



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
AMBIENTAL – AGUA

DESARROLLO DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL EXPERIMENTAL
CONFORMADO POR ESTRATOS VERTICALES

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
JUAN BENJAMÍN SEGURA MIRANDA

TUTOR
DR. VÍCTOR MANUEL LUNA PABELLO, FACULTAD DE QUÍMICA
COMITÉ TUTOR
DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA, FACULTAD DE INGENIERÍA
M. EN I. JOSÉ LUIS MARTÍNEZ PALACIOS, INSTITUTO DE INGENIERÍA

MÉXICO, D. F. NOVIEMBRE 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	Dra. Georgina Fernández Villagómez
Secretario:	Dra. Gabriela Moeller Chávez
Vocal:	Dr. Víctor Manuel Luna Pabello
1 ^{er} . Suplente:	Dra. Ana Elisa Silva Martínez
2 ^d o. Suplente:	Dr. Oscar González Barceló

Esta tesis se realizó en el Laboratorio de Microbiología Experimental, del Departamento de Biología de la Facultad de Química, de la Universidad Nacional Autónoma de México.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Víctor Manuel Luna Pabello



FIRMA

RECONOCIMIENTOS

- Al laboratorio de Microbiología Experimental, del Departamento de Biología de la Facultad de Química, de la Universidad Nacional Autónoma de México, donde se realizó el trabajo experimental de la presente tesis.

- Al Dr. Víctor Manuel Luna Pabello, por darme una gran oportunidad al aceptarme bajo su tutela y permitirme alcanzar esta meta.

- Se agradece el apoyo económico otorgado por el Proyecto UNAM-DAGAPA-PAPIIT, clave IT103312: Diseño, construcción y evaluación de un sistema de tratamiento móvil para depuración y reúso de aguas residuales de tipo municipal. El Proyecto PAIP 4194-14 (VMLP 2011-2012) FQ-UNAM, para la compra de materiales y reactivos empleados para la realización del presente trabajo de tesis.

- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para llevar a cabo los estudios de Maestría en Ingeniería Ambiental.

AGRADECIMIENTOS

- Agradezco la enorme ayuda, confianza, paciencia, conocimiento, guía y amistad, que el doctor Víctor Manuel Luna Pabello me ha brindado a lo largo de más de 23 años, así como por permitirme trabajar a su lado y recibir su apoyo incondicional.

- Asimismo, deseo expresar mi agradecimiento a mis compañeros del laboratorio de Microbiología Experimental: Héctor (Houstín), Paty, Tenoch, Sergio (el Chuek), al Rafa, Anita, a la Oka, Mabel, Jazz, Hugo (Cuco), Luciano, Thalí.

- A los miembros del jurado, gracias por todas sus opiniones y contribuciones para el desarrollo y presentación de esta tesis.

- A la UNAM por haber sido mi casa de estudio y por brindarme la oportunidad de llevar a cabo estudios de posgrado, preparándome mental, espiritual y profesionalmente, así como por fortalecer mis principios de carácter social.

- A mis abuelos, padres y tíos, por brindarme su apoyo, amor y paciencia incondicional, así como por estar a mi lado en todo momento y ser un gran ejemplo en mi vida, gracias por sus preocupaciones y por todo lo que me han dado y que no tengo con que pagar, les doy las gracias y espero que se sientan orgullosos de mí.

DEDICATORIAS

A mi madre: Por el inmenso amor que te tengo.

A mis abuelos: Por ser un gran pilar en mi vida, además del gran amor y cariño que les tengo.

A mis hermanos porque eso son todos para mí: Jorge, Mony, Yeya, Nano, Marquitos, Tamy y Taby, cuyo apoyo fue indispensable para la consolidación de este trabajo y que también son y serán partícipes de mis logros y sueños.

A mis muy queridos Tíos: Lucha, Jorge, Enrique, Gina, Raymundo, Celia, Raúl, Ana Laura, Mario, Imelda, Pita, por sus valiosos consejos, apoyo, comprensión y cariño.

A mis amigos de la Facultad de Química, Ingeniería y anexos: Yenny, Héctor, Rafa, Sergio y demás miembros de aquellos años mozos.

A mis amigos de la Torre de Ingeniería: a los Ing. José Antonio y Goyo Poncelis, David, Martín, la Monicota, Fernando Gómez, Ernesto, Chayo, Juanita, el de Lorenz, a la Veross, a la Llaverito, a la Barbie, a Luz.

A mis amigos de Arice: Ely, Kat, Armand (el Oscurín) y Christian (el Chump).

A mis amigos de The Gordons: El Roy, René y Omar.

A mi gran y fiel amigo “CHULETAS” y a la pequeña “KIRA”.

A todos ustedes y a sus familias, así como a todas aquellas viejas y nuevas amistades que también son importantes para mí, les agradezco su paciencia, comprensión y los buenos momentos que pasamos juntos. Los quiero mucho y les dedico este trabajo. Espero que nuestra bella amistad siga para siempre.

ÍNDICE

1	RESUMEN.....	12
2	INTRODUCCIÓN.....	13
3	OBJETIVOS, HIPÓTESIS Y ESTRATEGIA DE TRABAJO.....	16
3.1	OBJETIVO GENERAL.....	16
3.2	OBJETIVOS PARTICULARES.....	16
3.3	HIPÓTESIS.....	16
3.4	ESTRATEGIA DE TRABAJO.....	17
4	MARCO TEÓRICO.....	19
4.1	ANTECEDENTES.....	19
4.2	GENERALIDADES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES.....	22
4.3	PRINCIPALES COMPONENTES.....	26
4.3.1	Zona de alimentación del influente.....	26
4.3.2	El medio de soporte.....	27
4.3.3	Las plantas.....	31
4.3.4	Los microorganismos.....	35
4.3.5	Zona de salida del efluente.....	37
4.4	REMOCIÓN DE LOS PRINCIPALES CONTAMINANTES.....	37
4.4.1	Sólidos suspendidos totales.....	38
4.4.2	Compuestos nitrogenados.....	38
4.4.3	Compuestos fosforados.....	42
4.4.4	Metales pesados y compuestos tóxicos.....	50
4.5	APLICACIONES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES.....	52
4.6	VENTAJAS Y DESVENTAJAS.....	52
5	MATERIALES Y MÉTODOS.....	54
5.1	MATERIALES.....	54
5.1.1	Agua residual municipal tipo.....	54
5.1.2	Materiales de empaque.....	56
5.1.3	Componente vegetal.....	60
5.1.4	Sistemas experimentales (humedales artificiales).....	63
5.2	EQUIPOS.....	71
5.3	DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE INTERÉS.....	72
5.3.1	Muestreo y determinaciones analíticas.....	72
5.3.2	Procesamiento de los resultados experimentales.....	73
6	DISEÑO EXPERIMENTAL.....	75
7	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	78
8	CONCLUSIONES.....	93
9	BIBLIOGRAFÍA.....	95
	ANEXO 1. TABLAS DE RESULTADOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	107
	ANEXO 2. PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE.....	125
	• DENSIDAD APARENTE (ρ_{Ap}).....	125
	• DENSIDAD REAL (ρ_R).....	125
	• POROSIDAD (P).....	125
	• CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (K).....	126

ANEXO 3. CONSTRUCCIÓN DE LOS TRES DIFERENTES ARREGLOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES.....	128
• MATERIALES Y HERRAMIENTAS.....	128
• DIFUSORES Y COLECTORES DE FLUJO	129
• ELABORACIÓN DE LOS TRES DIFERENTES ARREGLOS DE HA.....	131
• El cuerpo de los sistemas.....	131
• LLENADO DE LOS SISTEMAS CON EL MATERIAL DE EMPAQUE	133
• Humedal artificial conformado por estratos verticales (HACEV).....	133
• Humedal artificial de flujo horizontal (HAFH)	134
• Humedal artificial conformado por estratos horizontales (HACEH)	135
• Recipientes de alimentación	137
• Colocación de los sistemas	137
• Siembra del componente vegetal en los HA.....	139
ANEXO 4. OBTENCIÓN Y PROPAGACIÓN DE LA ESPECIE VEGETAL (<i>Phragmites Australis</i>)	142
ANEXO 5. PREPARACIÓN DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL TIPO (ARMT).	144
ANEXO 6. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO	146
• CÁLCULO DEL TRH PARA EL HAFH	146
• CÁLCULO DEL TRH PARA HACEV Y HACEH	146

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3-1. Estrategia de trabajo.....	17
Figura 4-1. Esquema de un Humedal Artificial subsuperficial de flujo horizontal.....	23
Figura 4-2. Clasificación de humedales artificiales (Kadleck y Wallace, 2009).....	23
Figura 4-3. Diagrama de un humedal de flujo a) superficial y b) subsuperficial.....	25
Figura 4-4. Tipos de vegetación de acuerdo a su forma de vida.....	32
Figura 4-5. Ciclo del nitrógeno en un humedal artificial (HA).....	39
Figura 4-6. Proceso de nitrificación en un humedal artificial (HA).....	41
Figura 4-7. Ciclo biogeoquímico del fósforo (modificado de Muller, 1999).....	46
Figura 4-8. Ciclo del fósforo en un humedal artificial (Ramírez-Carrillo, 2003).	49
Figura 5-1. A) Tamizado de material de empaque; B) Secado de material de empaque.....	57
Figura 5-2. Componente vegetal <i>Phragmites australis</i>	61
Figura 5-3. Propagación del componente vegetal.	62
Figura 5-4. Diagrama de los tres arreglos propuestos para los diferentes sistemas experimentales a escala de laboratorio (humedales artificiales).	63
Figura 5-5. Esquema del HACEV (vista: perspectiva).....	64
Figura 5-6. Esquema del HACEV (vista: lateral).	65
Figura 5-7. Esquema del HAFH (vista: perspectiva).....	65
Figura 5-8. Esquema del HAFH (vista: lateral).	66
Figura 5-9. Esquema de los HACEV y HAFH (vista: superior).....	66
Figura 5-10. Esquema del HACEH (vista: perspectiva).....	67
Figura 5-11. Esquema del HACEH (vista: lateral).....	67
Figura 5-12. Esquema del HACEH (vista: superior).....	68
Figura 6-1. Planteamiento experimental.	77
Figura 7-1. Porcentajes de remoción para DBO_5 en los diferentes sistemas evaluados.....	81
Figura 7-2. Remoción de DBO_5 en los diferentes sistemas evaluados.	82
Figura 7-3. Porcentajes de remoción para DQO en los diferentes sistemas evaluados.	84
Figura 7-4. Remoción de DQO en los diferentes sistemas evaluados.	85
Figura 7-5. Porcentajes de remoción para N_T en los diferentes sistemas evaluados.....	86
Figura 7-6. Remoción de N_T en los diferentes sistemas evaluados.	88
Figura 7-7. Porcentajes de remoción para PO_4^{3-} en los diferentes sistemas evaluados.	89

Figura 7-8. Remoción para PO_4^{3-} en los diferentes sistemas evaluados.....	89
Figura A2-1. Esquema de un permeámetro de carga constante.	126
Figura A3-1. Materiales y herramientas usadas en la construcción de los HA.	129
Figura A3-2. Corte de tubo de PVC para la elaboración de los difusores de alimentación y colectores de agua tratada.	129
Figura A3-3. Construcción de difusores y colectores. A) patrón 1: difusor de alimentación; B) patrón 2: colector.	130
Figura A3-4. Armado y pegado de las flautas de alimentación y captación.	131
Figura A3-5. Cuerpo del sistema horizontal (aplica para el HACEV y HAFH).	132
Figura A3-6. Cuerpo del sistema vertical (HACEH).	133
Figura A3-7. Proceso de empacado del sistema HACEV.....	134
Figura A3-8. Sistemas empacados (HACEV).....	134
Figura A3-9. Sistemas de HAFH empacados.	135
Figura A3-10. Proceso de empacado del sistema HACEH.	135
Figura A3-11. Sistemas empacados con diferentes materiales pétreos. A) HACEV y B) HACEH.	136
Figura A3-12. (a) Manguera del efluente para los sistemas HAFH y HACEV; (b) Manguera del efluente para el sistema HACEH.	136
Figura A3-13. Recipiente de alimentación.....	137
Figura A3-14. Difusor de alimentación instalado en el sistema.	137
Figura A3-15. Conexión del recipiente al difusor de alimentación.....	138
Figura A3-16. Sistemas colocados, HACEV y HAFH.....	138
Figura A3-17. Sistemas colocados, HACEH.	139
Figura A4-1. Propagación del componente vegetal.	142
Figura A4-2. A) Inicio de la propagación del componente vegetal; B) Propagación vegetal lograda con éxito.	143

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1. Tipos de materiales, permeabilidad y conductividad hidráulica. (Netter, 1990).....	30
Tabla 4.2. Capacidad de fijación de nitrógeno y fósforo en tres de las especies más comunes en los HAFH (Kg/ha). (Drizo y Frost, 1996).....	34
Tabla 4.3. Características de algunas plantas vasculares empleadas en los HA. (Gersberg, 1985; Kadlec, 2008).....	35
Tabla 4.4. Clasificación de los microorganismos por la fuente de energía y carbono en los HA (Armstrong y Armstrong, 1990; Kadlec y Wallace, 2008).	36
Tabla 4.5. Principales mecanismos depurativos en los HA (Hiley, 1995).	37
Tabla 4.6. Compuestos que contienen fósforo y que son de importancia en los sistemas acuáticos (Snoeyink y Jenkins, 1997).....	44
Tabla 4.7. Concentraciones típicas de fósforo total en diferentes tipos de agua (Wang y Mitsch, 1998).	44
Tabla 5.1. Características del agua residual municipal tipo.	55
Tabla 5.2. Caracterización del agua residual municipal tipo.	55
Tabla 5.3. Propiedades físicas de los materiales de empaque seleccionados.....	57
Tabla 5.4. Composición química de los materiales de empaque seleccionados.....	59
Tabla 5.5. Condiciones de operación para los diferentes arreglos.....	68
Tabla 5.6. Parámetros y técnicas analíticas.....	72
Tabla 5.7. Frecuencia de las determinaciones analíticas para los parámetros de interés.....	72
Tabla 6.1. Nomenclatura usada para la identificación de las unidades experimentales.	75
Tabla 7.1. Remoción alcanzada por los diferentes arreglos propuestos.	78
Tabla 7.2. Constantes cinéticas promedio.....	80
Tabla 7.3. Remoción de DBO ₅ en los diferentes sistemas.....	81
Tabla 7.4. Remoción de DQO en los diferentes sistemas.	83
Tabla 7.5. Remoción de N _T en los diferentes sistemas.....	85
Tabla 7.6. Remoción de PO ₄ ⁻³ en los diferentes sistemas.	87
Tabla 7.7. Resultados del análisis de varianza para los diferentes parámetros.....	91
Tabla 7.8. Resultados de la prueba de distribución “t” al 95% de confianza.....	92
Tabla A1.1. Resultados obtenidos en la determinación de DQO.	107
Tabla A1.2. Resultados obtenidos en la determinación de DBO ₅	107

