



**COORDINACIÓN DE DESARROLLO
PROFESIONAL E INSTITUCIONAL**

SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO

T E S I S

**Cinética de decaimiento de coliformes fecales en un humedal artificial
de flujo subsuperficial vertical**

que para obtener el grado de:

Maestro en Ciencias y Tecnología del Agua

presenta la

I.Q. Irleth Sarai Segura Estrada

Director de Tesis:

M.C.I. Rafael Hurtado Solórzano

Codirectora de Tesis:

M.I. Sandra Vázquez Villanueva

Posgrado IMTA

Tesis digitales

Restricciones de Uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

El uso de imágenes, fragmentos de video y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente de donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto será sancionado por las autoridades correspondientes.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por estar conmigo a cada paso que doy, por darme la sabiduría para cumplir mis sueños y permitirme alcanzar una meta más en mi vida.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, por permitirme cursar mis estudios de maestría.

A mis padres Floriberto Segura y Loreto Estrada, por su gran amor, paciencia y sacrificio.

A mis hermanos Elizabeth y Roberto Segura, por ser mi ejemplo de superación.

A mis tutores M. I. Sandra Vázquez Villanueva y M.C.I. Rafael Hurtado Solórzano, por su apoyo y paciencia que me brindaron para realizar este trabajo.

A mi comité tutorial Dra. Maricarmen Espinosa Bouchet, M.C. Juana E. Cortés Muñoz y a la Dra. Gabriela E. Moeller Chavéz por sus aportaciones para la realización de este trabajo.

A todos mis compañeros y amigos de la Subcoordinación de Tecnología Apropiada (Isabel Hernández, José Caspeta, Erick Cervantes, Aurora Olivares, Guadalupe Saldaña y Jonathan Morales).

A Hugo y Ernesto por todo el apoyo que me brindaron durante la realización de este trabajo.

CONTENIDO

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 JUSTIFICACIÓN	5
1.2 OBJETIVO GENERAL	5
1.3 OBJETIVOS PARTICULARES	5
1.4 ALCANCES	6
2. MARCO TEÓRICO	7
2.1 HUMEDALES ARTIFICIALES	8
2.1.1 Situación en México	9
2.1.2 Clasificación	13
2.2 HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL	15
2.2.1 Tipos de HAFSV	18
2.2.2 Componentes	21
2.2.3 Mecanismos de remoción de contaminantes en un HAFSV	26
2.3 MODELACIÓN CINÉTICA DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES	29
2.3.1 Reactor de flujo en pistón	31
2.3.2 Reactor de flujo en pistón con dispersión	31
2.3.3 Reactores de mezcla completa en serie (TIS)	32
2.3.4 Casos de estudio de modelación cinética de organismos indicadores	33
3. METODOLOGÍA	37
3.1 DISEÑO DEL SISTEMA	38
3.1.1 Agua residual doméstica	38
3.1.2 Dimensionamiento	39
3.1.3 Puesta en marcha y estabilización del sistema	42
3.2 EFICIENCIA DEL SISTEMA	44
3.2.1 Evaluación de parámetros fisicoquímicos y biológicos	44
3.2.2 Evaluación de la contribución del oxígeno a través de las tuberías de aireación, en la reducción de CF.	45
3.2.3. Método analítico	45
3.2.3. Análisis estadístico	46
3.3 MODELACIÓN CINÉTICA DE CF	47
3.3.1 Constantes cinéticas	47
3.3.2 Evaluación de modelos cinéticos	49
3.3.3 Análisis de datos	50
3.3.4 Validación del modelo	50
4. RESULTADOS	51
4.1 DISEÑO DEL SISTEMA EXPERIMENTAL	51
4.2.1 Eficiencia por etapas	55
4.2.1 Influencia entre la remoción de CF, DBO ₅ y los parámetros fisicoquímicos	59
4.3.4 Variabilidad de la remoción de CF con tuberías de aireación	63
4.3 MODELACION CINÉTICA	66

4.3.1 Constantes cinéticas	66
4.3.2 Modelación del decaimiento de CF.....	68
5. CONCLUSIONES	75
6. RECOMENDACIONES	77
7. BIBLIOGRAFÍA.....	78
ANEXO I. PLANOS DEL HUMEDAL.....	88
ANEXO II. MEMORIA FOTOGRÁFICA DE LA INSTALACIÓN DEL HUMEDAL.....	91
ANEXO III. PRUEBA DE POROSIDAD.....	93
ANEXO IV. VALORES UTILIZADOS EN LOS MODELOS PARA SU VALIDACIÓN	96

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación (Fuente: CONAGUA, 2015).	10
Figura 2. Humedal en Erongarícuaro, Michoacán.	11
Figura 3. Resultados promedio del monitoreo de la calidad del agua de los HA de la cuenca del Lago de Pátzcuaro (Fuente: IMTA, 2015).	12
Figura 4. Costos de sistema de tratamiento. (Fuente: Rivas, 2013).	13
Figura 5. Clasificación de los humedales artificiales (Fuente: adaptado a Stefanakis et al., 2014).	14
Figura 6. Tipo de humedales artificiales; A, con flujo superficial y B, con flujo subsuperficial horizontal (Fuente: adaptado a García et al., 2008).	14
Figura 7. Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (Fuente: adaptado a García et al., 2008).	15
Figura 8. HAFSV de flujo intermitente (Fuente: adaptado a Stefanakis et al., 2014).	18
Figura 9. HAFSV con recirculación (Fuente: adaptado a Stefanakis <i>et al.</i> , 2014).	19
Figura 10. HAFSV de flujo ascendente saturado (Fuente: adaptado a Stefanakis et al., 2014)...	20
Figura 11. HAFSV de llenado y vaciado (Fuente: Stefanakis <i>et al.</i> , 2014).	20
Figura 12. HAFSV integrado (Fuente: Stefanakis et al., 2014).	21
Figura 13. Microorganismos presentes en la biopelícula. De izquierda a derecha: Bacteria (<i>Clostridium</i> sp), Hongo saprófito (Phylum <i>Zigomycota</i>) y Protozoario (<i>Cyclidium</i> sp).	22
Figura 14. Esquema típico de planta emergente.	24
Figura 15. Vegetación típica de los humedales. De izquierda a derecha: <i>Thypha</i> spp, <i>Scirpus</i> spp y <i>Phragmites</i> spp.	25

Figura 16. Densidad fecal evaluada con un modelo de flujo pistón con dispersión (Mayo, 2003).	36
Figura 17. Etapas de la metodología.....	37
Figura 18. Diagrama para la etapa 1.	38
Figura 19. Diagrama para la etapa 1de un HAFSV de flujo ascendente (García <i>et al.</i> , 2008). ...	41
Figura 20. Pruebas piloto del sistema de distribución de agua.	42
Figura 21. Alimentación del agua al HAFSV durante el periodo de estabilización.	43
Figura 22. Puntos de muestreo en el HAFSV instalado en el IMTA.....	43
Figura 23. Diagrama para la etapa 2.	44
Figura 24. Muestreo en la celda 2 del HASFV instalado en el IMTA.....	45
Figura 25. Análisis de CF mediante la técnica de colilert.....	46
Figura 26. Diagrama para la etapa 3.	47
Figura 27. Modelo físico experimental de HAFSV instalado en el IMTA.....	51
Figura 28. Distribución del material pétreo en cada celda (adaptación a García <i>et al.</i> , 2008)....	51
Figura 29. Sistema de distribución de agua residual y tuberías de aireación.....	52
Figura 30. Dimensiones del humedal.....	52
Figura 31. Reducción de CF en el HAFSV.....	55
Figura 32. Valores de reducción de CF en cada etapa.	56
Figura 33. Residuos del análisis estadístico de la variación de remoción de CF en las diferentes etapas del sistema.....	56
Figura 34. Remoción de DBO ₅	57
Figura 35. Gráficas del coeficiente de correlación de Spearman en el efluente del sistema entre CF y temperatura; y DBO ₅ y CF.	59
Figura 36. Regresión lineal entre la concentración de entrada al humedal y la remoción de CF (izquierda) y DBO ₅ (derecha).	61
Figura 37. Concentración inicial de CF y su concentración en la salida.	62
Figura 38. Regresión lineal entre la concentración de CF en la etapa 1(izquierda) y 2 (derecha).	62
Figura 39. Concentración inicial de CF y su concentración en la salida. Etapa 1.	63
Figura 40. Regresión lineal entre la concentración de DBO ₅ en la etapa 1(izquierda) y 2 (derecha).	63
Figura 41. Remoción con y sin tuberías de aireación.	64
Figura 42. Linealidad de la concentración de OD y la reducción de CF. Etapa 1.	65
Figura 43. Linealidad de la concentración de OD y la reducción de CF. Etapa 2.	65

Figura 44. Comportamiento entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón.
 69

Figura 45. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón con
 dispersión. 70

Figura 46. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón. Etapa
 1. 71

Figura 47. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón con
 dispersión. Etapa 1. 71

Figura 48. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón. Etapa
 2. 72

Figura 49. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón con
 dispersión. Etapa 2. 73

Figura 50. Densidad de la vegetación en el humedal. 74

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Humedales artificiales instalados en la cuenca del Lago de Pátzcuaro (Fuente: IMTA,
 2015). 11

Tabla 2. Comparación de humedales de flujo horizontal y vertical. 17

Tabla 3. Comparación de remoción de contaminantes en HAFSV Y HAFSH (Fuente: adaptado a
 Tecnologías Naturales de Depuración y Tratamiento de Aguas). 17

Tabla 4. Características del medio de soporte (Fuente: Cooper, 2005). 23

Tabla 5. Características de las especies vegetales más utilizadas en los HA (Fuente: Delgadillo et
 al., 2010). 25

Tabla 6. Mecanismos de remoción de contaminantes en HA (Fuente: adaptado a Hoffmann *et*
al., 2011 y Stefanakis *et al.*, 2014). 26

Tabla 7. Características del influente a la PTAR del IMTA (Elaboración propia). 38

Tabla 8. Coeficientes de validación de los modelos cinéticos. 50

Tabla 9. Características del sistema de distribución y recolección. 52

Tabla 10. Número medio de CF y DBO₅ detectados. 54

Tabla 11. Remoción de contaminantes en HAFSV Y HAFSH. 54

Tabla 12. Concentraciones de CF (NMP/100 mL) en el HAFSV comparadas con la
 normatividad en México. 58

Tabla 13. Concentraciones de DBO₅ (mg/L) en el HAFSV comparadas con la normatividad en
 México. 58

Tabla 14. Coeficiente de correlación (R-Spearman, $p < 0.05$) entre los CF, DBO_5 con los parámetros fisicoquímicos.	60
Tabla 15. Valores de literatura y experimentales utilizados.	67
Tabla 16. Constante cinética de decaimiento de CF.	68
Tabla 17. Validación de los modelos cinéticos de decaimiento de CF.	70
Tabla 18. Validación de los modelos cinéticos de decaimiento de CF. Etapa 1.	72
Tabla 19. Validación de los modelos cinéticos de decaimiento de CF. Etapa 2.	73

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. Balance de masa aplicada a un volumen de control.	30
Ecuación 2. Ecuación de reactores de flujo pistón y cinética de primer orden.	31
Ecuación 3. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.	32
Ecuación 4. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.	32
Ecuación 5. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.	35
Ecuación 6. Población equivalente.	39
Ecuación 7. Ley de Darcy.	40
Ecuación 8. Cálculo del ancho del humedal.	40
Ecuación 9. Cálculo del largo del humedal.	40
Ecuación 10. Tiempo de retención hidráulico.	41
Ecuación 11. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.	44
Ecuación 12. Constante cinética de decaimiento de CF.	47
Ecuación 13. Cálculo de la constante por factores ambientales.	48
Ecuación 14. Constante cinética por factores físicos.	48
Ecuación 15. Cálculo de la eficiencia en función de la vegetación.	49
Ecuación 16. Cálculo del parámetro que explica el efecto por el material granular.	49

RESUMEN

Los patógenos son parte de los componentes de las aguas residuales domésticas y su presencia afecta la salud del ser humano (OMS, 2005), por lo que su control y remoción son de los objetivos fundamentales del tratamiento de las aguas residuales (Arias *et al.*, 2003). En México, sólo se trata el 52.27% de las aguas residuales recolectadas en los sistemas de alcantarillado municipales (CONAGUA, 2015), esto como consecuencia de los altos costos de mantenimiento y operación de los sistemas de tratamiento y de falta de infraestructura y personal capacitado.

Por lo anterior, se han desarrollado tecnologías como los humedales artificiales (HA), basadas en conceptos naturales, que resultan una opción sostenible para el tratamiento de agua residual, debido a su alta eficiencia, fácil construcción y bajos costos de operación y mantenimiento en comparación con los sistemas convencionales (Wang *et al.*, 2013; Ávila, 2014); siendo su principal desventaja las grandes extensiones de terreno requeridas para su instalación.

Sin embargo, en los últimos años surgió el interés y desarrollo de los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSV) que requieren menor área de tratamiento que los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSH) para tratar el mismo caudal de agua residual (Hoffmann, 2011; García *et al.*, 2008); además que son más eficientes en cuanto a la remoción de contaminantes.

Bajo este contexto, se diseñó e instaló un HAFSV de dos etapas, en el cual se determinó el modelo cinético de decaimiento de coliformes fecales (CF), que permitirá valorar y cuantificar los rendimientos de remoción que podemos esperar en el futuro y optimizar su diseño. También se determinó la eficiencia de remoción en la CF y de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). Además, se evaluó la contribución del oxígeno a través de las tuberías de aireación en la reducción de CF.

Para lograr los objetivos planteados, se diseñó un HAFSV mediante reglas prácticas basadas en superficies unitarias, 5m² (2.5 m² cada celda) con un TRH de 7 días (3.5 días por celda), el cual fue instalado en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). En este humedal fue plantada vegetación tipo *Scirpus ssp* (tule).

Como resultado con respecto a la modelación de CF en el humedal, se obtuvo que el modelo cinético basado en una ecuación de primer orden y un reactor de flujo pistón con dispersión, predice satisfactoriamente el comportamiento de éstos dentro del humedal, alcanzando un coeficiente de correlación de $R^2=0.98$ y una raíz media de la suma de cuadrados de los errores de $RRMSE=0.03$. También se obtuvo la constante cinética de decaimiento de CF ($K=1.163 \text{ d}^{-1}$).

En cuanto a la contribución del oxígeno a través de las tuberías de aireación, se obtuvo como resultado que existen diferencias significativas entre la reducción de CF con y sin tuberías de aireación. Con respecto a la eficiencia en la remoción CF y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), éstas mostraron eficiencias del 99.99% (4.8 unidades logarítmicas) para CF y 94.46% para DBO_5 , por lo que el sistema cumple con los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reutilicen en servicios al público (NOM-003-SEMARNAT-1996).

Finalmente, el sistema se mantuvo constante en remoción de CF y DBO_5 , aun cuando se presentó variación en la concentración del influente de estos contaminantes.

1. INTRODUCCIÓN

A nivel global la presión que se ejerce sobre los recursos hídricos es cada vez mayor, como consecuencia del crecimiento acelerado de la población, del sector agrícola e industrial, los cuales demandan grandes cantidades de agua para el desarrollo de sus actividades. El agua utilizada para estos usos, retorna en la mayoría de los casos a las fuentes hídricas como agua sin tratar, generando contaminación y disminuyendo la calidad de vida de las comunidades (Galvis *et al.*, 2005). Por lo anterior, es que el tratamiento del agua residual es una cuestión prioritaria a nivel mundial, para regenerar la calidad de agua, favoreciendo no solamente al ambiente, sino la salud y la calidad de vida de la población (Quiñones *et al.*, 2014).

En Latinoamérica al igual que en México, el recurso hídrico se ha convertido en un receptor de toda clase de vertimientos residuales, de manera tal que su calidad se encuentra cada vez en detrimento, colocando en riesgo la salud de la población, disminuyendo la productividad e incrementando los costos de tratamiento por contaminación de las fuentes hídricas. En México, sólo se trata el 52.27% de las aguas residuales recolectadas en los sistemas de alcantarillado municipales (CONAGUA, 2015), esto como consecuencia de los altos costos de mantenimiento y operación de los sistemas de tratamiento y de falta de infraestructura y personal capacitado.

En la actualidad se han desarrollado tecnologías basadas en conceptos naturales como una opción sostenible para medianas y pequeñas poblaciones, debido a su alta eficiencia, fácil construcción y bajos costos de operación y mantenimiento en comparación con los sistemas convencionales (Mashauri, 2000). Asimismo, puede aprovecharse el efluente de estos sistemas, ya que no sólo se presenta como una fuente alternativa de agua, sino también en un recurso potencial para la aplicación de nutrientes; esto último con el fin de obtener beneficios ambientales y económicos, transformándose en una alternativa importante no sólo a nivel mundial, sino local (Bernal *et al.*, 2003). Entre estas tecnologías se encuentran los humedales artificiales (HA), que durante los últimos veinte años y actualmente, son una alternativa de tratamiento de aguas residuales reconocida y recomendada.

Los HA son sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para combinar procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar entre la vegetación, suelo y microorganismos presentes en el sistema, algunos de ellos son; sedimentación, filtración, adsorción, degradación

biológica, fotosíntesis, fotooxidación y asimilación por parte de la planta (Hernández *et al.*, 2012; Khatiwada *et al.*, 1999; Kadlec *et al.*, 2008). Sin embargo la interacción de los procesos en los HA es impredecible, por lo que por mucho tiempo, han sido considerados como “cajas negras” (Langergraber, 2009).

Estos sistemas son una de las alternativas más eficaces para la remoción de materia orgánica (90-95%), nutrientes (nitrógeno) (10-20%) y patógenos representados como coliformes totales (CT) y fecales (CF) (1-3 log / 100 mL), estos últimos de gran importancia ya que afectan a la salud del hombre poniendo en riesgo su vida (OMS, 2005; Cornejo *et al.*, 2008), adicionalmente los HA tienen ventajas económicas y operativas durante su funcionamiento (Khatiwada *et al.*, 1999; García *et al.*, 2008; Kadlec *et al.*, 2008).

La clasificación de los humedales artificiales se basa en la clase de vegetación presente y en la dirección del flujo dentro del sistema. Con base en la dirección del flujo se encuentran los humedales superficiales y subsuperficiales, y a su vez estos últimos se clasifican en verticales y horizontales (Kadlec *et al.*, 2008; Stefanakis *et al.*, 2014; García *et al.*, 2008).

Los humedales verticales presentan grandes ventajas, una de ellas es que pueden operar con cargas superiores a la de los horizontales, ocupando menores espacios para tratar el mismo caudal (Hoffmann *et al.*, 2011; García *et al.*, 2008); su diseño se sustenta principalmente en reglas prácticas basadas en superficies unitarias o modelos cinéticos de primer orden.

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSV), se caracterizan por permanecer en condiciones insaturadas y cortos tiempos de retención hidráulicos, en donde el agua residual se filtra a través de un lecho y entra en contacto con las comunidades microbianas localizadas en las raíces de la vegetación y el lecho. En este tipo de humedales se trata de aprovechar al máximo la profundidad del lecho, teniendo en cuenta que no se necesita de un área considerable, como en el caso de los humedales horizontales (Kadlec *et al.*, 2008). En los HAFSV se busca favorecer, mediante el suministro de oxígeno a través de tuberías de aireación o diversas formas de operación, una mayor remoción de materia orgánica, nutrientes y patógenos.

En este trabajo de investigación, se determinó el modelo cinético de decaimiento de CF, la constante de decaimiento y la eficiencia de remoción de demanda bioquímica de oxígeno

(DBO_5) y CF en un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical de dos etapas; además se evaluó la contribución de las tuberías de aireación en la remoción de CF. Esta investigación, se fundamenta en que los humedales artificiales de flujo vertical son una opción ecotecnológica eficaz y sostenible para el tratamiento de agua residual y que es necesario conocer el comportamiento que seguirán los patógenos y el modelo que mejor se ajusta a su decaimiento, para valorar y cuantificar los rendimientos de remoción que podemos esperar en el futuro en este tipo de sistemas.

1.1 JUSTIFICACIÓN

A pesar del extenso trabajo que se ha realizado en la modelación del decaimiento de patógenos en humedales, la literatura con respecto a modelos verticales, es limitada en comparación con los modelos horizontales, los cuales presentan un comportamiento diferente. Por lo que es necesario conocer el comportamiento que seguirán los patógenos en un humedal vertical y al modelo que mejor se ajusta su decaimiento, valorar y cuantificar los rendimientos de remoción que podemos esperar en el futuro y optimizar su diseño.

1.2 OBJETIVO GENERAL

Determinar el modelo cinético de decaimiento microbiano para CF en un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (HAFSV).

1.3 OBJETIVOS PARTICULARES

- A. Diseñar y poner en marcha un HAFSV.
- B. Obtener la constante de decaimiento de los coliformes fecales.
- C. Evaluar la eficiencia del sistema (CF y DBO_5).
- D. Evaluar la contribución del oxígeno a través de las tuberías de aireación en la remoción de coliformes fecales.

1.4 ALCANCES

Se determinará si los modelos cinéticos propuestos en la literatura para la modelación de patógenos en humedales artificiales son aplicables para las características de un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical instalado en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Adicionalmente se evaluará si la contribución del oxígeno a través de las tuberías es significativa para la remoción de CF.

2. MARCO TEÓRICO

Los humedales son ecosistemas complejos que actúan como interfase entre los hábitats terrestres y los acuáticos (Lefeuvre *et al.*, 2003). Son ambientes ricos en biodiversidad y altos en productividad de exportación de nutrientes del medio marino (Valiela *et al.*, 1978). Asimismo, fungen como zonas de almacenamiento de agua, protección contra tormentas, mitigación de crecidas, estabilización de costas y control de la erosión: recarga y descarga de acuíferos; depuración de aguas: retención de sedimentos y contaminantes; estabilización de las condiciones climáticas locales: particularmente lluvia y temperatura; además de que por su diversidad biológica y belleza, forman parte del patrimonio cultural y arqueológico de los pueblos (RAMSAR, 2013; Barbier *et al.*, 1997).

Los humedales son de especial importancia ecológica y se encuentran entre los sistemas naturales más productivos de la Tierra (Barbier *et al.*, 1997; Kadlec *et al.*, 2008), debido a la diversidad y densidad de especies que los forman (Stefanakis *et al.*, 2014). Estos sistemas cumplen una serie de funciones hidrológicas, biológicas y bioquímicas (Gopal, 1999), a partir de las cuales surgen diversos valores para la humanidad (Stefanakis *et al.*, 2014). Una de las funciones principales en los humedales es la transformación de nutrientes, la cual da origen a mejorar la calidad de agua (Kadlec *et al.*, 2008). Es a partir del estudio de estos sistemas, que surgen los llamados humedales artificiales o construidos.

En la actualidad se han propuesto HA diseñados especialmente para el tratamiento de agua residual (Vymazal, 2010; Kadlec *et al.*, 2008; Ghermandi *et al.*, 2007; Gikas *et al.*, 2011), en los cuales se tiene un mayor control de la hidrodinámica y los tiempos de operación (Chavarría, 2001). Estos humedales presentan una alta capacidad de remoción de contaminantes y son propuestos como tratamiento secundario o terciario de las aguas residuales (Stefanakis *et al.*, 2014; Brix, 1999; Jácome *et al.*, 2013).

Los humedales naturales se diferencian de los artificiales en que estos últimos utilizan sustratos específicos que ayudan a mejorar el proceso de tratamiento del agua residual, y a su vez mantienen una baja biodiversidad en comparación con los naturales, ya que solo se encuentran disponibles una o dos especies (Gopal, 1999).

2.1 HUMEDALES ARTIFICIALES

Los HA han sido definidos como sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para utilizar las funciones naturales de los humedales, de la vegetación, los suelos y sus poblaciones microbianas para el tratamiento de agua residual, donde cada una de las funciones ocurran de manera más controlada y eficiente (ITCR, 2003; Karathasis *et al*, 2003; Vymazal, 2010; Brix¹ *et al*, 2005). Su aplicación se ha enfocado principalmente a brindar tratamiento a las aguas contaminadas y su reúso de ciudades en desarrollo, en las que predominan las malas condiciones del suelo, alto nivel freático, prohibición a la descarga de agua residual en zonas de adsorción; así como ciudades que no poseen suficientes recursos para implementar tecnologías costosas (Vacca *et al*, 2005; Karathanasis *et al.*, 2003; Gopal, 1999). En este último sentido el uso de HA resulta ser una alternativa altamente viable debido, entre otros aspectos, a su bajo costo energético y de mantenimiento si se compara con las tecnologías convencionales; junto con un nulo impacto ambiental y baja producción de residuos (Wang *et al*, 2013; Ávila, 2014).

La importancia y la trascendencia de estos sistemas radica en que son más económicos y proporcionan beneficios adicionales a partir de la reutilización, ya que son muy eficientes en la remoción de materia orgánica, sólidos suspendidos, metales, exceso de nutrientes (tales como nitrógeno, fósforo, etc.) y organismos patógenos (Jin *et al.*, 2001; Wang *et al*, 2013; García *et al.*; 2008). Adicionalmente los HA presentan ventajas económicas y operativas durante su funcionamiento.

Como se mencionó anteriormente con los HA se reporta una alta eficiencia en la remoción de contaminantes, alcanzado en DBO₅ 90-95%, nitrógeno 10-20%, fósforo 20-30% y CF entre 1 y 3 unidades logarítmicas / 100 mL (Brix² 2005; García *et al.*, 2008; Kadlec *et al.*, 2008; Prochaska *et al.*, 2006). La remoción puede aumentar con el uso de sustratos adecuados que favorezcan la retención de los contaminantes (Tang *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2010; Zhao *et al.*, 2011).

La remoción de contaminantes se lleva a cabo mediante una serie de mecanismos que tienen lugar entre la vegetación, suelo y microorganismos (Khatiwada *et al.*, 1999); estos mecanismos pueden ser sedimentación, filtración, adsorción, degradación biológica, fotosíntesis, fotooxidación y asimilación por parte de la planta (Tietz *et al.*, 2012; Hoffmann *et*

al., 2011, Kadlec *et al.*, 2008). El proceso más importante es la filtración biológica (Hoffmann *et al.*, 2011).

Las ecuaciones de modelación más frecuentes para la remoción de contaminantes en HA son modelos de primer orden (Kadlec *et al.*, 2008; Vymazal, 2010, Tang *et al.*, 2009), sin embargo no todos pueden ser considerados de la misma forma ya que las condiciones de saturación y operación del sistema difieren, como es el caso de los humedales verticales.

2.1.1 Situación en México

La Comisión Nacional del Agua en México (CONAGUA) subraya en el reporte *Situación del subsector agua potable y saneamiento 2015*, que el tratamiento de agua residual en el país se enfrenta a dos aspectos importantes: la dispersión y la concentración de la población. En primer término existen cerca de 200 mil localidades en el país que tienen menos de 2,500 habitantes, por lo que se requieren inversiones cuantiosas para la construcción, operación y mantenimiento de las instalaciones de tratamiento. Por otra parte, la concentración de la población en grandes zonas metropolitanas, requiere grandes inversiones y generar acuerdos entre municipios, incluso, entre diferentes estados para lograr una solución sostenible y económicamente factible. Otros factores que complican el tratamiento de las aguas residuales son la marginación social y económica de la población y altos niveles de pobreza.

