, es decir, el eje z es la profundidad mientras el eje x es la longitud. La numeración ubicada en la parte derecha de las imágenes relaciona una cantidad del contaminante o biomasa con un color en particular.

La figura 4.11 muestra los perfiles de concentración de la DQO rápidamente biodegradable (SF), lentamente biodegradable (XS) y los productos de fermentación como el acetato (SA) después de 51 días de simulación. La DQO lentamente biodegradable es convertida en DQO rápidamente biodegradable mediante hidrólisis, la cual es utilizada principalmente para el crecimiento de las bacterias heterótrofas, en el inciso c es posible apreciar la transformación de XS a SF a lo largo del lecho. La concentración máxima de SF al finalizar el tiempo simulado esta alrededor de los $0.17 \text{ mg de O}_2\cdot\text{L}^{-1}$.

Por otra parte, la figura 4.12 presenta los perfiles de concentración correspondientes al crecimiento bacteriano de XH, XA, XFB y XAMB. Bajo condiciones anaerobias SF puede ser convertida a SA mediante las bacterias fermentativas y en condiciones aerobias mediante las bacterias heterótrofas (Langergraber y Simunek 2011). El predominio de las condiciones anaerobias provoca que el acetato se vaya acumulando al final del lecho debido a la fermentación y lisis microbiana. La concentración de SF es casi constante en el lecho con un valor entre 0.15 y $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (figura 4.11), debido al alto coeficiente de saturación para SF en el proceso de fermentación.

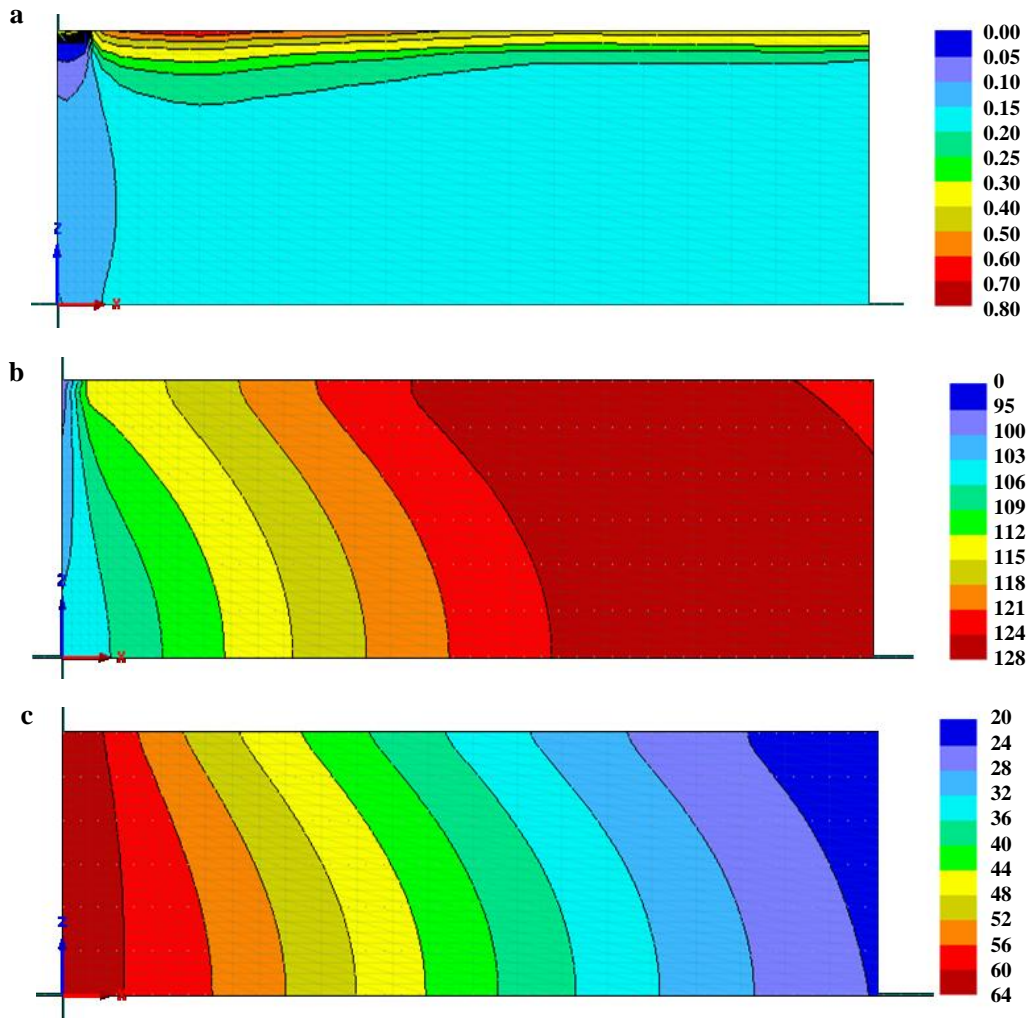


Figura 4.11. Perfiles de concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) de la DQO fermentable y rápidamente biodegradable o SF (a), de los productos de fermentación como el acetato o SA (b) y de la DQO particulada y lentamente biodegradable o XS (c), considerando una simulación de 51 días de transporte reactivo.

Las concentraciones de XH, XA y XFB son más altas cerca de la tabla de agua (figura 4.12). Después de que la materia orgánica es degradada, el oxígeno es transportado por difusión hacia las zonas más profundas del lecho, de esta forma las bacterias heterótrofas pueden crecer en estas zonas. Por su parte, las bacterias nitrificantes (XA) crecen en lugares donde el $\text{NH}_4\text{-N}$ está disponible, la materia orgánica ha sido removida y el oxígeno esté disponible para la nitrificación.

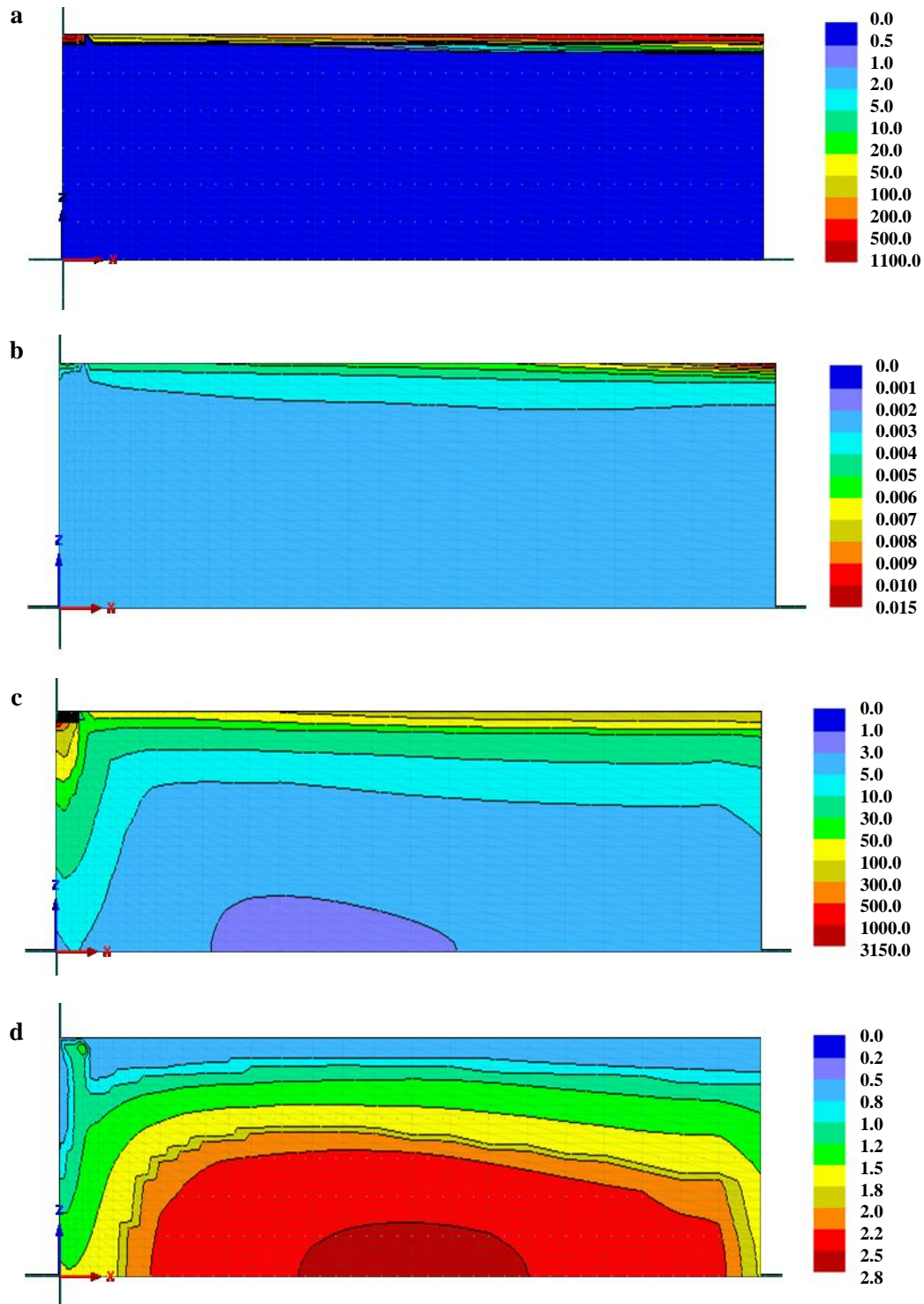


Figura 4.12. Perfiles de concentración de bacterias ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) considerando 51 días de transporte reactivo: bacterias heterótrofas o XH (a), bacterias nitrificantes autótrofas o XA (b), bacterias fermentadoras o XFB (c), bacterias metanogénicas acetótrofas XAMB (d).

Las bacterias metanogénicas acetótrofas (XAMB) crecen en acetato (SA) bajo condiciones anaerobias y más lentamente que otros grupos de bacterias. Por esta razón este último grupo de bacterias en conjunto con las fermentativas crecen en la parte media y más profunda del lecho (figura 4.12).

4.3.3 Simulación considerando las plantas

De la misma manera que Headley *et al.* (2005), quienes reportaron que la biomasa que crece en la raíz solo se encuentra en la mitad superior de todo el lecho, en el presente trabajo se supuso que las raíces son más densas en los 20 cm superiores y de ahí hacia abajo disminuyen rápidamente. La Figura 4.13 muestra la distribución espacial de la absorción de agua de la raíz en el dominio vertical.

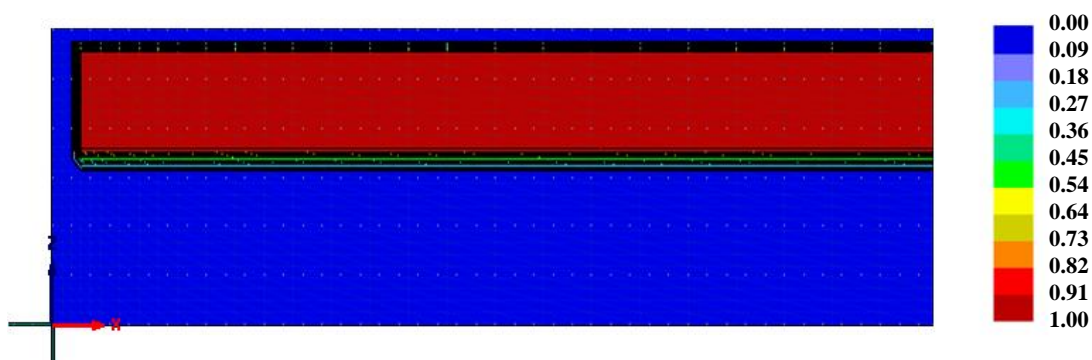


Figura 4.13. Distribución de la absorción de agua de la raíz simulada con HYDRUS.