Tabla A1.3. Resultados obtenidos en la determinación de N_T	108
Tabla A1.4. Valores obtenidos para PO_4^{-3}	108
Tabla A1.5. Resultados procesados finales para DQO.	109
Tabla A1.6. Resultados procesados finales para DBO_5	109
Tabla A1.7. Resultados procesados finales para N_T	110
Tabla A1.8. Resultados procesados finales para PO_4^{-3}	110
Tabla A1.9. Constantes cinéticas obtenidas para la DQO.....	111
Tabla A1.10. Constantes cinéticas obtenidas para la DBO_5	111
Tabla A1.11. Constantes cinéticas obtenidas para N_T	112
Tabla A1.12. Constantes cinéticas obtenidas para PO_4^{-3}	112
Tabla A1.13. Análisis de varianza para DQO entre HACEV y el HAFH.	113
Tabla A1.14. Análisis de varianza para DQO entre HAFH y el HACEH.....	113
Tabla A1.15. Análisis de varianza para DQO entre HACEV y el HACEH.....	114
Tabla A1.16. Análisis de varianza para DBO_5 entre HACEV y HAFH.....	114
Tabla A1.17. Análisis de varianza para DBO_5 entre HAFH y HACEH.	115
Tabla A1.18. Análisis de varianza para DBO_5 entre HACEV y HACEH.....	115
Tabla A1.19. Análisis de varianza para N_T entre HACEV y HAFH.....	116
Tabla A1.20. Análisis de varianza para N_T entre HAFH y HACEH.	116
Tabla A1.21. Análisis de varianza para N_T entre HACEV y HACEH.	117
Tabla A1.22. Análisis de varianza para PO_4^{-3} entre HACEV y HAFH.	117
Tabla A1.23. Análisis de varianza para PO_4^{-3} entre HAFH y HACEH.....	118
Tabla A1.24. Análisis de varianza para PO_4^{-3} entre HACEV y HACEH.	118
Tabla A1.25. Análisis “T” para DQO entre HACEV y HAFH.	119
Tabla A1.26. Análisis “T” para DQO entre HACEV y HACEH.	119
Tabla A1.27. Análisis “T” para DQO entre HAFH y HACEH.....	120
Tabla A1.28. Análisis “T” para DBO_5 entre HACEV y HAFH.....	120
Tabla A1.29. Análisis “T” para DBO_5 entre HACEV y HACEH.	121
Tabla A1.30. Análisis “T” para DBO_5 entre HAFH y HACEH.	121
Tabla A1.31. Análisis “T” para N_T entre HACEV y HAFH.....	122
Tabla A1.32. Análisis “T” para N_T entre HACEV y HACEH.	122
Tabla A1.33. Análisis “T” para N_T entre HAFH y HACEH.	123
Tabla A1.34. Análisis “T” para PO_4^{-3} entre HACEV y HAFH.	123

Tabla A1.35. Análisis “T” para PO_4^{-3} entre HACEV y HACEH. 124

Tabla A1.36. Análisis “T” para PO_4^{-3} entre HAFH y HACEH. 124

1 RESUMEN

En México, el 80% de las aguas residuales generadas por actividades antropogénicas se vierten a cuerpos de agua naturales y artificiales sin ningún tratamiento previo. Lo anterior, deteriora la calidad e induce problemas de agotamiento progresivo de dicho recurso, el deterioro de suelos, la afectación de flora y fauna silvestre, el incremento en enfermedades de tipo gastrointestinales y de afecciones respiratorias. Dependiendo de su origen, las aguas residuales presentan altas concentraciones de compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados. En México, los principales sistemas de tratamiento biológico aerobio son los lodos activados y las lagunas de oxidación, los cuales no son diseñados para reducir la concentración, a niveles aceptables por la normatividad ambiental nacional vigente aplicable que permita la protección de los cuerpos de agua y de la vida silvestre que en ellos se desarrolla. En este trabajo plantea una alternativa novedosa, basada en la estratificación vertical del medio de soporte en humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS) de forma tal que se induzca la degradación secuencial de los compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados presentes en solución en aguas residuales de carácter doméstico. El trabajo realizado, incluye el diseño, construcción y evaluación, durante el periodo de arranque, los siguientes arreglos. (1) Humedal artificial de flujo horizontal (HAFH, arreglo convencional). (2) Humedal artificial con estratos horizontales (HACEH, arreglo convencional con 3 diferentes estratos pétreos horizontales; (3) Humedal artificial con estratos verticales (HACEV, arreglo propuesto). Los diferentes arreglos fueron operados con flujo de agua por lotes, con un tiempo de residencia hidráulica de 2 días. Se monitoreo DQO, DBO₅, N_T y PO₄⁻³. Los resultados indican que el (3) fue el que alcanzó las mejores remoción: DQO: 97.6%, N_T: 96.6% y PO₄⁻³: 94.3%; mientras que el (1) lo fue para la DBO₅ con 99.4%. Los tres diferentes arreglos cumplen con la normatividad nacional vigente. Destacando que el HACEV logró cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-1996 en las primeras 12 h de operación para los parámetros N_T y PO₄⁻³ mientras que para DBO₅ hasta después de un día de operación. El agua tratada por el (3), tiene calidad requerida para su reúso en riego de áreas verdes y hortalizas y presentó los mejores valores de constantes cinéticas en DQO: -2.36 t⁻¹, N_T: -1.96 t⁻¹ y PO₄⁻³: -1.44 t⁻¹. Con (1) se obtuvo la mejor constante en DBO₅: -2.77 t⁻¹. Finalmente, los estudios realizados proporcionan información útil para nuevos diseños de HAFS, permitiendo la optimización del espacio funcional, lo que redundará en menor tiempo requerido para depurar aguas contaminadas.

2 INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso vital para la vida y soporte del desarrollo económico y social de cualquier país del mundo, fundamental para los ecosistemas y requisito para la sustentabilidad del ambiente así como para su biodiversidad. La distribución natural del agua en el ámbito mundial y regional es desigual, mientras en algunas regiones es abundante, en otras es escasa o inexistente. En México, el 80% de las aguas residuales generadas por actividades antropogénicas se vierten a cuerpos de agua naturales y artificiales sin ningún tratamiento previo, deteriorando la calidad e induciendo problemas de agotamiento progresivo de dicho recurso, el deterioro de suelos, la afectación de flora y fauna silvestre y el incremento en enfermedades de tipo gastrointestinales, así como afecciones respiratorias (Ramírez-Carrillo, 2003; Reyes, 2006; CONAGUA, 2011).

Las aguas residuales presentan altas concentraciones de compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados dependiendo de su origen. Dichas aguas usualmente son tratadas en sistemas biológicos aerobios convencionales (STBAC) comúnmente usados en México, tales como los lodos activados o las lagunas de oxidación, generalmente no son diseñados para mitigar la concentración de los contaminantes a niveles que permitan la protección de los cuerpos de agua y de la vida silvestre que en ellos se desarrolla (Argaman et al., 1991; De Barbadillo et al., 1995; Bayley et al., 2003; Aburto-Castañeda; 2011).

En este sentido, una alternativa para la degradación o remoción de los compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados presentes en solución es el uso de humedales artificiales (HA). Un HA está constituido por tres componentes principales: a) plantas vasculares b) microorganismos y (c) un medio filtrante. El principio funcional y estructural consiste en la alimentación de los sistemas con agua residual por alguno de los costados (HA de flujo horizontal, HAFH) o por la parte superficial del sistema (HA de flujo vertical, HAFV) de tal manera que el agua se filtre a través del medio de soporte, conocido también como lecho o empaque, el cual está conformado por horizontes o capas de distintos espesores (Gerke y Xu, 2001). Este medio, usualmente constituido por gravilla y/o arena, además de servir como soporte para el desarrollo para plantas facilita la formación de una biopelícula, en la cual los microorganismos que están asociados en ella hacen posible la degradación de los distintos contaminantes que se encuentran en el agua residual.

La interacción de estos componentes permite la transformación microbiana de los distintos compuestos. Algunos de dichos compuestos son incorporados por el componente vegetal por medio de asociaciones con microorganismos (Lin et al., 2001) otros son transformados a través de los procesos físicos, químicos y biológicos, tales como la sedimentación, filtración, absorción, adsorción, volatilización, difusión, convección, fijación vegetativa, mineralización y reacciones de óxido-reducción (Gottschall et al., 2007; McBride y Tanner, 2000). Los HA, como sistemas de tratamiento biológico, remueven compuestos de carbono y sólidos suspendidos con eficiencias comúnmente superiores al 80% (Kadlec, 2009). Las condiciones que presentan son principalmente de tipo aerobia en las áreas próximas a las raíces y en la superficie del lecho y de tipo anóxico-anaerobio en las zonas más alejadas (Luna-Pabello et al., 1997). La existencia de ambientes con diferentes concentraciones de oxígeno permite que se desarrolle una gran variedad de microorganismos capaces de transformar los materiales orgánicos hasta biodegradarlos a compuestos más simples (Pauwels y Talbo, 2004; Tanner et al., 2002). Es precisamente, en función de sus componentes, en donde existen puntos de interés para el desarrollo de HA con nuevas características estructurales y funcionales en armonía con el entorno natural y utilizando requerimientos energéticos modestos (Coleman et. al., 2001; Romero, 2007).

Es importante señalar que los HA se construyen sobre bases empíricas, con lo cual la falta de información dificulta la comprensión y diseño de estos sistemas de tratamiento. Por lo tanto, es importante analizar los fenómenos que ocurren dentro de los HA para efectos de una adecuada ponderación de las bondades reales que presentan este tipo de sistemas en la remoción de los compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados. En la actualidad los sistemas de tratamiento de aguas residuales tipo HA han sido estudiados y diseñados bajo arreglos convencionales, aportando información valiosa que ayuda al mejoramiento de su diseño y operación (Green y Ho, 2005). Por ello, el presente trabajo se enfocó en los conocimientos y fundamentos generados a la fecha, con el propósito de proponer arreglos novedosos que permitan mejorar el diseño y operación de los HA.

El diseño del sistema de tratamiento a evaluar, es un HA de flujo subsuperficial empacado en forma estratificada con tres diferentes materiales pétreos, los cuales se encuentran dispuestos en el interior de este de manera vertical.

Este arreglo permitirá la obtención de agua de buena calidad que sea capaz de competir con los sistemas convencionales de tratamiento, con la ventaja de ser en menor espacio. Esto será debido a los estratos específicos que serán dispuestos para la eliminación preferencial de determinados contaminantes (materia orgánica y nutrientes), a efecto de maximizar la degradación de los mismos al tratarlos de manera secuencial (Ksoll, 2002). El agua tratada deberá cumplir con la normatividad nacional vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996) y por ello, ser susceptible a ser reutilizada en diferentes actividades antropogénicas.

3 OBJETIVOS, HIPÓTESIS Y ESTRATEGIA DE TRABAJO

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar experimentalmente la remoción de los contaminantes (C, N y P) presentes en un agua residual municipal tipo, mediante el uso de un humedal artificial conformado por estratos verticales (HACEV).

3.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- Diseñar y construir los siguientes sistemas de tratamiento tipo humedal artificial:
 - a) Humedal Artificial Conformado por Estratos Verticales (HACEV).
 - b) Humedal Artificial Conformado por Estratos Horizontales (HACEH).
 - c) Humedal Artificial convencional de Flujo Horizontal (HAFH).
- Seleccionar los materiales pétreos que se emplearán como medios de soporte para cada estrato, en función de las características fisicoquímicas de cada material que favorezcan la remoción de los contaminantes.
- Seleccionar la especie vegetal a utilizar en todos los arreglos a evaluar.
- Evaluar y comparar el comportamiento depurativo, con base en la remoción de los contaminantes (C, N y P) de los tres arreglos propuestos (HACEV, HACEH y HAFH).
- Generar recomendaciones de diseño para mejorar y optimizar la remoción de materia orgánica carbonosa y nutrientes (N y P) presentes en aguas residuales municipales.

3.3 HIPÓTESIS

El establecimiento de un arreglo conformado por estratos verticales y distintos materiales pétreos, permitirá una remoción eficiente de materia orgánica carbonosa, compuestos nitrogenados y fosforados, los cuales se encuentran presentes en aguas residuales municipales.

3.4 ESTRATEGIA DE TRABAJO

El trabajo de investigación está dividido en tres etapas de ejecución, dentro de las cuales se desarrolló progresivamente la estrategia de trabajo para obtener los resultados planteados en los objetivos particulares (

Figura 3-1). A continuación se detalla dicho proceso.

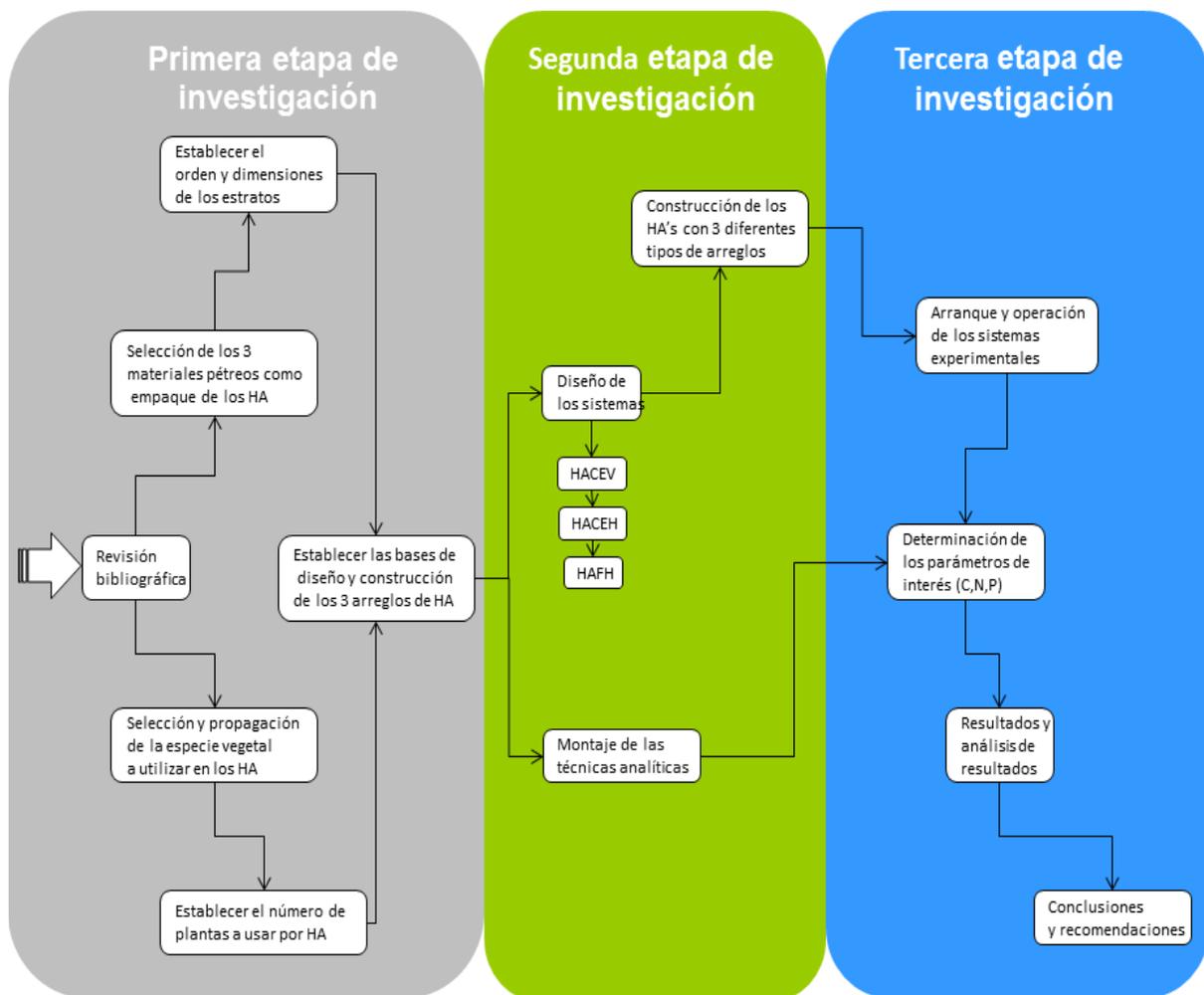


Figura 3-1. Estrategia de trabajo.

En la primera etapa de investigación, se establecieron las bases de diseño y construcción de los sistemas a evaluar para cumplir con los objetivos establecidos; a continuación se enlistan las actividades que se siguieron:

- Revisión bibliográfica sobre HA.
- Selección de tres materiales pétreos, para ser utilizados como empaque en los HA.
- Selección y propagación de la especie vegetal a utilizar.
- Establecer las bases de diseño y construcción de los tres arreglos de HA.

En la segunda etapa de investigación, se diseñaron y construyeron los sistemas con los diferentes arreglos a evaluar. Asimismo, se montaron las técnicas analíticas a utilizar en la evaluación de los sistemas. A continuación se enlistan las actividades programadas en la etapa experimental:

- Diseño de los tres diferentes arreglos de HA
- Construcción de los HA con tres diferentes arreglos.
- Montaje de las técnicas analíticas a utilizar.