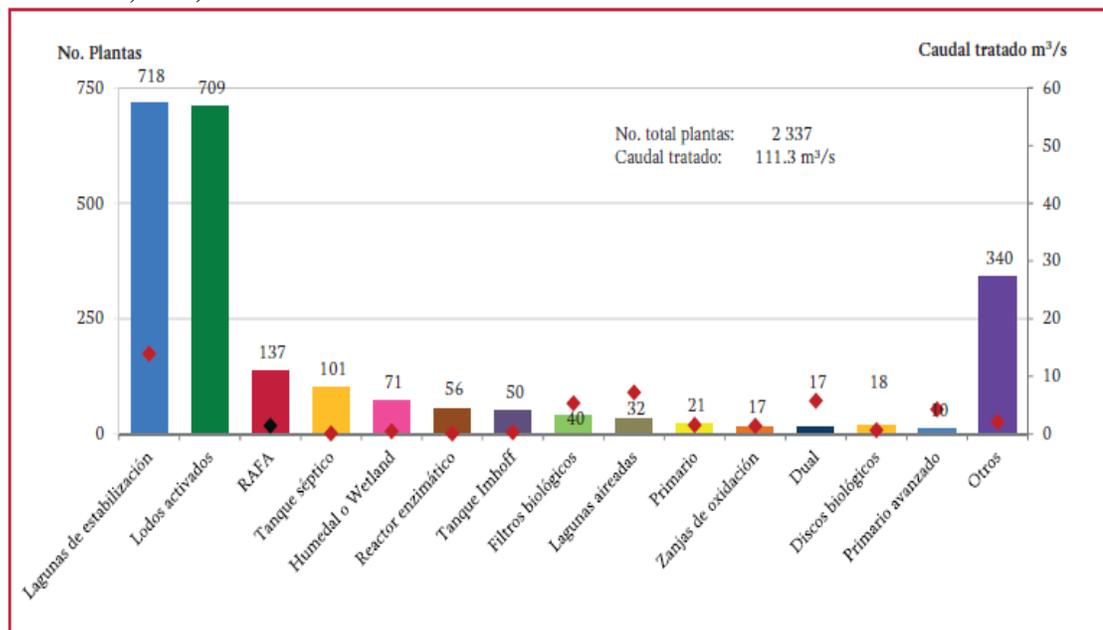
Por su parte, el Gobierno Federal a través de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, ha expedido las siguientes Normas Oficiales Mexicanas, cuyo cumplimiento es de carácter obligatorio para los municipios y organismos prestadores del servicio de tratamiento.

- **NOM-001-SEMARNAT-1996**, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada el 6 de enero de 1997.
- **NOM-002-SEMARNAT-1996**, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de agua residual a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Publicada el 3 de junio de 1998.

- **NOM-003-SEMANARNAT-1997**, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Publicada el 21 de septiembre de 1998.
- **NOM-004-SEMANARNAT-2002**, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final. Publicada el 15 de agosto de 2003.

En el año 2014, en nuestro país se contaba con 2,337 plantas de tratamiento en operación con una capacidad instalada de 111.3 m³/s, de los cuales solamente 0.518 m³/s eran tratados por humedales (Figura 1).

Figura 1. Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación (Fuente: CONAGUA, 2015).



2.1.1.1 Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)

Bajo el marco del “Programa para la recuperación ambiental de la cuenca del Lago de Pátzcuaro”, el IMTA ha instalado cinco humedales artificiales en cuatro localidades de la Cuenca: Cucuchucho, municipio de Tzintzuntzan; Erongarícuaro en el municipio de Erongarícuaro (Figura 2), San Jerónimo Purenchécuaro (Descarga 1 y 2) y Santa Fe de la Laguna en el municipio de Quiroga, con una capacidad total de tratamiento de 9.4 L/s (Tabla 1).

El tren de tratamiento de los sistemas instalados, cuenta con: pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario, este último conformado por una combinación de humedales horizontales y verticales, así como también de lagunas de maduración.

Estos sistemas han demostrado una buena aceptación por parte de la población debido a sus bajos costos de operación y mantenimiento y sobre todo por la eficiencia de remoción de contaminantes.

Tabla 1. Humedales artificiales instalados en la cuenca del Lago de Pátzcuaro (Fuente: IMTA, 2015).

Localidad	Año de instalación	Tren de Tratamiento		Caudal tratado (L/s)	Área de tratamiento (ha)
		Secundario ¹	Terciario		
Cucuchucho	2004	Un humedal de flujo subsuperficial horizontal.	Una laguna de maduración. Un humedal de flujo subsuperficial horizontal para pulimiento.	0.5	0.5
Santa Fe de la Laguna	2005	Dos humedales de flujo subsuperficial horizontal.	Dos lagunas de maduración. Dos humedales de flujo subsuperficial horizontal para pulimiento.	3	1.2
Erongarícuaro	2007	Dos humedales de flujo subsuperficial horizontal.	Dos lagunas de maduración. Dos humedales de flujo subsuperficial horizontal para pulimiento.	3.3	1.5
San Jerónimo Purenchécuaro D1	2011	Un humedal de flujo subsuperficial horizontal.	Un humedal de flujo subsuperficial horizontal.	0.8	0.4
San Jerónimo Purenchécuaro D2	2012	Dos humedales de flujo subsuperficial horizontal.	Un humedal de flujo subsuperficial horizontal.	1.8	1

¹ Cada sistema cuenta con un pretratamiento que consta de rejillas, desarenador y Parshall; y un tratamiento primario que incluye un sedimentador

Figura 2. Humedal en Erongarícuaro, Michoacán.

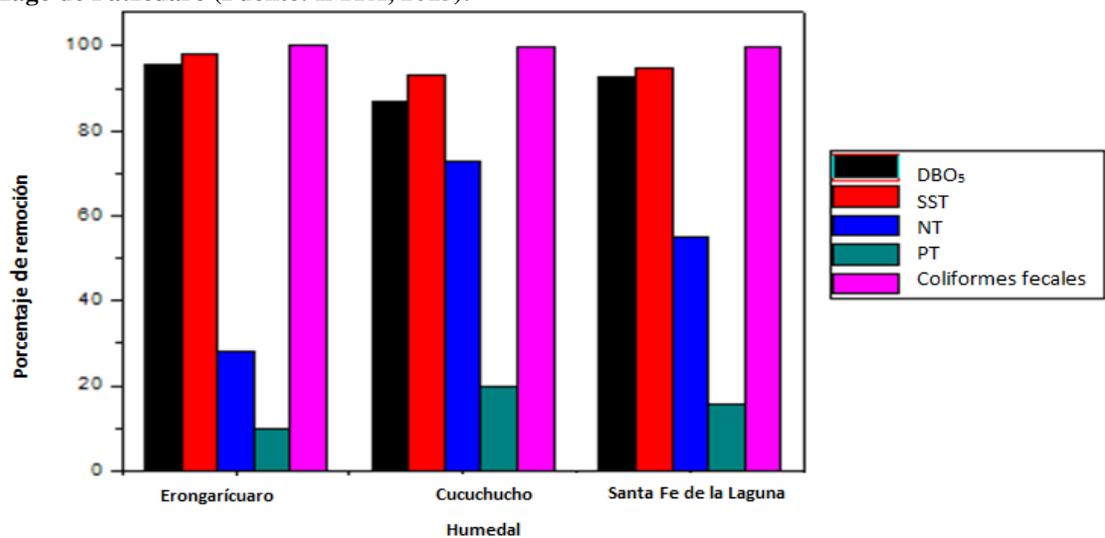


Estudios de la calidad del agua, realizados en 2014 a las descargas de agua de tres de los humedales instalados (Figura 3), muestran que la remoción de CF es del orden del 99% y de

DBO₅ por arriba del 85%, considerando que uno de los humedales (Cucuchucho) fue instalado hace más de 10 años, se observa que los sistemas continúan siendo eficientes.

En la tabla 1 se observa que los humedales instalados para el tratamiento de agua residual en la cuenca del Lago de Pátzcuaro, son de flujo subsuperficial horizontal; más sin embargo cada sistema cuenta con un humedal de “lodos”, que funcionan de forma vertical intermitente en el que únicamente se tratan los lodos generados por el sedimentador.

Figura 3. Resultados promedio del monitoreo de la calidad del agua de los HA de la cuenca del Lago de Pátzcuaro (Fuente: IMTA, 2015).



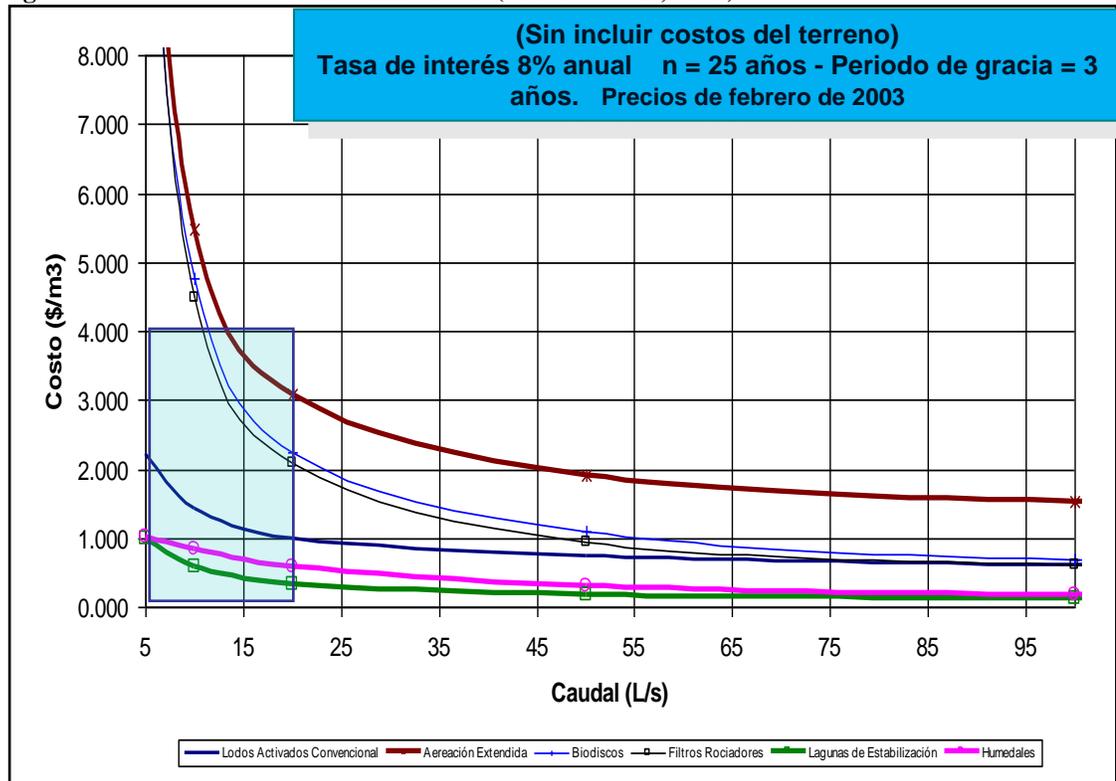
Comparación de los costos de tratamiento de agua con humedales y con sistemas mecanizados

En el año 2003 el IMTA llevó a cabo un análisis de costos de sistemas de tratamiento convencionales y no convenciones (Figura 4), donde se concluyó lo siguiente (Rivas, 2013):

Para pequeños caudales el costo de tratamiento mediante un sistema mecanizado avanzado (remoción de N y P) varía de 4 a 5 pesos/m³, con los humedales es de 60 a 80 centavos/m³.

Los costos de construcción del humedal pueden ser iguales o superiores a los sistemas mecanizados, pero los costos finales de tratamiento se reducen al incluir la operación y mantenimiento.

Figura 4. Costos de sistema de tratamiento. (Fuente: Rivas, 2013).



2.1.2 Clasificación

Los humedales artificiales se pueden clasificar dependiendo del tipo de vegetación o la dirección del flujo a través del sistema (Figura 5) (Kadlec *et al.*, 2008; Stefanakis *et al.*, 2014; García *et al.*, 2008).

En base a la dirección del flujo:

- Humedales de flujo superficial.
- Humedales de flujo subsuperficial.

En humedales de flujo superficial el agua fluye lentamente por encima de un medio filtrante, creando así una superficie libre y una profundidad de columna de agua de algunos centímetros, al contrario de los humedales subsuperficiales en donde el agua fluye por el interior del medio filtrante (Figura 6).

Figura 5. Clasificación de los humedales artificiales (Fuente: adaptado a Stefanakis et al., 2014).

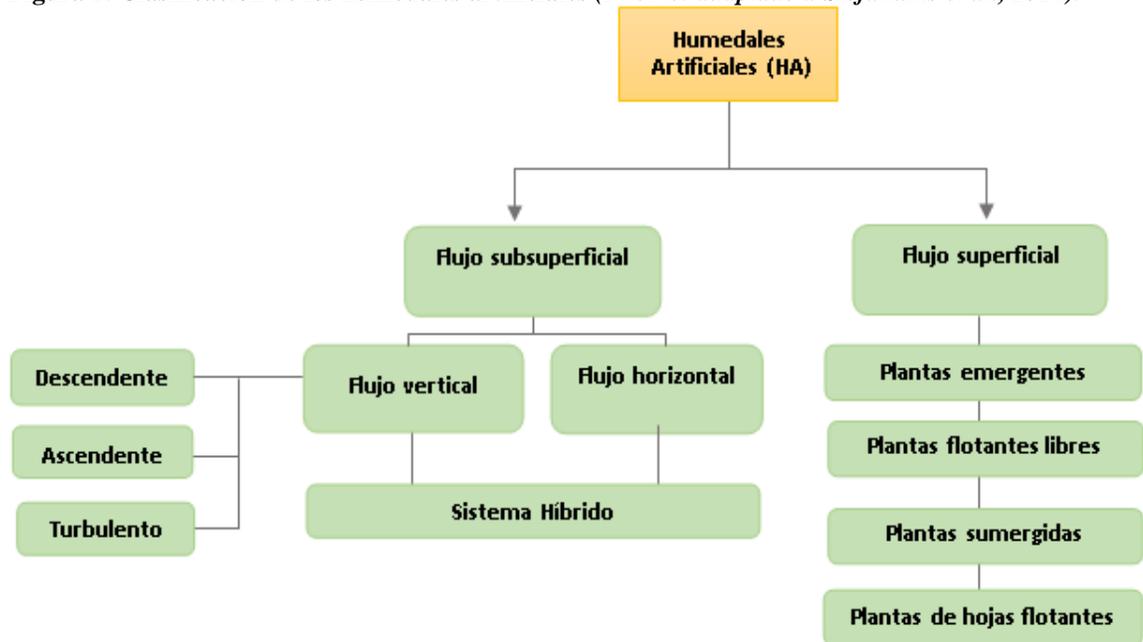
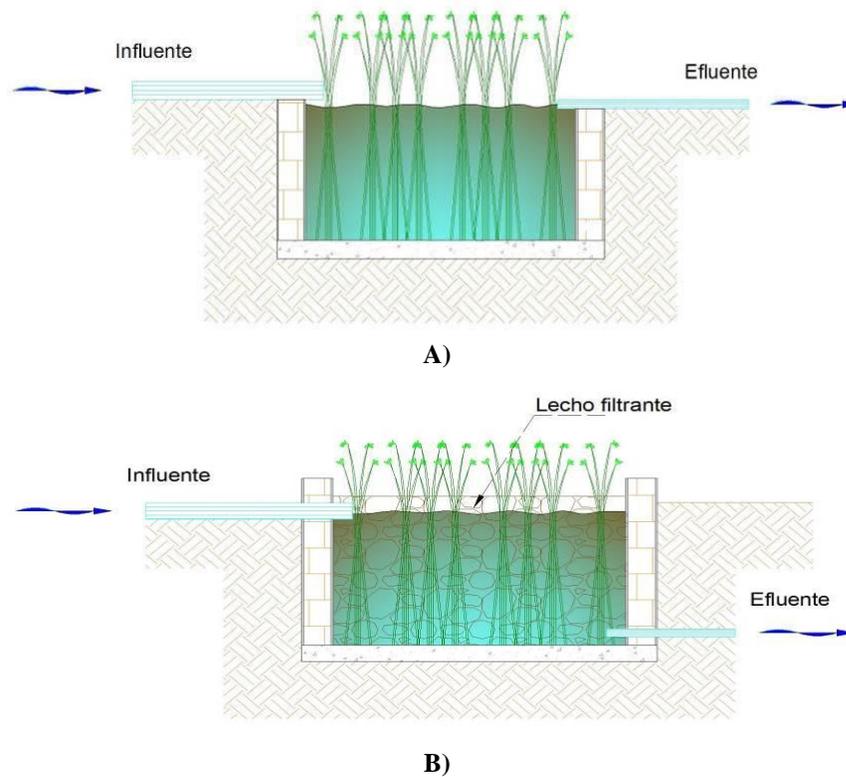
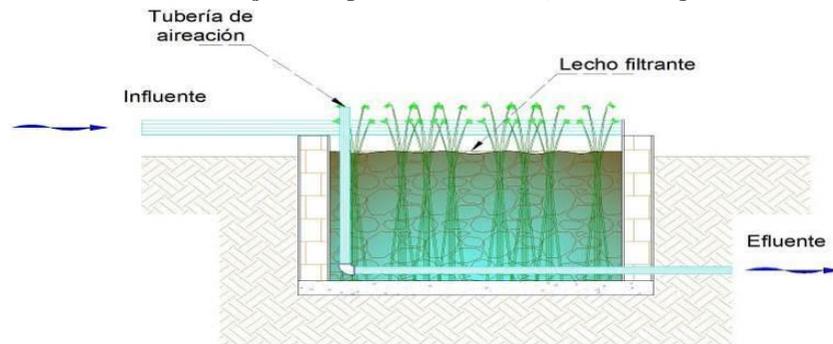


Figura 6. Tipo de humedales artificiales; A, con flujo superficial y B, con flujo subsuperficial horizontal (Fuente: adaptado a García et al., 2008).



Los humedales subsuperficiales a su vez pueden ser de flujo horizontal (HAFSH) o vertical (HAFSV) (Figura 7); esté último, objeto de estudio de esta investigación.

Figura 7. Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (Fuente: adaptado a García et al., 2008).



2.2 HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL

Los humedales de flujo vertical han sido utilizados para el tratamiento de aguas residuales (Kadlec *et al.*, 2008; Stefanakis *et al.*, 2014; García *et al.*, 2008; Brix *et al.*, 2005; Molle *et al.*, 2005; Gross *et al.*, 2007; Langergraber, 2008; Maier *et al.*, 2009), principalmente para la remoción de materia orgánica, fósforo, amonio (NH_4), otros compuestos nitrogenados (Lantzke *et al.*, 1999; Giraldi *et al.*, 2010; Maier *et al.*, 2009) y CF (Decamp *et al.*, 2000; Zhao *et al.*, 2011).

Diferentes autores (Stefanakis *et al.*, 2014; Platzer *et al.*, 1997; Brix *et al.*, 2005; Prochaska *et al.*, 2007; Maier *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2011; Olátora, 2011), han reportado que los humedales verticales no sólo son eficientes en la remoción de DBO_5 , sino que también son eficientes en la nitrificación de amonio durante todo el año. Sin embargo, cuando se presentan climas fríos deben aplicarse cargas altas para que el proceso sea efectivo. Cabe resaltar que este tipo de humedales son eficientes cuando poseen lechos no saturados o saturados (Arias *et al.*, 2005; Cooper, 2005; Prochaska *et al.*, 2007; Abou-Elela *et al.*, 2012).

En cuanto al estudio de los humedales, los de flujo vertical son los de más reciente estudio como sistemas de tratamiento de agua y su interés apareció como un desarrollo lógico de mejorar la eficiencia de los sistemas de flujo horizontal, sobre todo para potenciar la nitrificación (García *et al.*, 2008; Hoffmann *et al.*, 2011). La presencia de oxígeno en todo el medio granular del humedal vertical, propicia las condiciones aerobias que permiten degradar la materia orgánica varias veces más rápido que en condiciones anaerobias (Metcalf, 2004).

Un óptimo tratamiento en estos sistemas depende de un correcto suministro del agua residual. Asimismo, la aireación del lecho se relaciona con el desempeño del sistema, la cual se suministra por medio de la presencia de tubos de aireación y operación intermitente, ayudando al re-establecimiento de condiciones aeróbicas en el sistema (García *et al.*, 2008). Los tubos de aireación deben estar conectados con el fondo del humedal, pero quedar libres de agua, con el objetivo de permitir la recarga de aire en los lechos (Stefanakis *et al.*, 2012). Los parámetros involucrados para el diseño de estos sistemas son: la carga hidráulica, especie de las plantas, el material filtrante, la procedencia y calidad del agua residual y los límites de calidad deseados (Kadlec *et al.*, 2008, Hoffmann *et al.*, 2011).

En los humedales verticales el agua fluye a través del medio filtrante, en el cual recibe un tratamiento físico (filtración), químico (oxidación) y biológico (fijación de biomasa), y el efluente tratado se recoge en una red de drenaje ubicada a lo largo del fondo del humedal (García *et al.*, 2008; Azcoitia, 2012); la frecuencia de aplicación del agua residual debe calcularse correctamente para que no quede agua en la superficie procedente del pulso anterior (Mena *et al.*, 2008; Hoffmann *et al.*, 2011; De Azcoitia, 2012) y garantizar la transferencia de oxígeno al interior del medio filtrante a través del flujo que se produce, debido a que la lámina de agua del pulso empuja el aire que ha ingresado previamente al humedal y, al mismo tiempo, deja un espacio vacío detrás que se llenará posteriormente con aire atmosférico; adicionalmente esto garantizará la reducción de materia orgánica, patógenos (Kadlec *et al.*, 2008) y la prevención a la colmatación en el lecho (Stefanakis *et al.*, 2012).

Los humedales de flujo vertical, tienen la ventaja de suministrar agua residual de manera intermitente mediante intervalos de carga de corta duración (4-12 pulsos diarios) (Hoffmann *et al.*, 2011; García *et al.*, 2008), lo cual facilita la dinámica de intercambio gaseoso con la atmósfera, suministrando oxígeno al agua contaminada (transporte por difusión) o cambiando periódicamente el agua (transporte por advección). El transporte del oxígeno en el agua, es clave para la eficiencia en la remoción realizada gracias a la degradación microbiana aerobia (Maier *et al.*, 2009; Kayser *et al.*, 2005; Platzer *et al.*, 1997).

Este tipo de humedales han despertado un gran interés, ya que pueden operar con cargas superiores a las de los horizontales (20-40 g DBO/m² día) ocupando menores espacios para tratar el mismo caudal (Hoffmann *et al.*, 2011; García *et al.*, 2008) (Tabla 2); además de que

son menos propensos a la desestabilización por modificación en la carga orgánica de entrada (Fenoglio, 2000).

Tabla 2. Comparación de humedales de flujo horizontal y vertical.

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

Dimensionamiento y configuración

García (2008) propone en su *Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*, que el dimensionamiento de los sistemas verticales se debe realizar mediante la aplicación de reglas prácticas basadas en superficies unitarias (superficie requerida por habitante equivalente), considerando como norma general 2.5 m² hab-eq (siendo recomendable considerar en el caso de pequeños municipios 1 hab-eq=40 g/DBO₅); y si el sistema está formado por dos etapas correspondería a 1.25 m²/hab-eq. etapa.

De este modo, aunque los HAFSV tienen características de diseño que dificultan su construcción y operación, presentan mayor eficiencia que los HAFSH en cuanto a la remoción de material orgánica medida como DBO₅, CF y nitrificación.

Tabla 3. Comparación de remoción de contaminantes en HAFSV Y HAFSH (Fuente: adaptado a Tecnologías Naturales de Depuración y Tratamiento de Aguas).

Parámetro	Remoción %	
	Vertical	Horizontal
SST	90-95	90-95
DBO ₅	90-95	85-95
DQO	80-90	80-90
N-NH ₄ ⁺	60-70	20-25
NTK	60-70	20-30
PT	20-30	20-30
C.F. (UFC/100 mL)	2-3 unidades logarítmicas	1-2 unidades Logarítmicas

Sin embargo, el desempeño en el tratamiento (expresado como porcentaje de reducción de carga) para cualquier parámetro, dependerá principalmente de varios factores como el tamaño del medio granular, profundidad del lecho y el efecto del clima; además de la carga hidráulica y el tiempo de residencia, la concentración del influente, la proporción de contaminantes, el grado y tipo de pre-tratamientos aplicados, etc.

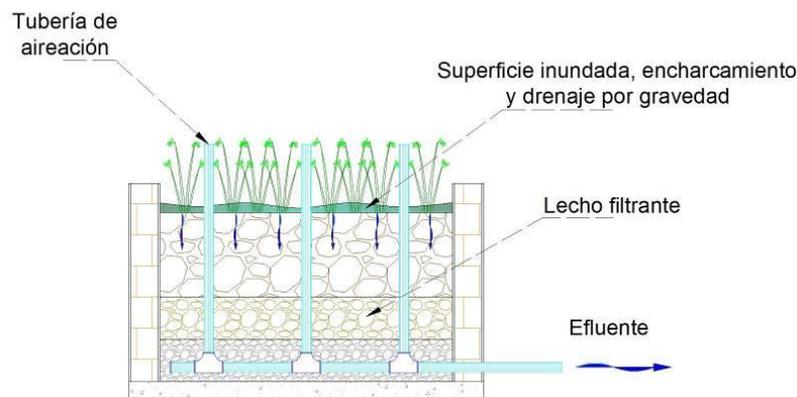
2.2.1 Tipos de HAFSV

Los HAFSV pueden ser operados de diferentes maneras; presentando variantes en base al nivel del agua sobre el eje vertical o con respecto a la duración de la saturación del sistema (Kadlec *et al.*, 2008; Stefanakis *et al.*, 2014; García *et al.*, 2008), a continuación se presentan las diferentes variantes:

- 1. Flujo intermitente.** Generalmente, ese tipo de sistemas opera mediante varios pulsos al día (4-12) (Hoffman *et. Al.*, 2011) con el fin de permitir el drenaje completo del agua por el lecho. Es necesario aplicar periodos de descanso con el fin de restaurar completamente las condiciones aerobias dentro de la cama del lecho y para que la materia orgánica se oxide con el objetivo de evitar el fenómeno de obstrucción. Este tipo de operación implica que la parte superior de la cama del lecho filtrante se encuentre inundada solamente ciertos periodos de tiempo (Figura 8).

En el caso que estos sistemas no utilicen plantas, simplemente funcionarían como un filtro de arena (Liénard *et al.*, 2001).

Figura 8. HAFSV de flujo intermitente (Fuente: adaptado a Stefanakis *et al.*, 2014).

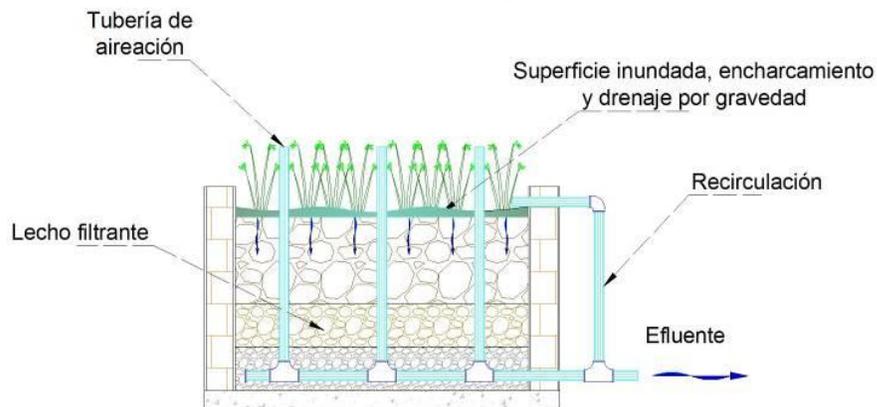


- 2. Flujo descendente insaturado (recirculación).** Este sistema tiende a contrarrestar el tiempo relativamente corto de contacto, entre el agua residual y el lecho filtrante mediante la recirculación de un volumen parcial del efluente, dando como resultado una dilución del agua de entrada y un aumento en la remoción de materia orgánica. Esta recirculación proporciona más oxígeno al sistema mejorando las actividades microbianas aerobias, mientras que aumenta el tiempo de contacto y las interacciones entre el agua

residual, la capa biológica (biopelícula) y el lecho filtrante (Figura 9). Este tipo de sistemas suelen denominarse sistemas de infiltración de tasa lenta (Wáter Environment Federation, 2001).

Estos sistemas con recirculación, han resultado una opción fiable como pequeños sistemas de tratamiento in situ en hogares o pequeñas comunidades.

Figura 9. HAFSV con recirculación (Fuente: adaptado a Stefanakis *et al.*, 2014).