En HYDRUS la absorción de agua y asimilación de solutos a través de la raíz está acoplado al flujo de agua. Debido a que la absorción de agua se supone constante, la liberación de oxígeno es constante. Por lo que se consideró un valor conservativo para el oxígeno liberado de $5 \text{ g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ (Langergraber 2005) y una concentración de $24.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitrógeno amoniacal en la fase líquida para alcanzar una tasa máxima de remoción promedio de nitrógeno de $0.16 \text{ gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. La tasa de transpiración empleada fue la encontrada en estudios previos con un valor de $0.83 \text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$ para *Canna sp.* (Konnerup 2009) y $0.2532 \text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$ para *Strelitzia Reginae* (Beeson 2000). Los parámetros utilizados para la asimilación de solutos se pueden observar en la Tabla 4.5. El valor negativo de la variable cRoot para el OD fue usado para simular la liberación de oxígeno de las plantas.

En la Figura 4.14 se observa como la incorporación de las raíces afecta el perfil de concentración de oxígeno, esta diferencia está encaminada principalmente a la distribución ya que los rangos de concentraciones son los mismos. Aunque existe un constante suministro de oxígeno al agua mediante las raíces de las plantas este es consumido rápidamente por los microorganismos aerobios, sumado también a la poca profundidad de las raíces (Langergraber y Simunek 2011). Cabe señalar que en esta etapa se simularon alrededor de 30 días en promedio, después de varias pruebas fue posible observar que el comportamiento de las concentraciones en el efluente tienden a ser estables.

Tabla 4.5. Parámetros de asimilación de solutos considerando la influencia de las plantas

Parámetro	Valor
cRoot (NH ₄), mg·L ⁻¹	24.9
cRoot (NO ₃), mg·L ⁻¹	0.042
cRoot (OD), mg·L ^{-1w}	-922.969

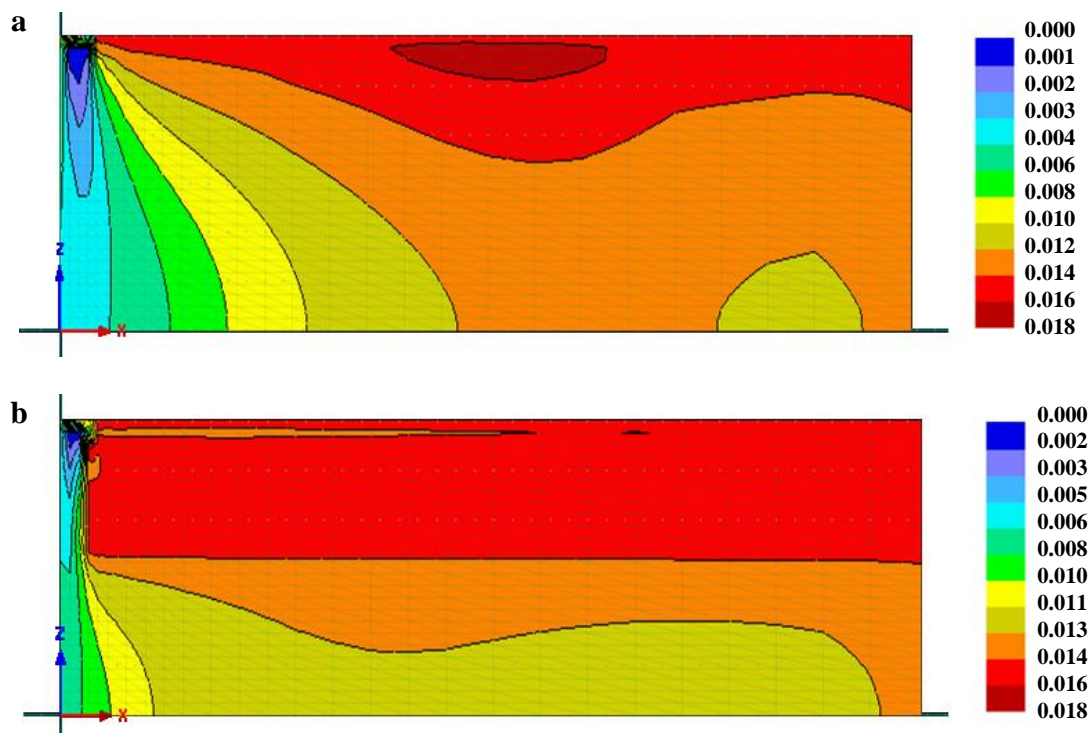


Figura 4.14. Perfiles de concentración de OD (mg·L⁻¹) simulados mediante HYDRUS utilizando el modelo biocinético CWM1 al finalizar la etapa de transporte reactivo (a) y considerando las plantas (b).

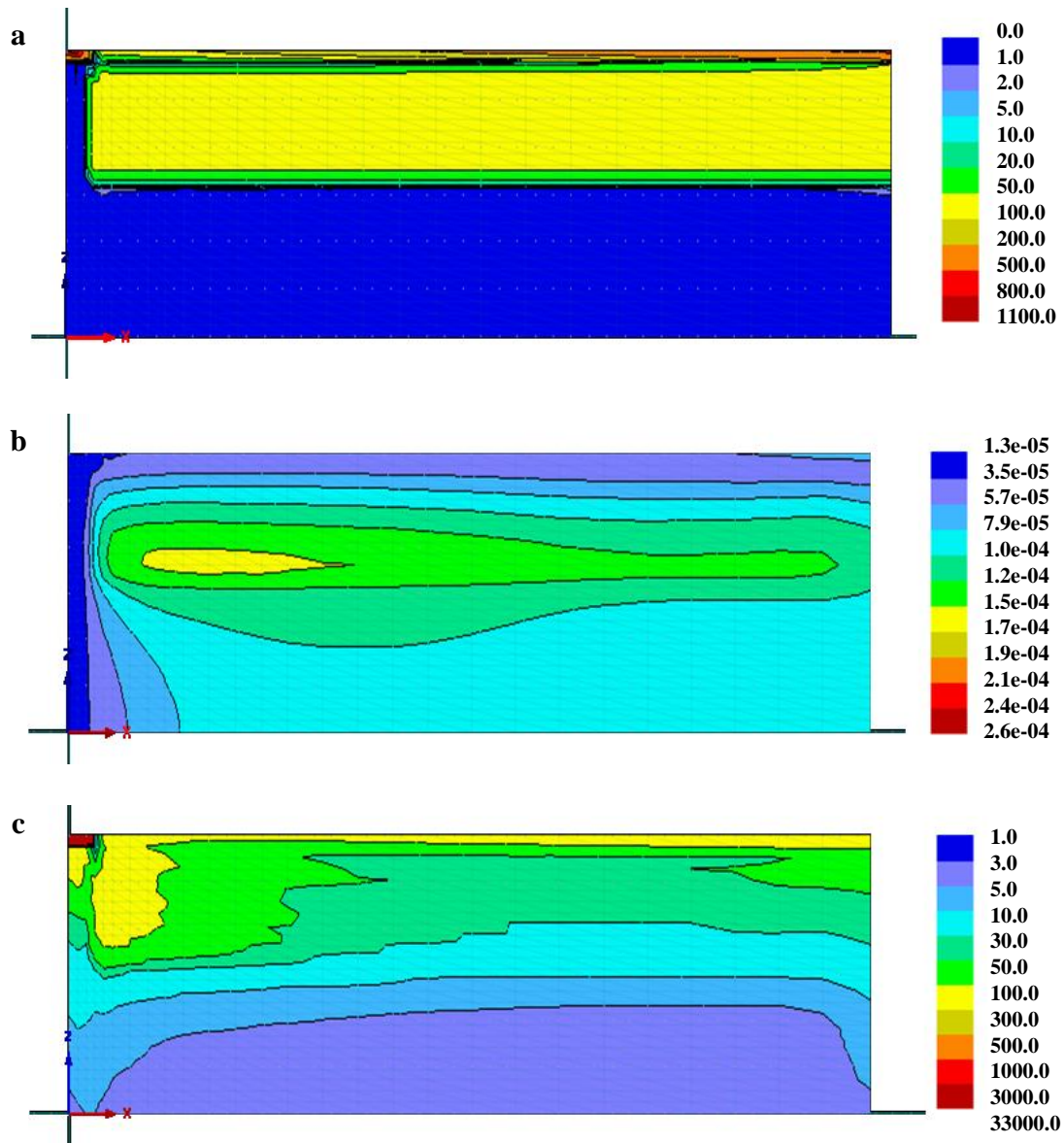


Figura 4.15. Perfiles de concentración de bacterias ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) considerando la influencia de las plantas después de 27 días: bacterias heterótrofas o XH (a), bacterias nitrificantes autótrofas o XA (b), bacterias fermentadoras o XFB (c).

Las bacterias XH y XSOB crecen cerca de la zona de raíz, sin embargo XFB también puede crecer en esta zona debido a la disponibilidad de SF (Langergraber y Simunek 2011). La concentración de oxígeno cerca de la zona de la raíz es muy baja para las bacterias autótrofas (XA), sin embargo son capaces de crecer en esta zona ya que existe una mayor cantidad de materia orgánica disuelta. Los procesos anaerobios ocurren principalmente fuera de la zona de

raíz, como es indicado en los perfiles de concentración resultantes para XAMB y XASRB (ver Figura 4.15 y 4.16).