En esta tercera y última etapa de investigación, los sistemas experimentales se pusieron en marcha y fueron operados por un periodo de tiempo aproximado de 3 meses. Asimismo, se realizó el seguimiento de los mismos, por medio del monitoreo de los parámetros fisicoquímicos necesarios para poder evaluar la capacidad depurativa de los sistemas. A continuación se enlistan las actividades realizadas en la última etapa de investigación:

- Arranque de los sistemas experimentales.
- Operación adecuada de los sistemas experimentales.
- Monitoreo de los parámetros fisicoquímicos de interés.
- Procesamiento y evaluación de la información generada en dichos sistemas.
- Conclusiones y recomendaciones en base al análisis de los resultados obtenidos.

4 MARCO TEÓRICO

4.1 ANTECEDENTES

Ante el deterioro ambiental, las fuentes de contaminación por materia orgánica, nitrógeno y fósforo en cuerpos de agua tanto naturales como artificiales se asocian mayoritariamente a las actividades antropogénicas. En México, el 80% de las aguas residuales generadas por actividades antropogénicas, se vierten a cuerpos de agua naturales y artificiales sin ningún tratamiento previo, provocando con ello un gran deterioro en los ecosistemas al originar la pérdida en su calidad, así mismo impactando de forma negativa en la flora y fauna silvestre (Bojórquez y Amaro, 2003; Legorreta, 2006). En este sentido las descargas que se derivan de actividades domésticas en México comprenden 7.49 Km³/año, de las cuales solo son tratadas por métodos convencionales 88.1 m³/s (CONAGUA, 2011). La composición porcentual para este tipo de agua es de 60 % carbohidratos, 30 % proteína y 10 % lípidos (Crites y Tchobanoglous, 2005).

Para prevenir o mejorar la calidad del agua presente y evitar la afectación de la biota nativa, los sistemas de tratamiento de aguas residuales, comúnmente empleados en México, son los sistemas de tratamiento biológico aerobio convencional (STBAC), tales como los lodos activados o las lagunas de oxidación, dichos sistemas generalmente solo están diseñados para la remoción de materia orgánica de tipo carbonoso y reducir el contenido de microorganismos de origen entérico, por lo que al dejar concentraciones relativamente altas de nutrientes (nitrógeno y fósforo), las aguas parcialmente tratadas carecen de la calidad necesaria para ser descargadas en cuerpos de agua naturales, artificiales, así como en cuerpos de agua destinados a la protección de la vida acuática silvestre (Bayley et al., 2003).

Los porcentajes de remoción alcanzados para el caso del Nitrógeno (N) no superan el 50% en este tipo de sistemas, con lo cual se descargan aguas residuales parcialmente tratadas con elevadas concentraciones de N, cuyos valores promedio procedentes de STBAC son de 22 mg/L y 17 mg/L, para nitrógeno total y nitratos, respectivamente (Byström *et al.*, 2000).

Para el caso del Fósforo (P) existen reportes que indican la presencia de concentraciones de hasta 20 mg/L presentes en descargas de aguas residuales a cuerpos receptores tanto naturales como artificiales (Álvarez, 2003). La presencia de tales concentraciones de nutrientes en el agua residual, impactan en forma negativa el equilibrio ecológico de los cuerpos acuáticos receptores (Byström et al., 2000).

En México, la normatividad nacional vigente, presente en la NOM-001-SEMARNAT-1996 la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, refiere que para nitrógeno medido como nitrógeno total el intervalo se encuentra entre 15-40 mg/L, mientras que para fósforo medido como fósforo total presenta un intervalo entre 5-30 mg/L, dichos valores dependen del uso o destino que se le dé (si es agua para la protección de vida acuática silvestre o si se usara en riego agrícola).

En el territorio nacional, las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las aguas superficiales superan en muchos casos lo establecido en la normatividad nacional vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996).

La presencia y permanencia de compuestos nitrogenados, aunada a la de ortofosfatos en concentraciones \geq a 0.01mg/L, propicia el fenómeno de eutroficación, el cual consiste en el enriquecimiento masivo de nutrientes que desencadenan el desarrollo de biomasa, limitado las condiciones para el desempeño del ecosistema el cual es indeseable para cualquier tipo de embalse, ya que esto conlleva a un decremento en la diversidad biótica del ecosistema y en general de la calidad del cuerpo de agua.

Otros efectos asociados son la promoción de fuertes descensos en la concentración de oxígeno disuelto, aumento en la alcalinidad del agua, aporte de coloración y de sedimentos; siendo uno de los efectos visibles el enverdecimiento del agua debido a la presencia de microalgas, algunas de las cuales producen toxinas que afectan a peces, así como al ser humano (Miranda-Ríos y Luna-Pabello, 2001); lo cual aunado a lo anterior, provoca limitaciones en el uso del agua como recurso en las actividades productivas y recreativas de la población.

En este sentido, una alternativa para la remoción de compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados presentes en solución, es el uso de humedales artificiales (HA), los cuales resultan altamente competitivos frente a tecnologías convencionales como son sistemas de lodos activados, filtros percoladores e inclusive lagunas de oxidación, que son de los sistemas de tratamiento secundario más económicos y empleados en México. Estos sistemas, que simulan a los humedales naturales (HN), basan su proceso de limpieza de las aguas residuales mediante la interacción de sus constituyentes principales, los cuales son el lecho o medio de soporte, las plantas acuáticas y los microorganismos depuradores.

Estos constituyentes permiten que se lleven a cabo distintos mecanismos de remoción de los contaminantes, entre los que destacan la filtración, adsorción, fijación, asimilación bioquímica y sedimentación, entre otros. La eficiencia de estos sistemas capaces de remover compuestos de carbono y sólidos suspendidos son superiores al 80% (Kadlec, 2009), con lo cual es factible obtener una calidad de agua para distintos tipos de reúso, tales como descarga en embalses, ríos y lagos, protección de vida acuática silvestre, o para riego agrícola; cumpliendo comúnmente, siempre y cuando sean adecuadamente diseñados y operados, con la normatividad nacional o internacional vigente (Brix y Arias, 2008; EEA, 2000; NOM, 1996).

Sin embargo, y a pesar de las bondades de los HA, su construcción en México aún es insuficiente, ya que en la actualidad sólo se cuenta con un porcentaje menor al 7% de sistemas instalados de este tipo del total de plantas de tratamiento de aguas residuales que operan en el país. Lo anterior a pesar de que se tienen datos históricos de que los mayas y aztecas ya hacían uso de estas tecnologías y de que su empleo, con resultados ampliamente probados, principalmente en países de Europa y Norteamérica, tiene ya más de 40 años (Brix y Arias, 2008; Langergraber et al., 2008).

Fundamentalmente el diseño de HA se ha enfocado al tratamiento de aguas residuales domésticas de pequeñas poblaciones, rurales y semiurbanas. No obstante, en la actualidad se están llevando a cabo distintos estudios con el fin de hacer de este tipo de tratamientos, sistemas que permitan tratar aguas contaminadas con hidrocarburos, metales pesados o plaguicidas.

4.2 GENERALIDADES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales (HA) son sistemas empleados para la depuración de aguas residuales domésticas y para cierto tipo de aguas de origen industrial. Su aplicación se ha enfocado en brindar tratamiento a las aguas contaminadas, vertidas por comunidades pequeñas y medianas (menores a 5 mil habitantes), que no cuentan con obras de conexión a colectores principales o que no poseen suficientes recursos para desarrollar tecnologías costosas. En este sentido, el uso de los HA resulta una opción altamente viable debido, entre otros aspectos, a su bajo costo en su implementación si se compara con tecnologías convencionales y a la facilidad de construcción y operación que como alternativa ofrecen (Batchelor y Loots, 1996; Luna-Pabello et al., 1997b).

La importancia y trascendencia de estos sistemas radica en que son más económicos que los de tipo convencional y se pueden adaptar mejor a las condiciones de México, dado que son idóneos para lugares de difícil acceso, en los cuales, los costos de conexión al drenaje resultan muy elevados, o donde el bombeo para agua de riego es una alternativa inadecuada. Además, son altamente eficientes para eliminar bacterias no deseables y ofrecen un aspecto agradable a la vista, llegando a constituir una reserva para la vida silvestre (Davies y Hart, 1990; Green y Upton, 1995).

Un HA está constituido por tres componentes principales: a) plantas vasculares, b) microorganismos y (c) un medio filtrante (Figura 3-1). El principio funcional y estructural consiste en la alimentación de los sistemas con agua residual, la clasificación de estos sistemas varía según el autor, sin embargo para efectos descriptivos se tomará la propuesta de Kadlec (2008). El propone clasificar los HA basándose en el principio funcional y estructural, el cual consiste en la alimentación de los sistemas con aguas residuales (Figura 4-2). La alimentación al sistema se lleva a cabo por alguno de los costados (HA de flujo horizontal, HAFH) o por la parte superficial del sistema (HA de flujo vertical, HAFV) de tal manera que el agua se filtre a través del medio de soporte o empaque, el cual está conformado por horizontes o capas de distinto espesor.

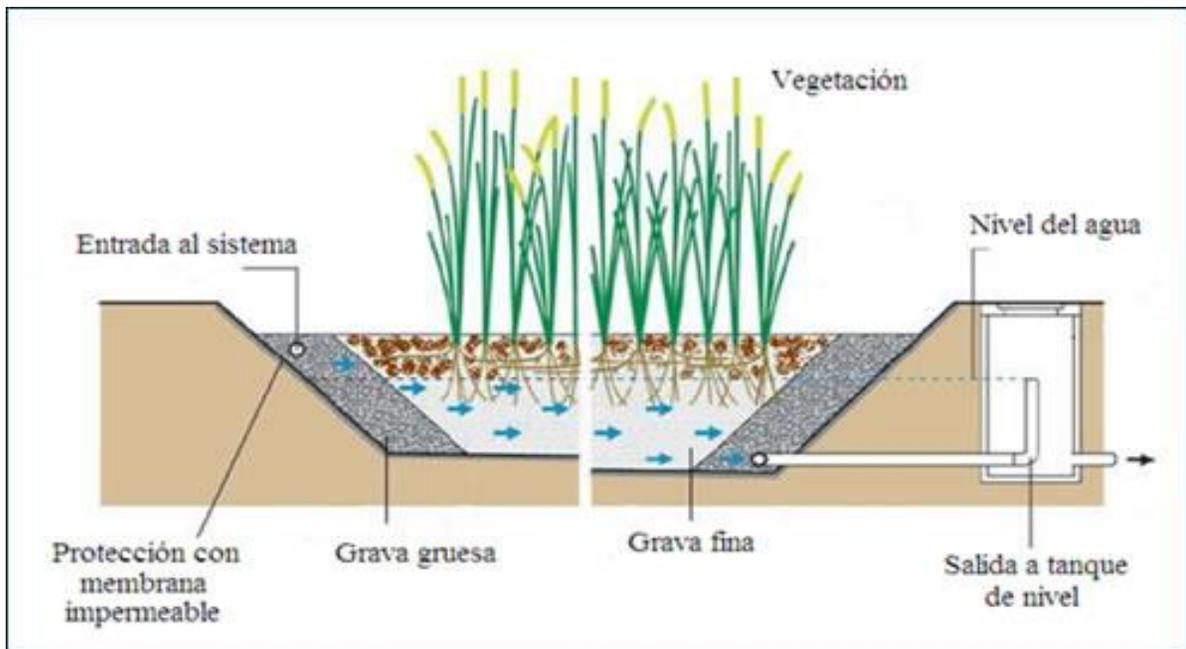


Figura 4-1. Esquema de un Humedal Artificial subsuperficial de flujo horizontal.
(Ramírez-Carrillo, 2003)

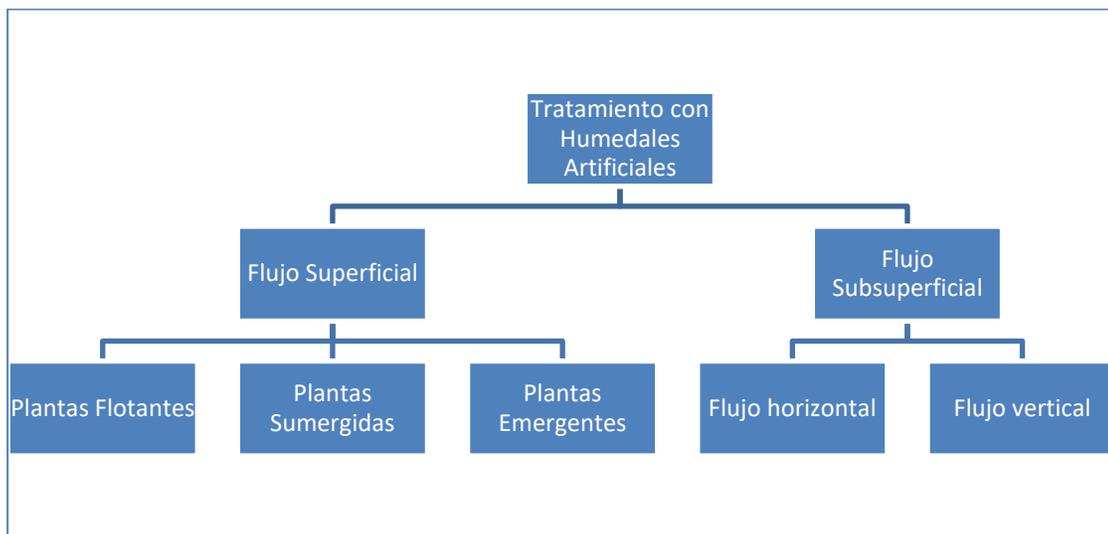


Figura 4-2. Clasificación de humedales artificiales (Kadleck y Wallace, 2009)

El material de empaque usualmente está constituido por materiales pétreos y/o arena, además de servir como soporte para el desarrollo de las planteadas, así como en la formación de biopelícula, la cual consiste en microorganismos que están asociados a la degradación de los distintos contaminantes que se encuentran en el agua residual (Vymazal, 2007).

La remoción de los contaminantes se lleva a cabo de tres formas: 1) El medio de soporte o empaque, hace la función de filtro en el cual se retienen las impurezas sólidas que están contenidas en el agua (Bishop, 2005). 2) La vegetación absorbe principalmente las sustancias nutritivas disueltas en el agua, compuestos nitrogenados y fosforados, para integrarlos en su biomasa. 3) Adicionalmente, se cuenta con la presencia de una comunidad de microorganismos, que se adhieren a la superficie del material de empaque, llevando a cabo la mayor remoción de los contaminantes al metabolizarlos (Cereceda, 2000).

Esta biodegradación es posible debido a que el medio de soporte proporciona una gran área de contacto entre el agua y los microorganismos, mientras que la vegetación permite las condiciones aerobias necesarias para llevar a cabo la transformación de dichos compuestos a CO₂, agua y biomasa (Lin et al., 2001).

Los procesos físicos, químicos y biológicos, tales como la sedimentación, filtración, absorción, adsorción, volatilización, difusión, convección, fijación vegetativa, mineralización, reacciones de óxido-reducción y descomposición microbiana, son de gran importancia para comprender la dinámica de estos sistemas de depuración biológica (Vymazal y Kröpfelová, 2009; Gottschall et al., 2007; McBride y Tanner, 2000). Los HA, como sistemas de tratamiento biológico, remueven compuestos de carbono y sólidos suspendidos con eficiencias comúnmente superiores al 80% (Kadlec, 2008). Las condiciones que presenta son principalmente de tipo aerobia en las áreas próximas a las raíces y en la superficie del lecho y de tipo anóxico-anaerobio en las zonas más alejadas (Aburto, 2011). La existencia de ambientes con diferentes concentraciones de oxígeno permite que se desarrolle una gran variedad de microorganismos capaces de transformar los materiales orgánicos hasta biodegradarlos a compuestos más simples. (Burgoon, 1995; Luna-Pabello et al., 1997; Tanner et al., 2002; Pauwels y Talbo, 2004; Kadlec and Wallace 2008; Truu, 2009; Vymazal y Kröpfelová, 2009).