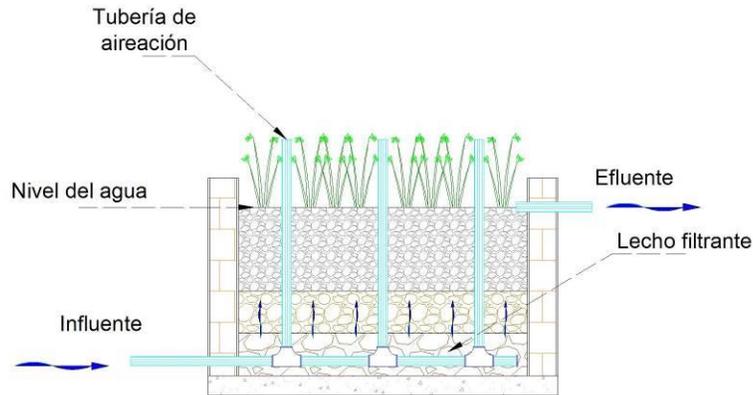


3. Flujo ascendente saturado. La estrategia de este tipo de sistemas es que operan de manera continua y siempre permanecen saturados. La entrada del agua en este caso, se da en la parte inferior del lecho hacia la superficie del mismo, desplazándose a través del medio filtrante, propiciando tiempos de residencia más largos y por lo tanto un mayor contacto entre el agua residual, la capa biológica y el lecho filtrante; esto permite mejorar tasas de remoción de contaminantes (Figura 10).

Algo interesante en este tipo de sistemas es que se llevan a cabo de manera simultánea, procesos aerobios y anaerobios derivados del movimiento del agua de la zona más profunda del lecho a la superficie del mismo, siendo en esta última zona donde predominan las condiciones aerobias.

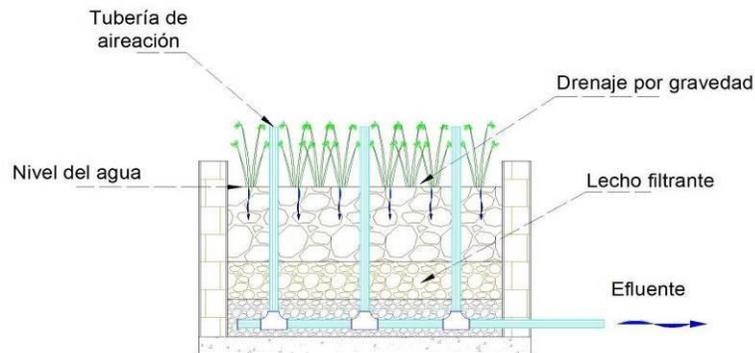
4. Flujo descendente saturado. Este tipo de sistemas es similar al de flujo ascendente saturado, siendo la única diferencia la dirección del flujo.

Figura 10. HAFSV de flujo ascendente saturado (Fuente: adaptado a Stefanakis *et al.*, 2014).



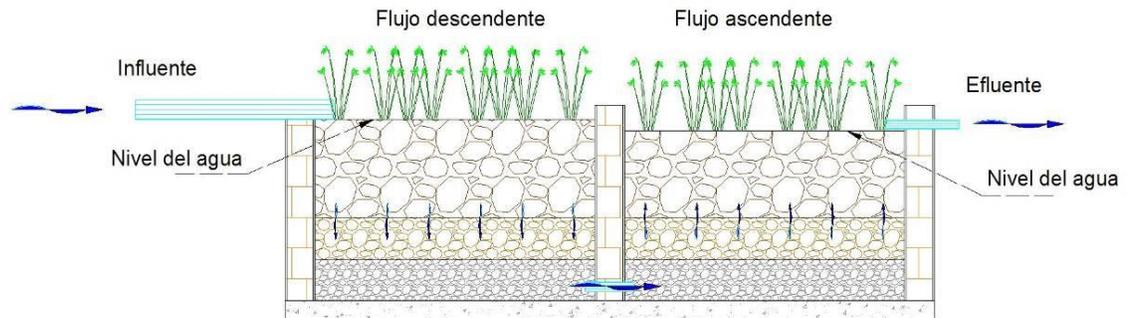
5. Llenado y vaciado. En este tipo de sistemas, la operación se basa en el llenado regular del lecho filtrante con agua residual seguido del drenaje de la misma. Durante el llenado del sistema, el aire que existe en los poros del medio filtrante se desplaza al momento que se satura con el agua que está entrando, una vez saturado el sistema el agua permanece por un periodo de tiempo y después es drenada. La ventaja de este tipo de operación es que durante el tiempo de contacto del agua residual, biopelícula y el lecho filtrante, se introduce aire de la atmósfera a través de las tuberías de aireación creando un ambiente aerobio y por lo tanto una mayor descomposición de la materia orgánica. Los tiempos típicos de residencia del agua son de 2 horas o superiores a los 7 días (Figura 11).

Figura 11. HAFSV de llenado y vaciado (Fuente: Stefanakis *et al.*, 2014).



6. Integrado. Este tipo de sistemas es prácticamente un sistema híbrido, ya que la primera celda se comprende de un humedal vertical de flujo descendente seguido de una celda de flujo ascendente; ambas celdas solo son separadas por una pared. Una característica de estos sistemas es que la primera celda por lo general es más alta (10 cm) que la segunda, con el objetivo de que el sistema opere por gravedad (Figura 12).

Figura 12. HAFSV integrado (Fuente: Stefanakis *et al.*, 2014).



2.2.2 Componentes

Un HA está constituido por cuatro componentes principales: a) agua residual b) microorganismos c) lecho filtrante y d) vegetación.

2.2.2.1 Agua residual

De acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996, el agua residual es aquella proveniente del sistema de abastecimiento y que es utilizada en una gran variedad de actividades humanas, la cual tras cumplir su propósito es descargada a algún cuerpo receptor. Dependiendo de su origen el agua residual se puede clasificar en agua residual industrial, agrícola y doméstica (Metcalf, 2004).

Además el estudio de las propiedades físicas, químicas y mecánicas del agua, es un factor de diseño importante en los humedales artificiales, por los siguientes motivos (Lara, 1999):

- Pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos importantes en un humedal y en la efectividad del tratamiento.
- Debido al área superficial del agua y su limitada profundidad, el sistema actúa recíproca y fuertemente con la atmósfera a través de la lluvia y la evapotranspiración (pérdida combinada de agua por evaporación del suelo y transpiración de las plantas).
- La densidad de la vegetación en un humedal afecta fuertemente su hidrología, obstruyendo caminos de flujo y disminuyendo el movimiento del agua a través de la red de raíces, y rizomas; y bloqueando la exposición al viento y al sol.

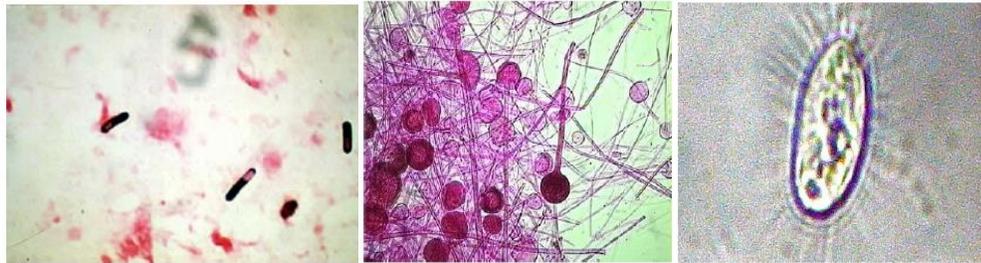
2.2.2.2 Microorganismos

Los microorganismos son la base para el funcionamiento de los HA, pues son los encargados de realizar el tratamiento biológico (Fenoglio, 2000). En la zona superior del humedal, donde predomina el oxígeno liberado por las raíces de las plantas y el oxígeno proveniente de la atmósfera, se desarrollan colonias de microorganismos aerobios; en el resto del lecho granular predominarán los microorganismos anaerobios (Arias, 2004). Gracias a la actividad metabólica de estos microorganismos es que remueven la mayor cantidad de compuestos orgánicos (Ramírez, 2001), que ocurre tanto a partir de la descomposición de sólidos suspendidos y del consumo de especies químicas disueltas como de la actividad simbiótica con otros microorganismos.

Los principales procesos que llevan a cabo los microorganismos son la degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrientes y elementos traza y la desinfección (eliminación de patógenos) (Arias, 2004); esta última, gracias a que algunos de estos microorganismos funcionan como depredadores de otros microorganismos no deseados (Fenoglio, 2000).

Los principales microorganismos presentes en la biopelícula de los humedales son: bacterias, levaduras, hongos y protozoarios (Lara, 1999) (Figura 13).

Figura 13. Microorganismos presentes en la biopelícula. De izquierda a derecha: Bacteria (*Clostridium* sp), Hongo saprófito (*Phylum Zygomycota*) y Protozoario (*Cyclidium* sp).



2.2.2.3 Lecho filtrante

El lecho filtrante o medio de soporte está formado por el suelo: arena, grava, roca, sedimentos y restos de vegetación que se acumulan en el humedal debido al crecimiento biológico (Delgadillo *et al.*, 2000). Sus funciones son: servir como soporte para el crecimiento de las plantas; permitir la proliferación de microorganismos depuradores actuando como superficie en

la que se pueda formar la biopelícula; promueven la retención de partículas suspendidas; facilitan la remoción de metales pesados, nitrógeno y fósforo a través de mecanismo de adsorción, absorción y precipitación; remoción de patógenos y proporciona almacenamiento para muchos contaminantes (Fenoglio, 2000; Stefanakis *et al.*, 2014; Delgadillo *et al.*, 2000) (Tabla 4).

Tabla 4. Características del medio de soporte (Fuente: Cooper, 2005).

<p>El medio de soporte es el responsable directo de la remoción de contaminantes mediante interacciones físicas y químicas, por lo cual debe contar con características específicas. Según Cooper (2005) las más importantes son:</p>
<p>Material de empacado que cuente con permeabilidad y una conductividad hidráulica tal que permita el paso del agua residual a lo largo de toda la cama de sustrato y a su vez, admitir una retención del líquido que permita un adecuado contacto con las bacterias adheridas a su superficie, para favorecer una mayor depuración de los contaminantes contenidos en el influente. Esta característica es muy importante ya que determina las características hidráulicas del sistema (Fenoglio, 2000).</p>
<p>Superficie de contacto: que sea suficiente para favorecer el transporte de oxígeno a lo largo de la columna empacada y que permita la formación de la biopelícula.</p>

2.2.2.4 Vegetación

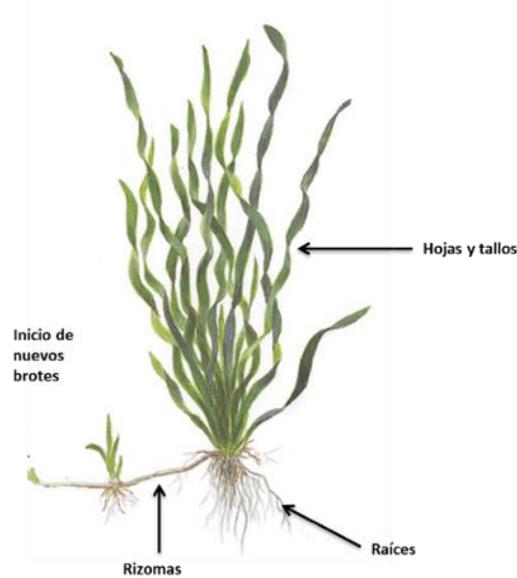
Las plantas se encuentran entre los componentes más importantes de los HA y su importancia está determinada por las raíces y rizomas enterrados. Su rol está asociado a la asimilación y acumulación de nutrientes en los tejidos; al transporte de OD dentro del sistema para producir diversas reacciones de degradación de materia orgánica y nitrificación; al aporte de formas reducidas de carbono para el desarrollo de especies de microorganismos heterótrofos; y a la disposición de una mayor superficie para la formación de la biopelícula en la zona del rizoma (Brisson *et al.*, 2009; Kadlec *et al.*, 2008; Brix *et al.*, 2008; Arias, 2004; Stefanakis *et al.*, 2014).

Las especies utilizadas en los HA deben ser macrófitas emergentes (Figura 14) con las siguientes características (Brisson *et al.*, 2009; Maltais *et al.*, 2009; Vymazal, 2008; Stefanakis *et al.*, 2014; Lara, 1999; Fenoglio, 2000):

- Rápida tasa de crecimiento.
- Fácil propagación.
- Generación de gran cantidad de biomasa.
- Buen desarrollo de órganos subterráneos.

- Tolerancia a las condiciones presentes en humedales artificial como altos índices de contaminantes orgánicos y nutrientes.
- Viable en condiciones locales.
- Disponibles en el mercado local.

Figura 14. Esquema típico de planta emergente.



De acuerdo con Lara (1999), las plantas emergentes contribuyen al tratamiento del agua residual y a la distribución del flujo. A continuación se enlistan algunas contribuciones por parte de las plantas:

- Estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo.
- Dan lugar a velocidades de agua bajas y permiten que los materiales suspendidos se depositen.
- Toman el carbono, nutrientes y elementos traza y los incorporan a los tejidos de la planta.
- Transfieren gases entre la atmósfera y los sedimentos.
- Evita el escape de oxígeno desde las estructuras subsuperficiales.
- El tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.
- Oxigena espacios dentro del sustrato. En particular en los HASFV el aporte de oxígeno por medio de las raíces de las plantas es despreciable (Salgot *et al.*, 2008; De Azcoitia, 2012; Torrens *et al.*, 2009).

En general, las especies más utilizadas en los HA son la *Thypha spp*, *Scirpus spp* y *Phragmites spp* (Figura 15); la Tabla 5 muestra sus características particulares (Delgadillo *et al.*, 2010):

Tabla 5. Características de las especies vegetales más utilizadas en los HA (Fuente: Delgadillo *et al.*, 2010).

Nombre científico	Familia	Nombres comunes	Características	Distancia de siembre	Penetración de raíces en grava	Temperatura		pH
						Deseable	Germinación de semilla	
<i>Thypha spp</i>	Tifácea	Espadaña, enea, anea, junco, chuspata	Ubicua en distribución Capaz de crecer bajo diversas condiciones medio ambientales Se propaga fácilmente Capaz de producir una biomasa anual grande Tiene potencial pequeño de remoción de N y P por la vía de la poda y la cosecha	60 cm	Relativamente pequeña (30 cm) por lo que no es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial	10-30	12-24	4-10
<i>Scirpus spp</i>	Ciperácea	Totora, tule	Perennes Crecen en grupo Plantas ubicuas Crecen en aguas costeras, interiores salobres y humedales Crecen bien en agua desde 5 cm hasta 3 m de profundidad	30 cm	60 cm por lo que es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial	18-27		4-9
<i>Phragmites spp</i>	Gramínea	Carrizo	Anuales Altos Rizoma perenne extenso Plantas acuáticas usadas más extensas Pueden ser más eficaces en la transferencia de oxígeno porque sus rizomas penetran verticalmente y más profundamente. Son muy usadas en humedales porque ofrecen un bajo valor alimenticio	60 cm	40 cm por lo que es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial	12-23	10-30	28

Las especies vegetales utilizadas en los HA son de rápido crecimiento, por lo que la biomasa generada en la poda, se puede utilizar como material de construcción de cercas o incluso producción de biocombustibles (Vymazal, 2008). En particular, en Michoacán, México, los residuos generados de la poda de vegetación, son utilizados para elaboración de artesanías, utensilios, etc.

Figura 15. Vegetación típica de los humedales. De izquierda a derecha: *Thypha spp*, *Scirpus spp* y *Phragmites spp*.



2.2.3 Mecanismos de remoción de contaminantes en un HAFSV

La remoción de contaminantes de las aguas residuales que entran a los HA, se lleva a cabo a través de la combinación de procesos biológicos, físicos y químicos que ocurren entre los componentes principales de estos sistemas (De Feo *et al.*; 2005; Karathanasis *et al.*, 2003; Stefanakis *et al.*, 2014), donde la influencia e interacción de cada componente involucrado es bastante compleja (Delgadillo *et al.*, 2010).

- a) Procesos biológicos. Aquellos en los que intervienen microorganismos en la transformación de alguna sustancia; tal es el caso de la degradación anaeróbica microbiana, la fijación en el tejido vegetal, la nitrificación, la desnitrificación, entre otros.
- b) Procesos físicos. Aquellos en los que no existe transformación de material como es el caso de la sedimentación, filtración, la adsorción al sustrato y la precipitación.
- c) Procesos químicos. Aquellos en los que se llevan a cabo reacciones que provocan la transformación de la materia en otros compuestos, como por ejemplo, la volatilización amoniacal, el intercambio iónico, la oxidación de los compuestos, entre otros.

Estos tres tipos de procesos se llevan a cabo dentro de un HA y la magnitud con la que estos ocurren está estrechamente ligada a la concentración del agua residual, a los componentes del humedal artificial y a las condiciones tanto ambientales como de operación con las que el sistema opere.

En la Tabla 6 se presenta un resumen de los mecanismos que intervienen en la remoción de contaminantes dentro de un HA, dependiendo del tipo de contaminantes que se desee tratar.

Tabla 6. Mecanismos de remoción de contaminantes en HA (Fuente: adaptado a Hoffmann *et al.*, 2011 y Stefanakis *et al.*, 2014).

Contaminante	Mecanismos
Materia orgánica (MO) (medida como DBO ₅ O DQO)	Las partículas de MO son eliminadas por la sedimentación y filtración, luego convertidas a DBO ₅ soluble ^a . La MO soluble es fijada y adsorbida por el biofilm y degradada por las bacterias adheridas en este ^a .
Sólidos suspendidos totales	Sedimentación ^a y filtración ^a . Descomposición durante los largos tiempos de retención por bacterias especializadas en el lecho de arena ^a .

Contaminante	Mecanismos
Nitrógeno	Nitrificación / Desnitrificación por el biofilm ^a . Absorción de las plantas (influencia limitada) Volatilización.
Fósforo	Filtración ^a . Adsorción ^a . Precipitación con aluminio, hierro y calcio. Absorción de las plantas (influencia limitada)
Patógenos	Sedimentación y filtración. Absorción por el biofilm (biopelícula). Depredación por protozoarios ^a . Eliminación de bacterias por condiciones ambientales desfavorables (temperatura y pH). Excreción de antibióticos por las raíces de las plantas. Muerte natural ^a .
Metales pesados	Precipitación ^a y adsorción ^a . Absorción de las plantas (influencia limitada) Biodegradación.
Contaminantes orgánicos	Adsorción por el biofilm y partículas de arena. Descomposición debido a lo largo del tiempo de retención y a las bacterias especializadas del suelo (no calculable).

^a Procesos que se desarrollan con mayor intensidad en los HAFSV.

2.2.3.1 Organismos patógenos

Los organismos patógenos, son todos aquellos organismos que pueden afectar la salud del hombre (OMS, 2005); siendo éstos los principales componentes en las aguas residuales domésticas y su control, es uno de los principales objetivos en el tratamiento de aguas residuales (CYTED, 2001; González, 2014; Fenoglio, 2000; Hernández, 2012; Ávila, 2014).

En general los patógenos se clasifican en tres categorías (OMS, 2005; Ávila *et al.*, 2005; González, 2014): bacterias, parásitos (protozoarios y helmintos) y virus. Las bacterias que se encuentran con mayor frecuencia en el agua son las entéricas, que colonizan el tracto gastrointestinal del hombre y son eliminadas a través de la materia fecal (CYTED, 2011).

Algunas investigaciones realizadas, desde el punto de vista epidemiológico, han vinculado el aumento de enfermedades respiratorias y gastrointestinales, con el contacto directo entre personas y aguas contaminadas, que pueden tener altas concentraciones de organismos indicadores (Vera *et al.*, 2006; Ávila *et al.*, 2014).

Los organismos indicadores presentan un comportamiento similar a los patógenos (concentración y reacción frente a factores ambientales y barreras artificiales), por lo que resultan una alternativa para la evaluación rápida y fiable de la presencia de patógenos en el agua, ya que determinan la presencia de todos los organismos patógenos, implica varios días de análisis, costos elevados y laboratorios especializados (Campos, 1999; Ghermandi *et al.*, 2007).

Estos organismos indicadores deben cumplir con las siguientes condiciones:

- a) Ser contaminantes comunes del tracto gastrointestinal, tanto del hombre como animales de sangre caliente.
- b) Estar presentes de forma exclusiva, en las heces de animales homeotérmicos.
- c) Su tiempo de supervivencia debe ser igual o un poco superior al de las bacterias patógenas.
- d) Comportarse de igual manera que los patógenos en los sistemas de desinfección.
- e) Estar presentes en grandes cantidades, facilitando su aislamiento e identificación
- f) Ser incapaces de reproducirse fuera del intestino de los animales homeotérmicos.
- g) No deben ser patógenos (CYTED, 2011; Evanson *et al.*, 2006; Vera *et al.*, 2006; Sleytr *et al.*, 2007).

El grupo de organismos indicadores recomendado para la identificación de contaminación bacteriana son los coliformes (CYTED, 2011; Ghermandi *et al.*, 2007), ya que:

- Son contaminantes comunes del tracto gastrointestinal tanto del hombre como de los animales de sangre caliente.
- Están presentes en el tracto gastrointestinal en grandes cantidades.
- Permanecen por más tiempo en el agua que las bacterias patógenas.
- Se comportan de igual manera que los patógenos en los sistemas de desinfección.

En particular, existe un subgrupo de los CT en donde se encuentran los llamados CF, los cuales pueden emplearse para evaluar la eficiencia de remoción de organismos patógenos de una planta de tratamiento de aguas residuales o algún otro sistema como es el caso de los HA, adicionalmente que son los referentes en cuanto al área necesaria para su remoción en un HA.

Los CF se denominan termotolerantes por su capacidad de soportar temperaturas más elevadas, son capaces de fermentar la lactosa a 44.5%. Aproximadamente el 95% del grupo de los coliformes presentes en heces fecales, están formados por *Escherichia coli* y ciertas especies de *Klebsiella*. Se considera que los CF se encuentran casi exclusivamente en las heces de los animales de sangre caliente, y por lo tanto reflejan mejor la presencia de contaminación fecal. Investigadores como García *et al.* (2008), Gersberg *et al.* (1989), (1995), Williams *et al.* (1995), Kadlec *et al.* (2008), utilizan los términos de *Unidades Formadoras de Colonias (UFC)* o *Número Más Probable (NMP)* para referirse a la presencia o ausencia de este indicador.

Uno de los tratamientos estudiados por su eficacia para el decaimiento de patógenos (microorganismos indicadores) son los HAFS (Arias *et al.*, 2003; 1996; Bouhoum *et al.*, 2000; Hench *et al.*, 2003; Vymazal, 2002; EPA, 2006; Grimason *et al.*, 1993; Ruppelt *et al.*, 2015; Langergraber, 2008), ya que gracias a una serie de mecanismos físicos, químicos y biológicos que actúan sobre ellos se alcanzan altas remociones; y en particular los HAFSV que alcanzan mayor remoción de patógenos ocupando menores espacios para su remoción en comparación con los HAFSH.

Varios estudios asumen que el decaimiento de los patógenos (indicadores microbiológicos) en humedales artificiales puede describirse mediante modelos cinéticos basados generalmente en patrones de flujo pistón o flujo pistón con dispersión y ecuaciones de primer orden (Hamaamin *et al.*, 2014; Mayo, 2003, Pérez *et al.*, 1968; Khatiwada *et al.*, 1999; Arias *et al.* 1963). A estos modelos se les han incorporado los principales factores para el decaimiento de patógenos como la temperatura (Maraias, 1974; OD (Mayo *et al.*, 2007; Curtis *et al.*, 1992), sedimentación y filtración (Khatiwada *et al.*, 1999; Auer *et al.*, 1993), pH (Parhad *et al.*, 1974) radiación solar Calkins *et al.*, 1976 (Ohgaki *et al.*, 1986), entre otros; alcanzado altos coeficientes de correlación entre lo observado y lo predicho.

2.3 MODELACIÓN CINÉTICA DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

El objetivo de la modelación cinética de remoción de contaminantes en humedales artificiales es valorar y cuantificar los rendimientos de eliminación que podemos esperar en el futuro en dichos sistemas (Rabat, 2016).

El principio básico que usa la modelación cinética es la conservación de la masa aplicada a un volumen de control; planteándose una serie de hipótesis (Kadlec, 2009; Rabat, 2016):

- El caudal entrante es igual al caudal saliente.
- No existe evapotranspiración en el fluido del interior del volumen de control.
- El fluido en el volumen de control está totalmente mezclado.

Matemáticamente puede resumirse como: (masa entrante - masa saliente - masa eliminada por reacciones)=masa almacenada (Ecuación 1).

Ecuación 1. Balance de masa aplicada a un volumen de control.

$$(A_0 \times Q) - (A_f \times Q) - r_A = \frac{dA}{dt}$$

Donde:

A_0 =Cantidad de contaminante que entra en el reactor (mg/L)

A_f =Cantidad de contaminante que sale del reactor (mg/L)

Q =Caudal entrante y saliente del reactor (L/d)

r_A =Constante de eliminación del contaminante (mg/d)

V =Volumen de control (L)

Las reacciones bioquímicas en los humedales y el decaimiento de contaminantes pueden ser descritos mediante modelos conocidos de reactores ideales, a los que se les añaden las expresiones de balance de masas anteriormente explicadas (Crites *et al.*, 2006), obteniendo una gran variedad de modelos. En cuanto a los más relevantes para el caso de los humedales son (Rabat, 2016; Kadlec, 2009):

- Reactor de flujo en pistón
- Reactor de flujo en pistón con dispersión
- Reactores de mezcla completa en serie (TIS)

A continuación se explica brevemente cada uno de estos modelos y su aplicación a la tecnología de los humedales artificiales.

2.3.1 Reactor de flujo en pistón

Los humedales artificiales pueden considerarse como reactores biológicos y su rendimiento puede estimarse por medio de una cinética de primer orden de flujo pistón para la remoción de contaminantes (Kadlec, 2009; Gopal, 1999, Li *et al.*, 2012; EPA, 2006;).

La base teórica de los reactores de flujo en pistón ideal admite como cierta la hipótesis de que, para todo diferencial de volumen del interior del reactor, éste no sufre ningún tipo de mezcla con los diferenciales inmediatamente anteriores y posteriores. Esto es idéntico a decir que no existe dispersión alguna en el interior del reactor. De este modo, todas las partículas permanecen en el reactor el mismo periodo de tiempo.

La siguiente es la ecuación básica considerando un reactor de flujo pistón y una cinética de primer orden (Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 2. Ecuación de reactores de flujo pistón y cinética de primer orden.

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-kt}$$

Donde:

C_e=Concentración del contaminante en el efluente (mg/L)

C_o=Concentración del contaminante en el afluente (mg/L)

k=Constante cinética de primer orden de decaimiento de coliformes (d⁻¹)

t=Tiempo de retención hidráulico (d⁻¹)

2.3.2 Reactor de flujo en pistón con dispersión

Varios autores (Levenspiel, 2004; Kadlec, 2009), consideran el modelo de flujo pistón con dispersión (PDF) como el resultante de superponer a un flujo en pistón cierto grado de retromezcla o intermezcla, adoptando una cinética de primer orden y condiciones unidimensionales de estado estacionario para un elemento de volumen, incluyendo los fenómenos de transferencia de masa por advección y difusión (Chazarenc *et. al.*, 2006). Para el caso específico de los humedales, las anteriores consideraciones están basadas en el hecho de que son estructuras muy largas, con relaciones *largo: ancho* (L: A) del orden de 2:1 a 17:1 (Kadlec, 2009).

Para aplicar este modelo se utiliza la siguiente ecuación, en la cual se considera una dispersión del flujo a lo largo del humedal. Los números de dispersión de HFSS han presentado valores dentro del rango de 0.07–0.35, categorizándose valores menores a 0.025 como comportamiento cercanos a flujo pistón y valores mayores a 0.20 como flujos con alto grado de dispersión (EPA, 2000)

Ecuación 3. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{4a_1 e^{\frac{1}{2d}}}{(1 + a_1)^2 e^{\frac{a_1}{2d}} - (1 - a_1)^2 e^{-\frac{a_1}{2d}}}$$

$$a = \sqrt{1 + 4kt d}$$

Donde:

C_e =Concentración del efluente (mg/L)

C_o =Concentración del influente (mg/L)

k =Constante cinética de primer orden de decaimiento de coliformes (d^{-1})

t =Tiempo de retención hidráulico (d^{-1})

d =Número de dispersión

2.3.3 Reactores de mezcla completa en serie (TIS)

Este modelo describe el flujo real en el reactor como una desviación del modelo de flujo pistón ideal; en él se supone que el flujo o la circulación en el interior del reactor tiene una distribución de tiempos de residencia muy parecida, o explicable, considerando que el agua atraviesa un número N de tanques, viéndose su carga contaminante transformada en cada uno de ellos (Kadlec *et al.*, 2009).