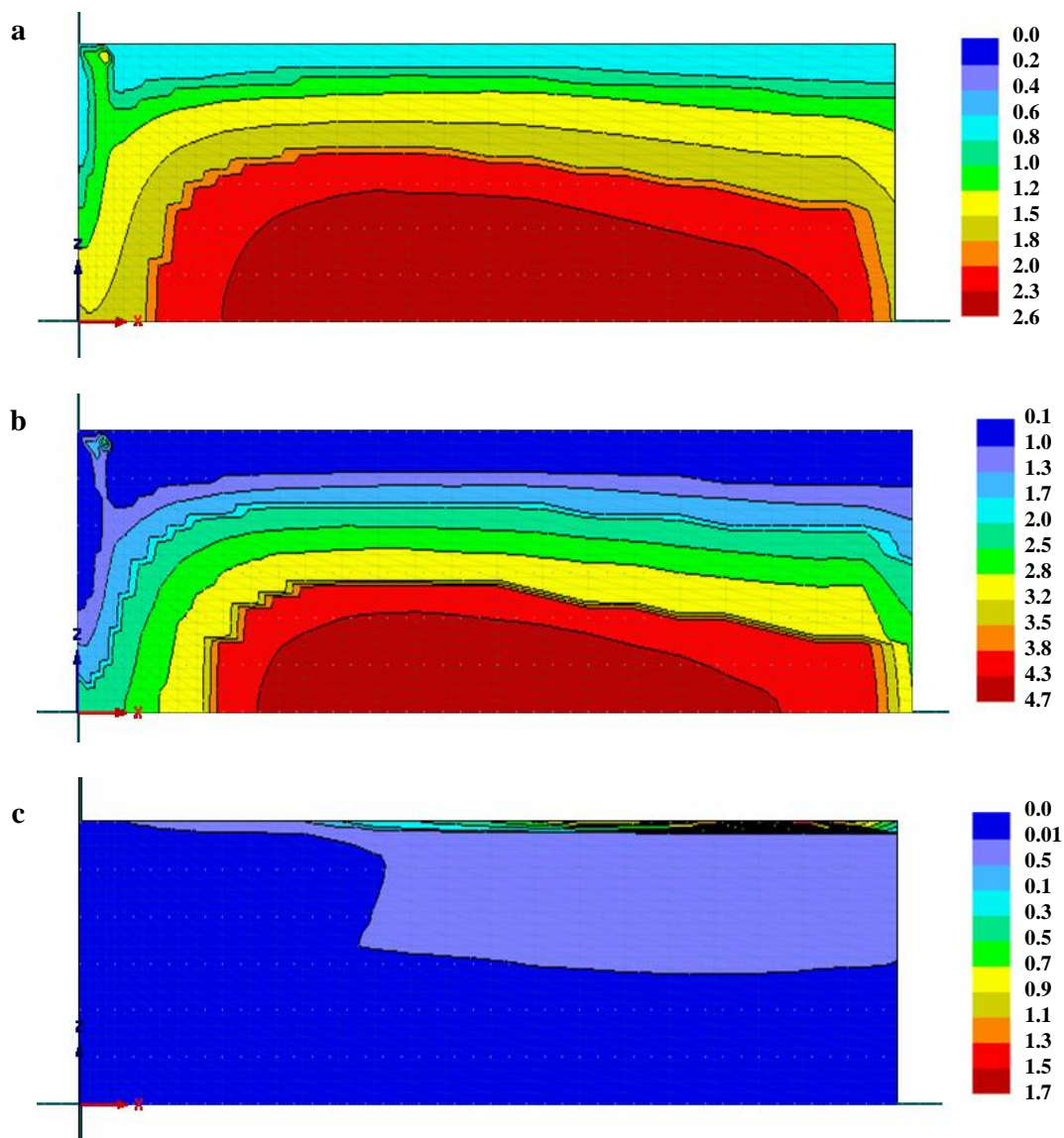


Figura 4.16. Perfiles de concentración de bacterias ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) considerando la influencia de las plantas después de 27 días: bacterias metanogénicas acetótrofas o XAMB (a), bacterias acetótrofas reductoras de SO_4^- o XASBR (b), bacterias sulfato oxidantes o XSOB (c).

Cuando las plantas son consideradas, la DQO se encuentra principalmente en forma inerte (SI y XI) como se indica en la Figura 4.17. Por otra parte, es posible observar que las concentraciones de $\text{NH}_4\text{-N}$ en el efluente son más altas que en el influente, esto indica que el N orgánico está siendo convertido a $\text{NH}_4\text{-N}$ mediante la hidrólisis, sin embargo la nitrificación

no ocurre (Figura 4.18), cuestión que queda corroborada al observar las bajas concentraciones de bacterias autótrofas (Figura 4.15).

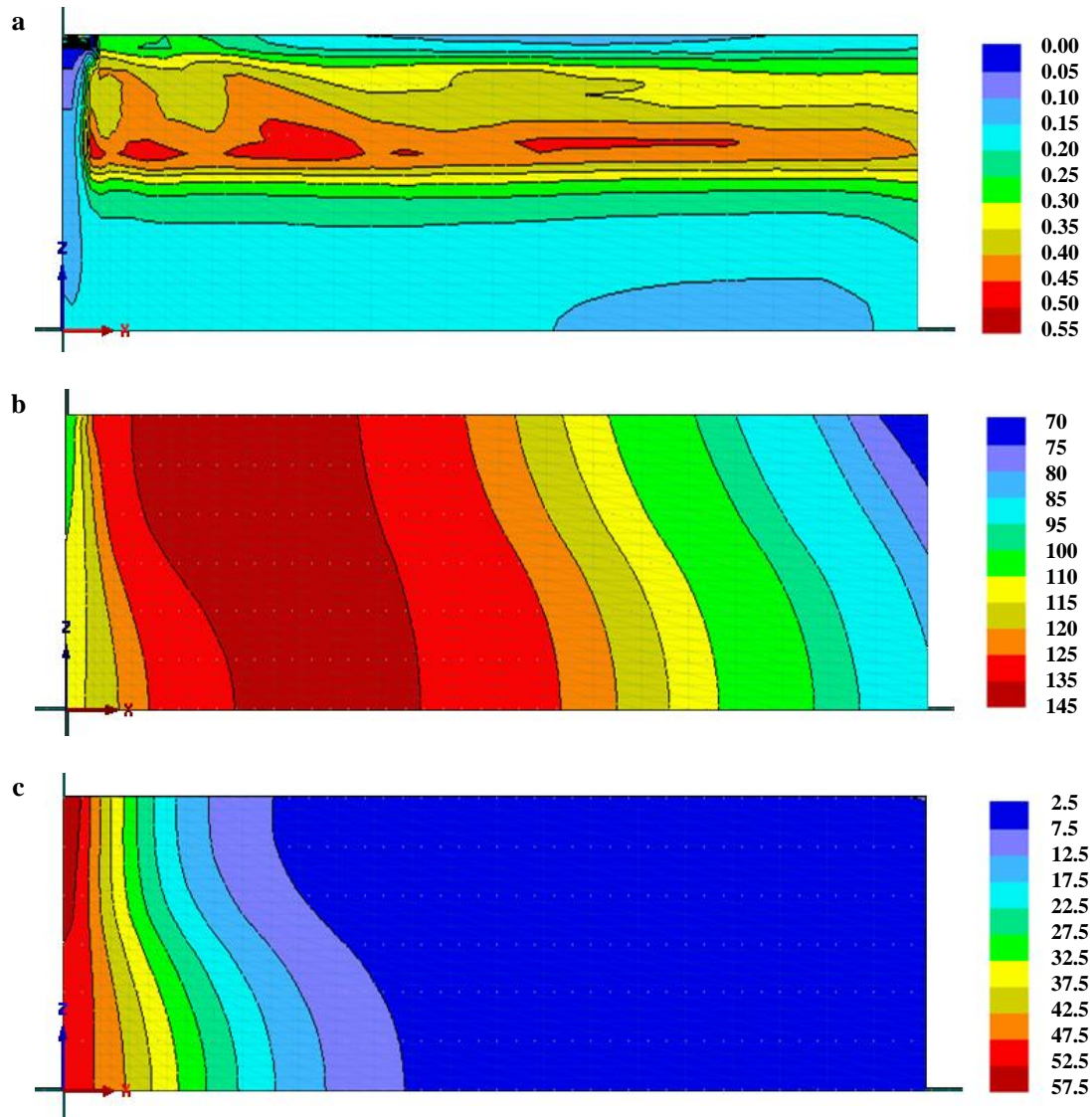


Figura 4.17. Perfiles de concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) de la DQO fermentable y rápidamente biodegradable o SF (a), de los productos de fermentación como el acetato o SA (b) y de la DQO particulada y lentamente biodegradable o XS (c), considerando la influencia de las plantas después de 27 días.

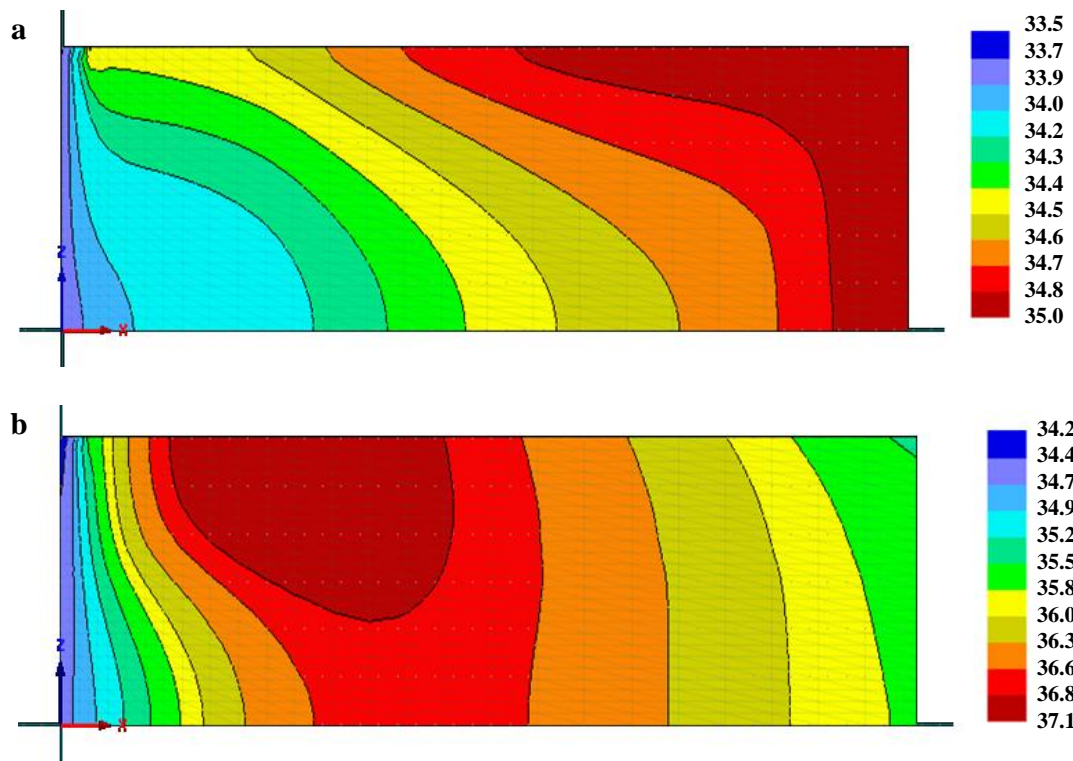


Figura 4.18. Perfiles de concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) del $\text{NH}_4\text{-N}$ al finalizar la etapa de transporte reactivo (a) y considerando las plantas (b).

5. ANALISIS Y DISCUSIÓN

5.1 Desempeño y eficiencias de remoción del sistema de tratamiento

5.1.1 Materia orgánica

Como se indica en la Tabla 5.1, el sistema tiene la capacidad de lograr eficiencias de remoción de la materia orgánica superiores al 80% en todos los casos. El FAFA fue el responsable de remover la mayor parte de la DQO alcanzando el valor más alto de eficiencia de remoción con el menor tiempo de residencia hidráulico (TRH1) siendo este del 76.14%, lo cual concuerda con lo encontrado por López-López *et al.* (2013). Asimismo el valor más alto de remoción de la DBO₅ se logró con el tiempo de residencia hidráulico más bajo (TRH1) alcanzando el valor de 89.48%. Por otra parte la mayor remoción de la DBO₅ y DQO en el humedal artificial se obtuvo con el mayor tiempo residencia hidráulico (TRH3) siendo estos de 56.52% y 58.35% respectivamente.

Tabla 5.1. Eficiencias de remoción de DQO y DBO₅ (\pm desviación estándar) en cada etapa del proceso.

Etapa	TRH1		TRH2		TRH3	
	DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅
Eficiencia total	84.2% (4.0)	89.5% (4.4)	85.6% (3.1)	79.3% (8.7)	81.7% (3.9)	86.1% (3.1)
FAFA	76.1% (7.5)	79.8% (9.0)	68.6% (13.0)	61.8% (16.2)	54.9% (11.3)	63.6% (11.4)
HHFSS	32.7% (14.0)	48.3% (8.0)	53.7% (19.2)	48.9% (21.6)	56.5% (16.3)	58.3% (17.4)

Para diseñar una planta de tratamiento es necesario saber cuánta materia orgánica biodegradable está presente en el efluente de aguas residuales, por consiguiente se necesita determinar la DBO₅. Sin embargo, es aconsejable medir también en paralelo la DQO, de esta forma se obtiene información acerca de la capacidad del sistema para degradar los compuestos orgánicos que son más susceptibles de ser oxidados por medios biológicos y químicos.

Además, la razón DBO₅/DQO, una vez establecida, se utiliza para diseñar la planta de tratamiento.