Existe un equilibrio entre la biopelícula, el oxígeno requerido y la concentración de nutrimentos en el agua (Da Cámara et al., 2002; Emanuelsson y Livinstong, 2003). Cuando este equilibrio cambia, por ejemplo con un exceso de nutrimentos, el funcionamiento del sistema se ve afectado de tal manera que, los espacios huecos existentes en el material de empaque se saturan de biomasa

microbiana, disminuyendo la concentración de oxígeno disuelto en el agua, propiciando condiciones anaerobias, lo que provoca problemas de malos olores, deficiencia en la degradación de los nutrientes y mal funcionamiento del sistema (Rousseau, 2003).

Los HA se diseñan y construyen para aumentar la eficacia en la depuración, al conocer e inducir los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan de forma natural en el interior de este tipo de sistemas de tratamiento (HA) (Chavarría, 2001; Ramírez-Carrillo, 2003; US-EPA, 1988; 2000).

Como se puede apreciar en la Figura 4-3, los humedales pueden ser de flujo superficial, donde el agua fluye por encima del nivel del medio de soporte, o de flujo subsuperficial, donde el agua fluye por debajo del medio de soporte (Lara, 1999; Garc et al., 2003).

Su aplicación ha resultado exitosa en una amplia variedad de casos principalmente de aguas con bajas y medianas cargas orgánicas. Cabe señalar que la vida útil de un HA que depure aguas con baja o mediana carga de materia orgánica puede llegar a ser de más de 25 años (Ramírez-Carrillo, 1998).

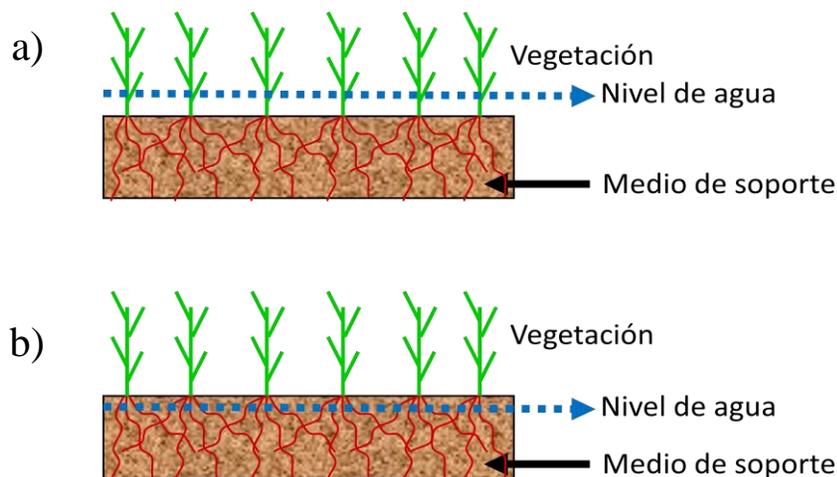


Figura 4-3. Diagrama de un humedal de flujo a) superficial y b) subsuperficial.

4.3 PRINCIPALES COMPONENTES

Los principales componentes de los humedales artificiales de flujo horizontal (HAFH) son:

- Zona de alimentación del influente
- Lecho o medio filtrante
- Plantas
- Microorganismos
- Zona de captación del efluente

A continuación se describen de manera general cada uno de estos componentes.

4.3.1 Zona de alimentación del influente

La zona de alimentación tiene la función fundamental de introducir el agua residual de manera uniforme a todo lo ancho del material de empaque. El dispositivo principal de distribución, es un arreglo en forma de “T”, el cual se encarga de alimentar el agua residual al cuerpo empacado del humedal. El empaque de mayor diámetro (8-20mm) se coloca al inicio del sistema, el cual llega a ocupar una longitud aproximada de 20 a 60 cm en el cuerpo del humedal. Posteriormente se rellena el resto del sistema con el material de menor diámetro. Este arreglo facilita que la distribución y conducción del agua residual a través del empaque sea de forma horizontal (Metcalf y Eddy, 1991). El dispositivo debe ser periódicamente desazolvado para evitar riesgos de taponamiento que impidan su adecuado funcionamiento (Obarska-Pempkowiak, 1996; Vymazal, 1996).

Adicionalmente, se han desarrollado dispositivos en forma de canales transversales con vertederos y arreglos de tuberías colocados estratégicamente a la entrada del humedal para distribuir el agua residual. Este tipo de dispositivos son empleados para sistemas de grandes dimensiones, con un buen pretratamiento o con influentes poco contaminados (Reed y Brown, 1995).

4.3.2 El medio de soporte

El medio de soporte, material de empaque o lecho filtrante, cumple una función fundamental en el HA. Ya que es el responsable de remover los contaminantes del agua residual mediante interacciones físicas y químicas, en conjunto con las plantas y los microorganismos contenidos en él. De manera particular, permite la retención de partículas sólidas suspendidas no removidas en los tratamientos previos, mediante diversos mecanismos.

Dicho medio, sirve como soporte para el desarrollo de plantas y el establecimiento de la biopelícula. La biopelícula está formada por microorganismos que están asociados a la degradación de los distintos contaminantes que se encuentran en el agua residual (Vymazal, 2009). La interacción de estos componentes permite la transformación microbiana del nitrógeno amoniacal a nitratos, los cuales a su vez son incorporados, para su desarrollo, por las plantas vasculares (Lin et al., 2001).

Los procesos físicos, químicos y biológicos, tales como la sedimentación, filtración, absorción, adsorción, volatilización, difusión, convección, fijación vegetativa, mineralización, reacciones de óxido-reducción y descomposición microbiana, son de gran importancia para comprender la dinámica de estos sistemas de depuración biológica (Gottschall et al., 2007; McBride y Tanner, 2000; Vymazal, 2009).

De manera particular estos procesos, permiten la retención de partículas sólidas suspendidas no removidas en los tratamientos previos, mediante los fenómenos de adsorción y precipitación. En el caso de los microorganismos patógenos la remoción ocurre por sedimentación y filtración principalmente (Vymazal, 2009). Con respecto a los compuestos que contienen fósforo, su remoción se efectúa vía adsorción del lecho (Kadlec y Wallace, 2009).

Las características del material de empaque (tipo y tamaño de partícula), en conjunto con la trama radicular de las plantas, afectan la hidráulica del sistema, que a su vez son los causantes del régimen de flujo que se asuma en el sistema.

Los materiales de empaque que sean seleccionados, dispuestos en una estructura estable, proporcionan condiciones óptimas para la conductividad hidráulica y la velocidad de infiltración, las cuales a su vez, contribuyen a la determinación del tiempo de residencia hidráulico requerido por el sistema para la remoción de los contaminantes del agua residual (Tanner y Sukias, 1995).

En el cuerpo empacado del HA, se pueden presentar zonas muertas. Las zonas muertas son conocidas como las obstrucciones a las que se enfrentó el agua para poder fluir por el material de empaque del sistema de tratamiento (HA). Dichas zonas, se deben a las siguientes situaciones principalmente:

- 1) Zonas muertas hidráulicas: Son aquellas ocasionadas por canalizaciones o estancamientos de agua, también conocidos como cortos circuitos hidráulicos.
- 2) Zonas muertas biológicas: Cuando el agua se encuentra estancada en el interior del HA y se afecta el desarrollo de la biopelícula sobre el medio de soporte. Las zonas muertas biológicas pueden ser clasificadas bajo un concepto más amplio, es decir, dentro de zonas “muertas” debidas a flujo estancado (zonas “muertas” estancadas).

Un corto circuito hidráulico implica la generación de zonas “muertas”. Algunas de ellas pueden ser identificadas en un experimento de trazado con colorante (zonas con fluido estancado).

Las zonas “muertas” con agua estancada se encuentran en los huecos de material poroso, en las esquinas del lecho y/o en intersticios de la biopelícula donde las corrientes no pueden penetrar (Levenspiel, 1991; Morgan et al., 1997).

La conductividad hidráulica (CH) es una propiedad del material de empaque que se utilice en el cual ocurre el flujo y el fluido del agua residual a tratar. En el caso de los materiales a través de los que resulta fácil impulsar agua, como la grava o gravilla, los valores de CH resultan elevados, mientras que en los materiales que restringen considerablemente el flujo, como las arcillas, presentan valores de CH bajos (Mihelcic, 2001).

Por otra parte, cuando se presenten azolvamientos debido a la acumulación de sólidos asociados a la operación, principalmente en las zonas iniciales o en los fondos del sistema, se reduce la porosidad del medio y el área efectiva de tratamiento. De este modo, se propicia el incremento de la conductividad hidráulica en zonas no preferenciales y por ello, el tiempo de residencia hidráulico tiende a decrecer. En ocasiones, este problema causa la presencia del influente en la parte superficial del sistema, debido a la baja capacidad de infiltración del lecho.

En las primeras etapas de operación del humedal, la acumulación de sólidos sólo depende de la concentración del influente y de la capacidad de infiltración y sedimentación del medio. Posteriormente, previa aclimatación de las plantas y microorganismos, la depuración de la materia orgánica se realiza mediante transformaciones no sólo físicas, sino también químicas y biológicas.

Cuando el sistema queda estabilizado, el aporte de oxígeno por conducto de las raíces en las plantas vasculares se vuelve continuo, así mismo la temperatura en el interior del sistema es controlada de manera indirecta debido a la presencia de microorganismos en forma de biopelícula adherida al material de soporte.

Aunado a lo antes mencionado, la disponibilidad constante de nutrientes presentes en el agua residual, favorece el desarrollo de las plantas y la proliferación de los microorganismos depuradores, observándose así un aumento en la eficiencia operativa del sistema (Blazejewski, 1996; Coombes, 1995).

En cuanto a la composición del lecho, la bibliografía recomienda evitar arreglos a base de arena fina y/o arcilla (con diámetros menores a 0.5 mm), debido a que son materiales fácilmente compactables e inestables, limitando así la infiltración y la conductividad hidráulica del sistema.

Tabla 4.1. Tipos de materiales, permeabilidad y conductividad hidráulica.
(Netter, 1990)

Tipo de material	Permeabilidad	Intervalo de Conductividad hidráulica (m^3/m^2s)
Gravilla granular fina	Alta	10^{-3} -1.0
Arena granular fina	Pobre	10^{-7} - 10^{-2}
Caliza	Buena	10^{-4} - 10^{-2}
Arenilla	Pobre	10^{-8} - 10^{-4}
Cieno	Pobre	10^{-9} - 10^{-5}
Arcilla	Pobre	10^{-12} - 10^{-9}
Esquisto	Pobre	10^{-13} - 10^{-9}

Nota: La permeabilidad de los materiales al igual que la conductividad hidráulica, están en función del tamaño de la partícula.

En la Tabla 3-1 se muestran los tipos de material más usuales en los HAFH. En la selección del material de soporte más adecuado, es importante considerar los siguientes factores:

- Características, distribución y tamaño de partícula.
- Conformación de la partícula, en términos de la existencia de macroporos.
- Capacidad de adsorción y absorción.
- Porosidad.
- Conductividad hidráulica.

En función de sus características químicas se toma en cuenta:

- Contenido de materia orgánica.
- Concentración de $CaCO_3$ libre (medido como arena fina < 2 mm).
- Grado de acidez (medido como pH).
- Absorción de fosfatos (en términos de materiales con altas concentraciones de Fe, Al y otros metales).

En los HAFH se emplean como medio de soporte diversos materiales pétreos, los cuales deben ser dispuestos en función de la conceptualización del sistema. Los diámetros más usuales son:

- 3-6 mm.
- 5-10 mm.
- 6-12 mm.

4.3.3 Las plantas

Dentro de los HA se pueden encontrar diferentes grupos de macrófitas, tales como briofitas, pteridofitas, gimnospermas y angiospermas, además de algas y hongos, los cuales cumplen diversas funciones dentro de los humedales. Las plantas empleadas en los humedales comúnmente son hidrófitas.

En particular, las macrófitas son organismos fotoautótrofos, que utilizan la energía luminosa, para realizar la fotosíntesis aerobia en la asimilación del carbono inorgánico de la atmósfera, produciendo materia orgánica.

A su vez, estas plantas proveen de energía a los organismos heterótrofos, como son los animales, las bacterias y los hongos; en especial, estos últimos son los que desarrollan la mayor actividad degradadora de materia orgánica (Aburto, 2011; Brix, 1996).

En los HA la clasificación de la vegetación se realiza en base de sus hábito de crecimiento con respecto al agua y no en su clasificación taxonómica, para ello se emplea el termino hidrófitas, las cuales comprenden las plantas macrófitas vasculares que presentan tejidos fácilmente visibles (Kadlec, 2009), principalmente angiospermas de vida acuática, o bien que crecen en las zonas marginales de los cuerpos de agua (Figura 4-4), bajo estos términos las macrófitas se agrupa por su hábito de crecimiento con respecto al agua dentro de los humedales y pueden separarse en los siguientes tipos (Aburto-Castañeda, 2011):

- Hidrófitas emergentes: habitan en suelos anegados permanentes o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos.
- Hidrófitas enraizadas de hojas flotantes: son principalmente angiospermas; se ubican sobre suelos anegados; los órganos reproductores son flotantes o aéreos.
- Hidrófitas sumergidas: comprenden algunos helechos, numerosos musgos, carófitas y numerosas angiospermas: Se encuentran en toda la zona fótica; los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos.
- Hidrófitas de flotación libre: presentan formas muy diversas desde plantas de gran tamaño con roseta de hojas aéreas y/o flotantes; cuentan con raíces sumergidas bien desarrolladas. Son pequeñas plantas que flotan en la superficie, con muy pocas raíces o ninguna. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos, raramente sumergidos.

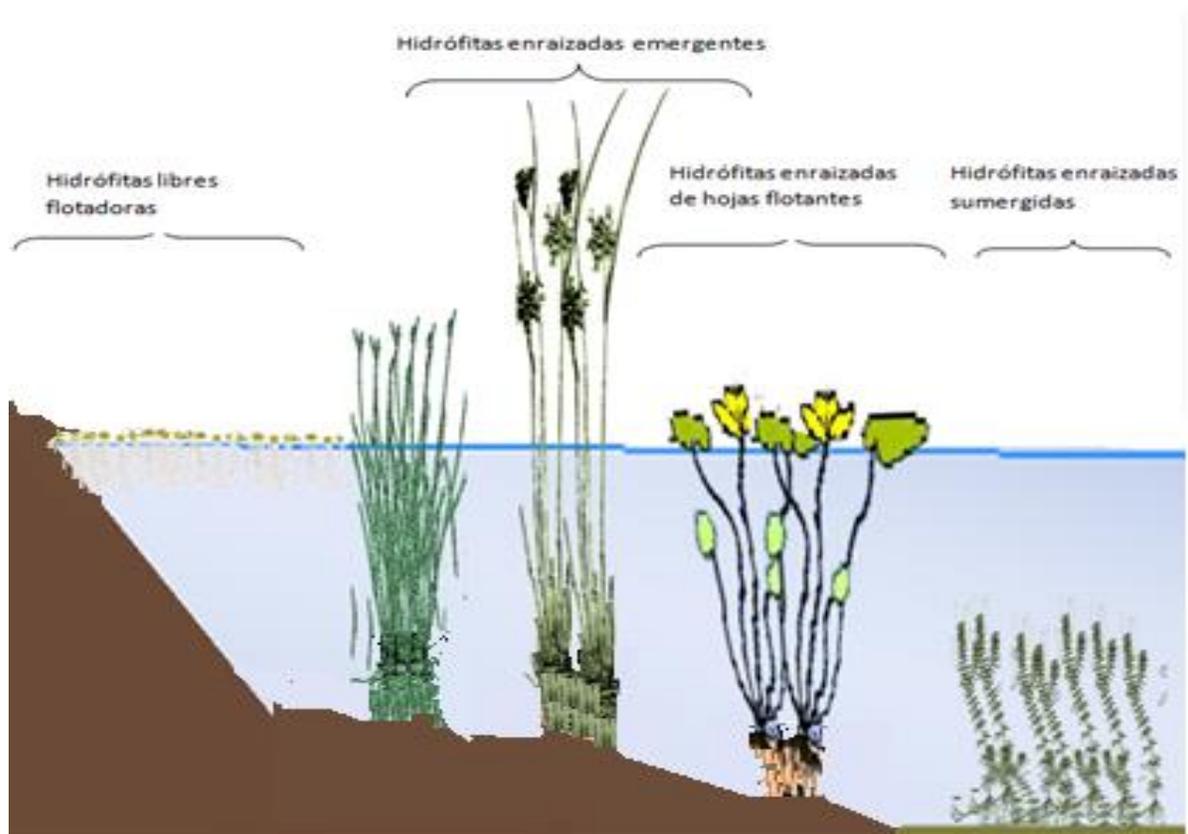


Figura 4-4. Tipos de vegetación de acuerdo a su forma de vida.
(Aburto-Castañeda, 2011)

La presencia de plantas es quizá la característica más importante que poseen los HA. Según el documento Clean Water Act of the US Government, publicado en 1986, los HA se definen como “una superficie de suelo inundada o saturada de agua, en donde prevalece una vegetación típica adaptada a esas condiciones, en la cual es posible la existencia de mecanismos fisicoquímicos y biológicos capaces de eliminar algunos contaminantes presentes en el agua residual” (Bogdanowicz, 1996).