El número N puede establecerse mediante ensayos de las propiedades hidráulicas del humedal, por ejemplo a través de trazadores. Para el conjunto de tanques considerado, el balance de masas puede expresarse como:

Ecuación 4. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.

$$\frac{C - C^*}{C_i - C^*} = \left(1 + \frac{k - t}{N \times h}\right)^{-N}$$

Donde:

C=Concentración del efluente (mg/L)

C_i =Concentración del influente (mg/L)

C^* =Concentración de fondo (mg / L)

k=Constante cinética de primer orden de decaimiento de coliformes (d^{-1})

t=Tiempo de retención hidráulico (d^{-1})

h=Altura del humedal (m)

N=Parámetro hidráulico

La constante cinética se asume como invariable, pero realmente puede variar en función del tiempo de exposición al humedal, especialmente para parámetros que representan una mezcla de varios contaminantes. Este es el caso, entre otros, de la DQO o el PT (que incluye fósforo particulado, fósforo orgánico disuelto y fósforo reactivo soluble) (Sánchez, 2013).

2.3.4 Casos de estudio de modelación cinética de organismos indicadores

A continuación se presentan dos casos de estudio de modelación cinética de organismos indicadores.

Caso 1. Cinética de remoción de CF en humedales artificiales (Khatiwada and Polprasert, 1999).

Objetivo general

Desarrollar un modelo que describa la cinética de remoción de CF.

Objetivos particulares

Obtener la constante cinética de sedimentación, adsorción y filtración; temperatura y radiación solar.

Determinar de los parámetros para cada constante cinética.

Validar el modelo cinético de flujo pistón con dispersión en un humedal artificial a escala piloto.

Métodos

Este trabajo se realizó en dos humedales artificiales a escala piloto plantados con vegetación *Typha angustifolia* y localizados en el Asian Institute of the Technology, Bangkok. Las

dimensiones de cada humedal son: $1.65 \times 0.60 \times 0.75$ m (largo, ancho, alto). Ambos humedales fueron empacados con material de diferentes granulometrías 2-3 cm, 1-2 cm y de 0.1 cm (0.15, 0.15 y 0.1 m de altura respectivamente). El agua residual utilizada fue de tipo residual doméstica, la cual fue preparada sintéticamente en el laboratorio.

En este trabajo se tomó como base para la modelación de los CF un modelo hidráulico de flujo pistón con dispersión incluyendo en incluyendo los factores de radiación solar, temperatura, sedimentación, adsorción y filtración.

Resultados

El porcentaje de remoción promedio de CF fue de 99.71-99.29%, con un TRH de 6.13 días y un 99.78-99.90% con un TRH de 8.52 días. La constante global de decaimiento fue de 1.63 d^{-1} , de temperatura 0.106 d^{-1} y de radiación solar de 0.356 d^{-1} .

En cuanto a la modelación de CF, no se presentaron diferencias significativas entre lo predicho y lo observado por el modelo propuesto.

Conclusiones

La modelación cinética de remoción de CF fue desarrollada considerando un coeficiente de primer orden, que incluye los factores de sedimentación, filtración, adsorción, temperatura y radiación solar. El modelo de flujo pistón con dispersión mostro satisfactoriamente la remoción de CF en un humedal artificial.

Caso 2. Cinética de mortalidad bacteriana en humedales con medio granular (Mayo A. 2003).

Objetivo general

Desarrollar un modelo cinético que describa la mortalidad bacteriana en un humedal artificial.

Objetivos particulares

Determinar los factores que influyen en la mortalidad bacteriana.

Métodos

Se utilizó un humedal artificial de flujo libre que fue construido en la University of Dar es Salaam con las siguientes dimensiones: $7.5 \times 1.5 \times 0.3$ m; se rellenó con material granular de 19

mm de diámetro y una porosidad de 35%. El agua residual utilizada provino de un tanque primario que trataba las aguas residuales de la escuela y de algunos laboratorios que utilizan productos químicos. El tiempo de retención hidráulico se obtuvo considerando conductividad eléctrica, el caudal y del volumen de agua del reactor.

El modelo utilizado como propuesta se basa en un modelo de flujo pistón, incluyendo los factores de decaimiento como radiación solar, OD, temperatura, pH, adsorción, sedimentación y filtración.

Resultados

Se obtuvo un modelo de flujo pistón que incluye los factores de radiación solar, pH, OD, sedimentación y filtración (Ecuación 5). Sin embargo solo cuatro tienen influencia directa con la tasa de mortalidad (Filtración, adsorción, oxígeno disuelto y radiación solar). El coeficiente de correlación del modelo fue de $R^2=0.80$

Ecuación 5. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden

$$k_{pred} = \left(\frac{k_s}{KH} \right) S_0^a + (1 - e^{-8H})(pH)^b + (OD)^c + 2.409 \times 10^6 \left(\frac{p_p + p}{\mu_t} \right) d_p^2$$

Donde:

K=Constante de atenuación de la luz (m^{-1})

H=Altura del agua por encima de la cama granular (m)

K_s =Constante de velocidad por radiación solar (d^{-1})

S_0 =Intensidad de la radiación sola ($cal/cm^2/d$)

OD=Concentración del oxígeno disuelto (mg/L)

p_p =Densidad del fluido (kg/m^3)

p=Porosidad del material granular

a, b, c=Coefficientes del modelo (a=0.762, b=0.239, c=0.088)

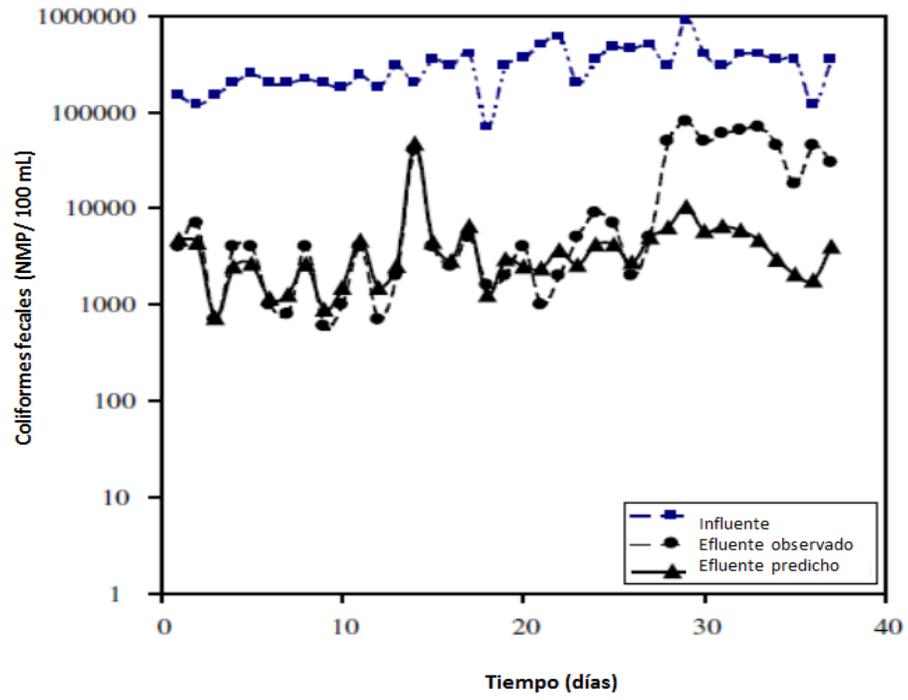
μ =Viscosidad del agua (cP)

d_p =Diámetro de la raíz de la vegetación (μm)

Conclusiones

El modelo cinético multifactorial (modelo de flujo pistón con dispersión predice satisfactoriamente la mortalidad bacteriana).

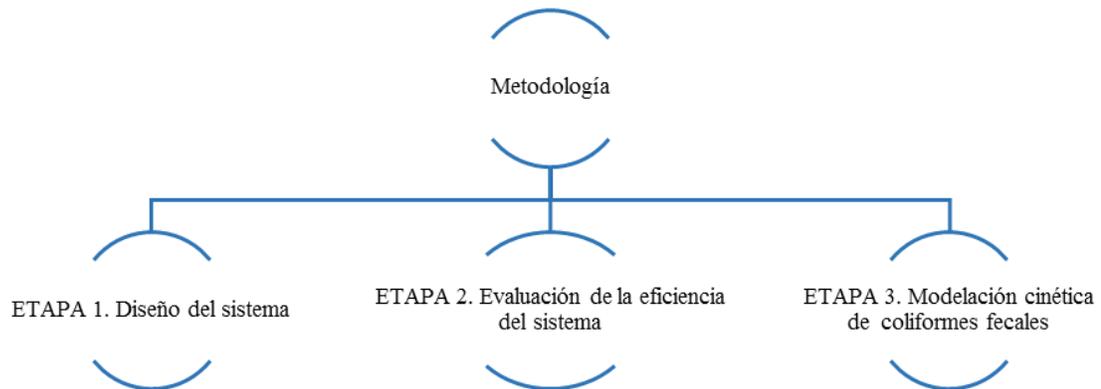
Figura 16. Densidad fecal evaluada con un modelo de flujo pistón con dispersión (Mayo, 2003).



3. METODOLOGÍA

En este apartado se establece de manera general la metodología que se llevó a cabo para el desarrollo de este trabajo de investigación, la cual consta de tres etapas: a) diseño del sistema, b) evaluación de la eficiencia del sistema y c) modelación cinética de CF en el HAFSV (Figura 17).

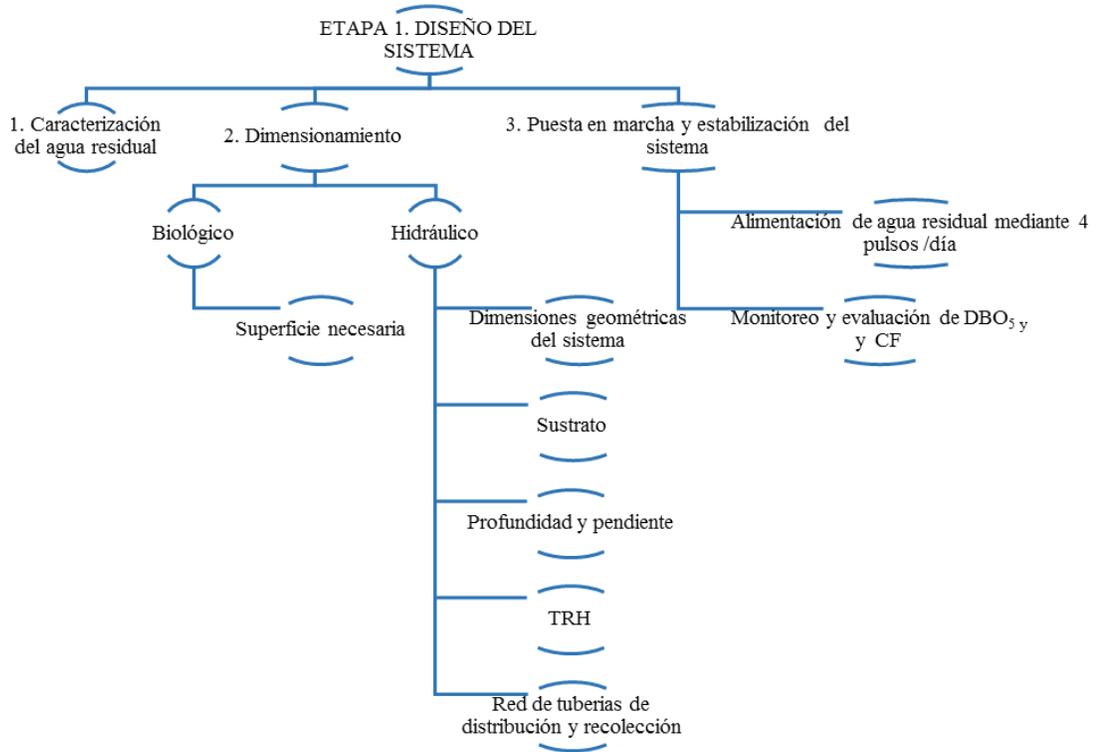
Figura 17. Etapas de la metodología.



A continuación, cada una de estas etapas se explica de manera breve a través de cuadros sinópticos. Posteriormente se hace un desarrollo más detallado de cada una de las etapas que conforman la metodología.

3.1 DISEÑO DEL SISTEMA

Figura 18. Diagrama para la etapa 1.



3.1.1 Agua residual doméstica

Para el presente estudio se utilizó agua residual tipo doméstica que entra a la planta de tratamiento del IMTA, la cual proviene principalmente de los servicios sanitarios de los diferentes edificios del Instituto, comedor y laboratorios. El agua residual presenta una DBO₅ promedio de 142 mg/L y 1.8×10^4 NMP/100 mL de CF (Tabla 7).

Tabla 7. Características del influente a la PTAR del IMTA (Elaboración propia).

Parámetros	Concentración mg/L		
	Promedio	Mínimo	Máximo
DQO	298	130	541
DBO ₅	142	24	270
SST	99	22	177
SSV	70	10	137
N-Total	54	26	92
N-NH ₄	37	13	65
NTK	52	26	92
CF (NMP/100 mL)	1.8×10^4	3	4.6×10^6

3.1.2 Dimensionamiento

El diseño del humedal se realizó tomando en cuenta el dimensionamiento biológico e hidráulico.

Dimensionamiento biológico

El cálculo de la superficie del humedal, se realizó en función de reglas prácticas basadas en superficies unitarias (población equivalente), tomando como referencia la siguiente relación (García *et al.*, 2008; Hoffmann *et al.*, 2011; Delgadillo *et al.*, 2010):

Sistema en 1 etapa

- 2.5 m²/ hab-equivalente

Sistema en dos etapas

- 1-1.25 m²/ hab-aquivalente-etapa

Donde la población equivalente (hab) se puede definir como la carga orgánica biodegradable con una DBO₅ de 40 g de oxígeno por día (Ecuación 6):

Ecuación 6. Población equivalente.

$$Población\ equivalente\ (hab) = \frac{DBO_5\left(\frac{mg}{l}\right) + caudal\left(\frac{m^3}{dia}\right)}{40\ gr\ /dia*hab}$$

Dimensionamiento hidráulico

El diseño hidráulico de un humedal es crítico para obtener buenos resultados en la eficiencia de remoción, este diseño implica la determinación de:

- Dimensiones geométricas
- Profundidad y pendiente
- Sustrato
- TRH
- Red de tuberías de distribución y recolección de agua

Para el cálculo de las dimensiones geométricas (L: A) se aplicó la ley de Darcy (Ecuación 7), la cual describe el régimen de flujo en un medio poroso (García *et al.*, Delgadillo *et al.*, 2010).

Ecuación 7. Ley de Darcy.

$$A = \frac{Q}{(k_s + S)}$$

Donde:

A=Área vertical (m²)

Q=Caudal (m³/s)

k_s=Conductividad hidráulica (m³/m² d)

S=Pendiente

El ancho del humedal (m) se determina en función del área vertical y la profundidad del nivel de agua a tratar (Ecuación 8).

Ecuación 8. Cálculo del ancho del humedal.

$$W = \frac{A_c}{h}$$

Donde:

W=Ancho (m)

A_c=Área vertical (m²)

H=Altura (m)

El largo del humedal se determina en función del ancho área superficial, como se muestra en la ecuación 9.

Ecuación 9. Cálculo del largo del humedal.

$$L = \frac{A_s}{W}$$

Donde:

L=Largo (m)

A_s=Superficie del humedal (m²)

W=Ancho (m)

Posteriormente se calcula la relación L: A. Mientras mayor es la relación se tiene mayor depuración del agua, pero se tienen problemas como cortocircuitos, flujos preferenciales,

presencia de agua sobre el lecho de grava y otros. Se recomienda una relación L: A de: 2 a 1, 3 a 1 y 4 a 1.

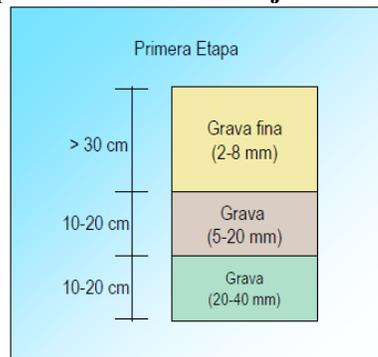
Profundidad y pendiente

En cuanto a la profundidad del humedal generalmente varía de 0.50-0.80 m (valor recomendado 0.7 m), con una pendiente de fondo de 0.1-1% (Hoffmann *et al.*, 2011; Delgadillo *et al.*, 2010; García *et al.*, 2008).

Sustrato

El sustrato está conformado por varias capas de material y una distribución como se muestra en la figura 19.

Figura 19. Diagrama para la etapa 1 de un HAFSV de flujo ascendente (García *et al.*, 2008).



Tiempo de residencia hidráulico

En cuanto al tiempo de retención hidráulico (TRH), se determinó en función de la porosidad y el volumen (Ecuación 10).

Ecuación 10. Tiempo de retención hidráulico.

$$t = \frac{A_s \times \varepsilon \times h}{Q} = \frac{V}{Q}$$

Donde:

V=Volumen del humedal (m³)

ε=Porosidad

A_s=Superficie del humedal (m)

Q=Caudal (m³/d)

h=Altura (m)

t=Tiempo de retención hidráulico (d)

Para el cálculo de la porosidad del lecho del material granular se realizaron pruebas de vaciado (Anexo III), obteniendo una porosidad de 0.35, la cual se encuentra dentro del rango recomendado (Delgadillo *et al.*, 2010).

Tuberías de distribución y recolección

Para el diseño del sistema de distribución y recolección de agua, se realizaron pruebas piloto para asegurar un flujo uniforme en el lecho del humedal (Figura 20). Adicionalmente para mejorar y favorecer los procesos de degradación aerobia y la nitrificación, se instalaron tuberías de aireación en el medio granular (Rodríguez *et al.*, 2012; García *et al.*, 2008).

Figura 20. Pruebas piloto del sistema de distribución de agua.



3.1.3 Puesta en marcha y estabilización del sistema

Se considera que el arranque y estabilización del sistema ha finalizado cuando las poblaciones bacterianas responsables de gran parte de la remoción de contaminantes se han desarrollado (de 3 a 6 meses) (García *et al.*, 2008). En este estudio, el humedal se alimentó y se regó de forma intermitente mediante 4 pulsos diarios (150 L / pulso) (García J. *et al.*, 2008; Hoffmann H. *et al.*, 2011) (Figura 21) con agua residual tipo doméstica descrita en la sección 3.1.1.

En cuanto a la estabilización del sistema, se realizó el monitoreo de remoción de DBO_5 y CF, hasta que no existieran diferencias significativas en la remoción de CF y DBO_5 .

3.1.3 Método analítico

Las muestras de agua para el análisis de CF fueron recolectadas y evaluadas cada 3 días durante 5 meses. Se tomaron muestras en tres puntos del sistema (Figura 22), entrada al humedal y salida de la primera y segunda celda. Para el análisis de la DBO_5 se recolectaron y evaluaron

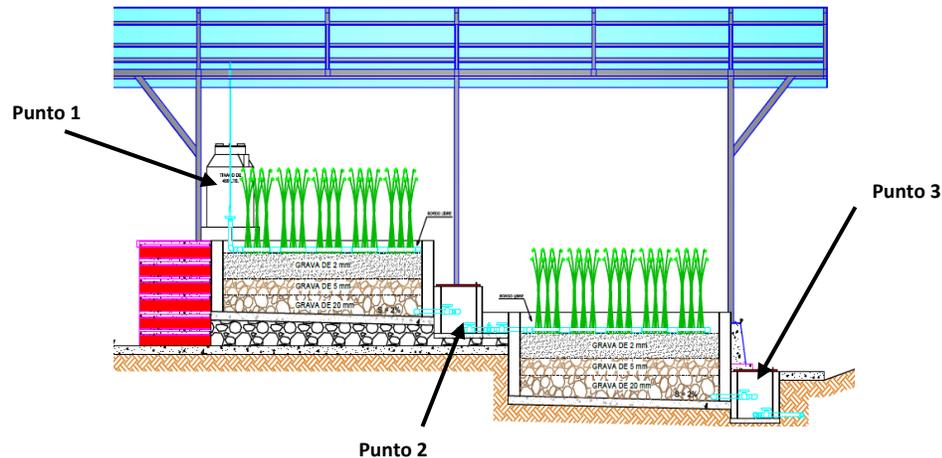
muestras cada 15 días durante el mismo periodo y puntos de muestreo. Los análisis microbiológicos fueron realizados momentos después de la toma de muestra.

Figura 21. Alimentación del agua al HAFSV durante el periodo de estabilización.



La determinación de CF durante la experimentación de nuestro trabajo se realizó por el método de determinación simultánea de bacterias coliformes totales y fecales mediante la técnica de sustrato cromogénico específico (Colilert), mientras que la DBO_5 se determinó mediante la norma NMX-AA-028-SCFI-2001(Figura 25).

Figura 22. Puntos de muestreo en el HAFSV instalado en el IMTA.

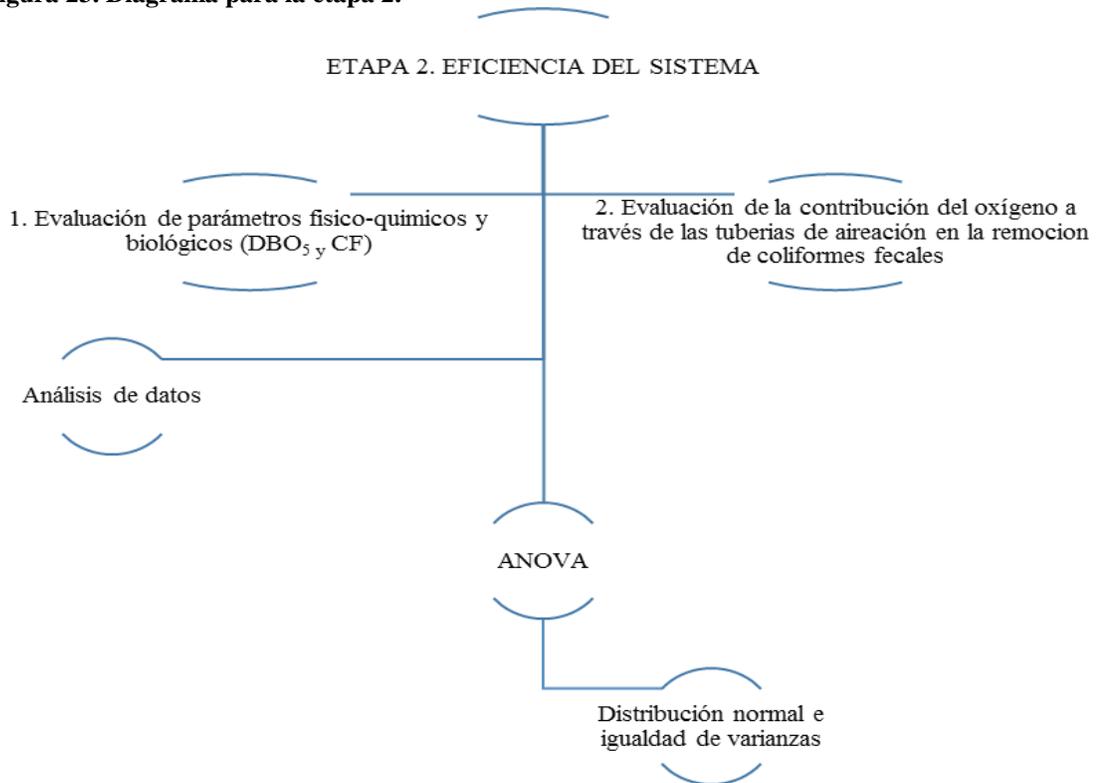


3.1.3.1 Análisis de datos

Para determinar la existencia de diferencias significativas y establecer el periodo de estabilización del sistema, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) a los datos, seguido del análisis post-hoc el Test de Tukey (HSD Honestly significant difference) con un nivel de confianza de $p < 0.05$ y por tratarse de datos no paramétricos ha sido necesario transformarlos a datos normales utilizando $[\log(x+1)]$. Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el paquete estadístico MINITAB 17 versión libre.

3.2 EFICIENCIA DEL SISTEMA

Figura 23. Diagrama para la etapa 2.



3.2.1 Evaluación de parámetros fisicoquímicos y biológicos

La eficiencia del sistema se determinó tomando como referencia la remoción de CF y DBO₅, mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 11. Ecuación de reactores de flujo pistón con dispersión considerando una cinética de primer orden.

$$\% \text{ de remoción} = \left(\frac{C_o - C_i}{C_o} \right) \times 100$$

Donde:

C_o = Concentración del influente (mg/L o NMP/100 mL)

C_i = Concentración del efluente (mg/L o NMP/100 mL)

Adicionalmente, se determinó la influencia de los valores fisicoquímicos (pH, temperatura, conductividad eléctrica) con la remoción de estos dos parámetros (DBO₅ y CF).

3.2.2 Evaluación de la contribución del oxígeno a través de las tuberías de aireación, en la reducción de CF.

Varios autores señalan (Kadlec *et al.*, 2008; Stefanakis *et al.*, 2012, García *et al.*, 2008) que las tuberías de aireación que se instalan en los HAFSV favorecen las condiciones aerobias del medio, y al mismo tiempo ayudan a garantizar la reducción de la materia orgánica y patógenos.

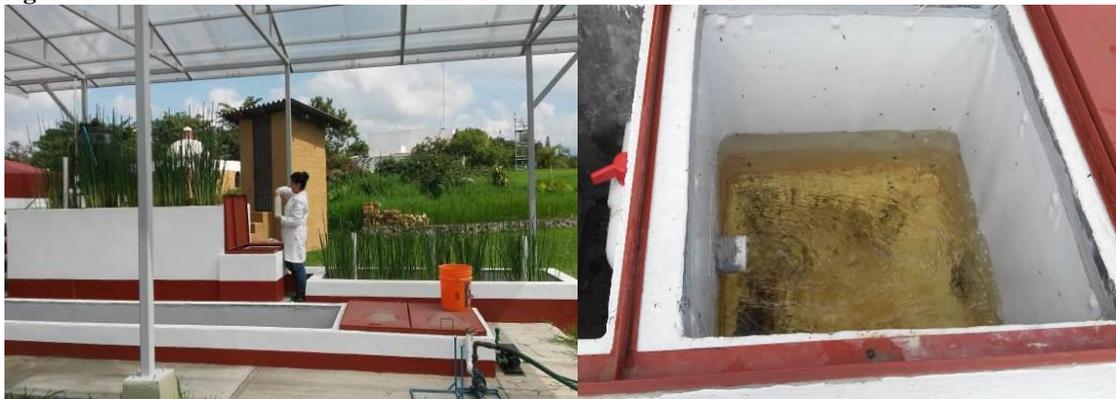
Por lo anterior y con el fin de identificar si existen diferencias significativas en la remoción de indicadores microbiológicos con y sin tuberías de aireación en el humedal, se cancelaron dichas tuberías y se procedió a evaluar las eficiencias de remoción.

3.2.3. Método analítico

Para determinar la eficiencia del sistema, las muestras de agua para el análisis CF, OD, pH, conductividad eléctrica y temperatura fueron recolectadas evaluadas cada 3 días, durante 8.5 semanas con tuberías de aireación y 4 semanas cada 3 días cuando se tenían las tuberías canceladas. Se tomaron muestras en tres diferentes puntos de recolección, entrada al humedal y salida de la primera y segunda celda (Figura 24). Para el análisis de la DBO₅ se evaluaron muestras cada 15 días durante el mismo periodo y puntos de muestreo. Los análisis microbiológicos fueron realizados momentos después de la toma de muestra.

En cuanto a la temperatura, pH, conductividad eléctrica y OD, fueron medidos con un equipo multiparamétrico portátil marca Thermo Scientific modelo Orion Star A329.

Figura 24. Muestreo en la celda 2 del HASFV instalado en el IMTA.