En la Tabla 5.2 se muestran los valores promedio de las relaciones DBO₅/DQO (índice de biodegradabilidad) encontradas en los diferentes puntos de muestreo. Es posible observar que el valor de la relación DBO₅/DQO se va reduciendo moderadamente conforme avanza el proceso de tratamiento desde el punto M1 hasta el M4, lo cual muestra que los procesos biológicos de degradación son los que predominan cada etapa del sistema de tratamiento (FAFA-HHFSS) y que las bacterias metabolizan con mayor velocidad el sustrato soluble más biodegradable. Este comportamiento fue claro y repetidamente observado en los casos cuando se trabajó con los tiempos de residencia TRH1 y TRH3. Sin embargo, se pudo observar un comportamiento diferente en TRH2, asociado a la remoción de materia orgánica por procesos fisicoquímicos y no biológicos debido a que fue el primer caso que se ensayó.

Tabla 5.2. Valor promedio de la relación entre DBO₅ y DQO en cada punto muestreado del proceso.

Punto de muestreo	TRH1	TRH2	TRH3	Promedio
M1	0.60	0.46	0.58	0.54 ± 0.12
M2	0.49	0.62	0.48	0.54 ± 0.26
M3	0.38	0.62	0.48	0.51 ± 0.17
M4	0.38	0.62	0.45	0.50 ± 0.18

De acuerdo con los resultados mostrados en la Figura 4.1 y la Tabla 4.2 se aprecia que posterior al tratamiento en el FAFA la mayor cantidad de la DBO₅ y DQO residual fue removida en la primera mitad del HHFSS, siendo esta remoción en el orden del 25% al 49% en materia de la DQO y para la DBO₅ del 42% al 49%. En la segunda parte del HHFSS se encontraron remociones de DQO entre el 7% y 14%, mientras en la DBO₅ del 6% al 19%. Este comportamiento está relacionado con el tipo de planta utilizada, *C. hybrids* (ubicada en la primer mitad del humedal) mostró una propagación acelerada debido a sus características propias y a las condiciones ambientales que favorecieron su crecimiento. Esta planta crece a través de sus rizomas, por lo que se extendió en toda el área superficial que correspondía a su

mitad, causa que incrementó el consorcio microbiano ligado a ella así como la disponibilidad de oxígeno.

La eficiencia de remoción de DBO_5 y N_{tot} del FAFA mostró un coeficiente de correlación con el valor de pH en la entrada (ver Figura 5.1) de 0.35 y 0.39 ($p \leq 0.05$) respectivamente, demostrando así que la eficiencia del proceso anaerobio depende principalmente del pH (López-López *et al.* 2013). Con la intención de comparar los cambios en la calidad aparente de las muestras tomadas en cada punto de muestreo se ha agregado la Figura 5.2. En efecto el aspecto físico y visible de la calidad de agua del influente *versus* el efluente es notorio.

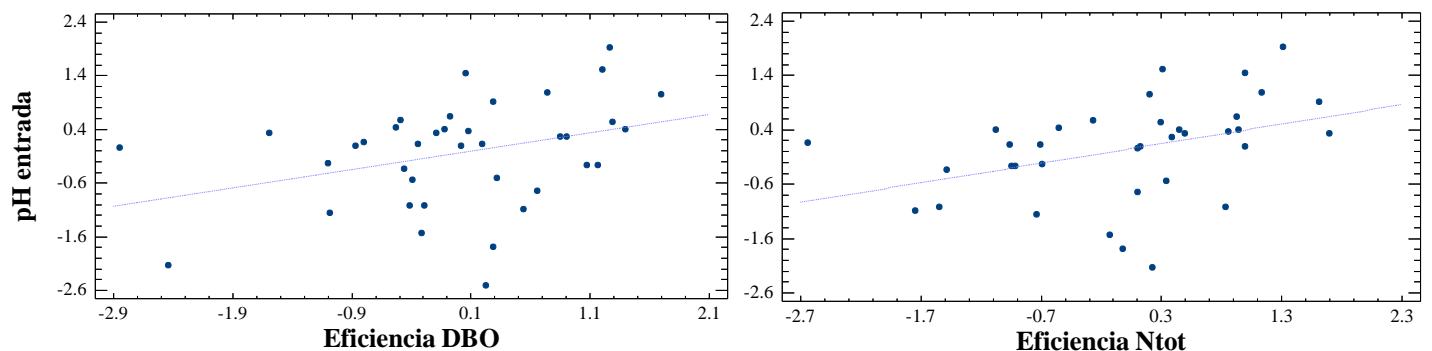


Figura 5.1. Correlación entre pH de entrada y la eficiencia de remoción para DBO_5 y N_{tot} en el FAFA.



Figura 5.2. Apariencia de las muestras en cada punto de muestreo.

5.1.2 Nutrientes

Las condiciones anaerobias del FAFA (M2) promueven la conversión del nitrógeno orgánico a amoniacal, de esta forma el contenido total de nitrógeno a la salida del filtro (M3) está compuesto de un 20.7% de N_{Org} y un 79.1% de NH_4-N ($p \leq 0.05$), estas condiciones desfavorecen la nitrificación y por tanto la formación de nitratos. En el FAFA una fracción del N_{tot} es adsorbida en la biopelícula que crece sobre el material filtrante. Durante la renovación de la biopelícula esta fracción precipita y es removida del reactor en la purga de lodos. Mientras otra pequeña fracción del N_{tot} es eliminada mediante el proceso *Anammox*[®], que consiste de la oxidación anaerobia del amonio y nitrito a nitrógeno gaseoso mediante la presencia de bacterias quimiolitotóxicas (López-López 2013). En la tabla 5.3 se pueden observar las eficiencias de remoción de nitrógeno y fósforo para cada etapa del proceso.

Tabla 5.3. Eficiencias de remoción de N_{tot} y PT (\pm desviación estándar) en cada etapa del proceso.

Etapa	TRH1		TRH2		TRH3	
	N_{tot}	PT	N_{tot}	PT	N_{tot}	PT
Eficiencia total	32.5%	43.8%	30.0%	24.2%	32.9%	30.2%
	(13.2)	(12.3)	(16.8)	(17.7)	(17.7)	(16.0)
FAFA	19.2%	35.3%	0.3%	4.4%	4.7%	12.0%
	(17.1)	(15.5)	---	---	---	---
HHFSS	15.6%	16.1%	30%	20.9%	30.1%	18.1%
	(10.7)	(7.1)	(8.0)	(9.9)	(11.4)	(10.1)

En materia de humedales artificiales cuando eliminar nutrientes del agua residual se convierte en uno de los propósitos de tratamiento varios autores reportan que para remover cualquier constituyente es necesario un tiempo de retención de 10 días (Trang *et al.* 2010, Yousefi y Mohseni-Bandpei 2010), en particular Kadlec y Wallace (2009) recomiendan un tiempo de residencia hidráulico entre 10 y 13 días como un factor metódico utilizado en el escalamiento del diseño de un humedal artificial, considerándolas como propuestas de diseño ya que las velocidades de degradación dependen de varios factores.

Con respecto al fósforo total (PT) se midió una eficiencia total promedio del 32%, la cual es atribuida principalmente a la adsorción del fósforo en la biopelícula formada sobre el *tezontle*. En el filtro se alcanzaron las mejores eficiencias, de hasta el 60% en el TRH1, el proceso es el siguiente, la biopelícula comienza a formarse por proceso natural sobre la superficie del *tezontle*, después las capas más antiguas se separan dando lugar a la formación de nuevas capas, las capas separadas finalmente sedimentan en el fondo del filtro. Este es un proceso que se repite constantemente y cuando los sedimentos alcanzan determinado volumen son removidos en la purga de lodos que contiene el fósforo removido en la biopelícula (López-López 2013).

5.2 Comparación de las eficiencias de remoción con otros sistemas similares reportados en la literatura.

El acercamiento clásico en el tratamiento del agua residual procedente de pequeñas comunidades ha sido generalmente a través de tanques sépticos (Villegas *et al.* 2006). Vymazal y Kröpfelová (2008) reportan eficiencias promedio para etapas previas de tratamiento como tanques sépticos o Imhoff de 40.1% para DBO₅, 37% para DQO, 25.8% para N_{Org}, -1.8% para NH₄-N, 8.8% para N_{tot} y 10.5% para PT. El crecimiento de la población y las condiciones ambientales son factores que influyen en la selección del tratamiento biológico más adecuado para el tratamiento del agua residual. La eficiencia de tratamiento necesaria, así como el tamaño y costo del sistema ha conducido a la implementación de nuevas tecnologías anaerobias como las mostradas en la Tabla 5.4 En esta tabla se muestran las mejores eficiencias de remoción alcanzadas en el presente trabajo y las compara con los resultados de otros estudios en donde el tratamiento anaerobio fue utilizado previo a un humedal HHFSS que trata agua residual municipal.

En comparación a otras tecnologías, el proceso del FAFA ha demostrado un buen desempeño en la remoción de materia orgánica y fósforo. La remoción de nitrógeno fue ligeramente más baja respecto a los resultados obtenidos por Ye *et al.* (2011) en donde utilizaron un reactor anaerobio con mamparas (ABR) a escala real seguido de un humedal artificial con un tiempo

de retención total de 124 h, una temperatura entre los 20 y 25°C, un área del humedal HHFSS de 297 m², una carga hidráulica de 50 m³·(m²·d)⁻¹ y un periodo de arranque de nueve meses; sin embargo el TRH probado en el humedal HHFSS de Chapala fue nueve veces más corto. En los estudios mostrados en la Tabla 5.4, los humedales artificiales acoplados a tratamientos anaerobios poseen algunas diferencias como el tipo de humedal, el tipo de plantas, el medio granular, clima, el tiempo de retención o configuración del sistema. La eficiencia de remoción de DBO₅ es similar a la encontrada por Villegas *et al.* (2006), quienes también trabajaron bajo las condiciones de un clima tropical, con un TRH de 8 h en el FAFA mientras el usado en el humedal HHFSS fue menor a un día con un área aproximada de 107 m² y un caudal promedio de 1.85±0.4 L·s⁻¹. La eficiencia en la remoción de N_{tot} obtenida en este estudio fue ligeramente más alta que la alcanzada por El-Khateeb y El-Gohary (2003), debido a que el NH₄-N disponible no tuvo mucho contacto con las raíces de las plantas, por lo cual la concentración de este contaminante solo se transportó debajo de las raíces hacia el efluente, de acuerdo con lo reportado. El sistema estudiado por El-Khateeb y El-Gohary (2003) consiste de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) seguido de un humedal HHFSS con las siguientes características: el sistema fue implementado en una zona árida y semi-árida, la densidad de las plantas en el humedal artificial fueron de 3 rizomas por metro cuadrado en un área total de 2 m² y estuvo operado a un TRH de 5 d mientras el RAFA trabajó a un TRH de 8 h, es decir, a un mayor tiempo de residencia total en relación al evaluado en este estudio. La eficiencia de remoción del PT fue más alta que la encontrada por El Hamuri *et al.* (2007), en el cual se utilizaron agregados de piedra caliza como lecho filtrante, con las siguientes particularidades del sistema: el humedal HHSFF fue precedido por un reactor anaerobio ascendente de dos etapas (TSUAR), en condiciones de un clima mediterráneo, con un área de 28 m² en el humedal artificial, un caudal de 9.5 m³·d⁻¹ y un TRH de 9 h. En general, en el presente estudio se alcanzaron las eficiencias esperadas con respecto a la remoción de materia orgánica (arriba del 80%) comparables con sistemas de tratamiento en donde se combinan reactores anaerobios de alta tasa tanto con humedales HHFSS como con humedales HFSS. Por otra parte las mejores remociones de nitrógeno, comparadas en la Tabla 5.4, se encontraron cuando los humedales artificiales son combinados con tratamientos previos que cuando no se considera ninguno.