La vegetación desempeña un papel muy importante en los sistemas de HA, ya que es capaz de absorber sustancias nutritivas disueltas en el agua, fijar compuestos nitrogenados y fosforados para integrarlos en su biomasa, contribuir con los procesos de evotranspiración, resistir el flujo y retener partículas, aportar oxígeno en el agua e inclusive proveer hábitat para diversos organismos (Kadlec, 2009, Hsua et. al., 2011).

Gracias al crecimiento de las raíces y los tallos (zona de la rizosfera), se facilita la presencia de microorganismos de tipo aerobio, que aumentan y agilizan la eficiencia depurativa de los compuestos orgánicos. Asimismo, dichas raíces favorecen la capacidad de infiltración y conductividad hidráulica del medio, esto se debe a la penetración de las raíces en el medio de soporte creando los espacios necesarios para que el agua fluya por el sistema. Adicionalmente, y en consecuencia, la sedimentación y filtración de las partículas sólidas, se ven favorecidas por la interacción existente con el agua a tratar y los componentes del HA. De este modo, los riesgos de erosión y azolvamiento del medio de soporte por efecto de la operación y remoción de los contaminantes presentes en el agua, se ven disminuidos. (Brix, 1996).

En períodos de bajas temperaturas, las plantas sirven como un medio apto para la generación de microclimas, contribuyendo a la estabilidad operativa del HA. Además, atenúan la penetración de la luz solar en la superficie del lecho, reduciendo el crecimiento de plantas indeseables. Complementariamente, las raíces forman una biopelícula que sirve de soporte para la adaptación de los microorganismos en condiciones aerobias; generándose así, una zona de elevada biodegradación de material orgánico (Marsteiner et al., 1996).

Las plantas requieren de nutrimentos para su crecimiento y reproducción, estos son tomados comúnmente a través de sus raíces y rizomas. Tienen una limitada capacidad de retención de nutrimentos, en comparación con la cantidad que poseen normalmente las aguas residuales (Tabla 3-2). Este fenómeno aumenta significativamente en la primavera y el verano, dado que en estas épocas la vegetación tiene una mayor capacidad reproductiva y aumenta su actividad fotosintética, esto se traduce en un incremento de biomasa vegetal.

Tabla 4.2. Capacidad de fijación de nitrógeno y fósforo en tres de las especies más comunes en los HAFH (Kg/ha).

(Drizo y Frost, 1996)

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

En diversos estudios se confirma que las macrófitas liberan oxígeno de sus raíces y rizomas, lo que provoca que los microorganismos aerobios y anaerobios influyeran la actividad de los ciclos biogeoquímicos, propiciando a su vez, la remoción de la materia orgánica y los nutrientes (Hiley, 1995; Vymazal, 2007; Gottschall et al., 2007; Kadlec, 2008).

Asimismo, se reportan diferentes intervalos de generación de oxígeno por la especie *Phragmites*, los valores reportados por diversos investigadores van de 0.02 a 12g/m²d (Armstrong y Armstrong, 1990). Complementariamente, se sabe que las macrófitas liberan cierta concentración de antibióticos desde el rizoma, eliminando con ello un número significativo de diversas bacterias, como las de tipo coliforme, *Salmonella* y enterococos.

Una amplia variedad de especies vegetales ha sido seleccionada para su uso en los diferentes tipos de humedales, dentro de ellas destacan las que se enlistan en la Tabla 3-3.

Tabla 4.3. Características de algunas plantas vasculares empleadas en los HA.
(Gersberg, 1985; Kadlec, 2008).

Género-especie	Temperatura deseable (°C)	Tolerancia por máxima salinidad (mg/L)	pH óptimo	Crecimiento anual (m/ha)	Penetración de la raíz (m)
<i>Typha-Tule</i>	10-30	30000	4-10	30	0.3-0.4
<i>Phragmites-carrizo</i>	12-33	45000	2-8	40	>0.6
<i>Scirpus-Juncos</i>	16-26	20000	5-7.5	20	0.6-0.9
<i>Schoenoplectus</i>	16-27	20000	4-9	-	-
<i>Carex</i>	14-32	-	5-9.5	5<	-

La planta más empleada en este tipo de tratamiento es *Phragmites australis*, conocida comúnmente como carrizo (Wood, 1995, Gottschall et al., 2007). Una ventaja adicional que presenta el empleo de macrófitas es la eliminación parcial de malos olores, asimismo proporciona un aspecto agradable a la vista y puede servir como refugio para diversas especies de animales silvestres (Green y Upton, 1995).

4.3.4 Los microorganismos

Uno de los constituyentes más importantes en los HA son los microorganismos, dado que gracias a su actividad metabólica remueven la mayor cantidad de materiales orgánicos. Son capaces de transformar compuestos nitrogenados, fósforo, metales pesados, algunas sustancias tóxicas y eliminar bacterias no deseables. Los mecanismos depurativos más comunes son la descomposición de compuestos del carbono, amonificación, nitrificación, desnitrificación y desfosfatación, entre otros (Wood, 1990; Truu et al., 2009; Vymazal, 2009).

En relación con su actividad bioquímica, la principal fuente de energía proviene de la oxidación de compuestos de carbono, tanto del orgánico como del inorgánico. En particular, los microorganismos de tipo autótrofo toman el carbono que se encuentra en el CO₂ y los heterótrofos lo adquieren de los compuestos orgánicos.

Los llamados microorganismos fotótrofos reciben la energía proveniente de la luz solar y los quimiótrofos la asimilan de la oxidación-reducción de los compuestos inorgánicos (amoníaco, nitritos y nitratos) (Tabla 3-4).

Tabla 4.4. Clasificación de los microorganismos por la fuente de energía y carbono en los HA

(Armstrong y Armstrong, 1990; Kadlec y Wallace, 2008).

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

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

En cuanto a los microorganismos no deseables, existen mecanismos tanto físicos como químicos y biológicos para su eliminación. Los de carácter químico incluyen la oxidación, adsorción y exposición de toxinas por efecto de las plantas. En los de tipo biológico se presenta la ingestión de microorganismos de menor tamaño por nemátodos y protozoarios, así como ataques por bacterias y muerte natural (Rivera et al., 1995; McBride y Tanner, 2000). En cuanto a los físicos, se encuentra la infiltración, sedimentación, agregación y acción de rayos ultravioleta (Brix, 1987, Garc et al., 2003).

4.3.5 Zona de salida del efluente

La zona de salida del efluente consta de un arreglo provisto de un tubo colector perforado, que se recubre con grava de diámetro apropiado (20-200 mm) para evitar su azolvamiento. El tubo puede contener diversos arreglos y tiene la función de colectar uniformemente el efluente y de controlar y ajustar el nivel de agua en el sistema. Los diseños más comunes consisten de un tubo flexible que permite subir o bajar el nivel, dejando o no fluir el agua residual, de acuerdo con los tiempos de residencia hidráulica estimados (Hardenbergh, 1996).

4.4 REMOCIÓN DE LOS PRINCIPALES CONTAMINANTES

En los HA existen diferentes procesos depurativos de los contaminantes. De manera general, en la Tabla 3-5 se resumen los principales mecanismos capaces de eliminar las sustancias contaminantes.

Tabla 4.5. Principales mecanismos depurativos en los HA
(Hiley, 1995).

Contaminante	Mecanismo depurativo
Sólidos suspendidos	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentación • Filtración
Constituyentes orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Degradación microbológica aerobia • Degradación microbológica anaerobia
Compuestos nitrogenados	<ul style="list-style-type: none"> • Amonificación, nitrificación y desnitrificación microbológica • Fijación por las plantas • Adsorción del lecho • Volatilización del nitrógeno amoniacal
Compuestos fosfatados	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorción del lecho • Fijación de las plantas
Metales pesados	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorción del lecho e intercambio catiónico • Formación de compuestos quelados • Precipitación • Fijación de las plantas • Óxido-reducción microbológica
Microorganismos no deseables	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentación • Filtración • Muerte natural • Depredación • Irradiación por rayos UV • Excreción de antibióticos por parte de las raíces

4.4.1 Sólidos suspendidos totales

Los sólidos sedimentables y suspendidos que no son removidos en la etapa de pretratamiento son eficientemente eliminados por el HA, en un intervalo de porcentajes del orden de 65 a 90%, en la mayoría de los sistemas actualmente construidos.

Los mecanismos de pretratamiento más comunes son el cribado y la sedimentación. De estos, el proceso de sedimentación es el responsable de eliminar el mayor número posible de sólidos en suspensión por la acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua, reduciendo con ello los problemas generados por azolvamiento en el HA. El beneficio resultante es el de aumentar la capacidad depurativa y la vida útil del sistema.

De manera general, se conocen tres mecanismos físicos involucrados en la sedimentación dentro del HA, estos son la gravedad, la resistencia a sedimentar y el movimiento browniano presente debido a la acción vibratoria de las partículas más pequeñas. De entre ellos, la gravedad es el mecanismo físico con mayor efecto en la sedimentación. Durante la sedimentación de los sólidos suspendidos, las partículas con elevado peso específico suelen propiciar turbulencias y remolinos, los cuales pueden llegar a resuspender el material ya sedimentado. La competencia entre los sólidos sedimentables y los resuspendidos, las variaciones de fuerzas externas, como los vientos, las lluvias, el nivel de agua y posibles interacciones microbianas en el lecho, ocasionan serias dificultades para cuantificar las razones de sedimentación y filtración en los HA (Hiley, 1995).

4.4.2 Compuestos nitrogenados

La remoción de compuestos nitrogenados constituye un problema que no ha sido suficientemente abordado en los HA. Los porcentajes de remoción obtenidos en los sistemas actualmente construidos no superan el 50% (Bayley et al., 2003; Hibiya et al., 2003; Kuschik et al., 2003; Pauwels y Talbo, 2004; Ramírez-Carrillo, 1998).

Los principales mecanismos de transformación de compuestos nitrogenados en los HA, en orden de importancia, son la nitrificación, seguida de la desnitrificación microbiológica, la adsorción-fijación por parte de las plantas y la volatilización del nitrógeno amoniacal hacia la atmósfera (Figura 4-5) (Gerke et al., 2001; Mayo y Bigambo, 2005).

El efecto por parte de las plantas ocurre preferentemente en la zona radicular y en menor medida, en el tallo (Sasikala et al, 2009, Braskerud, 2002, Stein et al., 2003) pudiendo retener hasta un 30 % del nitrógeno total (NT) en HA donde se utilizó las plantas *Phragmites australis*, *Typha latifolia* y *Typha orientalis* (Sasikala et al, 2009, Browning y Greenway, 2003, Headley et al., 2001).

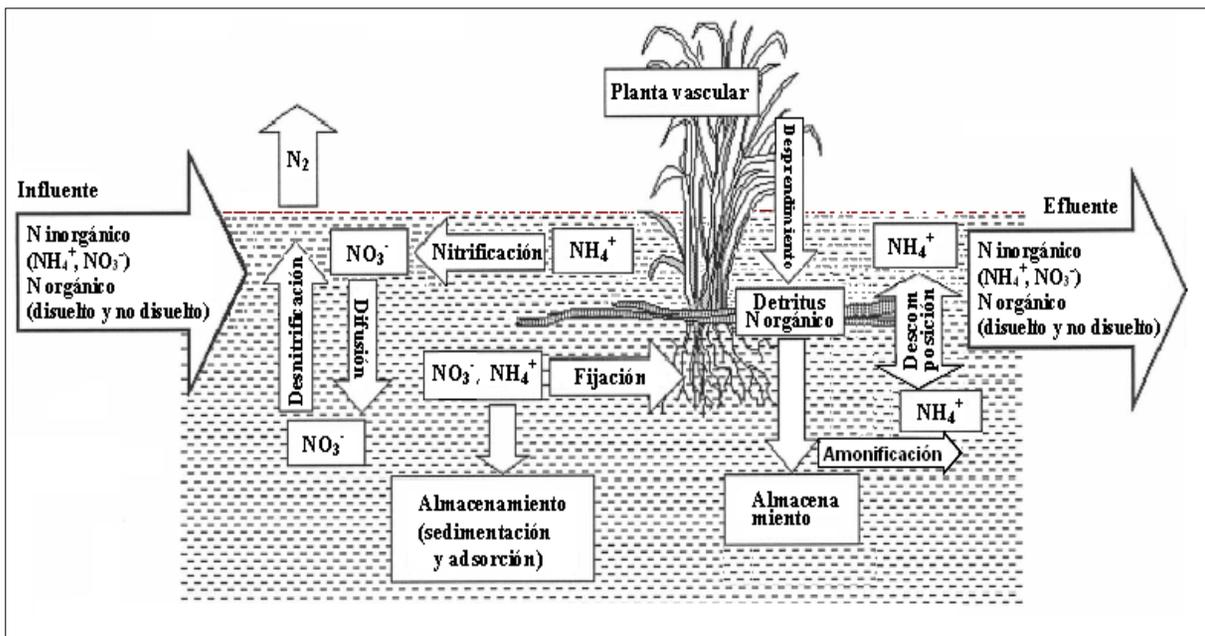


Figura 4-5. Ciclo del nitrógeno en un humedal artificial (HA).
(Aburto-Castañeda, 2011)

Es importante destacar que el principal factor para que se lleve a cabo la nitrificación es que exista la suficiente disponibilidad de oxígeno en el medio para que los microorganismos realicen la metabolización (Figura 4-6). Kadlec (2008), Tanner y Kadlec (2003) y Stein et al. (2003) señalan que el ambiente que mayoritariamente prevalece en los HA de flujo horizontal es el de tipo anaerobio, como consecuencia de que los sistemas, por lo general, se encuentran inundados y a que el influente, por su grado de contaminación, contiene bajas disponibilidades de oxígeno.

De estos sistemas, se considera que los HA de flujo vertical facilitan una mayor oxigenación del medio; como resultado de que, al momento de la irrigación al lecho, el influente se encuentra más expuesto al contacto con el aire atmosférico y a que no siempre presentan una inundación permanente dentro de su medio de soporte (Gervin y Brix, 2001; Mander et al., 2003).

Beavers y Tully (2005) y Arheimer y Wittgren (2002) mencionan que los tres principales fenómenos que permiten el transporte de oxígeno al medio de soporte son la convección, la difusión y el aporte por medio de las raíces y rizomas de las plantas también considerada como otra forma combinada de convección-difusión.

Particularmente, la convección es producida cuando el sistema es alimentado de manera intermitente; si el agua que originalmente se encontraba dentro del HA, abandona rápidamente al lecho por la parte inferior, entonces se provoca un gradiente de presión entre la zona interna y la atmósfera circundante superficial del sistema. Este hecho genera un fenómeno de succión de aire fresco hacia el interior del medio de soporte. Varios autores señalan que la razón de carga hidráulica (RCH) es la variable de mayor relevancia en el fenómeno de succión, y que existe entre aquella y el volumen de oxígeno que se puede transferir al medio una relación directamente proporcional (Rousseau et al., 2004; Tanner y Kadlec, 2002).