3.2.3 Análisis estadístico

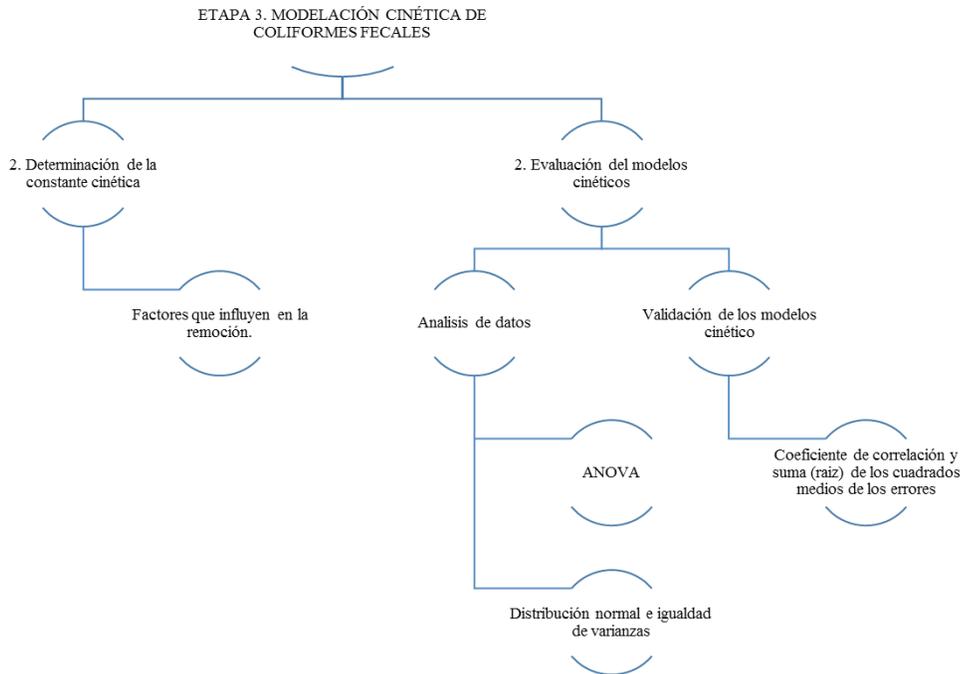
Los análisis estadísticos se realizaron en el paquete MINITAB. Con el objeto de determinar la existencia de diferencias significativas en el decaimiento de CF y DBO₅ en las diferentes etapas del humedal, se realizó un análisis ANOVA de una vía con los datos transformados $[\log(x+1)]$ ya que no presentaban normalidad y homocedasticidad aplicando como post-hoc el Test de Tukey (HSD). A su vez se realizó un análisis de correlación de Spearman con los datos sin transformar, para determinar la influencia entre los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. La significación estadística utilizada fue: $p < 0.05$.

Figura 25. Análisis de CF mediante la técnica de collert.



3.3 MODELACIÓN CINÉTICA DE CF

Figura 26. Diagrama para la etapa 3.



3.3.1 Constantes cinéticas

En el desarrollo de modelos matemáticos que describen el comportamiento cinético de un contaminante en los humedales artificiales, es necesario considerar los factores ambientales, y físicos de los humedales (filtración, sedimentación y adsorción), y no solo el factor hidráulico (Sandoval *et al.*, 2007).

La constante cinética (K) para el presente estudio, se determinó mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 12. Constante cinética de decaimiento de CF.

$$K = k_{amb} + k_f$$

Donde:

K=Constante global de decaimiento de primer orden (d⁻¹)

k_{amb}=Constante de primer orden por factores ambientales (d⁻¹)

k_f=Constante de primero orden por factores físicos (d⁻¹)

3.3.1.1 Factores ambientales

Los principales factores que intervienen en el decaimiento de los coliformes son la temperatura (Ferguson, *et al*, 2003), pH (Parthad *et al*, 1974), OD (Curtis *et al.*, 1993) y radiación solar (Mayo, 1995); la ecuación propuesta para medir estos factores es la siguiente ecuación:

Ecuación 13. Cálculo de la constante por factores ambientales.

$$k_{amb} = k_{20}\theta^{(T-20)} \left(\frac{k_s}{KH} \right) S_o^a (1 - e^{-KH}) (pH)^b + (OD)^c$$

Donde:

k_{20} =Constante de mortalidad bacteriana de primer orden a 20°C (d⁻¹)

θ =Coeficiente de temperatura (°C)

T=Temperatura del agua (°C)

K=Constante de atenuación de la luz (m⁻¹)

H=Altura del agua por encima de la cama granular (m)

K_s =Constante de velocidad por radiación solar (d⁻¹)

S_o =Intensidad de la radiación sola (cal/cm²/d)

OD=Concentración del oxígeno disuelto (mg/L)

a, b, c=Coeficientes del modelo (a=0.762, b=0.239, c=0.088)

3.3.1.2 Factores físicos

Los factores físicos presentes en los humedales son la sedimentación, filtración y adsorción (García *et al.*, 2008, Carvalho *et al.*, 2016; Khatiwada *et al.*, 1999); los cuales fueron abordados para este trabajo mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 14. Constante cinética por factores físicos.

$$k_f = \frac{4}{\pi} n\alpha + \frac{u(1 - \theta)}{d_c}$$

Donde:

u=Velocidad del flujo (m/d)

θ =Porosidad del material granular

d_c =Diámetro de la raíz de la vegetación (m)

n=Eficiencia del colector en función de la vegetación

α =Coeficiente de adsorción de las plantas

Este modelo supone que las plantas son una de las principales receptoras de las bacterias indicadoras; por lo que considera este parámetro dentro del término n , el cual se calcula mediante la siguiente ecuación (O'Melia,1985):

Ecuación 15. Cálculo de la eficiencia en función de la vegetación.

$$n = 0.9A_s^{\frac{1}{3}} + \left(\frac{K_B T_a}{\mu d_c d_p u} \right)^{\frac{2}{3}} + \frac{2}{3} A_s \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 + \frac{(P_p - p) g d_p^2}{18\mu u}$$

Donde:

A_s =Parámetro que explica el efecto por el material granular

K_B =Constante de Boltzmann (J/K)

T_a =Temperatura absoluta (°K)

μ =Viscosidad del fluido (N.s/m²)

d_p =Diámetro del material granular (m)

d_c =Diámetro de la raíz de la vegetación (m)

p_p =Densidad de las partículas (kg/m³)

p =Densidad del fluido (kg/m³)

g =Constante de gravedad (m/s²)

La determinación del parámetro A_s , se obtiene por medio de la ecuación 16:

Ecuación 16. Cálculo del parámetro que explica el efecto por el material granular.

$$A_s = \frac{2(1 - \varepsilon^5)}{2 - 3\varepsilon + 3\varepsilon^5 - 2\varepsilon^6}$$

$$\varepsilon = (1 - \theta)^{\frac{1}{3}}$$

Donde:

ε =Porosidad del material granular

3.3.2 Evaluación de modelos cinéticos

El comportamiento cinético del HAFSV de este trabajo, se evaluó teniendo como consideración los factores descritos en la sección 3.2.1 y como factor hidráulico los modelos de flujo pistón (Ecuación 2) y flujo pistón con dispersión (Ecuación 3), ambos ampliamente utilizados en la

modelación cinética de indicadores microbiológicos en humedales artificiales (Hammaanin *et al.*, 2014; Villar *et al.*, 1968; Khatiwada *et al.*, 1999; Mayo, 2003).

3.3.3 Análisis de datos

Las muestras de agua para el análisis de CF, pH, OD y temperatura fueron recolectadas y evaluadas cada 3 días, durante 8.5 semanas. Se tomaron muestras en tres puntos de muestreo, entrada al humedal y salida de la primera y segunda celda (Figura 22). Los análisis microbiológicos se realizaron después de la toma de muestra.

3.3.4 Validación del modelo

El análisis estadístico se realizó en el paquete MINITAB 17 versión libre, evaluando inicialmente la normalidad e igualdad de varianzas en los datos, sin embargo debido a los resultados los datos fueron transformados $[\log(x+1)]$ ya que no presentaban homocedasticidad. Posteriormente se realizó un ANOVA de una vía.

Para medir la exactitud de los modelos cinéticos utilizados para evaluar el comportamiento en el HAFSV se utilizaron los parámetros de coeficiente de correlación (R^2) y la raíz de la suma de cuadrados medios de los errores (RRMSE) (Tabla 8).

Tabla 8. Coeficientes de validación de los modelos cinéticos.

Prámetro	Descripción	Definición matemática
R^2	Coefficiente de correlación. Mide el grado de correlación lineal entre dos conjuntos de datos (X_i, Y_i). Un valor de R^2 más alto cercano a 1 corresponde a una regresión lineal más fuerte entre dos conjuntos de datos.	$R^2 = \frac{\sqrt{\left(\frac{1}{N}\right) \sum_{i=1}^N (X_i - X)^2 (Y_i - Y)^2}}{\sum_{i=1}^N (X_i - X)^2 \sum_{i=1}^N (Y_i - Y)^2}$
RRMSE	Raíz de la suma de cuadrados medios de los errores. Miden la diferencia entre los valores predichos y los observados por el modelo y van de 0 a ∞ . Entre el RRMSE sea cercano a 0 corresponde a una coincidencia cercana.	$RRMSE = \frac{\sqrt{\left(\frac{1}{N}\right) \sum_{i=1}^N (Y_2 - Y_3)^2}}{Y}$

Nota. X_i, Y_i =Conjunto de datos; X, Y =Valores medios de la serie; Y_2 =Valor observado; Y_3 =Valor predicho.

4. RESULTADOS

4.1 DISEÑO DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

Con base en los criterios de diseño descritos en la sección 3.1 de este trabajo, se diseñó e instaló un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical en el área experimental de Tecnologías Apropriadas del IMTA (Figura 27), con el objetivo de tratar el agua residual generada por 4 personas. En el anexo I. Planos del humedal, se presentan las especificaciones del diseño e instalación.

Este humedal está dividido en dos celdas, con un área total efectiva de 5 m² (2.5 m² por cada celda) y un TRH teórico en el sistema de 7 días (3.5 días por etapa) (Figura 30).

Figura 27. Modelo físico experimental de HAFSV instalado en el IMTA.



El lecho del humedal está dividido en 3 capas de material pétreo, cuyas alturas son 20, 20 y 30 cm de forma ascendente, y diámetros de material de 2, 5 y 20 mm respectivamente (García *et al.*, 2008) (Figura 28). Las plantas empleadas en este sistema fueron del género *Scirpus ssp.* (Tule).

Figura 28. Distribución del material pétreo en cada celda (adaptación a García *et al.*, 2008).



Las dos celdas que conforma el humedal cuentan con un sistema de distribución de agua en la parte superior para inducir un flujo por gravedad al interior de la celda y un sistema de recolección al fondo de cada una de las celdas. Las características se describen en la tabla 9.

Tabla 9. Características del sistema de distribución y recolección.

Característica	Sistema de distribución	Sistema de recolección
Tipo de tubería	PVC	PVC
Diámetro de la tubería	2"	2"
No. de hileras	3	1
Tipo de perforación	orificios	ranuras
No. de perforaciones	27	7
Largo de la perforación	-	0.05 m
Espesor de cada perforación	0.003 m	0.003 m

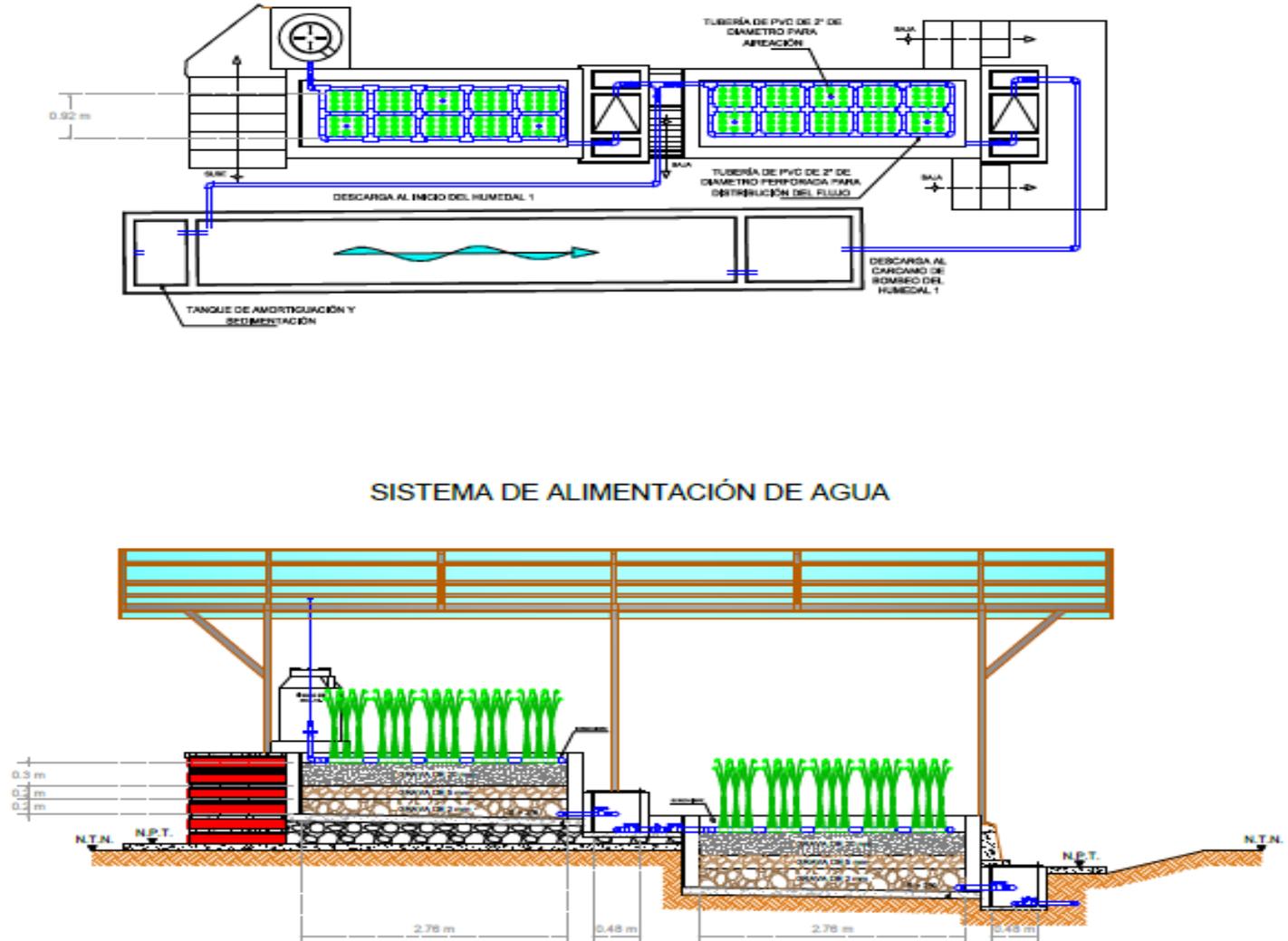
Además, el sistema cuenta con 3 tubos de PVC de 2" de diámetro para la aireación del sustrato en cada una de las celdas. Estos tubos llevan ranuras de 0.003 m de espesor para efectuar la transferencia de oxígeno al interior del sistema (Figura 29).

Figura 29. Sistema de distribución de agua residual y tuberías de aireación.



Figura 30. Dimensiones del humedal.

HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL



4.2 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES

La presencia y remoción de CF y materia orgánica (DBO₅) se monitoreo durante 8.5 semanas posteriores a la estabilización del sistema. Se observaron diferencias significativas en la cantidad de CF con respecto a los diferentes puntos de muestreo, registrándose una reducción gradual en el punto de muestreo próximo a la salida (Tabla 10). El sistema mostró una eficiente remoción de CT con un 99.99% (5.12 unidades logarítmicas), CF 99.99% (4.81 unidades logarítmicas) y DBO₅ un 94.46%. Estos resultados coinciden con los reportados por Arias *et al.*, (2003) en un humedal artificial de dos etapas, el cual que registró una remoción de bacterias indicadoras de entre 99.5-99.9%, y por Li *et al.*, (2012) en su trabajo relacionado con filtros de arena, que registró valores de remoción de CT y CF del 99.9%.

Caso contrario a lo obtenido por Song *et al.*, (2006) quienes reportan porcentajes menores de remoción a los obtenidos en nuestro estudio, ya que registraron una remoción de CT del 99.7% y CF del 99.6%.

Tabla 10. Número medio de CF y DBO₅ detectados.

Parámetro	Etapa 1			Etapa 2			Sistema completo
	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Remoción (%)
Coliformes totales (NMP/100 mL)	4.43×10^6	2.38×10^2	99.96	2.38×10^2	1.03×10^1	94.93	99.99
CF (NMP/100 mL)	1.50×10^6	2.12×10^2	99.94	2.12×10^2	9.38×10^0	94.75	99.99
DBO ₅ (mg/l)	151.3	19.65	86.58	19.65	8.1	58.72	94.46

Por otro lado, en cuanto a la DBO₅ los resultados son similares a los obtenidos en este trabajo (94.46%), por ejemplo Langergraber *et al.*, (2014) obtuvieron un porcentaje del 95% en humedales verticales de dos etapas y Jong *et al.*, (2016) obtuvieron valores de 92-96%.

Comparando estos resultados con los obtenidos en humedales horizontales (Tabla 11), se observa una remoción menor en cuanto a CF y DBO₅ en tipo horizontal (Quipuzco, 2002; Karathanasis *et al.*, 2003; Langergraber *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2012).

Tabla 11. Remoción de contaminantes en HAFSV Y HAFSH.

Autores	Remoción (%)		Tipo de humedal
	DBO ₅	CF	
Karathanasis <i>et a.</i> , 2003	79	95	HAFSH
Quipuzco, 2002	79.6	98	HAFSH
Langergraber <i>et al.</i> , 2014	95		HAFSV
Jong <i>et al.</i> , 2016	92-96		HAFSV

Autores	Remoción (%)		Tipo de humedal
	DBO ₅	CF	
Arias <i>et al.</i> , 2003		99.5-99.99	HAFSV
Li <i>et al.</i> , 2012		99.9	HAFSV

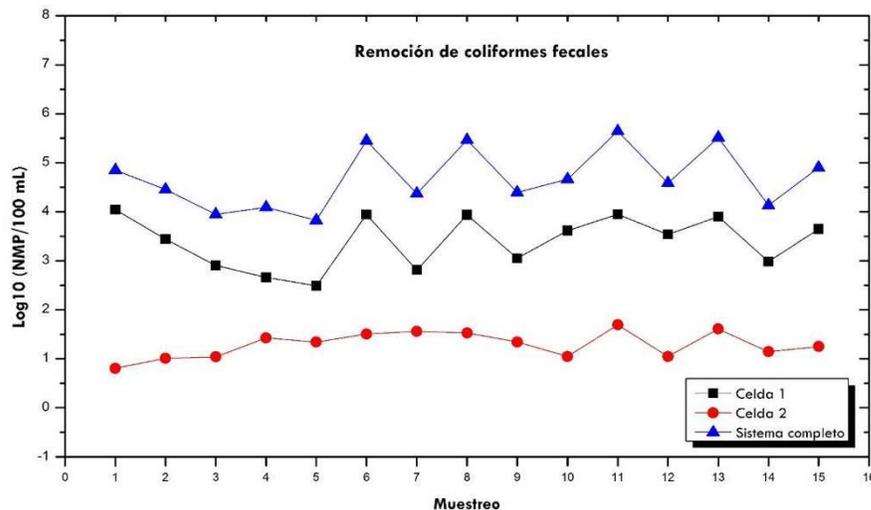
4.2.1 Eficiencia por etapas

Indicadores microbiológicos

Se realizó un análisis por etapas del sistema para la determinación de la reducción de CT y CF (Tabla 10), en donde se observó una mayor remoción en la etapa 1 que en la 2. Para el caso en el caso de los CT se obtuvo una remoción del orden de 99.96% (3.77 unidades logarítmicas) en la etapa 1 y 94.93% (1.35 unidades logarítmicas) en la 2; con respecto a los CF, se registró una remoción en la etapa 1 del orden del 99.94% (3.48 unidades logarítmicas) y para la etapa 2, fue de 94.66% (1.25 unidades logarítmicas) (Figura 31).

Para determinar la existencia de diferencias significativas en la reducción de indicadores microbiológicos en las dos etapas, se realizó un análisis ANOVA de una vía con los datos transformados $[\log(x+1)]$ ya que no presentaban normalidad y homocedasticidad aplicando como post-hoc el Test de Tukey (HSD) con un nivel de confianza de $p < 0.05$.

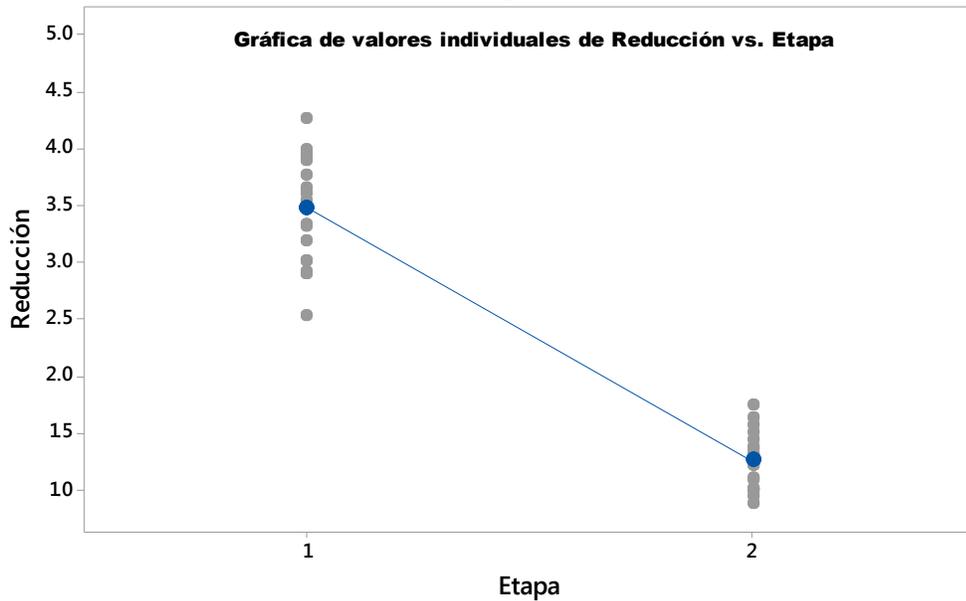
Figura 31. Reducción de CF en el HAFSV.



Tras la aplicación del análisis de varianza a los datos obtenidos, se observó que existe una diferencia significativa en la reducción de CF entre una etapa y otra. Adicionalmente, se

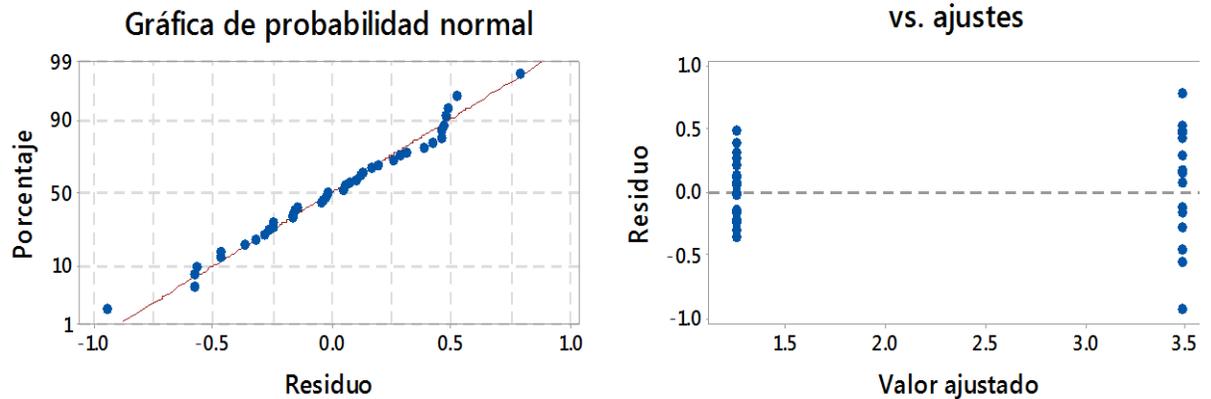
observó que los datos tienen aproximadamente la misma dispersión y que no hay reducciones inusualmente más grandes o más pequeñas dentro de cada etapa (Figura 32).

Figura 32. Valores de reducción de CF en cada etapa.



Este análisis también mostró la ausencia de valores atípicos (distribución normal) (Figura 33), por lo que se infiere que no existen errores por recolección de datos o ingreso de datos al análisis.

Figura 33. Residuos del análisis estadístico de la variación de remoción de CF en las diferentes etapas del sistema.



Es importante mencionar, que la existencia de diferencias significativas de remoción entre la etapa 1 y 2, también fueron encontradas en el trabajo evaluado por Arias *et al.*, (2003)

donde en la etapa 1 se redujeron de 0.5-1.1 unidades logarítmicas de indicadores microbiológicos y de 0.5-1.1 unidades logarítmicas en la etapa 2.

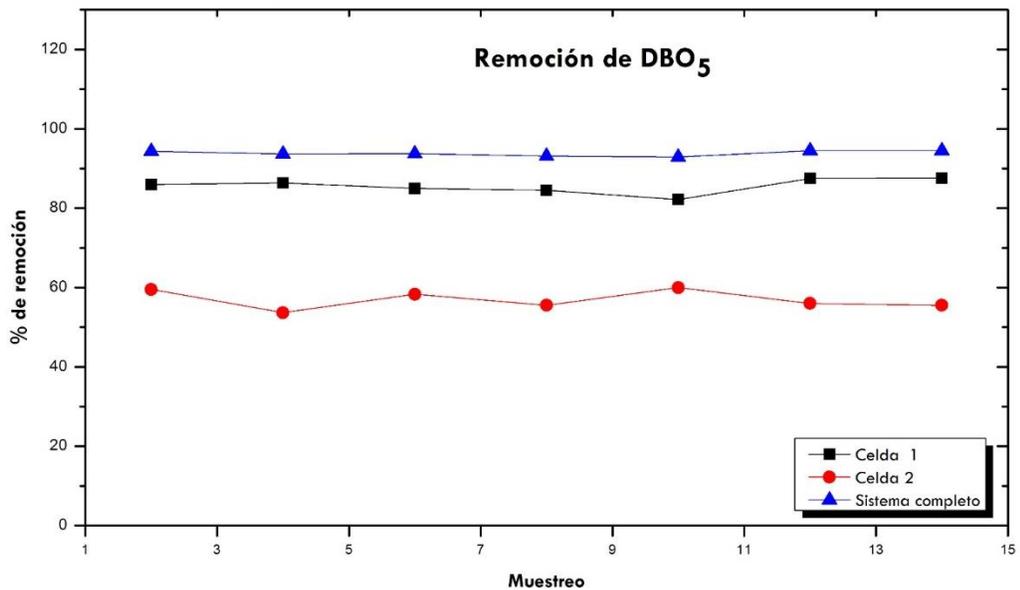
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).

En la figura 34 se presentan los resultados obtenidos de remoción de DBO₅ en las dos etapas del sistema, se puede observar el mismo comportamiento registrado que en los indicadores microbiológicos, el cual presente mayores valores de remoción en la etapa 1 que en la etapa 2.

En la etapa 1 se presentó una remoción de 86.58% de remoción y 58.72% en la etapa 2 (Tabla 10); que mediante la prueba de Tukey (HSD) con un nivel de confianza del 95%, se determinó que existe una diferencia significativa de remoción en la etapa 1 y 2.

Langergraber *et al.*, (2014) reportan una remoción de 88-95.4% en la etapa 1 y de 82.4-97.5% en la etapa 2, reflejándose al igual que en nuestro estudio, que en la etapa 1 se lleva a cabo una mayor remoción.

Figura 34. Remoción de DBO₅.



Es importante mencionar, que derivado del análisis estadístico realizado los datos obtenidos de DBO₅, se constató que no existe evidencia de valores atípicos, los cuales representarían un factor de error en nuestros resultados.

En general el sistema (HAFSV) redujo eficientemente los CT, CF y DBO₅, encontrándose las concentraciones finales de estos dos últimos contaminantes, dentro de los límites aplicables en México para la descarga de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (NOM-001-SEMARNAT-1996) y en reuso en servicios al público (NOM-003-SEMARNAT-1997) (Tabla 12 y 13).

Analizando la concentración final por etapas con respecto a CF (Tabla 12), desde la etapa 1 el agua residual cumple con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 en cuanto a la protección de la vida acuática o uso en riego agrícola; y con los límites máximos de la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reuso en riego de jardines y camellones en autopistas, abastecimiento de hidrantes de sistemas contraincendios, barreras hidráulicas de seguridad y panteones y campos de golf (contacto indirecto).

Tabla 12. Concentraciones de CF (NMP/100 mL) en el HAFSV comparadas con la normatividad en México.