Tabla 5.4. Comparación en la eficiencia de remoción (%).

Caso de estudio	Tratamiento anaerobio						Humedal Artificial						Eficiencia Global				
	1	2	3	4	6	7	1	2	3	5	6	7	1	2	3	6	7
Tratamiento	FAFA ^a	FAFA	UASB ^b	TSUAR ^c	ABR ^d	UASB	HHFSS ^e	HHFSS	HHFSS	HHFSS	HFS ^f	HFS HHFSS	FAFA HHFSS	TS ^g FAFA HHFSS	UASB HHSSF	ABR-HFS HHFSS	UASB HFS HHFSS
DBO ₅	79.8 ± 9.0	56.6 ± 2.1	63.2	70	–	44.8	38.4 ± 35.8	50.6 ± 21.7	78	79–82	–	76.6	89.5 ± 4.4	78.1	92	–	87.1
DQO	76.1 ± 7.5	49.6 ± 2.6	≈61	80	30.3 ± 1.4	49.4	44.7 ± 29.5	–	78	78–82	78.1 ± 2.3	70.9	84.3 ± 4.0	81.1	91	81.2 ± 2.3	85.3
N _{tot}	23.2 ± 10.7	–	–	–	31.3 ± 1.3	–	30.0 ± 8.0	–	≈24	–	83.4 ± 2.5	–	33.0 ± 17.7	–	≈27	82.3 ± 1.9	–
PT	35.4 ± 15.5	–	35	–	34.4 ± 2.2	–	21 ± 9.9	–	38	15	61.2 ± 2.1	–	43.8 ± 12.3	–	60	67.2 ± 2.3	–
TRH (h)	18	<8	8	48	110	5.5–10	72	<24	120	8.9–9.0	7	–	–	–	–	–	–

1 Este estudio, 2 Villegas *et al.* 2006, 3 El-Khateeb and El-Gohary 2003, 4 El Hafiane and El Hamouri 2005, 5 El Hamouri *et al.* 2006, 6 Ye *et al.* 2011, 7 Ruiz *et al.* 2010; ^a FAFA: Filtro anaerobio de flujo ascendente, ^b UASB: Reactor anaerobio de flujo ascendente; ^c TSUAR: Reactor anaerobio de flujo ascendente en dos etapas; ^d ABR: Reactor anaerobio con mamparas; ^e HHFSS: Humedal horizontal de flujo subsuperficial, ^f HFS: Humedal horizontal de flujo superficial, ^g TS: Tanque séptico.

5.3 Obtención y comparación de las constantes de remoción de primer orden

De acuerdo al modelo de remoción de primer orden propuesto por Kadlec y Knight (1996), el cual se encuentra definido en la ecuación 2.3, se calcularon los valores de la constante de remoción mediante un análisis de regresión lineal a partir de las concentraciones promedio obtenidas para DBO₅, N_{tot} y PT. La Tabla 5.5 presenta los valores obtenidos.

Tabla 5.5. Valores obtenidos para las constantes de remoción de primer orden ($m \cdot d^{-1}$) con sus respectivos coeficientes de determinación (r^2).

Parámetro	TRH1	TRH2	TRH3
DBO ₅	0.105	0.081	0.093
	(0.86)	(0.86)	(0.92)
N _{tot}	0.033	0.041	0.033
	(0.62)	(0.92)	(0.89)
PT	0.02	0.027	0.018
	(0.75)	(0.82)	(0.82)

La obtención de las constantes cinéticas de remoción es una aproximación para el diseño de humedales artificiales a escala real, los sistemas que resultan son diseños que operaran bajo condiciones similares a las empleadas a escala laboratorio o piloto. Los valores mostrados en la Tabla 5.5 son similares a los encontrados por Zurita 2008, los cuales fueron: $0.087 m \cdot d^{-1}$ para DBO₅, $0.031 m \cdot d^{-1}$ para N_{tot} y $0.021 m \cdot d^{-1}$ para PT. Dicho estudio posee las condiciones más parecidas a las efectuadas en el presente trabajo como la ubicación del prototipo experimental (zona climática), la utilización de un influente similar (agua residual doméstica), del mismo material filtrante y de una de las plantas ornamentales bajo estudio, *Strelitzia reginae*, en combinación con otras especies. Por otra parte, Singh *et al.* 2008 quienes también trabajaron con un cultivo combinado que incluía a *Canna latifolia* reportó un valor de $0.13 m \cdot d^{-1}$ para la remoción de DBO₅.

5.4 Comparación del comportamiento de las plantas del humedal con respecto a otros reportados en la literatura.

Una de las particularidades de un humedal es la presencia de plantas, como se ha constatado en la mayoría de los estudios la eficiencia de remoción de contaminantes resulta ser mayor en un HHFSS que en un filtro carente de plantas. Para aumentar la utilidad y tener beneficios extra en el tratamiento del agua residual se ha incluido el uso de plantas ornamentales en humedales artificiales y aunque su implementación ha ido ganando popularidad, iniciada en la década de los ochenta, continúa siendo poco común (Vimazal 2011).

En este caso ambas especies han sido utilizadas previamente como plantas emergentes en HHFSS construidos y probados en México presentando un buen crecimiento (Zurita 2008). La tabla 5.6 presenta las eficiencias de remoción obtenidas en diferentes estudios con humedales horizontales de flujo subsuperficial donde se utilizaron plantas del género *Canna* o *Strelitzia* en regiones con climas tropicales o subtropicales.

Tabla 5.6. Comparación respecto a los porcentajes de remoción obtenidos en diferentes HHFSS plantados con *Canna* o *Strelitzia*.

Caso de estudio	Porcentajes de remoción (%)				Especies	TRH
	DQO	DBO	N _{tot}	PT		
Este estudio	56.5	58.3	30.2	18.0	<i>Canna hybrids</i> y <i>Strelitzia reginae</i>	3d
Konnerup <i>et al.</i> 2009	42-83	----	37-6	35-10	<i>Canna</i> × <i>generalis</i> L. Bailey	12h-4d
Paulo <i>et al.</i> 2009	44	55	41	8	<i>Heliconia psittacorum</i> L.F, <i>Cyperus isocladius</i> y <i>Canna sp.</i>	1.5d
Singh <i>et al.</i> 2009	51.4	57.5	----	27.3	<i>Phragmites karka</i> y <i>Canna latifolia</i>	24.2h
Zurita 2008	79.8 78.5	75.8 77.6	71.2 77.1	66.5 74.3	<i>Strelitzia reginae</i> <i>Canna hybrids</i>	4d
	77.1	79.7	51.7	35.8	<i>Strelitzia reginae</i> , <i>Agapanthus africanus</i> y <i>Anthurium andreanum</i>	

Como se menciona en el análisis publicado por Zhang *et al.* 2015, cuando se habla de eficiencia en la remoción de contaminantes mediante humedales artificiales los resultados

varían no solo entre los diferentes sistemas de flujo incluso también en el mismo tipo de humedal, y esto debido a que depende de una gran cantidad de variables. Los casos comparativos mostrados en la tabla 5.6 fueron estudiados bajo condiciones climáticas similares, con plantas ornamentales que incluyeron el género *Canna* y *Strelitzia* en HHFSS. Sin embargo guardan muchas diferencias, Konnerup *et al.* 2009 enfocaron su estudio en investigar la producción de biomasa y asimilación de nutrientes de *Canna* y *Heliconia*, su nivel de prueba fue a nivel laboratorio y su evaluación de manera paralela e independiente. De esta misma manera Zurita 2008 describe la primera etapa de su investigación, por lo que como primera aproximación se obtuvieron los resultados de eficiencia individuales para cada especie evaluada en ese estudio específico. En su aplicación a una mayor escala combinó tres especies diferentes de plantas ornamentales en humedales de flujo horizontal y vertical. Singh *et al.* 2008 y Paulo *et al.* 2009 también trabajaron con humedales híbridos de especies combinadas, en el primer caso los humedales están precedidos por un reactor anaerobio; mientras en el segundo se depuraron aguas grises mediante un sistema que incluía una trampa de grasa, un tanque de sedimentación y un humedal híbrido. El factor común en los resultados de estos estudios es la observación en la aclimatación de las plantas considerándolo como una buena alternativa de tratamiento, específicamente un mayor y mejor crecimiento en el caso del género *Canna* (Konnerup *et al.* 2009, Zurita 2008) y un desarrollo más lento de *Strelitzia reginae* (Zurita 2008).

Durante la segunda etapa de la investigación realizada por Zurita 2008, se estudió el desarrollo y estado fisiológico de plantas ornamentales en humedales artificiales en donde se realizó la medición del crecimiento de las plantas, la comparación de estos resultados con los obtenidos en el presente estudio se muestran en la tabla 5.7.

Tabla 5.7. Comparación de las medidas promedio de *Strelitzia reginae*.

Estudio	Grosor (cm)	Altura (cm)	No. de hojas	Tiempo de monitoreo
Este estudio	15.1 ± 5.6	36 ± 8.1	6.3 ± 2.6	10 meses
Zurita 2008	2.7 ± 0.2	34 ± 4.8	10.0 ± 3.1	12 meses

Es posible observar una mayor diferencia en las medidas del grosor, debido probablemente a la técnica de medición ya que en este estudio se consideró la medida completa de la circunferencia de la planta. De acuerdo a lo observado por Zurita 2008, *Strelitzia reginae* pertenece a un grupo de plantas que presenta un crecimiento lento bajo las condiciones del HHFSS, de igual forma y como se pudo constatar en este estudio es catalogada como tolerante a las condiciones de inundación ya que sobrevivió durante todo el tiempo de experimentación. Por otra parte es importante señalar que aunque *Canna hybrids* se propagó a una mayor velocidad y produjo una gran cantidad de flores, estas resultaron ser muy frágiles y de vida efímera, por lo que no se considera factible su cosecha para comercialización.

5.5 Comparación entre los datos simulados y medidos.

Se realizaron varias pruebas para cada una de las etapas que integran la simulación y fue posible observar que a medida que avanzan las corridas de simulación en el programa se van haciendo más lentas; es decir, el tiempo necesario para simular pocos días puede llegar a tomar semanas dependiendo de qué tan avanzada se encuentre la simulación y de la capacidad de memoria RAM del equipo que se está utilizando. Por tanto la última parte no incluyó los 120 días en los que transcurrió la parte experimental, sin embargo y para los fines de este trabajo los 27 días de simulación fueron suficientes para demostrar la congruencia de los resultados obtenidos. A lo largo del proceso de simulación se revisaron continuamente los flujos acumulados de agua, la absorción de agua y de oxígeno disuelto a través de las raíces para confirmar que los balances se estaban ejecutando correctamente. Los resultados de la Tabla 5.8 muestran una comparación entre los valores obtenidos por el simulador y los encontrados experimentalmente.

Tabla 5.8. Concentraciones de DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y $\text{NH}_4\text{-H}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) encontradas durante la fase experimental y en la simulación.

Días transcurridos	Datos experimentales		Datos simulados	
	DQO	$\text{NH}_4\text{-N}$	DQO	$\text{NH}_4\text{-N}$
0	81.00	23.25	86.99	34.88
7	73.00	22	89.39	35.27
13	86.50	22.45	89.53	35.56
19	96.00	25.75	89.53	35.60
27	101.00	22.95	89.56	35.74

Los intervalos de resultados en el programa fueron establecidos para lapsos de tiempo mínimos de 0.00001d y máximos de 5d por lo que se adquirieron una gran cantidad de datos, sin embargo no se apreciaron grandes diferencias entre ellos, por el contrario se observó una tendencia hacia un comportamiento estable. Los resultados de las concentraciones simuladas fueron comparadas con las concentraciones medidas en términos del error absoluto promedio (MAE) y del error absoluto relativo (MARE) mediante las fórmulas mostradas a continuación.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |X_{simulada} - X_{medida}| \quad \text{ec. 4.1}$$

$$MARE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|X_{simulada} - X_{medida}|}{X_{medida}} \quad \text{ec. 4.2}$$

Donde, $i=1:n$ es el número de concentraciones, $X_{simulada}$ y X_{medida} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) son las concentraciones simuladas y medidas respectivamente (Morvannou 2012).