Lo anterior supone que mientras mayor sea la RCH, mayor será la tasa de oxigenación al sistema y que, por lo tanto, el volumen de aire que ingrese será igual al volumen de efluente líquido que se desaloje. Tal afirmación es cierta siempre y cuando la columna de agua se encuentre libre de barreras físicas. No obstante, dentro del HA, el medio de soporte y la densidad de la zona radicular imponen una barrera para que el aire se transporte desde la superficie hasta la base del lecho. Asimismo, dicho volumen, o espacio poroso, del HA no será constante, ya que sufrirá una reducción gradual, por efecto del azolvamiento de los contaminantes no transformables que ingresen a él.

Los principales mecanismos de remoción de compuestos nitrogenados, en orden de importancia, son la nitrificación, seguida de la desnitrificación microbológica, la adsorción-fijación por parte de las plantas y la volatilización del nitrógeno amoniacal hacia la atmósfera (Vymazal, 2009; Wood, 1995). En principio, los contenidos de nitrógeno en el agua residual son oxidados

microbiológicamente, en condiciones aerobias como anóxicas, convirtiéndose a nitrógeno amoniacal, ha dicho proceso se le denomina mineralización.

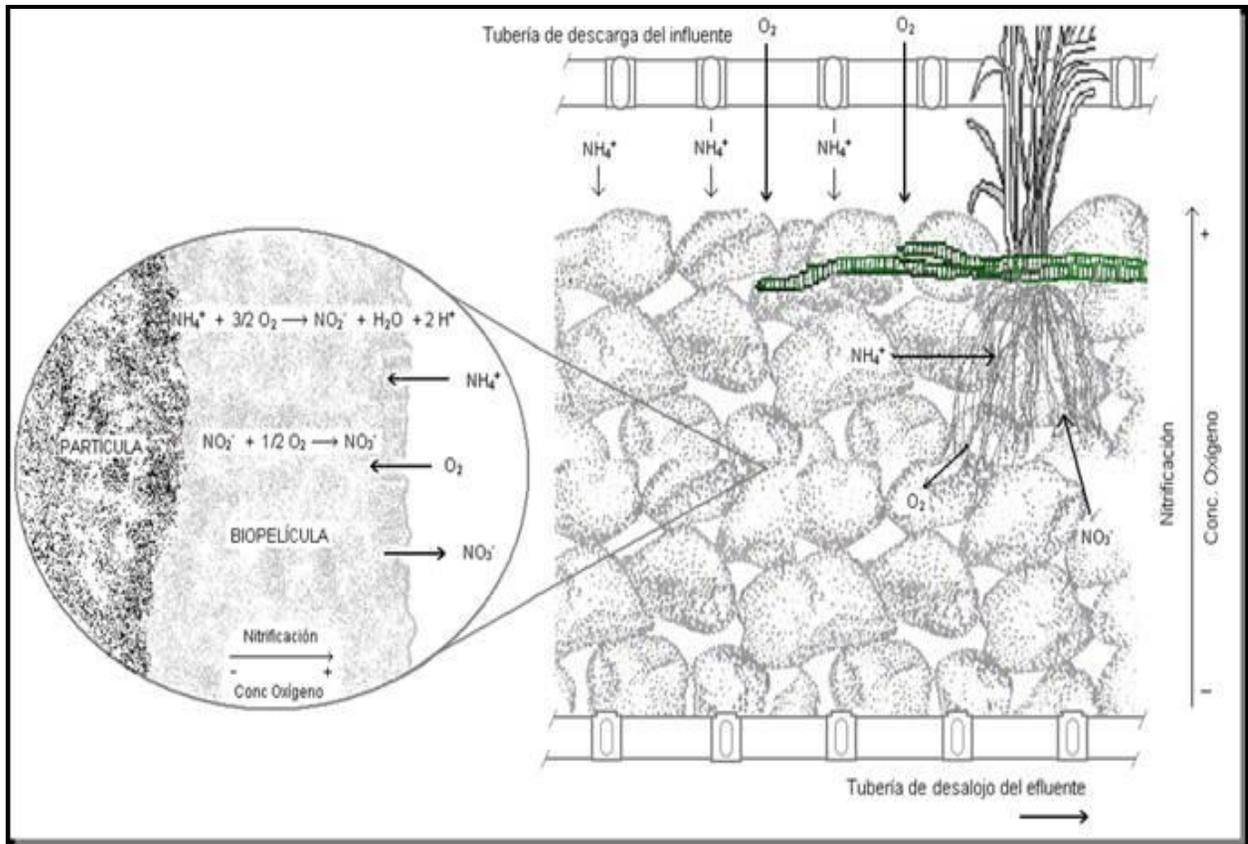


Figura 4-6. Proceso de nitrificación en un humedal artificial (HA).

Posteriormente, el NH_4^+ es eliminado por diferentes medios: fijación como biomasa en las plantas, absorción física del suelo y volatilización atmosférica. En relación con la conversión del amonio a gas amoníaco (NH_3) y su posterior volatilización, esta sólo es posible si existen condiciones estables de pH (intervalo entre 7.5 y 8.6 unidades de pH) (Drizo y Frost, 1996).

Con respecto a la nitrificación, dos grupos de bacterias son las encargadas de realizar esta actividad (las nitrosomonas y las nitrobacter) mediante dos etapas. En la primera, el NH_4^+ es oxidado a nitritos (NO_2^-) por efecto de las nitrosomonas, mientras que en la segunda etapa el NO_2^- es convertido a nitratos (NO_3^-) por la oxidación de las nitrobacter.

El factor fundamental que provoca la nitrificación es la cantidad de oxígeno disuelto (OD) en el lecho. En los humedales horizontales la concentración de OD es normalmente baja, en comparación con los de tipo vertical, por lo que la actividad nitrificante disminuye y se hace más lenta. Para alcanzar un nivel aceptable en la remoción de compuestos nitrogenados, la práctica común es la de incrementar el tiempo de residencia hidráulico en el sistema (Morris y Hebert, 1996). En cuanto al efecto de la temperatura, la nitrificación se ve altamente limitada cuando existen valores menores a los 10°C.

Con respecto a la desnitrificación, en la que el NO_3^- es convertido a óxido y gas nitrógeno, ésta normalmente se realiza bajo condiciones anóxicas en presencia de bacterias heterótrofas (*Achromobacter*, *Aereobacter*, *Alcaligenes* y *Pseudomonas*, entre otras). Este proceso se efectúa en varias etapas, en un intervalo de pH de 7-8 unidades y a temperaturas superiores a los 5°C.

4.4.3 Compuestos fosforados

Los compuestos del fósforo (P) son característicos de los organismos vivos y comúnmente se liberan por la descomposición celular; de manera que los residuos humanos y los provenientes de las industrias que procesan materiales biológicos como la alimentaria, constituyen sus fuentes principales. Los detergentes y fertilizantes resultan ser un aporte importante de contaminación por estas sustancias.

En el caso de los detergentes domésticos, su componente principal es el tripolifosfato de sodio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$), el cual se halla a una concentración aproximada del 22% p/p (Sedlack, 1992). Del total de P que está presente en las aguas residuales que se descargan en México, entre el 25 y 40% provienen de los detergentes (Mazari, 2000; Ramírez-Carrillo, 2003).

Otras fuentes de aguas residuales que contienen fósforo, aparte de las industrias biológicas, son las operaciones donde se fabrican ortofosfatos y ácido fosfórico, muy especialmente las industrias de los fertilizantes, de explosivos y de acabados de metales. En general, el P se utiliza para la inhibición de las incrustaciones en las calderas, intercambiadores de calor y circuitos de enfriamiento, así como inhibidor de la corrosión (Ramírez-Carrillo, 2003).

El P es de gran importancia en una amplia variedad de procesos biológicos y químicos que se realizan en las aguas naturales, en el manejo de los desechos y en el tratamiento de aguas residuales. El ortofosfato es un nutrimento que se requiere para el crecimiento del protoplasma viviente que contiene aproximadamente 2% de P en peso, base seca.

Como tal el P es el elemento limitante del crecimiento de las plantas acuáticas fotosintéticas, dada su escasa concentración. Los organismos utilizan ortofosfato como nutrimento en el tratamiento de aguas residuales por procesos biológicos. Los ortofosfatos se utilizan en los procesos de ablandamiento de aguas industriales, donde se saca ventaja de su capacidad para formar sales de calcio poco solubles.

Asimismo, se les emplea, en forma condensada, como agentes para la formación de complejos de Ca^{2+} y Fe^{2+} , en aguas para calderas, como agentes de tratamiento umbral. Por ejemplo, el uso de tripolifosfato de sodio que se absorbe sobre la superficie de los cristales de calcita y evita la precipitación del carbonato de calcio (CaCO_3).

También se emplea como fortificador o coadyuvante en la formulación de detergentes sintéticos, donde el tripolifosfato estabiliza las partículas de suciedad y produce complejos de Ca^{2+} y Mg^{2+} que evita que estos iones se combinen con la molécula de detergente. Los compuestos del P que se encuentran en las aguas residuales son tanto de tipo inorgánico (principalmente ortofosfatos y polifosfatos) como de tipo orgánico (Tabla 4.6). Los ortofosfatos (H_xPO_4^n) existen en formas tales como fosfato (PO_4^{3-}), fosfato monoácido (HPO_4^{2-}) y ácido fosfórico no ionizado (H_3PO_4) (Mihelcic, 2001; Álvarez, 2003).

En la Tabla 4.6 se presentan los compuestos que contienen P en sus clases más comunes. Las concentraciones típicas de compuestos de P que se encuentran en diversas aguas aparecen en la Tabla 4.7. En los drenajes domésticos sin tratar el P se distribuye aproximadamente en las siguientes formas: ortofosfato 5mg/L, tripolifosfato 3mg/L, pirofosfato 1mg/L y fosfatos orgánicos < 1mg/L (Maurer y Boller, 1999).

Tabla 4.6. Compuestos que contienen fósforo y que son de importancia en los sistemas acuáticos (Snoeyink y Jenkins, 1997).

Grupo	Compuestos de importancia.
Ortofosfatos	H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, $H_2PO_4^{2-}$, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} complejos.
Polifosfatos	$H_4P_2O_7$, $H_3P_2O_7^-$, $H_2P_2O_7^{2-}$, $HP_2O_7^{3-}$, $P_2O_7^{4-}$, $HP_2O_7^{3-}$ complejos, $H_3P_3O_{10}^{2-}$, $H_2P_3O_{10}^{3-}$, $HP_3O_{10}^{4-}$, $P_3O_{10}^{5-}$, $HP_3O_{10}^{4-}$ complejos.
Metafosfatos orgánicos	$HP_3O_9^{2-}$, $P_3O_9^{3-}$.
Fosfatos orgánicos	Fosfolípidos, fosfatos de azúcar, fosfamidas, etc.

Una clasificación adicional para el P es la que se conoce como suspendida y disuelta. Su diferencia consiste en que la primera es retenida al pasar por un filtro de membrana de 0.45 μm de porosidad, mientras que la segunda es el filtrado obtenido. Esta clasificación es utilizada básicamente para fines analíticos (Maurer et al., 1999).

Tabla 4.7. Concentraciones típicas de fósforo total en diferentes tipos de agua (Wang y Mitsch, 1998).

Drenaje doméstico	3-20 mg/L
Drenaje agrícola	0.05-1 mg/L
Agua superficial de lago	0.01-0.04 mg/L

Debido a que el P es un elemento indispensable para el desarrollo de cualquier forma de vida, se encuentra principalmente en el suelo y en el agua. En el primero casi siempre se halla combinado con minerales de Fe, Ca y Al, dando lugar a la formación de complejos inorgánicos; en el agua, generalmente aparece en cantidades limitadas en ríos y lagos, en forma de ortofosfatos o como fósforo orgánico. El ciclo contiene además el componente atmosférico.

Una fracción la representa el gas fosfeno (PH_4), que se encuentra en el aire y que se libera fundamentalmente en pantanos y humedales naturales y artificiales. Las rutas más importantes que sigue el P, a través de los ciclos biogeoquímicos, están resumidas en la Figura 4-7.

En suelos húmedos o en medios acuáticos, la fracción más importante de P aparece en solución y se transporta con cierta rapidez hacia y desde la vegetación y los microorganismos. Para el caso de estos últimos, la disponibilidad de P está controlada por los siguientes mecanismos:

- a) Solubilización. Las plantas y los microorganismos pueden aumentar la disolución de ortofosfato cuando liberan desde sus células a las siguientes sustancias: fosfatasa, ácidos orgánicos e inorgánicos, dióxido de carbono y ácido sulfhídrico. Estos compuestos son capaces de reaccionar con el calcio que pudiera encontrarse en equilibrio con el ortofosfato, dejándolo libre en el medio acuoso.
- b) Mineralización. Este es un proceso enzimático que resulta de la asimilación del fosfato inorgánico. Cerca de un 75% de los microorganismos que se encuentran en los suelos son capaces de llevar a cabo esta actividad.
- c) Asimilación. Es la incorporación de ortofosfato soluble hacia el interior de la célula. Es un mecanismo temporal, ya que una vez que la célula muere, el nutrimento se reintegra al medio (Ann et al., 2000).

El P es un componente de los ácidos nucleicos, los fosfolípidos y también de numerosos compuestos fosforilados. Se ha observado que la proporción de P respecto a otros en los organismos tiende a ser considerablemente mayor que en fuentes externas como el agua y el suelo, lo cual indica que la provisión de P es de importancia crítica para el crecimiento biológico en los lagos.

Para su nutrición, las plantas y las bacterias necesitan P en forma de ortofosfato (disuelto), generalmente como fosfato (PO_4^{3-}). Estos organismos lo asimilan de manera directa, y lo convierten en su protoplasma hacia la forma orgánica (insoluble). La descomposición de estos organismos disuelve y libera (mineraliza) el P para su nueva utilización. No obstante, en los lagos gran parte del ortofosfato es extraído del agua por el sedimento y, más tarde, eliminado de la circulación estacional.

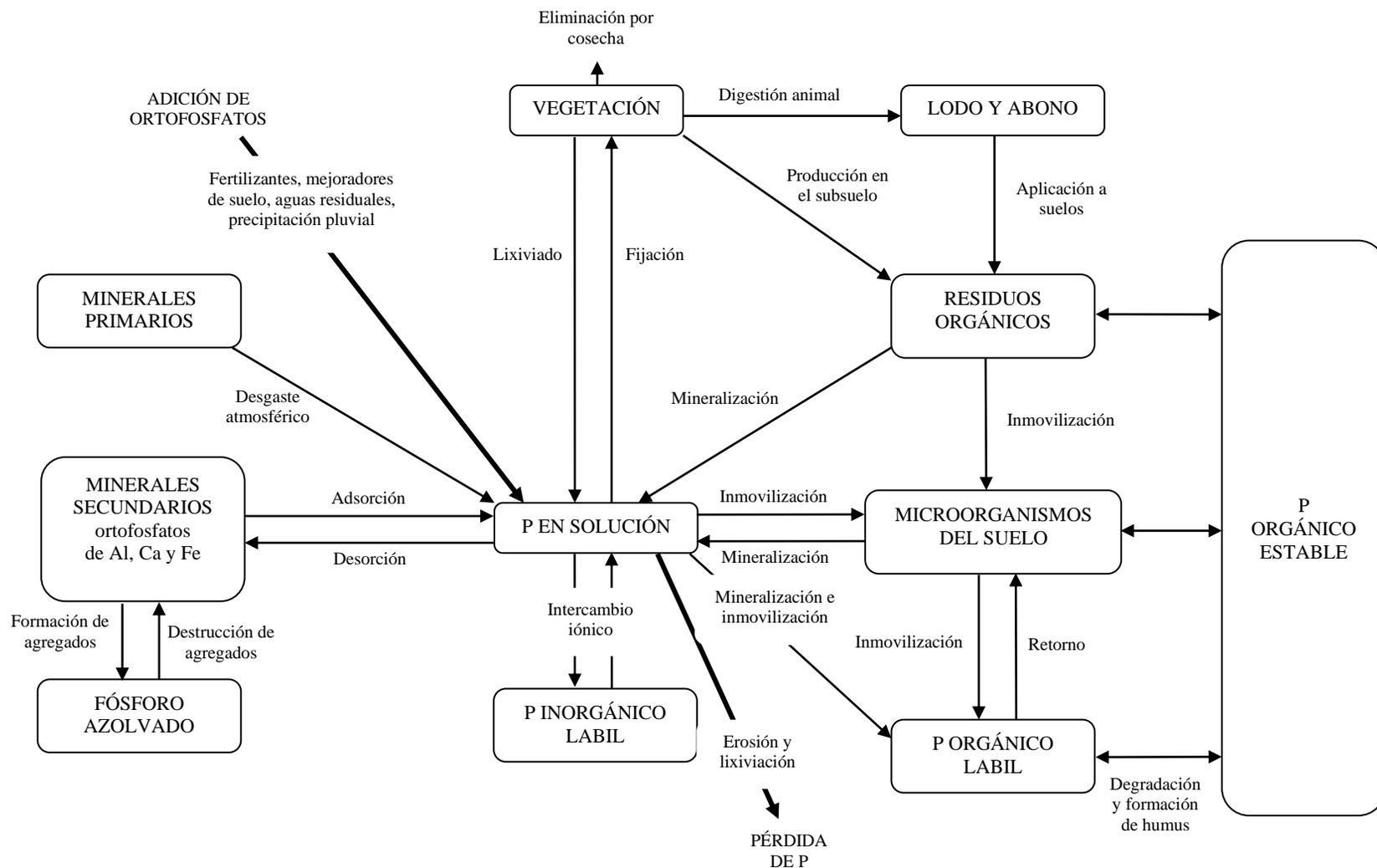


Figura 4-7. Ciclo biogeoquímico del fósforo (modificado de Muller, 1999).