NOM-001-SEMARNAT-1996		NOM-003-SEMARNAT-1997		Etapa 1	Etapa 2
Protección de la vida acuática	Uso en riego agrícola	Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	Servicios al público con contacto directo		
				177	10
				112	15
				743	9
1,000-2,000	1,000-2,000	1,000	240	101	8
				326	15
				210	14
				250	10

En cuanto a la concentración final de DBO₅ en las etapas del humedal (Tabla 13), se observó que desde la etapa 1 el agua residual cumple con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 en cuanto a contacto indirecto.

Tabla 13. Concentraciones de DBO₅ (mg/L) en el HAFSV comparadas con la normatividad en México.

NOM-001-SEMARNAT-1996		NOM-003-SEMARNAT-1997		Etapa 1	Etapa 2
Protección de la vida acuática	Uso en riego agrícola	Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	Servicios al público con contacto directo		
				21	8.5
				20.5	9.5
60	150	30	20	12	5
				18	8
				20	8

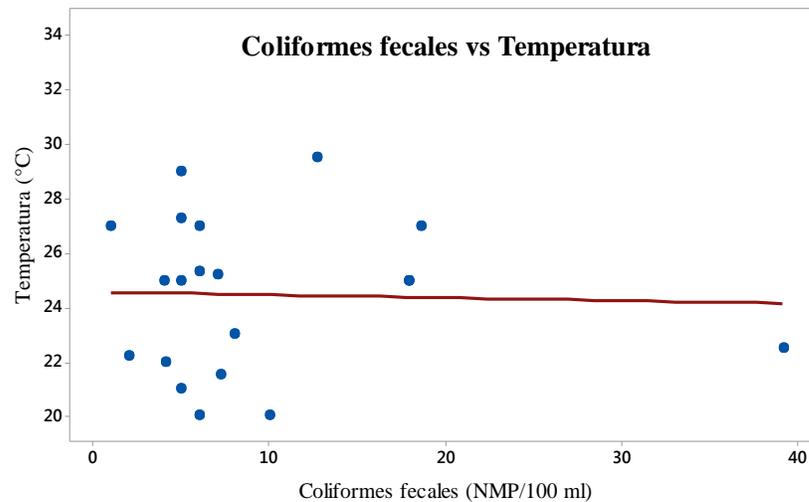
NOM-001-SEMARNAT-1996		NOM-003-SEMARNAT-1997		Etapa 1	Etapa 2
Protección de la vida acuática	Uso en riego agrícola	Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	Servicios al público con contacto directo		
				25	11
				18	8

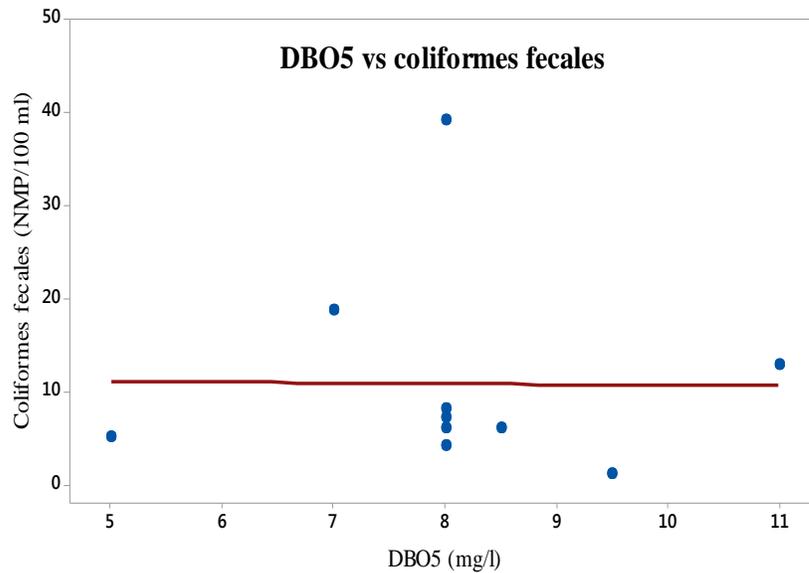
4.2.1 Influencia entre la remoción de CF, DBO₅ y los parámetros fisicoquímicos.

La influencia existente entre la reducción de microorganismos indicadores, DBO₅ y los parámetros fisicoquímicos (conductividad eléctrica, pH, temperatura y oxígeno disuelto) encontrados en el agua del efluente, fue determinada mediante método el coeficiente de correlación de R-Spearman ($p < 0.05$), ya que los datos analizados no cumplen con una distribución normal e igualdad de varianzas.

Se observó que no existe una influencia entre CF y temperatura ($-0,013$; $p > 0.05$), DBO₅ y temperatura ($-0,046$; $p > 0.05$), así como CF y DBO₅ ($-0,1.77$; $p > 0.05$) (Tabla 14). Este último difiere de los reportado por Williams *et al.*, (1995) y Van Deer Steen *et al.*, (1999), que obtuvieron que si existe una influencia entre la remoción de los organismos indicadores y la materia orgánica (Figura 35).

Figura 35. Gráficas del coeficiente de correlación de Spearman en el efluente del sistema entre CF y temperatura; y DBO₅ y CF.





En lo referente a los parámetros de OD y conductividad eléctrica con la reducción de CF, se observó que si existe una influencia entre estos parámetros, sin embargo en cuanto al pH se observó que no existe influencia con la reducción de CF.

Tabla 14. Coeficiente de correlación (R-Spearman, $p < 0.05$) entre los CF, DBO₅ con los parámetros fisicoquímicos.

Parámetro	CF	DBO ₅
Temperatura	-0.012	-0.046
Conductividad	0.139	0.609
pH	-0.030	0.100
Oxígeno disuelto	0.379	0.381
DBO ₅ /CF	-0.117	-0.177

4.3.3 Variabilidad de la remoción de CF y DBO₅ con respecto a la concentración de entrada.

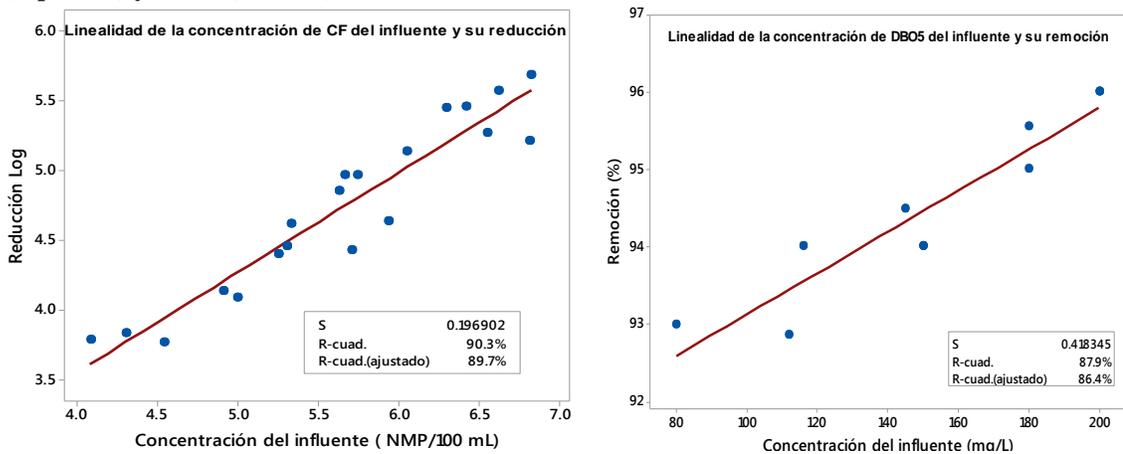
Durante la operación del HASFV se presentaron diferentes concentraciones de CF, las cuales iban de 3.38×10^5 - 3.89×10^7 NMP/100 mL y DBO₅ de 150-250 mg/L; sin embargo el sistema se mantuvo en un porcentaje promedio de remoción del orden de 99.99 % para CF y un 94.46% para la DBO₅. Estos resultados corroboran lo citado por varios autores (Kadlec *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2008; Rabat, 2016; Molleda, 2011; Billore *et al.*, 2001; Vymazal, 2009) que asumen que los humedales artificiales son capaces de soportar fluctuaciones de carga de contaminantes.

Para corroborar esta información se realizó una regresión lineal con los datos previamente transformados $[\log (x+1)]$, ya que no presentaban normalidad y homocedasticidad, aplicando como post-hoc el Test de Tukey (HSD), con un nivel de confianza de $p < 0.05$.

En la figura 36 se puede observar que los datos entre la concentración de CF y la reducción de unidades logarítmicas siguen un patrón similar al lineal con un valor (R^2) cercano al 1 (0.90), lo cual indica que existe un alto coeficiente de correlación entre la concentración de entrada y la reducción de unidades logarítmicas de CF en todo el sistema (Tabla 36); este dato es semejante al obtenido por Molleda (2011), cuyo coeficiente de correlación fue de $R^2=0.99$, entre la carga de CF y su tasa de eliminación en un humedal artificial superficial de tratamiento de agua residual urbana y ganadera con altas concentraciones de patógenos.

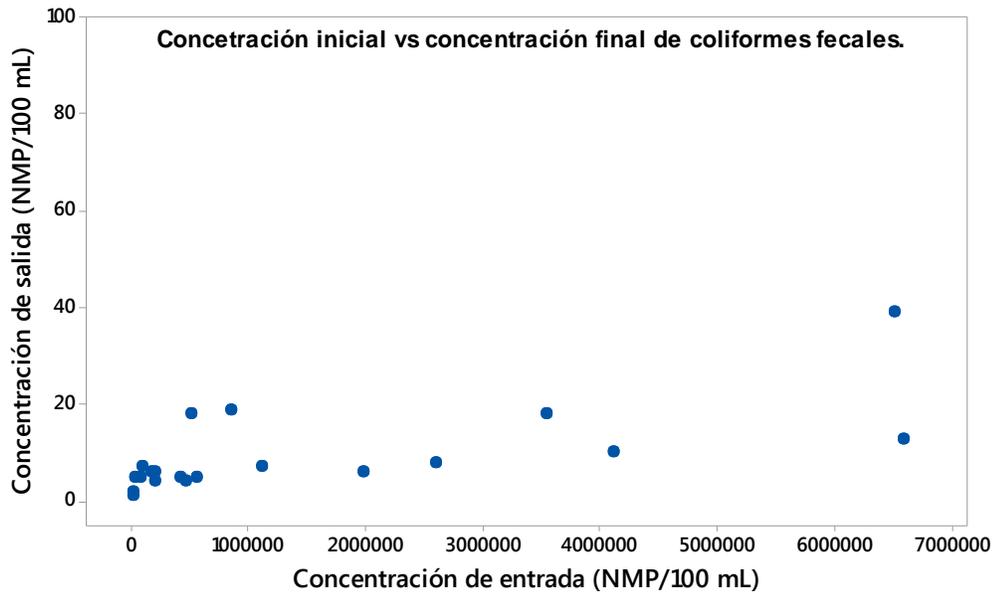
Por otro lado, el resultado obtenido en cuanto a la DBO_5 , muestra una linealidad con un coeficiente de $R^2=0.87$, no es ideal pero si es un resultado aceptable (Ramos, 2008); siendo este coeficiente menor al que presenta Molleda (2011), entre la carga al humedal y su tasa de eliminación ($R^2=0.98$) (Tabla 36).

Figura 36. Regresión lineal entre la concentración de entrada al humedal y la remoción de CF (izquierda) y DBO_5 (derecha).



Los resultados obtenidos anteriormente en cuanto a CF, fueron confirmados por el análisis post-hoc de Tukey (HSD), que indicó que existen diferencias significativas entre la concentración de inicio y el orden de unidades logarítmicas reducidas; sin embargo regularmente las concentraciones finales alcanzaron valores alrededor de 2.0×10^1 NMP/100 mL (Figura 37).

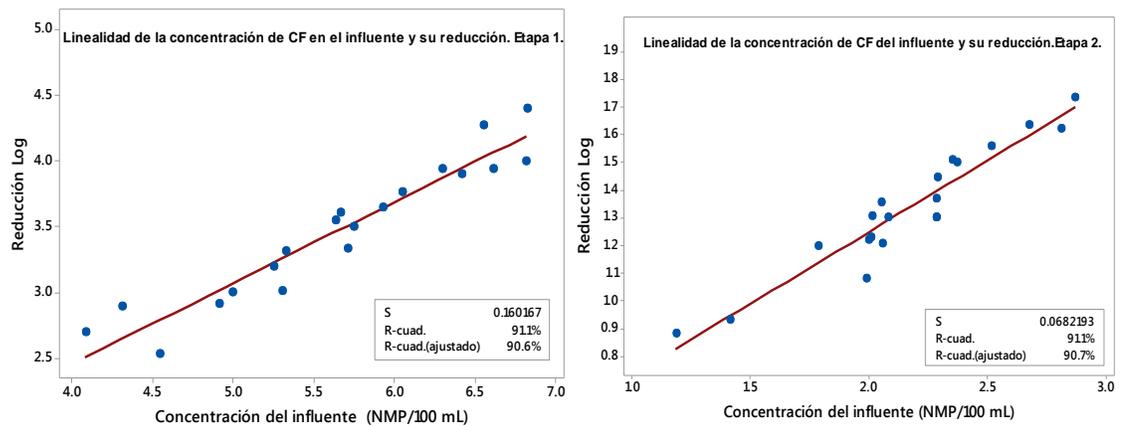
Figura 37. Concentración inicial de CF y su concentración en la salida.



Se realizó el análisis por etapas, observándose correlaciones lineales aceptables ($R^2 = 0.91$) en cuanto a la concentración de inicio y el orden de unidades logarítmicas reducidas. (Figura 38).

Se observó en el caso de CF, que aunque el influente de la etapa 1, mostró fluctuaciones en la concentración inicial de $3.38 \times 10^5 - 3.89 \times 10^7$, las concentraciones de salida fueron del orden de 4.3×10^2 NMP/100 mL (Figura 39).

Figura 38. Regresión lineal entre la concentración de CF en la etapa 1 (izquierda) y 2 (derecha).



En la etapa 2, se presentaron concentraciones iniciales del orden de $1.42 \times 10^1 - 7.43 \times 10^2$ y se obtuvo remociones constantes del orden de 99.66%, con concentraciones de salida < 1 NMP / 100 mL.

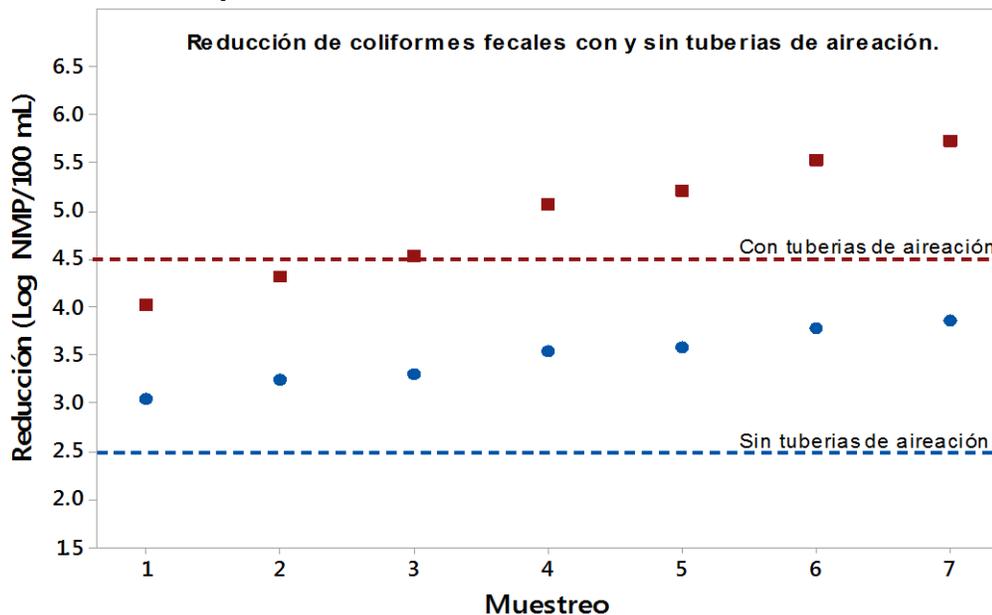
Para evaluar la contribución de las tuberías de aireación en la remoción de CF, se midió el OD en cada una de las etapas con las tuberías canceladas y se comparó con los últimos datos registrados en su operación normal (con tuberías de aireación habilitadas).

La existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los dos escenarios, se determinó con los datos transformados $[\log(x+1)]$, ya que como se ha mencionado, estos no presentaban normalidad y homocedasticidad.

Durante el proceso normal de operación, el promedio general de OD en el humedal fue de 4.5 mg/L con un porcentaje de remoción de CF del 99.99% (5.19 unidades logarítmicas) y con las tuberías canceladas se registró una concentración de OD de 2.5 mg/L con una remoción de 99.93% (3.22 unidades logarítmicas) (Figura 41); comparando ambos escenarios se determinó, mediante el Test de Tukey (HSD), que existen diferencias significativas de remoción entre un escenario y otro.

Este resultado corrobora lo registrado en el estudio realizado por Curtis *et al.* (1992), donde cita que la disminución de los coliformes se incrementa con la concentración de OD. Caso contrario lo obtenido en el trabajo de Pearson *et al.* (1997) donde no se observó un efecto del oxígeno sobre la mortalidad de las bacterias indicadores.

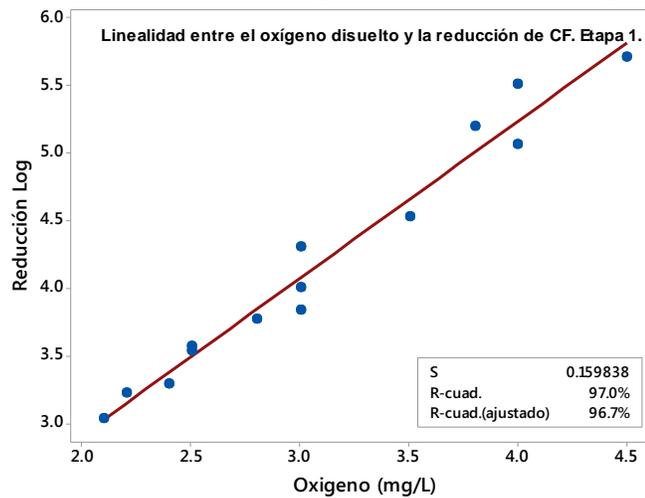
Figura 41. Remoción con y sin tuberías de aireación.



En la figura 42, se observa la tendencia de remoción de CF presentada durante los dos escenarios, en la etapa 1 se obtuvo una linealidad aceptable ($R^2 = 0.97$) (Ramos, 2008) entre el OD presente y la reducción de CF. En esta etapa, el OD promedio registrado fue de 2.8 mg/L.

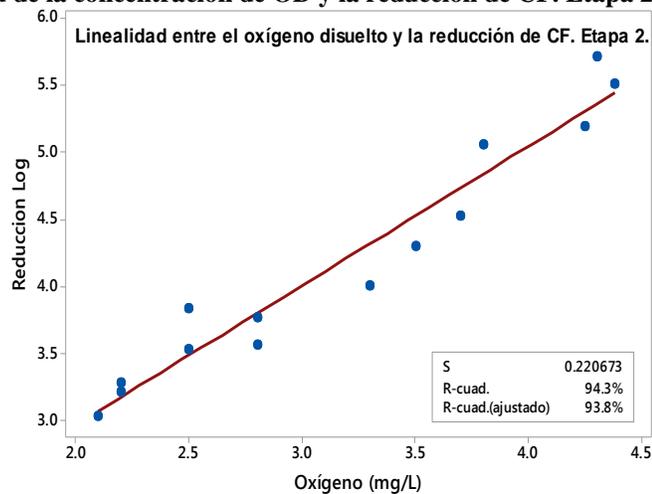
La remoción mínima obtenida en esta la etapa 1, cuando no se tienen las tuberías de aireación, es del 99.90 % (3.03 unidades logarítmicas) y con una máxima de 99.98% (3.83 unidades logarítmicas).

Figura 42. Linealidad de la concentración de OD y la reducción de CF. Etapa 1.



En cuanto a la celda 2, la remoción mínima fue del 95.69% (1.37 unidades logarítmicas) y una máxima de 99.24% (1.37 unidades logarítmicas), observándose un factor de regresión aceptable de $R^2 = 0.94$ (Figura 43). En esta etapa, el promedio de OD fue de 2.4 mg/L.

Figura 43. Linealidad de la concentración de OD y la reducción de CF. Etapa 2.



4.3 MODELACION CINÉTICA

4.3.1 Constantes cinéticas

Los valores experimentales para la determinación de las cinéticas se midieron por un periodo de 140 días (20 muestreos) posterior a la estabilización del sistema.

La determinación de la constante cinética (K) se basa en la inclusión de factores físicos (k_f) y ambientales (k_{amb}) que intervienen en el decaimiento de CF (Ecuación 12); sin embargo, con base en los valores observados de los factores ambientales durante el tiempo de experimentación, algunos de ellos no fueron considerados como trascendentes para el decaimiento de CF en este estudio.

A continuación se detallan los factores ambientales propuestos por varios autores (Ferguson *et al.*, 2003; Parthad *et al.*, 1974; Curtis *et al.*, 1993; Khatiwada *et al.*, 1999; García *et al.*, 2008) relacionados al decaimiento de CF:

Temperatura

Algunos autores (Block, 1971; Marais, 1974) indican que un aumento en la temperatura reduce la densidad de bacterias fecales y otros (Auer *et al.*, 1993; Moeller *et al.*, 1980) indican que la mortalidad bacteriana no está relacionada con la temperatura. Durante el proceso de experimentación las muestras (efluentes) registraron temperaturas constantes entre 22-24 °C sin registros de temperatura extremas, por lo que en este estudio no fue considerado este parámetro. Adicionalmente como se mostró en la secciones 4.2.1 de este trabajo, no existe una influencia entre la temperatura y la reducción de CF (R-Spearman, $p < 0.05$).

Oxígeno disuelto

En la literatura se cuenta con opiniones contradictorias acerca de este factor y su influencia en la tasa de mortalidad de CF. Mayo (1995) y Pearson *et al.*, (1987) no observaron efectos sobre la mortalidad, sin embargo Curtis *et al.*, (1992) sugirieron que la presencia de radicales libres de oxígeno y peróxido de oxígeno fueron tóxicos para las bacterias, concluyendo que la tasa de mortalidad de CF aumento ligeramente con la concentración de OD. Esto coincide con lo obtenido en la sección 4.2.1 de este trabajo, donde se obtuvo que existe una influencia entre la

reducción de CF y el OD. Por lo tanto, este factor si se consideró en la determinación de la constante cinética.

pH

Mayo (2003) reporta en su trabajo de cinética bacteriana en medios granulares que el pH es un factor insignificante en la disminución bacteriana. En este trabajo no se incluye el pH como un factor ambiental determinante para el decaimiento de CF, ya que los datos registrados durante la experimentación oscilaron entre 6.3-7.8 y no se presentaron valores irregulares de este rango. Adicionalmente como se mostró en las secciones 4.2.1 de este trabajo, no existe una influencia entre el pH y la reducción de CF.

Radiación solar

Numerosos estudios hablan de la importancia de la intensidad de la radiación solar para la reducción de microorganismos (Canteras *et al.*,1995; Alkan *et al.*, 1995; Sinton *et al.*, 1994); sin embargo en los humedales subsuperficiales , el flujo de agua se pasa por el interior del medio filtrante (García *et. al.* ,2008; Stefanakis *et al.*, 2014) por lo que no existe un contacto directo con la luz solar, adicionalmente la vegetación presente en este tipo de sistemas evita la penetración de la luz al interior del humedal. Por lo anterior, para el presente estudio no se consideró este factor, además que nuestro modelo piloto cuenta con una techumbre de policarbonato, la cual evita la entrada de radiación directa.

Para la determinación de la constante cinética por factores ambientales, se utilizó la ecuación 13, obteniendo un valor de $k_{am}=0.002 d^{-1}$, el cual se encuentra dentro del orden del valor reportado por Mayo *et. al.*, (2007) que fue de $K_{amb}=0.0037 d^{-1}$.

Para la determinación de k_f (Ecuación 14), algunos valores fueron obtenidos de la literatura y otros determinados experimentalmente (Tabla 15).

Tabla 15. Valores de literatura y experimentales utilizados.

Coefficiente	Unidades	Rango	Fuente
Constante de mortalidad por radiación (K_S)	cm ² / cal	0.00824-0.011	Auer and Niehaus (1993), Mayo (1995)
Coefficiente de radiación(K)	m ⁻¹	7.8-25	Moeller and Calkins (1980) Sarikaya <i>et al.</i> , (1987) Khatiwada and Polprasert (1999)
Constante de Boltzman (K_B)	J/K	1.38×10^{-23}	Weast (1981)
Densidad el agua (p)	Kg/m ³	997.04	Metcalf and Eddy (1995)
Densidad de la partícula (p_p)	Kg/m ³	1050-1500	Metcalf and Eddy (1995)

Coefficiente	Unidades	Rango	Fuente
Diámetro del coliforme	µm	1	Metcalf and Eddy (1995)
Coefficiente de adsorción (α)		0.005-0.03	Khatiwada and Polprasert (1999)
Viscosidad del agua (30°C)	N.s/m ²	0.798 × 10 ⁻³	Metcalf and Eddy (1995)
Porosidad (θ)		0.35	Experimental
Diámetro de la raíz(d _c)	µm	91	Experimental y comparado con lo reportado por; Khatiwada and Polprasert (1999)
Altura del agua por encima del material granular(H)	m	0.005	Experimental

Partiendo de lo anterior (Tabla 15, Ecuación 14), se obtuvo un valor de $K_f = 1.161 \text{ d}^{-1}$. Comparando éste con lo reportado por Stearns *et al.*, (1997), $k_f = 0.97-1.87 \text{ d}^{-1}$, se observa que el valor obtenido en el presente trabajo se encuentra dentro del rango registrado por estos autores.

Finalmente, aplicando la ecuación 12, se determinó que la constante de decaimiento de CF es de $K = 1.163 \text{ d}^{-1}$ (Tabla 16). Este resultado es del orden del obtenido por Khatiwada *et al.*, (1999) que registró una $K = 1.632 \text{ d}^{-1}$.

Tabla 16. Constante cinética de decaimiento de CF.

Parámetro	Unidad	Valor
Constante por factores físicos (k_f)	d^{-1}	0.002
Constante por factores ambientales (k_{amb})	d^{-1}	1.161
Constante global de decaimiento de CF (K)	d^{-1}	1.163

4.3.2 Modelación del decaimiento de CF

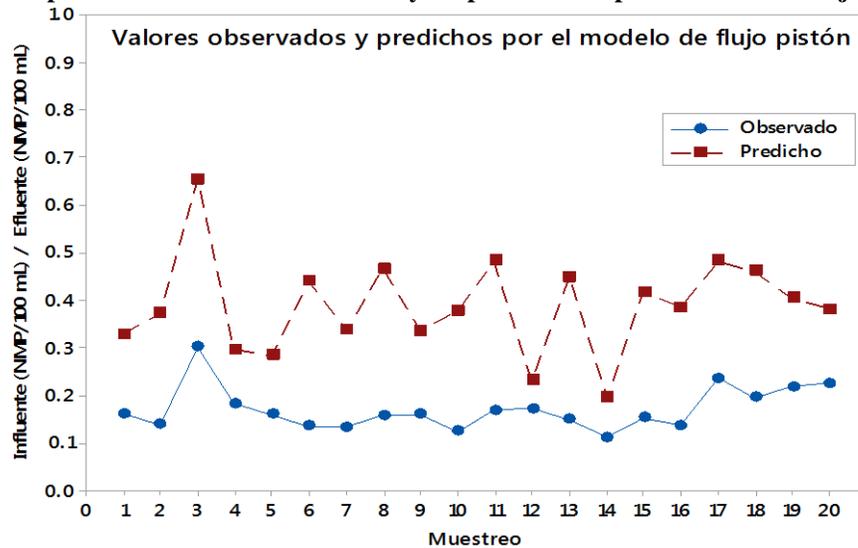
Los datos para la evaluación del modelo cinético de decaimiento de CF se determinaron durante un periodo de 140 días (20 muestreos) posterior a la estabilización del sistema. A partir de los datos de la concentración inicial (C_o), concentración final (C) de CF y la constante obtenida en la sección 4.3.1, se modeló el comportamiento cinético utilizando el factor hidráulico de un reactor de flujo pistón y flujo pistón con dispersión; ambos en la sección 2.3.1 y 2.3.2.