El MAE es un indicador de variabilidad, en donde las desviaciones entre las salidas del modelo y las observaciones están cuantificadas, además es utilizado como criterio en las pruebas de validación ya que evalúa la calidad de predicción del modelo (IWA Task Group on Good Modelling Practice 2013). Los resultados al aplicar la ecuación 4.2 fueron de 10.43% en caso de la DQO y del 52.54% para el $\text{NH}_4\text{-N}$, estas diferencias relativas corresponden a las diferencias promedio absolutas (valores MAE) de $8.66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DQO y $12.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $\text{NH}_4\text{-N}$. Esta fueron los resultados que mejor se adecuaron entre los resultados de los datos simulados y medidos. Una buena predicción de un modelo debería estar entre el 5% y el 15%,

este criterio se cumple en la DQO, sin embargo en el $\text{NH}_4\text{-N}$ se encontraron concentraciones en el efluente superiores incluso a las medidas en el influente del humedal, lo que indica que el N_{Org} fue transformado a $\text{NH}_4\text{-N}$ durante la degradación de la materia orgánica, pero que debido a las bajas concentraciones del OD la nitrificación no se llevó a cabo, suceso relacionado a la falta de contacto del agua residual con las raíces de las plantas, las cuales no fueron muy profundas. El propósito en la aplicación del modelo se enfocó en entender los procesos para la remoción de materia orgánica y nitrógeno dentro del humedal artificial, sin embargo el cálculo del MAE y MARE nos permite establecer con mayor precisión el nivel de predicción que tuvo el modelo utilizando los valores obtenidos experimentalmente que en este caso fue satisfactorio.

5.6 Cumplimiento normativo de las variables de salida del sistema.

En la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, en la modalidad más estricta; esto es Ríos: Protección de vida acuática (A). La Tabla 5.9 presenta una comparación entre los límites establecidos por la norma y los resultados promedio alcanzados en el efluente. Para elaborarla se consideraron únicamente los parámetros medidos durante la fase experimental y los regulados por la norma de referencia. Es posible observar que se cumple la mayoría de los parámetros de la Tabla 5.9 con excepción del N_{tot} , el cual presenta un ligero incremento, debido probablemente al predominio de las condiciones anaerobias a lo largo del tren de tratamiento. Sin embargo, los resultados posicionan a esta propuesta de tratamiento como una tecnología que puede ser aplicada a pequeñas localidades que tengan la intención de proteger la integridad de cuerpos de agua cercanos.

Tabla 5.9. Resultados promedio de los parámetros medidos en relación con los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Parámetro	Unidad	Efluente	Límites máximos permisibles
			P.M./P.D.
			Ríos: Protección de vida acuática (A)
Temp.	°C	<26	<40
pH	U.P.	7.25	5 a 10
Materia flotante	---	Ausente	Ausente
DBO ₅	mg·L ⁻¹	38.3	30/60
Nitrógeno total	mg·L ⁻¹	26.0	15/25
Fósforo total	mg·L ⁻¹	5.8	5/10

6. CONCLUSIONES

6.1 Conclusiones

De este trabajo de tesis doctoral, se desprenden las siguientes conclusiones:

El sistema pasivo para el tratamiento de agua residual integrado por un pretratamiento, un FAFA y un HHFSS logró eficiencias globales del sistema de tratamiento completo de $89.5\% \pm 4.4\%$ para la DBO_5 , $84.2\% \pm 4.0\%$ para la DQO, $32.5\% \pm 13.2\%$ para el N_{tot} y $43.8\% \pm 12.3\%$ para el PT considerando un TRH de 18 h en el FAFA y de 48 h (2 días) en el HHFSS. Las eficiencias de remoción correspondientes al TRH2 fueron de $79.3\% \pm 8.7$ para la DBO_5 , $85.6\% \pm 3.1\%$ para la DQO, $30.0\% \pm 16.8\%$ para el N_{tot} y $24.2\% \pm 17.7\%$ para el PT. Finalmente, para el TRH3 los resultados fueron de $86.1\% \pm 3.1\%$ para la DBO_5 , $81.7\% \pm 3.9\%$ para la DQO, $32.9\% \pm 17.7\%$ para el N_{tot} y $30.2\% \pm 16\%$ para el PT.

El FAFA fue el principal módulo responsable en la reducción de la materia orgánica, las mejores eficiencias alcanzadas fueron de 79.8%, 76.1%, 23.2% y 35.4% para la DQO, DBO_5 , N_{tot} y PT respectivamente en un TRH de dos días.

En el HHFSS se alcanzaron eficiencias en el orden del 30% para la remoción de nitrógeno en tiempos de residencia máximos probados de tres y cuatro días, pudiendo observar que un tiempo más largo permite un mayor avance en el proceso de remoción del nitrógeno.

Fue posible comprobar que en el sistema FAFA+HHFSS, dos días en el humedal son suficientes para remover la materia orgánica presente en el agua residual, sin embargo cuando el objetivo es remover materia orgánica y nutrientes el TRH2 que considera tres días en el HHFSS resulta ser el más adecuado para lograr el objetivo de remoción.

A partir de la reducción de la materia orgánica por parte del FAFA es posible preservar la capacidad del medio de soporte evitando problemas como la colmatación del lecho y reducir la superficie del terreno del humedal artificial, lo cual se traduce en un aumento en la vida útil del humedal artificial.

Ambas especies ornamentales probadas son capaces de aclimatarse a ambientes inundados y por tanto de sobrevivir a las características de un HHFSS, aportar oxígeno al sistema y remover contaminantes.

El crecimiento y desarrollo de *Canna hybrids* resulto ser más acelerado en relación a *Strelitzia reginae*, ya que es capaz de producir un mayor número de hijuelos y flores en un menor tiempo. En este sentido se corrobora la capacidad de los humedales artificiales en la producción de flores, lo cual les otorga un valor agregado tanto estético como económico, únicamente en el caso de *Strelitzia reginae*, que puede permitir la recuperación de gastos. Lo anterior proyecta esta tecnología de tratamiento como una buena opción de implementación en países con climas tropicales y subtropicales que promueva el crecimiento de especies ornamentales.

El modelo mecanicista CWM1 de HYDRUS fue adecuado para simular el comportamiento dinámico de la DQO y de nitrógeno en el efluente del HHFSS ubicado en la PTARM de Chapala, sin embargo se detectaron algunas dificultades para reproducir correctamente el almacenamiento y liberación de las formas de nitrógeno relacionado principalmente con las condiciones anaerobias predominantes del lecho. La calibración del modelo fue apropiada y los procesos considerados fueron simulados con una buena coincidencia respecto a los datos experimentales (un promedio de diferencias relativas de 10.43% y 52.54% de DQO y NH₄-N).

Este trabajo tiene la capacidad de mejorar los límites de operación del HHFSS ubicado en la PTARM de Chapala específicamente en lo relacionado a la remoción de materia orgánica y nutrientes. De acuerdo a lo observado experimentalmente y confirmado en la simulación las condiciones anaerobias son predominantes en el HHFSS, aspecto favorecido por la poca profundidad de las raíces. La nitrificación y la remoción de fósforo podrían mejorarse incrementando la oxigenación después del FAFA, mientras en el HHFSS se podría disminuir la altura de la tabla de agua además de la consideración de diferentes granulometrías del medio de soporte en el sentido longitudinal.

Por otra parte, no existen muchos ejemplos publicados donde se utilice el “Modulo Humedal” CWM1 de HYDRUS, con lo cual este trabajo crea las bases para continuar con la investigación y desarrollo de este modelo a través de estudios posteriores.

6.2 Perspectivas

Realizar un estudio dinámico de comunidades microbianas en puntos estratégicos del FAFA con y sin recirculación y considerando también la aplicación de diferentes cargas orgánicas que permitan optimizar los mecanismos de remoción de materia orgánica y la conversión de amonio mediante el proceso *Annamox*[®].

Realizar un estudio hidrodinámico utilizando trazadores que permitan modelar la dinámica del flujo de agua durante su trayectoria a través del humedal artificial que incluya flujos preferenciales y efectuar pruebas para conocer el nivel de saturación de oxígeno disuelto a diferentes profundidades y localizaciones.

Realizar un estudio en humedales artificiales con diferentes configuraciones hidrodinámicas que garantice una mayor remoción de nitrógeno y fósforo con tiempos de retención hidráulicos menores a tres días; es decir mayor remoción de nutrientes por unidad de superficie.

Realizar un estudio que combine las ventajas en la utilización de humedales de flujo vertical y horizontal (humedales híbridos) para evaluar su desempeño en la remoción de DBO, DQO y nutrientes.

Realizar estudios enfocados en los procesos de adsorción que ocurren en el medio filtrante, tasas de nitrificación, desnitrificación y concentraciones de biomasa. Desde un panorama general, con respecto al desarrollo del modelo sería conveniente que se le agregará un modelo global de análisis de sensibilidad, alternativas y una representación más completa cuando se utilizan combinaciones de especies de plantas diferentes.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Akratos, C.S., Papaspyros J.N.E., Tsihrintzis V.A. (2008). An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Chem. Eng. J.*, 143, 96-110.
- Akratos, C.S., Tsihrintzis, V.A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecol. Eng.*, 29, 173-191.
- Akuna, J., Bizeau, C., Moletta, R., Bernet, N., Héduit, A. (1994). Combined organic carbón and complete nitrogen removal using anaerobic and aerobic upflow filters. *Wat. Sci. Tech.*, 30(12), 297-306.
- Alexander, M., (ed) (1977). *Advances in microbial ecology*, (Vol. 1). Nueva York: Plenum Press.
- Álvarez, J.A., Ruíz, I., Soto, M. (2008). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 33, 54-67.
- Ansola, G., González, J.M., Cortijo, R., De Luis, E. (2003). Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewater treatment. *Ecol. Eng.*, 21, 43-52.
- Ansorena, M.J. (1994). *Sustratos, propiedades y caracterización*. Madrid, España: Mundi Prensa.
- APHA, American Public Health Association, American Water Works Association. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (20th ed.). Washington, DC, USA: Water Environment Federation.
- Asadzadeh, M. (2010). An introduction to the finite element method (FEM) for differential equations. Chalmers: Lecture notes.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B. (2008). Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. *Environment Int.*, 34, 116-126.
- Barros, P., Ruiz, I., Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. *Ecol. Eng.*, 33, 142-149.
- Bautista, F., Delfín H., Palacio, J.L., Delgado, M.C. (eds.) (2004). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. Hidalgo, México: Universidad Autónoma de México,

Universidad Nacional de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología.