Debido a que todos los procesos vitales necesitan P, el sistema biológico reduce aún más la concentración del mismo en las aguas naturales. En virtud de los cambios estacionales en la producción vegetal y animal y debido a la mayor entrada de P en el agua, su calidad varía notablemente a lo largo del año (Welch, 1992).

La aportación del P por actividades humanas (antropogénicas) puede ser mayor que la de fuentes naturales. Las aguas negras domésticas contienen P de las heces y de los detergentes comerciales, en los cuales se utilizan ortofosfatos (como agentes humectantes), aunque en gran medida esta última contribución se ha reducido en muchos lugares a causa de la legislación en materia ambiental. El desagüe de áreas agrícolas que han recibido fertilizantes (que normalmente contienen P, nitrógeno y potasio) puede ser otra fuente importante. Por consiguiente, el P soluble puede alcanzar concentraciones altas en ciertas aguas contaminadas. El P, fácilmente disponible, en muchos casos da origen al crecimiento de organismos indeseables, como las algas filamentosas, las cuales causan problemas de sabor y olor en el agua y obstruyen, también, los filtros existentes en las plantas de tratamiento de aguas residuales. El crecimiento excesivo de materia orgánica se puede reducir o impedir limitando sólo la provisión de este nutrimento. Por ello, al P se le conoce como un nutrimento limitante (Reddy y D'Angelo, 1997; Schmitz, 1996; Álvarez, 2003; Ramírez-Carrillo, 2003).

El P se presenta en el agua residual formando diversos compuestos (ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos, entre otros). La remoción de estos minerales se efectúa mediante los mecanismos de adsorción, precipitación y fijación que realizan las plantas y el medio de soporte. Algunos autores han sugerido la reducción anaerobia como posible medio de remoción de los fosfatos en los humedales (Drizo y Frost, 1996).

La adsorción del fósforo es controlada por la interacción de los parámetros: potencial redox, pH y minerales con Fe, Ca y Al. El fósforo inorgánico es retenido por compuestos tales como los óxidos e hidróxidos de Al, Ca y Fe. En cuanto al efecto por los hidróxidos, los fosfatos son desplazados para formar complejos inertes de tipo monodentados y binucleares. En condiciones ácidas, la degradación del fósforo se acelera, formando precipitados con fosfato de aluminio y férrico. En el caso de aguas con pH que tienda a condiciones alcalinas, la precipitación dominante es la del hidróxido de calcio (Álvarez, 2003).

La fijación del fósforo por acción de las plantas se efectúa de una forma acelerada, aunque tienden a reciclar este compuesto cuando mueren, sedimentándolo en el fondo del lecho. Esta actividad es la de menor efecto en cuanto a la eliminación de sustancias que posean fósforo (Carter, 1986).

Está ampliamente documentado que la mayoría de los HA convencionales, actualmente construidos, alcanzan una capacidad de remoción de P, como fósforo total (PT), no mayor al 50% (Adler, 1996). Algunas de las razones de esta baja eficiencia tienen que ver con el hecho de que generalmente estos sistemas no han sido diseñados para este fin, ya que el tratamiento de P por vía biológica siempre ha implicado serias dificultades. Por esta razón y en virtud de cumplir con los límites requeridos por la normatividad nacional vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996) y por los criterios de calidad del agua para descargas de aguas tratadas, así como para evitar la aceleración del proceso de eutroficación, en los últimos años se han desarrollado diversas investigaciones que buscan incrementar la eficiencia y aplicabilidad de los HA para tratar a los compuestos de P, particularmente los ortofosfatos (Álvarez, 2003; Ramírez-Carrillo, 2003; Dierberg et al., 2002; Reed y Brown, 1995).

Durante la transformación y remoción del P del agua residual intervienen los constituyentes principales del sistema: lecho, plantas y microorganismos (Kadlec, 1996). De ellos, el primero es el que mayor interacción tiene con los compuestos del P, en donde los mecanismos más importantes que se presentan son: filtración física, adsorción química y precipitación de complejos formados entre el P y los minerales que forman parte del lecho. Además, este constituyente, por acción de la biomasa estimula la formación de biopelículas, donde una fracción del P es también retenida (Drizo et al., 1996; Johansson, 1997).

La importancia de los microorganismos en la remoción del fósforo radica en su capacidad para asimilarlo a una mayor velocidad que el medio de soporte y las plantas. Para el crecimiento adecuado de los microorganismos y de las plantas, una relación adecuada de carbón, nitrógeno y fósforo es de 106:16:1. Tal relación rara vez se cumple en un agua residual, por lo que su variación es lo que provoca desequilibrios en los ecosistemas donde son vertidas (Horan et al., 1994; Pant y Reddy, 2000). Es común que se tengan valores superiores en la concentración de P. Sobre todo en zonas donde aún se siguen utilizando detergentes y/o fertilizantes que poseen en su formulación alto contenido de fosfatos.

Los requerimientos de P son máximos cuando las poblaciones o comunidades microbianas están en fase de crecimiento exponencial. Es decir, cuando el HA se encuentra en etapa de arranque y estabilización, los microorganismos necesitan más P para su crecimiento y reproducción celular. Una vez alcanzada dicha estabilidad, los requerimientos de P disminuyen considerablemente y, por lo tanto, esta vía contribuye muy poco a la remoción global, siendo entre 5 y 10% del total de P que entra al sistema (Richardson, 1985; Richardson y Craft, 1993).

En los HA, la presencia del P en bajas concentraciones resulta indispensable, ya que el desarrollo de los microorganismos y plantas depende de este. Ambos constituyentes también participan en la remoción de los principales contaminantes que se encuentran en el agua residual. Varios autores señalan que concentraciones de al menos 0.5 mg/L de P como $H_xPO_4^n$ son suficientes para las necesidades biológicas del HA (Blazejewski, 1996; Braskerud, 2000). En la Figura 4-8 se muestran los principales mecanismos y rutas que recorre el P, en especial el $H_xPO_4^n$, dentro del HA (Sakadevan y Bavor, 1998; Pant y Reddy, 2000).

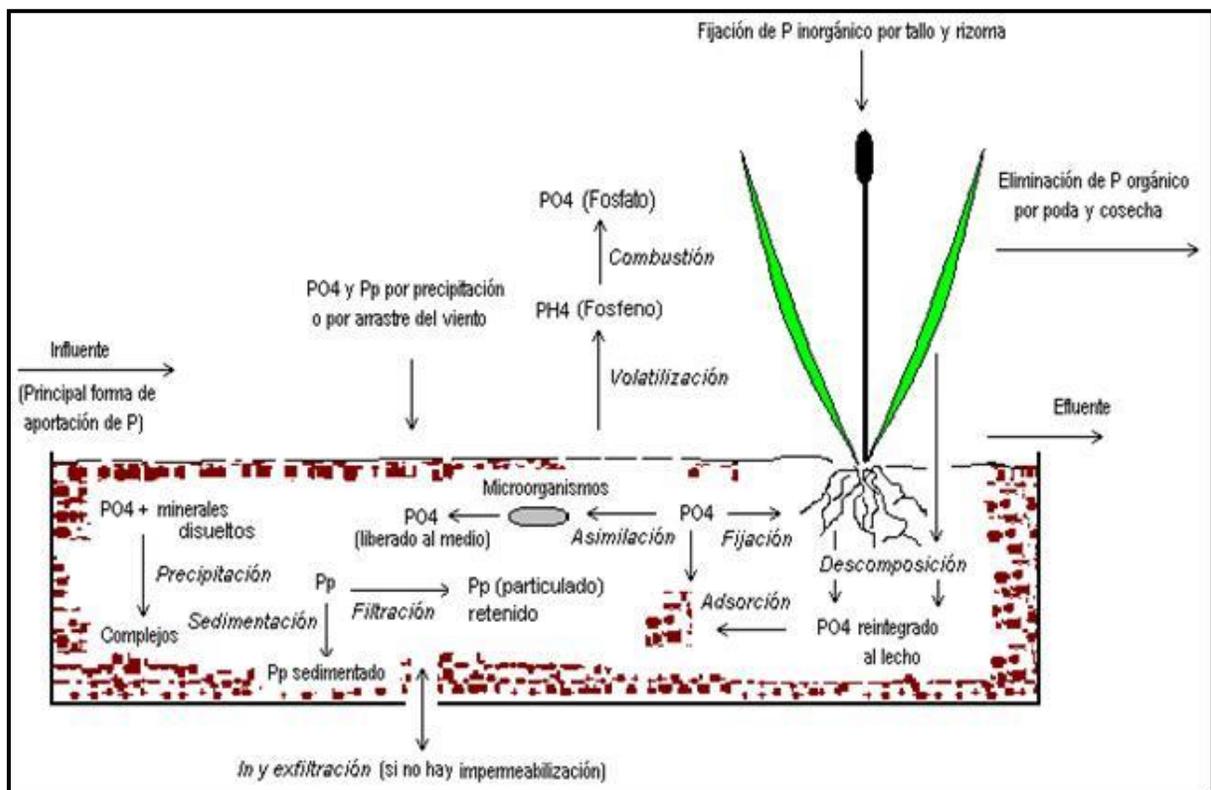


Figura 4-8. Ciclo del fósforo en un humedal artificial (Ramírez-Carrillo, 2003).

En términos generales, la aportación más importante de P al HA se realiza por vía del influente. Si el P aparece en forma coloidal y/o en suspensión, los primeros tipos de retención física que sufre son la filtración y la sedimentación. Otra ruta de retención inmediata se genera como consecuencia de la asimilación microbiana en condiciones aerobias. En este caso, el P disuelto, principalmente como $H_3PO_4^n$, es metabolizado y transformado a P orgánico (como constituyente de fosfatos de azúcar, nucleótidos y fosfolípidos).

En condiciones anaerobias también se verifican cambios en la naturaleza del P: los microorganismos facultativos, con el objeto de almacenar energía, tienden a liberar P hacia el medio en forma de $H_3PO_4^n$. Como es evidente, las condiciones aerobias se generan principalmente en las zonas cercanas a la superficie del HA (aproximadamente hasta los 10-15 cm de profundidad, respecto a la superficie del lecho), donde existe una mayor disponibilidad de oxígeno atmosférico; mientras que las condiciones anaerobias se ubican desde la profundidad citada hasta la parte basal del sistema (Pant et al., 2000).

Las plantas, por su parte, fijan al P en su forma disuelta y lo convierten en P orgánico, el cual forma parte de su tejido celular. Cuando la planta muere o se desprenden algunos de sus constituyentes (hojas, rizomas o raíces) y caen al lecho, el P reingresa para seguir las tres rutas señaladas anteriormente: asimilación microbiana, filtración y sedimentación (Coveney et al., 2000).

Si el lecho está conformado por materiales minerales, se contará con la ruta más importante de retención, en donde el P sufrirá transformaciones fisicoquímicas derivadas de fenómenos tales como la adsorción y la precipitación químicas. Por estas dos vías el P (principalmente como $H_3PO_4^n$ y polifosfato) se combinará con los minerales que se hallan presentes en el lecho (hierro aluminio y calcio), dando lugar a la aparición de complejos fosfatados metálicos, altamente insolubles y con densidades superiores a la del agua (Braskerud, 2000).

4.4.4 Metales pesados y compuestos tóxicos

En algunos casos, las aguas residuales municipales contienen cantidades variables de diversos metales, entre los principales están Fe, Cr^{6+} , Hg, Pb, Ar, Cd, Cu, Zn, Mn, Ni, Ag, entre otros.

Todos ellos muestran altos niveles de toxicidad, ya que los metales pueden formar metaloides y luego unirse a compuestos orgánicos para formar sustancias lipófilas que a menudo son altamente tóxicas y que pueden ser almacenadas en las reservas de grasas de los animales y humanos. Los metales también pueden unirse a macromoléculas celulares de los seres vivos, dado que su tendencia es la de acumularse en las cadenas tróficas (Oke, 1996). En los HA, mediante reacciones físicas y químicas se remueven los metales pesados presentes en el agua residual. La fijación de estos elementos por acción de las plantas es un mecanismo de tipo secundario.

La depuración de metales mediante reacciones físicas y químicas considera fenómenos tales como la precipitación, adsorción y sedimentación, así como la formación de complejos metálicos y precipitados. La posible eliminación de metales por adsorción depende de diversos factores, entre los que destacan: naturaleza de las partículas metálicas, pH, temperatura, potencial redox y presencia de cationes activos. Los ejemplos siguientes ilustran algunas formas de eliminación de metales mediante la adsorción fisicoquímica:

El cadmio y el cobre son aceptablemente adsorbidos en el lecho bajo condiciones aerobias en sistemas que presentan bajas interacciones iónicas. En condiciones anóxicas el cadmio se combina con el hierro formando ligandos. En el caso del plomo, se adsorbe en medios donde existen complejos organometálicos o minerales arcillosos. En cuanto al zinc, se adsorbe en aguas que contienen sales y óxidos en forma coloidal (Bowner, 1987).

Con respecto al fenómeno de sedimentación de los metales pesados, diversos factores son los que lo influyen: tipo de metal, concentración presente, solubilidad, contenido de materia orgánica, flujos de alimentación y pH. Cuando se tienen condiciones ácidas en el agua residual se favorece la estabilización de los metales y se propicia la precipitación y formación de complejos organometálicos (Shutes, 1996).

Por su parte, las interacciones bioquímicas, como la adsorción de las plantas, provoca la estabilización de los metales pesados, y, en bajas concentraciones, pueden servir como micronutrientes que promueven el crecimiento de la vegetación en el humedal (Oke, 1996).

4.5 APLICACIONES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales se emplean fundamentalmente para tratar aguas residuales de tipo doméstico, pero su aplicación se ha extendido para depurar las descargas generadas por diversas fuentes (Conley, 1991; Gersberg, 1985; Reed, 1992). Entre las principales, se encuentran las siguientes:

- Efluentes de las industrias alimentaria, textil, papelera, etc.
- Efluentes de lixiviados en suelos restaurados por efecto de la contaminación.
- Precipitaciones pluviales urbanas.
- Efluentes de refinerías, hospitales, escuelas, centros comerciales, oficinas, etc.

Adicionalmente, los HA ofrecen diversas funciones, que son resultado de sus características naturales intrínsecas (Rivera y Calderón, 1993). A continuación se señalan las más importantes:

- Sirven como reservorio para la vida silvestre (aves migratorias, anfibios, reptiles, etc.).
- Fijan el carbono orgánico.
- Contribuyen al balance fotosintético global $\text{CO}_2\text{-O}_2$.
- Reducen la presencia de microorganismos no deseables.
- Biodegradan los compuestos tóxicos.