Para determinar la existencia de diferencias significativas entre cada uno de los modelos y lo observado, se realizó un análisis ANOVA de una vía con los datos previamente transformados $[\log(x+1)]$ y se aplicó como post-hoc el Test de Tukey (HSD), con un nivel de confianza de $p < 0.05$.

La figura 44 muestra el comportamiento entre lo observado y lo predicho (C / C_o) en cuanto a CF por un modelo de flujo pistón, donde las medias de los datos muestran que son

significativamente diferentes. El modelo mostró un coeficiente de correlación $R^2=0.66$ y una $RRMSE=0.079$, y que de acuerdo con los criterios estadísticos de estos parámetros (Ramos, 2008) la correlación del modelo es débil, ya que no predice satisfactoriamente el decaimiento de los CF en el HAFSV. Este resultado difiere al obtenido por Mayo (2003) que obtuvo un coeficiente $R^2=0.80$ utilizando este mismo modelo.

Figura 44. Comportamiento entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón.



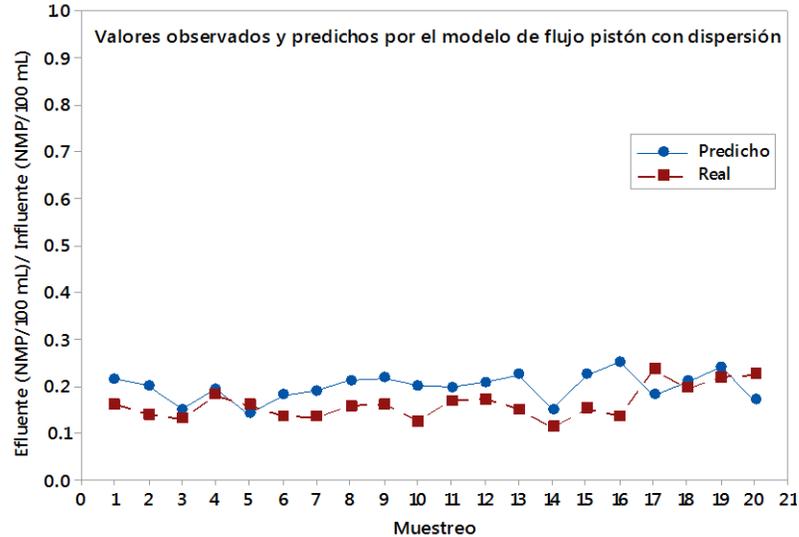
De igual manera, se comparó lo observado y lo predicho (C / C_0) en un modelo de flujo pistón con dispersión (Figura 45), donde se obtuvo que estadísticamente no existen diferencias significativas entre lo observado y lo predicho (Test de Tukey, HSD). El modelo presentó una correlación aceptable con un coeficiente de $R^2=0.92$ y una $RRMSE=0.03$. Siendo R^2 un valor cercano a 1, se infiere que existe una predicción satisfactoria del modelo en cuanto a la reducción de CF.

Para la evaluación de este modelo, se utilizó la media aritmética por lo reportado en la literatura (0.52) (Hamaamin *et al.*, 2014; Kadlec, 2000); siendo que EPA (2000) considera valores superiores >0.20 como flujos con alto grado de dispersión.

Kadlec (1999) menciona que los modelos de flujo pistón con dispersión son una alternativa para predecir el comportamiento hidráulico de los contaminantes en los humedales artificiales, reportando coeficientes de correlación $R^2>0.999$; ya que en este modelo se pueden considerar los efectos de la vegetación y no únicamente los tiempos de retención hidráulica y la constante cinética. Khatiwada (1999) obtuvo una predicción satisfactoria, en cuanto a la

reducción de CF utilizando un modelo de flujo pistón con dispersión y una cinética de primer orden.

Figura 45. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón con dispersión.



En base a los resultados antes mencionados (Tabla 17), y con los criterios estadísticos de R^2 y RRMSE, se observó que el modelo de flujo pistón con dispersión predice satisfactoriamente el comportamiento de los CF en un HASFV.

Tabla 17. Validación de los modelos cinéticos de decaimiento de CF.

Consideración hidráulica	R^2	RRMSE
Flujos pistón	0.66	0.079
Flujo pistón con dispersión	0.92	0.038

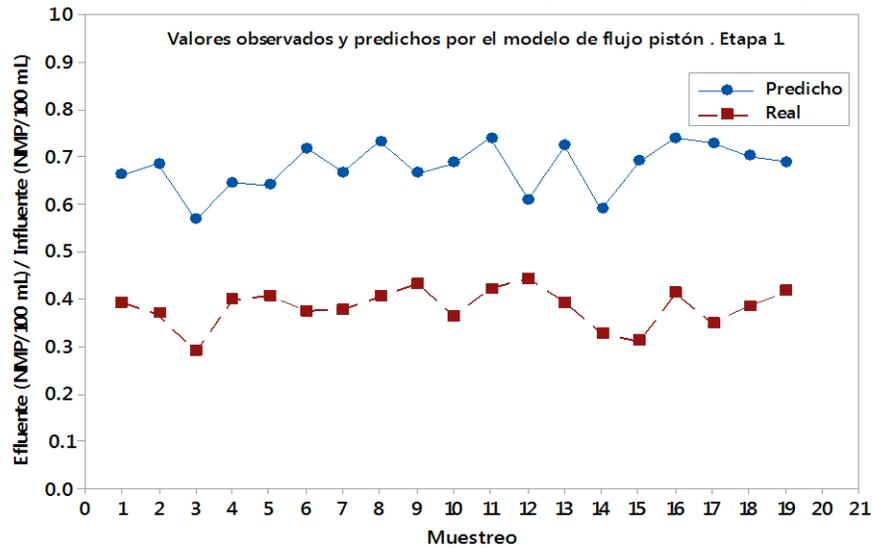
Modelación por etapas

Para evaluar el comportamiento de los datos observados y los predichos por los modelos (C / C_0) por etapas, se consideró un TRH de 3.5 días en cada una de ellas. En el caso de la modelación con dispersión, se utilizó un número de dispersión de 0.52, que fue tomado como la media aritmética de lo reportado en la literatura en humedales artificiales (Hamaamin *et al.*, 2014; Kadlec, 2000).

Al modelar los datos observados y los predichos de la etapa 1 del humedal (C / C_0), en un modelo de flujo pistón (Figura 46), se obtuvo un coeficiente ($R^2=0.91$) cercano a 1, lo que

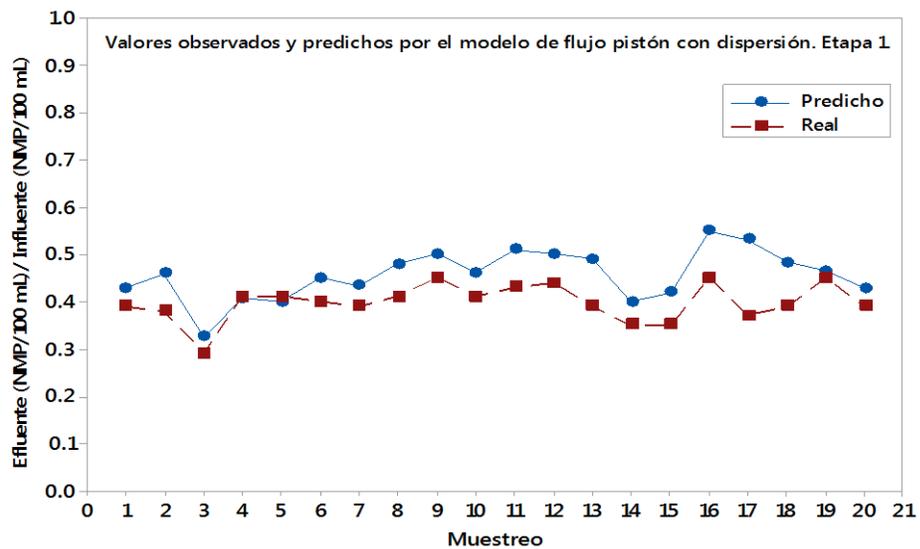
indica que es ideal la predicción obtenida con el modelo; sin embargo el Test de Tukey (HSD) mostró evidencia que existen diferencias significativas entre los dos escenarios ($p < 0.05$).

Figura 46. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón. Etapa 1.



En cuanto al modelo de flujo pistón con dispersión, aplicado a los datos registrados en la etapa 1, se obtuvo un coeficiente de $R^2=0.98$ y una $RRMSE=0.033$; mostrando evidencia de una predicción satisfactoria entre lo observado y lo predicho por el modelo. Estadísticamente no se mostró evidencia de diferencias significativas entre los dos escenarios ($p < 0.05$). (Figura 47).

Figura 47. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón con dispersión. Etapa 1.



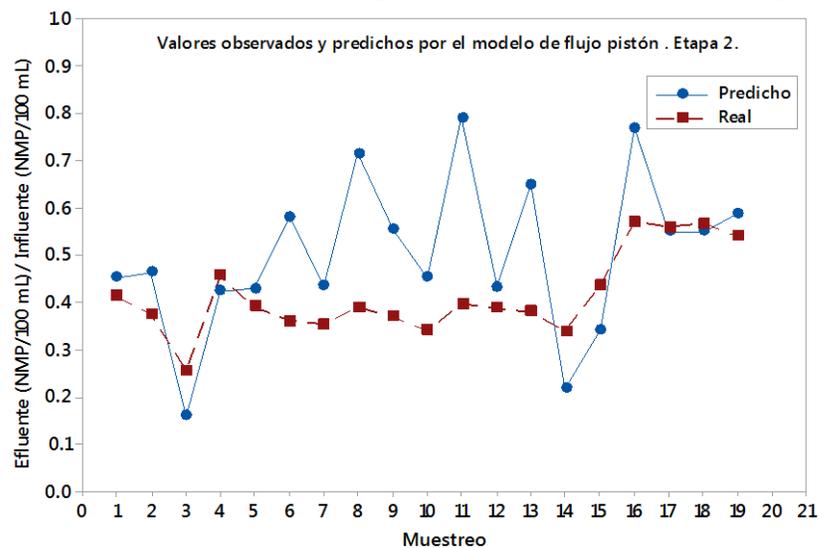
Con base en los resultados obtenidos (Tabla 18) y los criterios estadísticos de evaluación (R^2 y RRMSE), se observó que ambos modelos son aceptables para la predicción de los CF en la etapa 1 del humedal; sin embargo, el escenario que presenta mayor correlación es el modelo de flujo pistón con dispersión.

Tabla 18. Validación de los modelos cinéticos de decaimiento de CF. Etapa 1.

Consideración hidráulica	R^2	RRMSE
Flujos pistón	0.91	0.046
Flujo pistón con dispersión	0.98	0.033

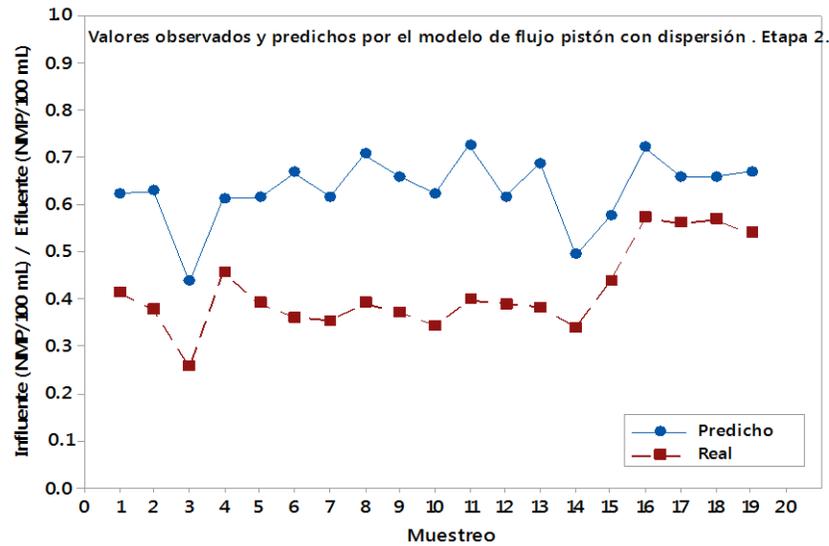
La modelación de los datos de CF en la etapa 2 del humedal (C/C_o), con un modelo de flujo pistón, registró una correlación débil de predicción ($R^2=0.41$ y $RRMSE=0.085$) y diferencias significativas entre un escenario y otro ($p<0.05$).

Figura 48. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón. Etapa 2.



En cuanto a los datos de la etapa 2 (C/C_o), con un modelo de flujo pistón con dispersión (Figura 46), se obtuvo estadísticamente evidencia que no existen diferencias significativas entre lo observado y lo predicho por el modelo ($p<0.05$). Se registró un coeficiente de correlación de $R^2=0.65$ y una $RRMSE=0.080$.

Figura 49. Diferencias entre lo observado y las predicciones por el modelo de flujo pistón con dispersión. Etapa 2.



En la tabla 18, se observa que los modelos cinéticos propuestos en la etapa 2 registraron coeficientes de correlación $R^2 < 0.70$, evidenciando correlaciones débiles de predicción.

Tabla 19. Validación de los modelos cinéticos de decaimiento de CF. Etapa 2.

Consideración Hidráulica	R^2	RRMSE
Flujos pistón	0.41	0.085
Flujos pistón con dispersión	0.65	0.080

Lavenspiel (2004) considera que este tipo de modelos y en particular el de flujo pistón con dispersión suelen desconocer la densidad de la vegetación, crecimiento radicular y las zonas muertas; motivo por el cual, varios autores sostienen que la descripción de los fenómenos y modelación de los procesos en los humedales no es tarea fácil, ya que están altamente influenciados por factores hidráulicos y ambientales (Wynn *et al.*, 1001, Kadlec *et al.*, 2009).

Con base en lo anterior y considerando que durante el proceso de experimentación, la etapa 1 del humedal presentó una mayor densidad de vegetación en comparación con la etapa 2 (Figura 50), y tomando en cuenta que las raíces de las plantas ayudan a la distribución del flujo dentro del humedal, lo que reduce la cantidad de zonas muertas (Lara ,1999), es que se obtuvo un coeficiente de correlación R^2 más alto en la etapa 1.

Figura 50. Densidad de la vegetación en el humedal.



5. CONCLUSIONES

Las conclusiones que se pueden extraer del trabajo presentado en esta tesis son las siguientes.

- El modelo cinético basado en una ecuación de primer orden y un reactor de flujo pistón con dispersión, predice satisfactoriamente el comportamiento de los CF en un HAFSV de dos etapas, alcanzando un coeficiente de correlación de $R^2=0.98$ y una $RRMSE=0.03$.
- Se logró diseñar un HAFSV de dos etapas y ponerlo en operación con resultados satisfactorios.
- Los factores de filtración, adsorción, sedimentación y OD, son primordiales para la determinación de la constante cinética de decaimiento de CF en un HAFSV. La constante de primer orden para CF es de 1.163 d^{-1} .
- Las bacterias indicadoras (CF) se reducen eficazmente en un HAFSV alcanzando remociones del 99.99%, es decir, del orden de 4.8 unidades logarítmicas (NMP/100 mL); y con respecto a la DBO_5 se alcanzan valores de remoción promedio de 94.46%. Estos resultados son menores a los registrados en humedales de tipo horizontal con TRH similares.
- Las tuberías de aireación incorporan mayor cantidad oxígeno a interior del sistema, propiciando mayores condiciones aerobias y favoreciendo la remoción de CF y DBO_5 , por lo que se concluye que el impacto de ellas en el sistema, es positivo. La concentración de OD con las tuberías de aireación (4.50 mg/L) fue el doble de lo registrado cuando no se cuenta con ellas.
- El sistema no se desestabilizó en cuanto a la remoción de CF y DBO_5 por fluctuaciones en la concentración de entrada, lo que corrobora que este tipo de humedales pueden soportar picos de concentración de contaminantes sin afectar su eficiencia.
- Independientemente de la concentración del influente en cuanto a CF y DBO_5 , el efluente cumple con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 en cuanto a la protección de la vida acuática o uso en riego agrícola; y con los

límites máximo de la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reuso en riego de jardines y camellones en autopistas, abastecimiento de hidrantes de sistemas contraincendios, barreras hidráulicas de seguridad y campos de golf.

- Existe influencia directa entre la remoción de CF, DBO_5 y el OD.

- El monitoreo de la estabilización de remoción de materia orgánica y CF ha permitido establecer que el periodo de estabilización depende principalmente de las características del agua residual; ya que ésta contiene los componentes para la formación de la biopelícula, uno de los principales elementos para llevarse a cabo la remoción de contaminantes.

6. RECOMENDACIONES

- La remoción de bacterias indicadoras y DBO_5 en el presente trabajo se llevó a cabo principalmente en la etapa 1, por lo que se recomienda hacer un análisis más profundo en cuanto al dimensionamiento de este tipo de sistemas.
- Se sugiere evaluar la remoción de nitrógeno y fósforo en el HAFSV, para conocer si estos parámetros se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997.
- La carga hidráulica utilizada en este trabajo fue constante, por lo que se sugiere evaluar el comportamiento de remoción de contaminantes con presencia de fluctuaciones de carga.
- Las tasas de carga orgánicas analizadas en el presente trabajo son bajas comparadas con las tasas que utilizan los sistemas a gran escala, por lo tanto, todavía queda por estudiar si la concentración de salida alcanza valores similares de remoción cuando se aumenta la tasa orgánica.
- Se recomienda evaluar la remoción de patógenos y nutrientes en un sistema combinado (humedal subsuperficial vertical seguido de un horizontal) que permita conocer si con este tipo de arreglo se alcanzan concentraciones de salida dentro de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997.

7. BIBLIOGRAFÍA

1. Abou-Elela S. and Hellal M. (2012). Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyperus*. *Ecological Engineering*, 47, 209– 213.
2. Acharya B., Pathak H, Mohan S., Shouche Y, Singh V. and Madamwar D. (2011). Kinetic modelling and microbial community assessment of anaerobic biphasic fixed film bioreactor treating distillery spent wash. *Water Research*, 45(14) ,4248–4259. doi:10.1016/j.watres.2011.05.048.
3. Araki, S., Gómez S., Bécares, E., De Luis E. and Rojo F. (2001). Effect of High-Rate Algal Ponds on Viability of *Cryptosporidium parvum* Oocysts. *Applied And Environmental Microbiology*, 67(7), 3322 – 3324.
4. Arias O. (2004). *Estudio de la biodegradación de la materia organica en humedales construidos de flujo subsuperficial* (tesina). Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, España.
5. Arias^a C, Brix, H. and Marti, E. (2005). Recycling of treated effluents enhance removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 40, (6-7), 1431–1443. doi: 10.1081/ESE-200055882.
6. Auer M. and Nuehaus S. (1993). Modeling fecal coliform bacteria. I field and laboratory determination of loss kinetics. *Water Research*, 27(4). 693-701.
7. Ávila C., Nivala J., Olsson L., Kinfe K., Headley T...and García J.(2014). Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Science of the Total Environment*, 494–495, 211–217.
8. Ávila S. y Pulido M.(2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *Nova*, 10, 69-79.
9. Ávila S., Estupiñan S., Mejia A. y Mora L. (2014). La calidad bacteriológica del agua del humedal Jaboque (Bogotá, Colombia) en dos épocas contrastantes. *Caldasia*, 36 (2), 323-329.
10. Barbier E., Acreman M. and Knowler D.(1997). *Valoración económica de los humedales. Guia para decisores y planificadores*. Oficina de la Convencion de Ramsar. Gland, Suiza.

11. Bouhoum K., Amahmid O. and Asmama S. (2000). Occurrence and removal of protozoan cysts and helminth eggs in waste stabilization ponds in Marrakech. *Water Science Technology* 42 (10-11), 159-164.
12. Brisson J. and Chazarenc F. (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?. *Sci. Tot. Env.*, 407, 3923-3930.
13. Brix¹ H. (1999). Use of constructed wetlands in water pollution control; historical development, presents, status, and future perspectives. *Wat. Sci. Tech.*, 30 (8), 209-223.
14. Brix¹ H. and Arias C. (2005) Danish Guidelines for small-scale constructed wetlands systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water Sci. Tech.*, 51(9), 1-9.
15. Brix² H. and Arias C. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25, 491-500.
16. Campos C. (1999). Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de aguas residuales para riego agrícola (tesis doctoral). Facultad de Biología, Universidad de Barcelona. 250 pp.
17. Chavarría, J. C. (2001) . *Humedales artificiales de flujo vertical: estado del arte y propuestas experimentales para la obtención de parámetros de diseño* (tesis de licenciatura), Universidad Nacional Autónoma de México, México.
18. CONAGUA; (2013); "Estadísticas del Agua en México"; Subdirección general de planeación, Comisión Nacional del Agua, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
19. Cooper P. (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rate. *Water Sci. and Technol.*, 51 (9), 81-90.
20. CYTED, Ciencia y Tecnología para el desarrollo (2011). Agua potable para comunidades rurales, reúso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas.
21. De Azcoitia E. (2012). *Efecto de sobrecargas hidráulicas en el rendimiento de humedales construidos para la depuración de aguas (tesis de especialidad)*. Universidad Politécnica de Cataluña. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. Cataluña, España. 95 pp.
22. De Feo G., Lofrano G. and Belgiorno V. (2005). Treatment of high strength wastewater with vertical flow constructed wetlands filters. *Wat Sci. and Technol.*, 51 (10), 139-146.

23. Debik E. and Coskun T. (2009). Use of the static granular bed reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modelling. *Bioresour Technol*, 100 (11),2777–2782.
24. Decamp O. and Warren A.(2000).Investigation of Escherichia coli removal in various desings of subsurface flow wetlands use for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 14, 293-299.
25. Delgadillo O., Camacho A., Pérez L. y Andrade M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales* (serie técnica). Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua, Cochabamba, Bolivia. ISBN: 978-99954-766-2-5.
26. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2006). *Performance of stormwater retention ponds and constructed wetlands in reducing microbial*. Washington, EUA. EPA/600/R-06-102.
27. Evanson M. and Ambrose R. (2006). Source and growth dynamics of fecal indicator bacteria in coastal wetland System and potential impacts to adjacent waters. *Water Research*, 40 (3), 475 – 486.
28. Fenoglio F. (2000). *Bases de diseño para la construcción de un reactor biológico experimental basado en los sistemas de humedales artificiales* (tesis de licenciatura),Universidad Nacional Autónoma de México, México.
29. Galvis A. *et al.* ;(2005);”Modelo conceptual de selección de tecnología para el control de contaminantes por aguas residuales domesticas”; Instituto Cinara, Facultad de ingeniería, Universidad del Valle; Cali, Colombia.
30. García J. y Corzo A. (2008). *Depuración con Humedales Construidos*. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, España.
31. García J., Vivar I., Aromir M. and Mujeriego R. (2003). Role of Hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research*, 37, 2465-2653.
32. Gersberg R., Gearheart R., Yves M. (1989). Pathogen removal in constructed wetlands. In: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA, 431 – 446 pp.
33. Ghermandi A., Bixio, D. and Thoeye, C (2007). The removal of pathogens in surface-flow constructed wetlands and its implications for water reuse. *Water Science and Technology*, 56 (3), 207-216.

34. Gikas G., Tsihrintzis V. and Akratos C. (2011), Performance and modeling of a vertical flow constructed wetland-maturation pond system. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46(7), 692-708. doi: 10.1080/10934529.2011.571579.
35. Giraldi, D., Vitturi M. and Iannelli, R. (2010). FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environmental Modelling & Software*, 25 (5) 633 – 640.
36. Gonzalez M.(2014). *Efecto en la variación de la altura laminar en la remoción de patógenos y nitrógeno en humedales construidos de flujo subsuperficial vertical tratando aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* (tesis de maestría). Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.
37. Gopal B. (1999). Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science Technology*, (40)3, 27-35.
38. Grimason A., Smith H., Thitai W., Smith P., Jackson M. and Girdwood R. (1993). Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in Kenyan waste stabilisation ponds. *Water Science Technology*, 27 (3-4) ,97-104.
39. Gross A., Shmueli O., Ronen Z. and Raveh E. (2007). Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) – a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, 66 (5), 916 – 923.
40. Hench K., Bissonette G., Sextone A., Coleman J., Garbutt K. and Skousen J. (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Res.*, 37(4), 921 – 927.
41. Hernández J., y Pérez M. (2012). Humedal subsuperficial vertical para el tratamiento de aguas residuales: Diseño, construcción y evaluación. *Revista Cubana de Química*, 24 (2).
42. Hiley P. (1995). The reality of sewage treatment using wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 29(4), 329-337.
43. Hoffmann H., Platzer C., Winker M. and Muench E. (2011). *Technology Review of Constructed Wetlands. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. International Cooperation Agency of Germany (GIZ). Eschborn, Alemania.
44. IMTA 2015. Bibliografía de los informes del IMTA 2015 ITRC. Interstate Technology & Regulatory Council (2003). *Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands*. District of Columbia, United States of America.

45. Jácome, A., Suárez J., Molina J. y Rodriguez M. (2013). Humedal de flujo vertical para el tratamiento terciario del efluente físico-química de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 14 (2), 223-235. ISSN 1405-7743 FI-UNAM.
46. Jenkins M., Bowman D. and Ghiorse W. (1998). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* Oocysts by Ammonia. *Applied And Environmental Microbiology*, 64 (2), 784 – 788.
47. Jin S., Lin Y., Lee D. and Wang T. (2001). Using constructed wetland systems to remove solids from highly polluted river water. *Water Science and Technology: Water Supply*, 1 (1), 89-96.
48. Kadlec R. ;(2003); “The limits of phosphorus removal wetlands”.
49. Kadlec R. and Knight (1996). *Treatment wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, New York, London, Tokyo.
50. Kadlec R. and Wallace S. (2008). *Treatment wetlands (2da ed.)*. United States of America: Taylor y Francis Group.
51. Karathanasis A., Potter C. and Coyne M. (2003). Vegetation effects bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* , 20, 157-16.
52. Kayser K. and Kunst S. (2005). Process in vertical – flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science and Technology*, 51 (9), 177 – 184.
53. Khatiwada N., Polprasert C. (1999) Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands, *Water Science and Technology*,40 (3) ,109–116.
54. Langergraber G., Giraldo D., Mena J., Meyer D., Peña M... and Korkusuz E.(2009). Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3931-3943.
55. Langergraber, G. (2008). Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands – A review. *Vadoze Zone Journal*, 7 (2), 830 – 842.
56. Lantze I., Mitchell D., Heritage A. and Sharma K. (1999). A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. *Ecological Engineering*, 12 (1 – 2), 93 – 105.
57. Lara J. (1999). *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales* (tesis de maestría), Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.