- Besson, R. C. (2000). *Final report: Classifying landscape ornamental species into water use groups using coefficients of water use efficiency* (1-30). Florida: University of Florida.
- Bigambo, T., Mayo, A.W. (2005). Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands II: Effect of biofilm. *Phys. Chem. Earth*, 30, 668-672.
- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 29(4), 71-78
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Wat. Sci. Tech.*, 35(5), 11-17.
- Brix, H., Arias, C.A., Del Bubba, M. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 44(11), 47-54.
- Brovelli, A., Malaguerra, F., Barry, D.A. (2009). Bioclogging in porous media: model development and sensitivity to initial conditions. *Environ. Model. Softw.*, 24 (5), 511–525.
- Cassaniti, C., Romano, D., Flowers, T. J. (2012). *The response of ornamental plants to saline irrigation water*. INTECH Open Access Publisher.
- Chan, S.Y., Tsang, Y.F., Cui, L.H., Chua, H. (2008). Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH₃-N removal. *Process. Biochem.*, 43, 297-305.
- Chavan, P.V., Dennett, K.E., Marchand, E.A. (2008). Behavior of pilot-scale constructed wetlands in removing nutrients and sediments under varying environmental conditions. *Water Air Soil Poll.*, 192, 239-250.
- Chica, M. (2003). *Geoestadística y modelos matemáticos en hidrogeología*. España: Universitat Jaume I.
- Chung, A.K.C., Wu, Y., Tam, N.F.Y., Wong, M.H. (2008). Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecol. Eng.*, 32, 81-89.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2016. *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales. D.F., México.

- Cui, L., Zhu, X., Ma, M., Ouyang, Y., Dong, M., Zhu, W., Luo, S. (2008). Phosphorus sorption capacities and physicochemical, properties of nine substrate materials for constructed wetland. *Environ. Contam. Toxicol.*, 55, 210-217.
- Ding, W., Xian, Y., Tao, L., Ren, J., Wang, L. (2011). A research on purification effect of the substrate of constructed wetlands with FS-G-CD-S-SS model on phosphorus pollution. En: 3rd. International Conference on Environmental Science and Information Application Technology (ESIAT 2011), *Procedia Environ. Sci.*, 10, 2645-2653.
- El Hafiane, F., El Hamouri, B. (2005). Anaerobic reactor/high rate pond combined technology for sewage treatment in the Mediterranean area. *Water Sci. Technol.*, 52, 125–132.
- El Hamouri, B., Nazih, J., Lahjouj, J. (2007). Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, 215, 153–158.
- El-Khateeb, M.A., El-Gohary, F.A. (2003). Combining UASB technology and constructed wetland for domestic wastewater reclamation and reuse. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 3, 201–208.
- Fair, G.M., Geyer, J.C., Okun, D.A. (2008). *Purificación de agua y tratamiento y remoción de aguas residuales 2* (4^a. ed.). México: Limusa.
- Fichas Ramsar, Versión 2006–2008. Recuperado de:
http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/FIR_RAMSAR/Jalisco/Lago%20de%20Chapala/LAGO_DE_CHAPALA.pdf (Marzo 2015).
- Fresenius, W., Schneider, W., Böhnke, B., Pöppinghaus, K.M. (1991). Manual de disposición de aguas residuales; origen, descarga, tratamiento y análisis de las aguas residuales. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/026578/tomo1/026578-01.pdf>
- Gutierrez, H., De la Vara, R. (2012). *Análisis y diseño de experimentos*. México: Mc-Graw Hill.
- Gallegos, D. (2008). *Volumen óptimo de piedra pómez y tezontle como sustrato para la producción de jitomate en hidroponía* (56). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- García, J., Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos: Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*. España: Universidad Politécnica de Cataluña.
- Ghosh, D., Gopal, B. (2010). Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecol Eng.*, 36(8), 1044-1051.

- Gilman E.F. (2014). *Strelitzia reginae Bird of Paradise*. Environmental Horticulture Department, UF/IFAS Extension, University of Florida, document FPS-563.
- Giraldi, D., De Michieli Vitturi M., Iannelli R. (2010). FITOVER: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environ. Modell. Softw.*, 25, 633-640.
- Green, M., Safray, I., Agami, M. (1995). Constructed wetlands for river reclamation: experimental design, start-up and preliminary results. *Bioresour. Technol.*, 55, 157–162.
- Grieve, C.M., S.R., Grattan, E.V., Maas. (2012). Chapter 13, Plant salt tolerance. In: W.W. Wallender and K.K. Tanji (eds.), *ASCE Manual and Reports on Engineering Practice No. 71 Agricultural Salinity Assessment and Management* (2nd. ed, pp.405-459). ASCE, Reston, VA.
- Hammer, D.A., Knight, R.L. (1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water Sci. and Technol.*, 29, 1-6.
- Headley, T.R., Herity, E., Davison, L. (2005). Treatment at different depths and vertical mixing within a 1-m deep horizontal subsurface-flow wetland. *Ecol. Eng.*, 25, 567-582.
- Headley, T.R., Kadlec, R.H. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 7(3-4), 269-282.
- Hu, Y., Zhao, X., Zhao, Y. (2014). Achieving high-rate autotrophic nitrogen removal via Canon process in a modified single bed tidal flow constructed wetland. *Chem. Eng. J.*, 237, 329-335.
- Hua, C., Kamil, M., Shutes, B., Chye, S., Mansor, M. (2008). Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia. *J. Environ. Manag.*, 88, 307-317.
- HYDRUS version 2.03 (2014). Prague, Czech Republic: PC-Progress s.r.o.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), (2010). *Panorama de las religiones en México 2010*. Secretaría de Gobernación, México. Recuperado de: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825003391>
- IWA Task Group on Good Modelling Practice, Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takacs I., Winkler, S. (2013). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. London, UK: IWA Publishing.
- Jin R., Zheng P. (2009). Kinetics of nitrogen removal in high rate anammox upflow filter. *J. Hazard. Mater.*, 170, 652-656.

- Kadlec, R.H. (2000). The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecol. Eng.*, 15, 105-119.
- Kadlec, R., Knight, R. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Kadlec, R., Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands*, (2nd ed). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Kanagy, L.E., Johnson, B.M., Castle, J.W., Rodgers Jr., J.H. (2008). Design and performance of a pilot-scale constructed wetland treatment system for natural gas storage produce water. *Bioresour. Technol.*, 99, 1877-1885.
- Kao, S.C., Chan, T.P., Sultana, R., Konopka, T., Cooper, T., Partridge, B., Govindaraju, R.S. (2009). Hydrologic and environmental performance of a subsurface constructed wetland at a highway rest area: a case study. *Water Qual. Expo Health*, 1, 35-48.
- Kessler, J.R. (2007). *Canna lilies for Alabama gardens*. The Alabama cooperative extension system, Alabama A&M University and Auburn University, document AR-1315.
- Kincanon, R., McAnally, S. (2004). Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: As-built design considerations. *Ecol. Model.*, 174, 309–322.
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecol. Eng.*, 35, 248-257.
- Kratsch, H., Olsen, S., Rupp, L., Cardon, G., Heflebower, R. (2008). Soil Salinity and Ornamental Plant Selection. Horticulture, Utah State University. Recuperado de: http://extension.usu.edu/files/publications/publication/HG_Landscaping_2008-02pr.pdf (Octubre 2016)
- Kumar J.L.G., Zhao Y.Q. (2011). A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *J. Environ. Manag.*, 92, 400-406.
- Langergraber, G. (2005). The role of plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study. *Water Sci. Technol.*, 51(9), 213-223.
- Langergraber, G. (2008). Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: a review. *Vadose Zone J*, 7(2), 830-842.
- Langergraber, Günter (2011), Numerical modelling: a tool for better constructed wetland design?. *Water Sci. Technol.*, 64(1), 14-21.

- Langergraber, G. (2012). Are constructed treatment wetlands sustainable sanitation solutions?. En IWA (ed), *Proceeding of the 13th IWA Specialized Group Conference on "Wetland Systems for Water Pollution Control"* – Conference papers volume 1, 25-29 November 2012, Perth WA, Australia, 409-417.
- Langergraber, G. (2015). Modelling constructed wetlands: Scopes and aims - a comparative review. *Ecol. Eng.*, 80, 205-2013.
- Langergraber, G., Giraldi, G., Mena, J., Meyer, D., Peña, M., Toscano, A., Brovelli, A., Korkusuz, E.A. (2009a). Recent developments in numerical modeling of subsurface flow constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 409, 331-394.
- Langergraber, G., Rousseau, D., García, J., Mena, J. (2009b). CWM1 – A general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.*, 59(9), 1687-1697.
- Langergraber, G., Šimůnek, J. (2005). Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone J.*, 4(4), 924-938.
- Langergraber, G., Šimůnek, J. (2006). *The multi-component reactive transport module CW2D for constructe wetlands for the HYDRUS software package*. Hydrus software series 2, University of California Riverside, Riverside, California, USA.
- Langergraber, G., Šimůnek, J. (2011). Reactive transport modeling of subsurface flow constructed wetlands using the HYDRUS Wetland Module. *Vadose Zone J.*, 4(2), doi:10.2136/vzj2011.0104.
- Li, L., Yang, Y., Tam, N.F.Y., Yang, L., Mei, X., Yang, F. (2013). Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecol. Eng.*, 60, 382-392.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Wang, T.W. (2002). Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209, 169–184.
- Llorens, E., Saaltink, M.W., Poch, M., García, J. (2011). Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. *Bioresour. Technol.*, 102, 928-936.
- López-López, A., Albarrán-Rivas, M.G., Hernández-Mena, L., León-Becerril, E. (2013). An assessment of an anaerobic filter packed with a low-cost material for treating domestic wastewater. *Environ. Technol.*, 34, 11151–11159.

- Lopez-Lopez, A., Vallejo-Ramirez, R., Mendez-Romero, D.C. (2010). Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Environ. Technol.*, 31, 319–326.
- Maltais, G., Maranger, R., Brisson, J., Chazarenc, F. (2009). Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Res.*, 43, 535-545.
- Manariotis, I., Grigoropoulos, S. (2008). Restart of anaerobic filters treating low-strength wastewater. *Bioresour. Technol.*, 99, 3579-3589.
- Marín, A., Osés, M. (2013). *Tomo I: Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales con el proceso de lodos activados, Manual de procedimientos*. Jalisco, México: Comisión Estatal del Agua Jalisco.
- Matamoros, V., Bayona, J.M. (2008). Behavior of emerging pollutants in constructed wetlands. *Hdb Env Chem Vol. 5: Water pollution.*, 5, 199-217.
- Mateus, D.M.R., Vaz, M.M.N., Pinho, H.J.O. (2012). Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. *Ecol. Eng.*, 41, 65-69.
- Mayo, A.W., Bigambo, A.W. (2005). Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Phys. Chem. Earth*, 30, 658-667.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*, Mc Graw Hill.
- Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Pálffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Samsó Campa, R., Scholz, M., Soric, A.,
- Mitchel, R. (1974). *Introduction to environmental microbiology*. Prentice-Hall International, Inc. Englewood Cliffs, N.J. E.U.A.
- Morel, A., Diener, S. (2006). *Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of Different Treatment Systems for Households or Neighbourhoods*. Dubendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Morvannou, A. (2012). *Dynamic modeling of nitrification in vertical flow constructed wetlands* (Doctoral thesis). Université catholique de Luvain, Vanclooster, Marnik.
- NC State University, A&T State University, Cooperative extension (2016). *Canna hybrids*. Recuperado de: <https://plants.ces.ncsu.edu/plants/all/canna-hybrids/>

- Ojeda E., Caldentey, J., Saaltink, M.W., García, J. (2008). Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. *Ecol. Eng.*, 34(1), 65-75.
- Öövel, M., Tooming, A., Muring, T., Mande, Ü. (2006). Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecol. Eng.*, 29, 17-62.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette K., Belitz, K. (1994). Verification, validation, and confirmation of numerical models in the Earth Sciences. *Sci.*, 263(5147), 641-646.
- Padilla, E. (2010), Evaluación de un filtro anaerobio de flujo ascendente para tratar agua residual de rastro. Jalisco, México: Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco.
- Paredes, D. (2007). En: *Memorias de la conferencia internacional de Humedales*, Universidad Tecnológica de Pereira, Facultad de ciencias ambientales, Pereira, Risaralda, Colombia.
- Park, S., Black, R.J. (2013). *Bird of Paradise*. Environmental Horticulture Department, UF/IFAS Extension, University of Florida, document ENH-79.
- Paulo, P.L., Begosso, L., Pansonato, N., Sherestha, R.R., Boncz, M.A. (2009). Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. *Water Sci. Technol.*, 60(8), 2001-2007.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E., García, J. (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecol. Eng.*, 30, 312-319.
- Quintero N., Correa C. (2011), *Comparación de técnicas experimentales para la medición del crecimiento vegetal*, *Revista Memorias*, 9, 81-94.
- Ramalho, R.S. (1996). Tratamiento de aguas residuales. España: Reverte.
- Randall, C.W., Barnard, J.L., Stensel, D.H. (1992). *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, Volumen 5. Lancaster, E.U.A: Technomic Publishing Co.
- Reed, C, Crites, RW, Middlebrooks, EJ. (1995). Natural systems for waste management and treatment. New York: Mc Graw Hill Co.
- Ren, Y., Zhang, B., Liu, Z., Wang, J. (2007). Optimization of four kinds of constructed wetlands substrate combination treating domestic sewage. *Wuhan University J. Nat. Sci.*, 12(6), 1136-1142.

- Rheinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J., Sekoulov, Y., (ed) (1988) *Stickstoffkreislauf im Wasser*. Munich: Editorial Oldenbourg.
- Romero, M., Colín, A., Sánchez, E., Ortiz, L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Rev. Int. de Contam. Ambient.*, 25(3),157-167.
- Rosado, 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*. Universidad Autónoma de México, México, D.F.
- Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem P.A., De Pauw, N. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Res.*, 38 1484-1493.
- Rubel, F., Kotteck, M. (2010). Observed and projected climate shifts 1901–2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorol. Z.*, 19, 135–141.
- Ruiz, I., Díaz, M.A., Crujeiras, B., García, J., Soto, M. (2010). Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecol. Eng.*, 36(8), 1007-1016.
- Saeed, T., Sun, G. (2011). Kinetic modeling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands. *Water Res.*, 45, 3137-3152.
- Saeed, T., Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manag.*, 112, 429–448.
- Samsó, R., García, J. (2013a). BIO_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 54, 116-127.
- Samsó, R., García, J. (2013b). Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands base don modelling results. *Sci. Total Environ.*, 461-462, 430-440.
- Scholten, T.h., Foekema, E.M., Van Dokkum, H.P., Kaag, N.H.B.M., Jak, R.G. (2005). *Eutrophication Management and Ecotoxicology*. Heidelberg, Alemania: Sprinter-Verlag.
- Šejna, M., Šimůnek, J., Van Genuchten, M. Th. (2011). *The HYDRUS software package for simulating the two-and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media*. User Manual, version 2.0., PC Progress, Prague, Czech Republic.

- Shelef, O., Gross, A., Rachmilevitch, S. (2013). Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, 5, 405-419.
- Sheperd, H.L., Tchobanoglous, G., Grismer, M.E. (2001). Time-dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery waste water treatment. *Water Environ. Res.*, 73 (5), 597-606.
- Singh, S., Haberl, R., Moog, O., Shrestha, R.R., Shrestha, P., Shrestha, R. (2009). Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal – A model for DEWATS. *Ecol. Eng.*, 35, 654-660.
- Šimůnek, J., Van Genuchten, M. Th. y Šejna, M. (1999). The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC–TPS-53. En: *International Ground Water Modelling Center*, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 251.
- Šimůnek, J., Van Genuchten, M. Th. y Šejna, M. (2008). Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone J.*, 7, 587-600.
- Šimůnek, J., Van Genuchten, M. Th. y Šejna, M. (2011). *The HYDRUS software package for simulating the two-and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media*. Technical Manual, version 2.0., PC Progress, Prague, Czech Republic.
- Smith, V H. (2009). *Eutrophication*. In: Encyclopedia of Inland Waters, volume 3 (61-73). Oxford: Elsevier.
- STATISTICA 7. (2004). Tulsa, OK, USA: Statsoft, Inc.
- Statgraphics Centurion, version XVI. (2011). Warrenton, VA, USA: StatPoint Technologies, Inc.
- Steeffel, C.I, DePaolo, D.J., and Lichtner, P.C. (2005). Reactive transport modeling: An essential tool and a new paradigm for the Earth sciences. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 240, 539-558.
- Stein, O.R., Towler, B.W., Hook, P.B., Biederman, J.A. (2007). On fitting the k-C* first order model to batch loaded sub-surface treatment wetlands. *Water Sci. Technol.*, 56(3), 93-99.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A., Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.*, 22, 93-117.

- Sun, G., Saeed, T. (2009). Kinetic modelling of organic matter removal in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. *Process Biochem.*, 44, 717-722.
- Svedin, C., Kallner, S., Tonderski, K.S. (2008). Chapter 20 Cold season nitrogen removal in a high loaded free water surface wetland with emergent vegetation. En: Waste treatment, Plant dynamics and management in constructed and natural wetlands (pp. 223-236). Springer Netherlands.
- Tanner, C.C. (1996). Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.*, 7, 59-83
- Tija, B., Black, R.J. (2003). *Cannas for the Florida Landscape*. Environmental Horticulture Department, Florida Cooperative Extension service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, document CIR424.
- Toscano, A., Langergraber, G., Consoli, S., L. Cirelli, G. (2009). Modelling pollutant removal in a pilotscale two-stage subsurface wetlands. *Ecol. Eng.*, 35, 281-289.
- Trang, N., Konnerup, D., Schierup, H., Chiem, N., Tuan, L., Brix, H. (2010). Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. *Ecol. Eng.*, 36, 527–535.
- Trejo-téllez, L.I., Ramírez-martínez, M., Gómez-merino, F.C., García-albarado, J.C. (2013). Physical and chemical evaluation of volcanic rocks and its use for tulip production. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.*, 5, 863–876.
- Tunçsiper, B. (2009). Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. *Desalination*, 247, 466-475.
- Tuszyńska, A., Obarska-Pempkowiak, H. (2008). Review: Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. *Bioresource Technol.*, 99, 6010-6016.
- U.S.EPA (2000a). *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales, humedales de flujo subsuperficial*. EPA 832-F-00-023, U.S. EPA Office of Water, Washington D. C., United States.
- U.S.EPA (2000b). *Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*. EPA/625/R-99/010, Office of Research and Development, Cincinnati Ohio, United States.
- Vallejo-Rodríguez Ramiro, (2007). *Metodología para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales de elevada carga orgánica* (Tesis de maestría). Posgrado en Ingeniería Química de la BUAP, Puebla, México.

- Van Genuchten, M.T., (1980). A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.
- Vargas, T. P., Castellanos, R. J. Z., Muñoz-Ramos, J. J., Sánchez, G. P., Tijerina, Ch. L., López, R. R. M., Martínez, S. C., Ojodeagua, A. J. L. (2008). Efecto del tamaño de partícula sobre algunas propiedades físicas del tezontle de Guanajuato, México. *Agric. Téc. Méx.* 34(3):323-331
- Villegas, J.D., Guerrero, J., Castaño, J.M., Paredes, D. (2006). Septic tank (ST)-Up flow anaerobic filter (UFAF)-subsurface flow constructed wetland (SSF-CW) systems aimed at wastewater treatment in small localities in Colombia. *Rev. Tec. Fac. Ing. Univ. Zulia*, 29, 269–28.
- Vucinic, A.A., Hrenovic, J., Tepes, P. (2012). Efficiency of substrate flow constructed wetland with trickling filter. *Environ. Technol.*, 33(11), 1323-1330.
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S., Mander, Ü. (2007). Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Sci. Total Environ.*, 380, 66-74.
- Vymazal, J. (2005). Review: Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.*, 25, 478–490.
- Vymazal, J. (2007). Review: Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 380, 48-65.
- Vymazal, J. (2009). Review: The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.*, 35, 1-17.
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674, 133-156.
- Vymazal, J., Kröpfelova, L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow* (pp. 40, 277-278). Berlin, Germany: Springer Netherlands.
- Vymazal, J., Kröpfelova, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecol. Eng.*, 37, 90-98.
- Wallace, S.D.; Knight, R.L. (2006). *Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements*. Alexandria, VA, USA: Water Environment Research Foundation (WERF).

- Wallace, S., Nivala, J., Meyers, T. (2008). Chapter 15 Statistical analysis of treatment performance in aerated and nonaerated subsurface flow constructed wetlands. En: Waste treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands (pp. 171-180). Springer Netherlands.
- Wang, X., Bai, X., Qiu, J., Wang, B. (2005). Municipal wastewater treatment with pond-CW system: a case study. *Water Sci. and Technol.*, 51(12), 325-329.
- Wörman, A., Kronnäs, V. (2005). Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *J. Hydrol.*, 301,123-138.
- Wu, L., Dodge, L. (2005). Landscape plant salt tolerance selection guide for recycled water irrigation. Recuperado de:
http://slosson.ucdavis.edu/Landscape_Plant_Selection_Guide_for_Recycled_Water_Irrigation/
- Yates, C., Prasher, S. (2009). Phosphorus reduction from agricultural runoff in a pilot-scale surface-flow constructed wetland. *Ecol. Eng.*, 35, 1683-1701.
- Ye, C., Li, L., Zhang, J., Yang, Y. (2011). Study on ABR stage-constructed wetland integrated system in treatment of rural sewage. En *Proceedings of the 2011 International Conference on Environmental Science and Engineering* (pp. 1-3). Bali Island, Indonesia.
- Ye, F., Li, Y. (2009). Enhancement of nitrogen removal in tertiary hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecol. Eng.*, 35, 1043-1050.
- Ying-Feng, L., Shuh-Ren, J., Der-Yuan, L., Yih-Feng, C., Kai-Chung, S. (2008). Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates. *Biosource Technol.*, 99, 7504-7513.
- Yousefi, Z., Mohseni-Bandpei, A. (2010). Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecol. Eng.*, 36, 777-782.
- Zhan, L., Zhang, L., Liu, Y., Shen, Y., Liu, H., Xiong, Y. (2010). Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination*, 250, 915-920.
- Zhang, D-Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Tan, S.K., Ng, W.J. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000-2013). *J. Environ. Sci.*, 30, 30-46.

- Zhang, Z., Rengel, Z., Meney, K. (2008). Interactive effects of nitrogen and phosphorus loadings on nutrient removal from simulated wastewater using *Schoenoplectus validus* in wetland microcosms. *Chemosphere*, 72, 1823-1828.
- Zhu, G., Peng, Y., Li, B., Guo, J., Yang, Q., Wang, S. (2008). Biological removal of nitrogen from wastewater. *Environ. Contam. Toxicol.*, 192, 159-195.
- Zidan, A.A., Rashed, A.A., Hatata, A.Y., Abd El-Hady, M.A. (2015). Artificial neural networks to predict wastewater treatment in different media HSSF constructed wetlands. En: *Eighteenth International Water Technology Conference, IWTC18*, Sharm, ElSheikh.
- Zurita, F., (2008). *Tratamiento de aguas residuales domésticas por humedales artificiales de tipo subsuperficial con plantas de ornato de interés comercial* (tesis doctoral). CIATEJ, Guadalajara, Jalisco, México.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Ecol. Eng.*, 35, 861-869.
- Zydowicz, W.T., Neves, C.M., Thomaz, S.M. (2011). Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands with and without the emergent macrophyte *Spartina alterniflora* treating mariculture effluent. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 54(2), 405-413.