58. Lee M., Drizo A., Rizzo D., Druschel G., Hayden N. and Twohig, E. (2010). Evaluating the efficiency and temporal variation of pilot-scale constructed wetlands and steel slag phosphorus removing filters for treating dairy wastewater. *Waterr Research*, 44, 4077–4086.
59. Lefeuvre J., Laffaille P., Feunteun E, Bouchard V and Radureau A. (2003). Biodiversity in salt marshes: from patrimonial value to ecosystem functioning. The case study of the Mont- Saint- Michel bay. C. *Comptes Rendus Biologies, Elsevier Masson*, 326(1), 125–131.
60. Li Y., Yu J., Lui Z. and Ma T. (2012). Estimation and modeling of direct rapid sand filtration for total fecal coliform removal from secondary clarifier effluents. *Water Science and Technology*, 65 (9),1615-1623. Doi: 10.2166/wst.2012.054.
61. Liénard A., Guellaf H. amd Boutin C. (2001).Choice of sand for filters used for secondary treatment of wastewater. *Water Science and Technology*, 44(2-3), 189-196.
62. Maier U., DeBiase, C., Baeder-Bederski O. and Bayer P. (2009). Calibration of hydraulic parameters for large-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, 369(3-4), 260 – 273.
63. Maltais G. Maranger R. Brisson J. and Chazarenc F. (2009). Nitrogen Transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Res.*,(43),535-545.
64. Mara D., Curtis T. and Silva A. (1992).The effect of sunlight on fecal coliforms in ponds. Implications for research and design. *Water Science Technology*, 26 (7 – 8), 1729 – 1738.
65. Mena J., Rodríguez L., Núñez J. y Villaseñor J. (2008). *Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: ventajas de los sistemas híbridos*. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. Madrid, España.
66. Metcalf and Eddy, Inc. (2004). *Waster engineering treatment and reuse*. Mc Graw Hill.
67. Metcalf and Eddy. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and reuse*. Mc Graw Hill, New York, N.Y
68. Molle P., Lienard A., Boutin C., Merlin G. and Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science Technology* , (51), 11–21.
69. Morató J., Codony F., Sánchez O., Martín L., Garcia J. and Mas J.(2014). Key desing factors affecting microbial community composition and pathogenic organism removal in

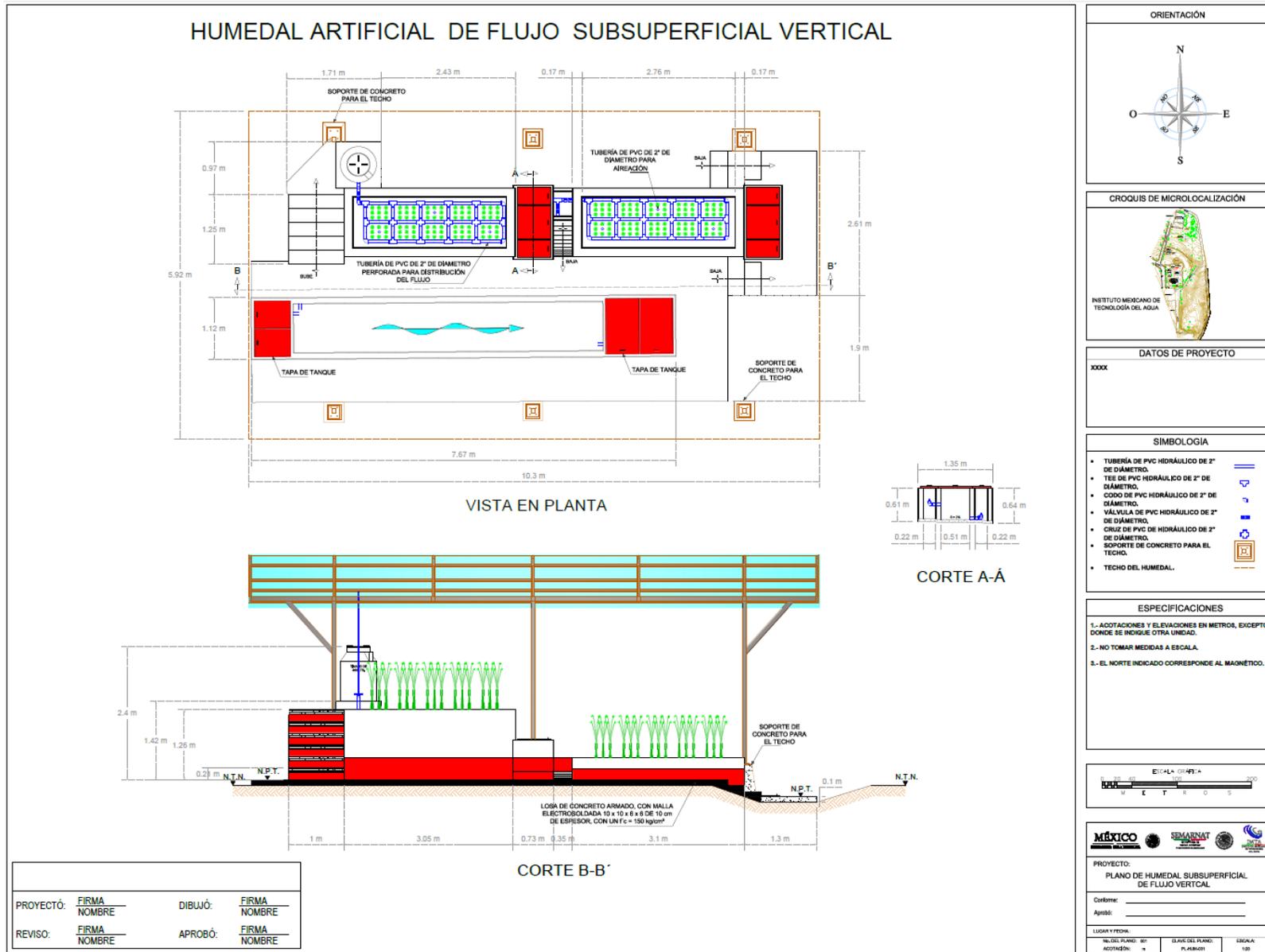
- horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 481, 81-89.
70. Olátora A.(2011). Evaluación del sistema de aguas residuales domesticas mediante humedales artificiales de alta tasa en la localidad petrolera de Caño Gandúl (tesis de maestria). Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
 71. OMS, Organización Mundial de la Salud (2005). Manual de Bioseguridad en Laboratorios. 3ra edición.
 72. Osnaya M. ;(2012);”Propuesta de diseño de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales en la Universidad de la Sierra Juárez”; Universidad de la Sierra Juárez; Ixtlán de Juárez, Oaxaca.
 73. Platzer C. and Mauch K. (1997). Soil Clogging in Vertical Flow Beds. Mechanisms, Parameters, Consequences and Solutions. *Water Science Technology*, 35 (5) , 175 – 181.
 74. Prochaska C. and Zouboulis A. (2006). Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, 26, 293-303.
 75. Prochaska C., Zouboulis A. and Eskridge K. (2007). Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering*, 31(1), 57–66.
 76. Quiñones J. y Medina N. ;(2014);”Biotecnología para el tratamiento de aguas residuales mediante el uso de humedales artificiales”.
 77. Quiñonez J., Median N., Ramos C., Flores R. y Castell S. (2014). Biotecnología para el tratamiento de aguas residuales domesticas mediante el uso de humedales artificiales. Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México, pp. 2-4.
 78. Ramirez H. (1998). Desarrollo de la ingeniería básica para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales a base de un humedal artificial de flujo horizontal (tesis profesional). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
 79. Ramsar.Secretaría de la Convención de Ramsar (2013) . *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*, 6ª ed., Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
 80. Reed S., Miledlebrooks J. an Crites R. (1995). Natural Systems for Waste Management and Treatment (2th Ed.). New York: McGraw Hill.

81. Riascos D. (2014). *Efecto del tipo de flujo en la cinética de remoción de organismos indicadores de contaminación bacteriológica en humedales construidos sembrados con papiro (cyperus, sp) usando agua residual doméstica proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales domesticas de la U.T.P.* (tesis de licenciatura). Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.126 pp.
82. Rivas H. (2013). *El uso de Pantanos Artificiales en el Saneamiento de agua cruda antes de la potabilizacion y saneamiento de guas servidas.* Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México.
83. Rodríguez M., Jácome A., Jácome J. y López J. (2012). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales doméstica, Ingeniería, Investigación y Tecnología, pp. 223-235.
84. Rousseau D., Vanrolleghem P. and De Pauw N. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, 38 (6), 1484–1493.
85. Ruppelt J, Tondera K and Pinnekamp J. (2015). Test-scale constructed wetland for the elimination of pathogens and micropollutants from combined sewer overflow. 6th international symposium on wetland pollution dynamics and control. York, United Kingdom.134-135 pp.
86. Saeed T. and Sun G. (2011). The removal of nitrogen and organics in vertical flow wetland reactors: Predictive models. *Bioresource Technology*, 102 (2), 1205–1213. doi:10.1016/j.biortech.2010.09.096
87. Salgot, M. and Torrens A. (2008). Aguas continentales. Gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua. Informes CSIC. Ed. Cyan, Proyectos y producciones editoriales, S.A. Madrid.
88. Sklarz M., Gross A., Soares I. and Yakirevich A. (2010). Mathematical model for analysis of recirculating vertical flow constructed wetlands. *Water Research*, 44(6), 2010–2020.
89. Sleytr K., Tietz A., Langergraber G. y Haberl R. (2007). Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands. *Science Total Environmental*, 380, (1-3), 173-180.
90. Stefanakis A. and Tsihrintzis V. (2009). Effect of outlet water level raising and effluent recirculation on removal efficiency of pilot scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Desalination*, 248 (1-3), 961-976.

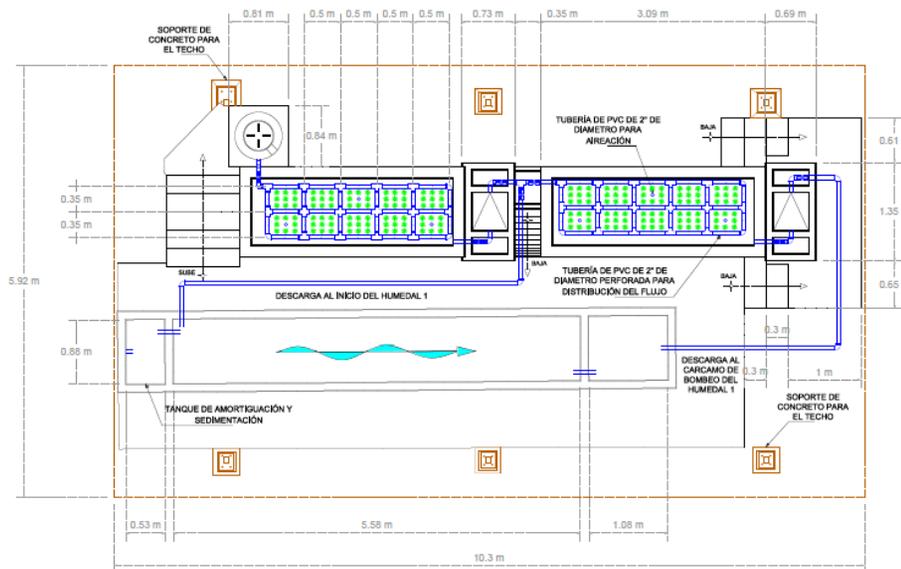
91. Stefanakis, A., Akratos, C.S. and Tsihrintzis, V. A. (2014). *Vertical Flow Constructed Wetlands. Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment (1ra ed.)*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
92. Struck S., Selvakumar A., Borst M. (2006) Performance of Stormwater Retention Ponds and Constructed Wetlands in Reducing Microbial Concentrations, U.S. Environmental Protection Agency, 600 (R-06), 102.
93. Tang X., Huang S. and Fciwem M. (2009). Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environment Journal*, 23, 180–188. ISSN 1747-6585.
94. Thomann R. and Mueller J. (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper and Row, New York.
95. Tietz A., Kirschner A., Langergraber G., Sleytr K. and Haberl R. (2007). Characterisation of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380 (1-3), 163–172.
96. Vacca G., Wand H., Nikolaus M., Kusch P. and Kästner M. (2005). Effects of plants and filter materials on bacteria removal in pilot – scale constructed wetlands. *Water Research*, 39, 1361 – 1373.
97. Vacca G., Wand H., Nikolausz M.Kusch P. and Kastner M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research*, 39, 1361–1373.
98. Valiela I., Teal J., Volkmann S., Shafer D. and Carpenter E. (1978). Nutrient and Particulate Flues in a Salt Marsh Ecosystem Tidal Exchanges and Input by Precipitation and Groundwater. *Limnol. Oceanogr.*, 23(4), 798-812.
99. Vera L., Marlel G., Gutiérrez J. y Márquez M. (2006). *Gestión sostenible del agua residual en entornos rurales. Capítulo 3. Evaluación de los sistemas de depuración natural* (Proyecto DEPURANAT). Instituto Tecnológico de Canarias. Departamento de Agua. Dirección de Investigación y Desarrollo Tecnológico.
100. Villegas M. y Vidal E. ;(2009);”Gestión de los procesos de descontaminación de aguas residuales domesticas de tipo rural en Colombia”; Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia; Medellin, Colombia.
101. Vymazal J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2, 530-549. doi: doi:10.3390/w2030530.

102. Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18 (5), 633-646.
103. Wang H., Jiang D., Yang Y. and Cao G. (2013). Analysis of chemical reaction kinetics of deprecating organic pollutants from secondary effluent of wastewater treatment plant in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 67 (2), 353-358 . doi: 10.2166/wst.2012.521.
104. Water Environment Federation (2001) Natural Systems for wastewater Treatment (WEF Manual of practice FD-16). Second Edition. Water Environment Federation, Alexandria Virginia.
105. Williams J., Bahgat M., May E., Ford M. and Butler J. (1995). Mineralisation and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Science Technology*, 32 (3), 49–58.
106. Winter K. and Goetz D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 48 (5), 9–14.
107. Yetilmezsoy K. (2012). Integration of kinetic modeling and desirability function approach for multi-objective optimization of UASB reactor treating poultry manure wastewater. *Bioresource Technology*, 118 ,89–101. doi: 10.1016/j.biortech.2012.05.088
108. Yetilmezsoy K. and Sakar S. (2008). Development of empirical models for performance evaluation of UASB reactors treating poultry manure wastewater under different operational conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 153 (1-2), 532–543. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.08.087
109. Zhao Y., Hui Z., Chao X., Nie E., Li H. and He J. (2011). Efficiency of two-stage combinations of subsurface vertical down-flow and up-flow constructed wetland systems for treating variation in influent C/N ratios of domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 37 (10), 1546–1554.

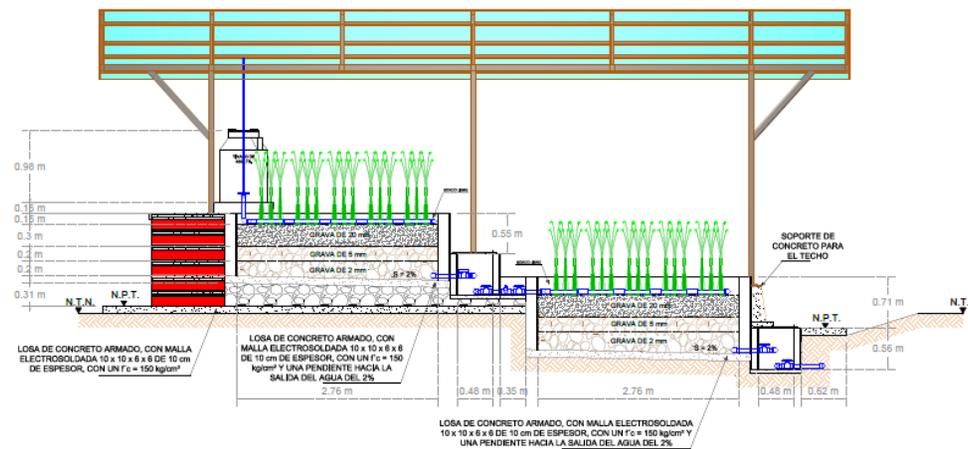
ANEXO I. PLANOS DEL HUMEDAL



HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL

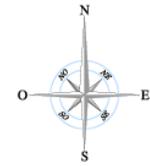


SISTEMA DE ALIMENTACIÓN DE AGUA



GRANULOMETRIA DEL HAFSV

ORIENTACIÓN



CROQUIS DE MICROLOCALIZACIÓN



DATOS DE PROYECTO

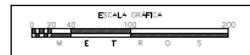
XXXX

SIMBOLOGÍA

- TUBERÍA DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
- TEE DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
- CODO DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
- VÁLVULA DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
- CRUZ DE PVC DE HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
- SOPORTE DE CONCRETO PARA EL TECHO.
- TECHO DEL HUMEDAL.

ESPECIFICACIONES

- 1.- ACOTACIONES Y ELEVACIONES EN METROS, EXCEPTO DONDE SE INDIQUE OTRA UNIDAD.
- 2.- NO TOMAR MEDIDAS A ESCALA.
- 3.- EL NORTE INDICADO CORRESPONDE AL MAGNÉTICO.



PROYECTO:
PLANO DE HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL

Contiene: _____

Aprobó: _____

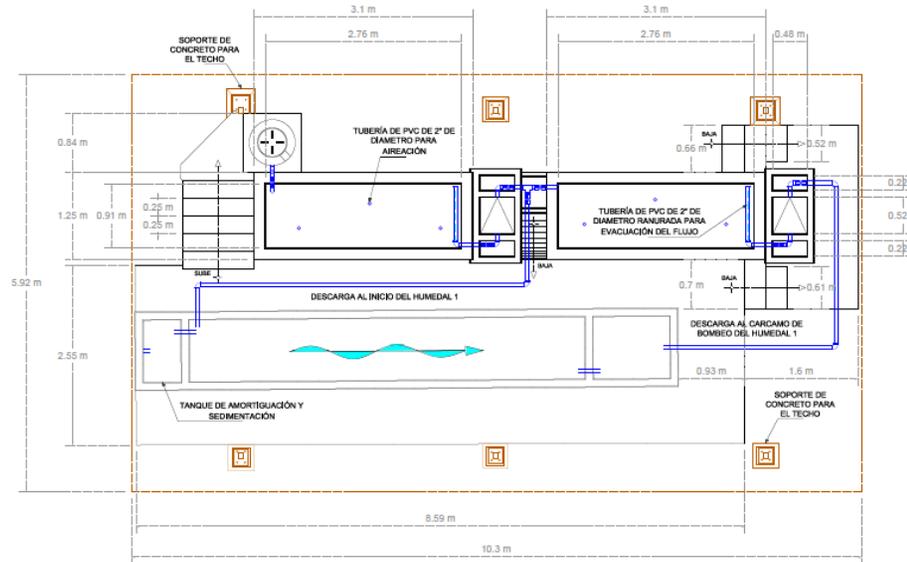
Lugar y fecha: _____

NÚMERO DEL PLANO: 001
ACOTACIÓN: 1

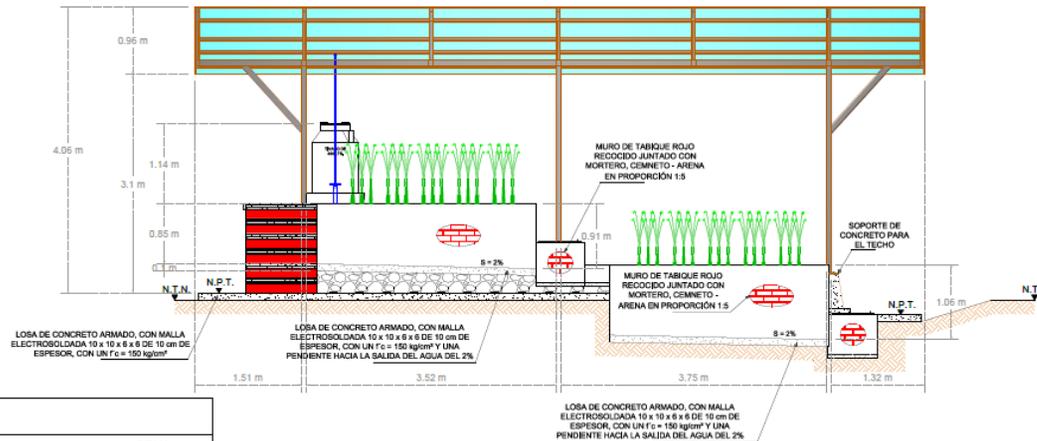
DIÁMULO DEL PLANO:
PL. 04.00.02

ESCALA:
1:50

HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL

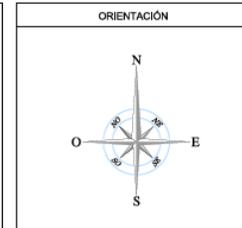


SISTEMA DE EVACUACIÓN DE AGUA



VISTA EN CORTE

PROYECTO: FIRMA _____ DIBUJÓ: FIRMA _____
 NOMBRE _____ NOMBRE _____
 REVISÓ: FIRMA _____ APROBÓ: FIRMA _____
 NOMBRE _____ NOMBRE _____



DATOS DE PROYECTO

XXXX

- SIMBOLOGÍA
- TUBERÍA DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
 - TUBERÍA DE PVC HIDRÁULICO RANURADA DE 2" DE DIÁMETRO.
 - TEE DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
 - CODO DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
 - VÁLVULA DE PVC HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
 - CRUZ DE PVC DE HIDRÁULICO DE 2" DE DIÁMETRO.
 - SOPORTE DE CONCRETO PARA EL TECHO.
 - TECHO DEL HUMEDAL.

- ESPECIFICACIONES
- 1.- ADOTACIONES Y ELEVACIONES EN METROS, EXCEPTO DONDE SE INDIQUE OTRA UNIDAD.
 - 2.- NO TOMAR MEDIDAS A ESCALA.
 - 3.- EL NORTE INDICADO CORRESPONDE AL MAGNÉTICO.



México SEMARNAT

PROYECTO: PLANO DE HUMEDAL SUBSUPERFICIAL DE FLUJO VERTICAL

Conforme: _____
 Aprobó: _____

LUGAR Y FECHA:

NÚMERO DEL PLANO: 001	CLAVE DEL PLANO: PLABM001	ESCALA: 1:50
-----------------------	---------------------------	--------------

ANEXO II. MEMORIA FOTOGRÁFICA DE LA INSTALACIÓN DEL HUMEDAL

A continuación se presentan algunas figuras que muestran el proceso de instalación del humedal.



a) Instalación de la plataforma de concreto para el humedal



b) Instalación de las celdas y cajas de muestreo.



c) Aplanado de las celdas y cajas de muestreo.



d) Celdas instaladas y pintadas.



e) Impermeabilización de cada celda con geomembrana.



f) Cribado del material de empaque.



g) Instalación de la red de tubería de recolección.



h) Relleno de las celdas con material de granular. Primera capa.



i) Relleno de la celda con material granular. Segunda capa y tercer capa.



j) Instalación de techumbre para protección de la lluvia.



k) Sembrado de la vegetación.



L) instalación de red de tubería de distribución del agua.

ANEXO III. PRUEBA DE POROSIDAD

Objetivo:

Determinar de la porosidad *in situ* del medio filtrante.

MATERIAL

1 Probeta 1 L

1 Probeta 100 mL

1 Probeta 10 mL

Bomba peristáltica

Cronómetro

2 Botes 2 L

4 Botes 1 L

ACTIVIDADES

1. Determinar volumen de espacios vacíos en la capa de grava
 - a. Conectar la bomba peristáltica a la salida de la columna de material granular (parte inferior) para introducir agua limpia por el fondo de la columna hasta inundar la capa de grava y sin mojar la capa de lecho filtrante.
 - b. Se cierra la válvula de salida de la columna y se desconecta la manguera de la bomba.
 - c. Se coloca un vaso de precipitados de 1 L y se abre la válvula midiendo con el vaso el volumen desalojado el cual es equivalente al volumen de espacios vacíos en esta capa. Este paso se realiza por triplicado.
2. Determinación del volumen de espacios vacíos de la capa del lecho filtrante
 - a. De la misma forma se llena nuevamente el reactor con agua limpia hasta la marca de 3.5 L, es decir que esté completamente inmerso. El llenado se debe realizar lentamente para prevenir la expansión del mismo y la formación de burbujas de aire.
 - b. Para permitir que el agua penetre a todos los microporos del material de empaque orgánico, el agua se deja toda la noche.
 - c. Al día siguiente se puede observar que el nivel del agua ha disminuido, debido a que ha sido absorbida en los microporos. Si es así, se agrega nuevamente agua por el fondo de la columna hasta inundar el nivel superior del lecho filtrante.

- d. Si el nivel de agua o disminuyó y sigue al ras del lecho filtrante, entonces se comienzan las pruebas de vaciado que consisten en medir el tiempo que tarda en drenarse el agua que ocupa los espacios vacíos, para lo cual se realiza lo siguiente:
- e. Se abre la llave del fondo para vaciar la columna.
- f. El agua se colecta en contenedores diferentes por periodos de tiempo (1, 2, 4, 15, 30, 60, 180, 240, 420 y 1440 minutos). Es decir en el primer recipiente se colecta el agua que sale en el primer minuto. En el segundo recipiente se colecta el agua que sale entre el minuto 1 y 2. en el tercer recipiente se colecta el agua que sale entre el minuto 4 y así sucesivamente hasta cumplir 1440 minutos.
- g. El volumen desalojado en cada intervalo se mide en las probetas y se anota el volumen correspondiente.
- h. La prueba se hace por triplicado.
- i. Al finalizar las pruebas de vaciado se toma una muestra de material filtrante (MF) de la parte alta, media y baja de los BF y se determina el contenido de agua por gravimetría. Para lo cual se pesa el MF húmedo, luego se deja secar en la estufa a 104°C 3horas, luego se pesa el MF seco y por diferencia de peso se obtiene la masa de agua que contiene el MF húmedo. Se hace un promedio de las tres muestras tomadas. Posteriormente, a partir del peso del MF húmedo que se utilizó para empacar la columna se determina la masa total de agua retenida en el lecho de la columna y si se considera que un gr. de agua es equivalente a un mL de agua, entonces la masa de agua retenida es igual al volumen de agua retenida en el MF húmedo.
- j. Con los resultados obtenidos se determina el volumen de espacios vacíos en el lecho filtrante orgánico (VELFO) o porosidad de la columna:

3. Determinación de la Porosidad del lecho filtrante.

- i. Porosidad=Macroporosidad + Microporosidad.

La macroporosidad corresponde al volumen total de agua que sale de la columna durante las pruebas de vaciado. La microporosidad es igual al volumen de agua retenida en el material orgánico (% humedad) de lecho filtrante. Este valor se obtiene a partir de las muestras de medio filtrante tomadas al final de las pruebas de porosidad (inciso i)

RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos durante la prueba.

Determinación de:

Peso húmedo

Concepto	Resultado
Columna sola	1.374 Kg
Columna con base	9.100 Kg
Piedras	0.287 Kg
Base	2.100 Kg

Peso de M.F.=5.339 Kg (peso húmedo)

Contenido de humedad

Concepto	Fórmula	Resultado	
		Prueba 1	Prueba 2
Capsula a peso constante	(a)	53.830	75.415
Capsula + medio filtrante (húmedo)	(b)	99.987	106.732
Medio filtrante (húmedo)	(b-a)=c	46.157	31.317
Peso Estufa después de 24 h	(d)	88.742	104.124
Medio filtrante seco	(d-a)=e	34.911	28.708
Contenido de agua en medio filtrante húmedo	(c-e)=f	11.245	2.608
Porcentaje de humedad del MF húmedo	(f*100/c)	9.0786	-0.584
Porcentaje de humedad del MF húmedo promedio			4.24

Si el reactor se empacó con 5.34 Kg de MF con un contenido de agua de 4.24%, entonces el 4.24 del material filtrante que corresponde al agua retenida es igual a 226.779 gr de agua o 226.779 mL.

La porosidad es igual al volumen de agua que sale al final de la prueba de vaciado sin el volumen de la capa de piedras (macroporosidad) + agua retenida en el MF (microporosidad).

Macroporosidad=840 mL.

Microporosidad=266.7099 mL.

Porosidad=1.066.77 mL.

Entonces el porcentaje de porosidad del lecho filtrante es de 35.47%.

ANEXO IV. VALORES UTILIZADOS EN LOS MODELOS PARA SU VALIDACIÓN

Modelo de flujo pistón

Muestreo	(C/C ₀)	
	Observado	Predicho
1	0.16	0.33
2	0.14	0.37
3	0.30	0.65
4	0.18	0.29
5	0.16	0.28
6	0.13	0.44
7	0.13	0.34
8	0.16	0.47
9	0.16	0.33
10	0.12	0.38
11	0.17	0.48
12	0.17	0.23
13	0.15	0.45
14	0.11	0.19
15	0.15	0.42
16	0.14	0.38
17	0.24	0.48
18	0.19	0.46
19	0.22	0.40
20	0.22	0.38

Modelo de flujo pistón. Etapa 1

Muestreo	(C/C ₀)	
	Observado	Predicho
1	0.39	0.66
2	0.37	0.69
3	0.29	0.57
4	0.40	0.65
5	0.41	0.64
6	0.37	0.72
7	0.38	0.67
8	0.40	0.73
9	0.43	0.67
10	0.36	0.69
11	0.42	0.74
12	0.44	0.61
13	0.39	0.72

Muestreo	(C/C ₀)	
	Observado	Predicho
14	0.33	0.59
15	0.31	0.69
16	0.41	0.74
17	0.35	0.73
18	0.38	0.70
19	0.42	0.69
20	0.39	0.66

Modelo de flujo pistón. Etapa 2.

Muestreo	(C/C ₀)	
	Observado	Predicho
1	0.41	0.23
2	0.37	0.23
3	0.25	0.08
4	0.45	0.21
5	0.39	0.21
6	0.36	0.29
7	0.35	0.22
8	0.39	0.36
9	0.37	0.28
10	0.34	0.23
11	0.40	0.40
12	0.39	0.22
13	0.38	0.32
14	0.34	0.11
15	0.44	0.17
16	0.57	0.38
17	0.56	0.27
18	0.57	0.27
19	0.54	0.29
20	0.41	0.23