4.6 VENTAJAS Y DESVENTAJAS

Llevando a cabo un buen diseño, construcción, operación y mantenimiento, es posible obtener una calidad de agua acorde con las normatividades nacionales e internacionales vigentes, susceptible de ser empleada para riego agrícola o para reúso industrial. Los costos de implementación son menores en comparación con los sistemas de tratamiento convencionales. Este tipo de tecnología cuenta con períodos de vida útil mayores a los 25 años y no sufren fácilmente desequilibrios por cambios bruscos de concentración en el influente (Cooper et al., 1996).

Se han reportado estudios que muestran resultados satisfactorios cuando el sistema es alimentado con aguas que contienen detergentes, materiales medianamente tóxicos y metales pesados (Netter, 1990), llegándose también a eliminar satisfactoriamente microorganismos no deseables (Kreiner, 1995; Rivera et al., 1995). Se ha comprobado que los humedales artificiales no sufren una disminución significativa de su actividad depuradora cuando se presentan bajas temperaturas ($< 10^{\circ}\text{C}$), pero también se ha observado que la misma se ve mejorada en zonas con climas cálidos, debido a que se incrementan la biodegradación, por parte de los microorganismos, y los fenómenos fotosintéticos en las plantas (Yang et al., 1995).

Aunque su aplicación está dirigida hacia comunidades rurales y semiurbanas, la construcción de los HA también puede ser practicada en zonas típicamente urbanas, a efecto de contribuir a la depuración de las aguas residuales en el mismo sitio donde se generan. Este tipo de sistemas pueden ser adaptados en jardines, parques públicos, avenidas y áreas verdes, contribuyendo con ello, a la restauración del equilibrio ecológico y estético de la zona. Adicionalmente, se ha demostrado que cuando se operan y mantienen adecuadamente no generan malos olores ni presencia de mosquitos (Luna-Pabello et al., 1997b; Sereico y Larneo, 1988).

Uno de los principales inconvenientes que presentan los HA es el requerimiento de grandes extensiones de terreno para su construcción, pero en la medida de que se mejoren el diseño y operación del sistema, la magnitud del área tenderá a disminuir. Por otra parte, si sólo se emplea un tipo de planta, se puede correr el riesgo de que el sistema sea atacado por plagas, lo cual puede prevenirse si se mantienen dos o más especies de plantas vasculares en el HA (Mackney, 1990; Wood, 1995).

5 MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 MATERIALES

5.1.1 Agua residual municipal tipo

Los sistemas experimentales se alimentaron con un agua residual municipal tipo (ARMT) la cual se elaboró con agua corriente enriquecida con glucosa, sulfato de amonio y fosfato trisódico, con lo que se garantizó la presencia de los contaminantes de interés (compuestos carbonosos, nitrogenados y fosforados).

El volumen requerido para la alimentación de los sistemas experimentales fue de 210 L los cuales fueron determinados de la siguiente manera:

Tomando en cuenta que cada humedal requiere 21 L, si se tienen 9 humedales con dicho requerimiento se tiene que con 189 L sería suficiente, pero previniendo imprevistos, se tomó la decisión de preparar el tanto necesario para alimentar un humedal más.

Dicho volumen de agua se preparó cada vez que los sistemas requirieran ser alimentados de nuevo respetando los tiempos de residencia hidráulicos establecidos.

El ARMT se elaboró tomaron en cuenta parámetros típicos de un agua residual doméstica con una DQO de 375 mg O₂/L, Carbono de 80 mg/L, Nitrógeno de 35 mg/L y Fósforo de 8 mg/L.

En la Tabla 5.1 se presentan las proporciones y las cantidades a pesar por litro de cada sal. Los cálculos estequiométricos se encuentra en el Anexo 4 para su consulta.

Tabla 5.1. Características del agua residual municipal tipo.

Compuesto	Concentración (mg/L)	Porcentaje de DQO teórica proporcionada por cada compuesto	Concentración de DQO teórica proporcionada por cada compuesto (mg O ₂ /L)	Concentración de C, N y P proporcionado por cada compuesto respectivamente (mg/L)
Glucosa, C ₆ H ₁₂ O ₆	194.18	55.15	159.99	77.67
Sulfato de amonio, (NH ₄) ₂ SO ₄	165.17	42.59	159.99	34.99
Fosfato trisódico, Na ₃ PO ₄ *12H ₂ O	100.97	2.26	8.5	8.23

La caracterización del ARMT se muestra en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2. Caracterización del agua residual municipal tipo.

Parámetros	Concentración del influente
DQO (mg/L)	375.59
N _{Total} (mg/L)	35
NH ₄ ⁺ (mg/L)	30.41
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4.59
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	8.04
OD (mg/L)	4.1
pH	8.57
Temperatura (°C)	20 ± 3

5.1.2 Materiales de empaque

Los materiales pétreos se seleccionaron en función de sus propiedades y características fisicoquímicas, disponibilidad y costo, así como a las recomendaciones hechas en la literatura especializada y a los resultados obtenidos por Ramírez-Carrillo (1998 y 2003), Álvarez (2003), Reyes (2006), García (2007) y Aburto-Castañeda (2011). Asimismo, el orden y dimensiones de los estratos se ajustaron en función de las propiedades fisicoquímicas e hidráulicas aportadas por los materiales de empaque, así como a los tres diferentes arreglos utilizados.

El medio de soporte o material de empaque, consiste en capas de material pétreo (según corresponda) dispuesto en capas y bloques (dependiendo el arreglo requerido), las cuales además de funcionar como lecho filtrante, tiene la función principal de servir como soporte para el desarrollo de las plantas y el establecimiento de los microorganismos en los sistemas de HA. En el desarrollo de la presente investigación se utilizaron 3 diferentes materiales de empaque, escoria volcánica (EV), grava sílica (GS) y roca caliza (RC) con un diámetro de partícula de 1 a 2 mm, la cual fue caracterizada y tratada para el empleo dentro de los sistemas.

5.1.2.1 Obtención y acondicionamiento de los materiales de empaque

Respecto al origen de los materiales de empaque, los lotes de escoria volcánica (EV), grava sílica (GS) y roca caliza (RC), todos materiales típicos de construcción en la parte centro de México. Se obtuvieron de un par de casas de materiales ubicadas en el sur y oriente de la Ciudad de México. Dichos materiales se molieron y tamizaron a través de mallas para obtener un tamaño de partícula de 1 a 2 mm de diámetro. Las rocas obtenidas, se lavaron con agua corriente hasta que no se observaran impurezas ni coloración en el agua de desecho y se dejaron secar a temperatura ambiente (Figura 5-1).



Figura 5-1. A) Tamizado de material de empaque; B) Secado de material de empaque.

5.1.2.2 Propiedades físicas de los materiales de empaque

Las propiedades físicas de los materiales de empaque a utilizar en la conformación de los estratos que forman parte de los diferentes tipos de arreglos propuestos para los sistemas de humedales artificiales a evaluar, se muestran en la Tabla 5.3. (Las propiedades físicas de los materiales de empaque se determinaron mediante los métodos contenidos en el ANEXO 1).

Tabla 5.3. Propiedades físicas de los materiales de empaque seleccionados.

Parámetros	Escoria Volcánica	Grava Sílica	Roca Caliza
Densidad aparente (g/mL)	1.03	1.40	1.47
Densidad real (g/mL)	2.21	2.60	2.68
Porosidad (%)	70	46	45
Conductividad hidráulica (m ³ /m ² s)	1.39x10 ⁻⁶	4.36x10 ⁻⁴	7.12x10 ⁻⁵

Las características principales que los diferentes materiales de empaque seleccionados cumplieron son los siguientes: conductividad hidráulica, porosidad, resistencia mecánica, densidad, área superficial específica, compatibilidad con los microorganismos y plantas, asimismo son capaces de formar biopelícula, con lo cual se contribuye a la remoción de materia orgánica, compuestos nitrogenados y en menor medida compuestos fosforados.

Respecto a la conductividad hidráulica (CH), los tres materiales de soporte presentan valores acordes con las recomendaciones hechas para ser utilizados como medios de soporte dentro de los HA, dichas recomendaciones arrojan un intervalo, el cual se encuentra entre 1×10^{-4} y 1×10^{-6} m^3/m^2s (Ramírez-Carrillo, 2003). En este rubro, la escoria volcánica fue la que presentó el valor más bajo de CH, mientras que la grava sílica obtuvo los valores más elevados. Se sabe que con el paso del tiempo, la CH tenderá a disminuir, esto será debido al azolvamiento que presenten los diferentes materiales de empaque dispuestos dentro de los HA.

La porosidad que se recomienda que presenten los materiales de empaque en la construcción de HA debe ser mayor al 30% (Kivaisi, 2001). Como se observa en la Tabla 5.3, los tres materiales cumplen con dicho criterio, superando el 30% de porosidad requerido como mínimo. Cabe destacar que en este rubro, la escoria volcánica es el material que gracias a esta característica, ha demostrado tener una gran efectividad en la remoción de la materia orgánica principalmente (Jiménez-Tovar, 1999; Ramírez-Carrillo, 1998). La porosidad depende de la naturaleza de la partícula y principalmente de su tamaño.

La densidad es un parámetro evaluado en los materiales de empaque, ya que un valor superior a 1.5 g/mL es recomendado para su uso en HA, dicha recomendación es hecha con el fin de evitar que el material de empaque sea arrastrado o desacomodado por efecto de la presión del fluido en los horizontes conformados.

5.1.2.3 Particularidades de los materiales de empaque

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

La grava sílica como la roca caliza presentan una superficie rugosa pero no porosa, favoreciendo con ello la formación de biopelícula en su superficie. Asimismo debido a su dureza, este material no se desmorona o pulveriza con facilidad como lo hace la escoria volcánica, sin embargo la roca caliza puede ser disuelta al estar en contacto y reaccionar con aguas que presenten un pH ácido.

Las particularidades de los diferentes materiales de empaque, ayudan a la formación de biopelícula, al soporte de las plantas, a reducir los cortos circuitos hidráulicos y con ello se favorece la buena conductividad hidráulica dentro de los sistemas, esto debido al cumplimiento de las propiedades físicas requeridas para ello.

5.1.2.4 Composición química de los materiales de empaque

A continuación en la Tabla 5.4 se presentan la composición química de los diferentes materiales empleados en la construcción de los HA.

Tabla 5.4. Composición química de los materiales de empaque seleccionados.

Compuestos	Escoria volcánica	Grava sílica	Roca caliza
CaCO ₃ (%)	-	-	92.64
CaO (%)	8.52	0.10	53.74
Al ₂ O ₃ (%)	14.25	1.92	0.25
SiO ₂ (%)	50	94.80	0.99
Fe ₂ O ₃ (%)	11.56	1.75	0.09
MgO (%)	7.10	0.08	0.47
Otros e insolubles (%)	8.57	1.35	5.56

5.1.2.5 Selección y ordenamiento de los materiales de empaque para los estratos

Los estratos que son evaluados en los diferentes arreglos propuestos para los HA, son constituidos por escoria volcánica, grava sílica y roca caliza. El orden propuesto para el acomodo

de dichos materiales en los diferentes estratos se determinó tomando en cuenta que material fue el que había logrado los mejores resultados en la remoción de los contaminantes de nuestro interés (C, N y P) (Aburto-Castañeda, 2011; García, 2007; Álvarez, 2003; Ramírez-Carrillo, 2003 y 1998; Cereceda, Serrano and Guinea, 2000), logrando con esto favorecer la remoción secuencial de los contaminantes debido a la dinámica poblacional presente en la composición de la biopelícula (bacterias heterótrofas, nitrificantes, desnitrificantes, algas y hongos) que se llegue a formar en el lecho del HA, así como las diferentes reacciones fisicoquímicas que pueden ser favorecidas por la composición química de los materiales. Los arreglos quedaron constituidos de la siguiente manera:

Para el arreglo del HACEV el orden dispuesto para los materiales es el siguiente: de izquierda a derecha el primer estrato se constituye de escoria volcánica, el segundo estrato se empaqueta con grava silicea y el tercero con roca caliza. Los espesores para cada estrato son los siguientes: 30 cm de ancho para los primeros dos estratos, mientras que el tercero se conforma de 20 cm de espesor.

Para el arreglo del HACEH la estrategia en la colocación de los estratos es diferente, ya que el orden de ellos se enlista de abajo hacia arriba, con lo que el orden de los materiales de empaque queda de la siguiente manera: el primer estrato se conforma de roca caliza, en el segundo estrato se encuentra la grava silicea, ambos estratos presentan un espesor de 10 cm. El tercer estrato lo conforma la escoria volcánica presentando 15 cm de espesor.

El arreglo del HAFH, solo presenta un estrato uniforme, el cual está conformado por escoria volcánica en su totalidad.

5.1.3 Componente vegetal

Para la presente investigación se empleó la planta vascular *Phragmites australis*, la cual es una gramínea de gran tamaño, perenne y provisto de un gran rizoma leñoso que presenta una distribución mundial en aguas dulces y salobres (del-Val et al., 2012). Se ha vuelto muy común en cuerpos de agua modificados por el hombre (Saltonstall, 2002).

Tiene amplia distribución en diversos ecosistemas y por tanto tolera diversas condiciones ambientales, es resistente a periodos de desecación, mantiene un rápido crecimiento y una abundante generación de biomasa que puede emplearse como producto secundario. Sin embargo y pese a sus bondades, es una planta no nativa de México.

Estudios en otras latitudes han sugerido que *Phragmites australis* se ha convertido en especie invasora, a pesar de ser nativa, cuando existen cambios inducidos en los patrones de disturbio, particularmente cambios en el régimen hidrológico, de salinidad y de nutrientes. En México no hay estudios de ecológicos de *Phragmites australis*, pero se reporta su presencia en los estados de Chihuahua, Michoacán, Oaxaca, Quintana Roo, Sinaloa, Veracruz y Yucatán (del-Val et al., 2012).

Otra característica importante sobre el empleo de este organismo es el tipo de rizoma que desarrolla, ya que permite una mejor hidráulica en el sistema y por lo tanto un número menor de zonas hidráulicas muertas dentro del sistema.



Figura 5-2. Componente vegetal *Phragmites australis*.

5.1.3.1 Propagación del componente vegetal

El componente vegetal se propagó siguiendo el método de división por esquejes a partir de tres organismos de *Phragmites australis* donados por el Dr. Roberto Linding Cisneros del Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM.

Propagación del componente vegetal:

1. Se seleccionó el rizoma del ejemplar en segmentos de 0.15 m de longitud para obtener esquejes (Figura 5-3 A).
2. Se aplicó una solución de enraizador comercial en una proporción de 2 g/L a lo largo de todo el rizoma (Figura 5-3 B)
3. Se introdujo el rizoma en la cavidad del sustrato a una profundidad de entre 0.03 y 0.05 m.

Una vez que los esquejes desarrollaron rizomas, fueron trasplantados a contenedores con medio de soporte compuesto por humus. El componente vegetal fue irrigado con agua potable durante 30 días (Figura 5-3 C).

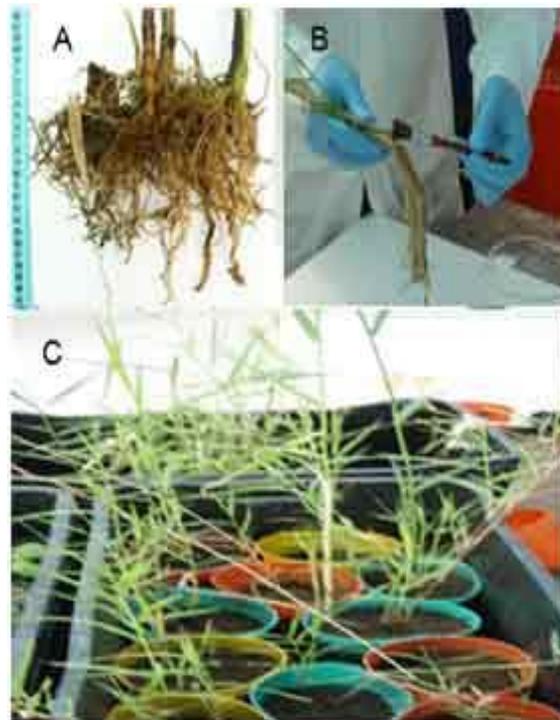


Figura 5-3. Propagación del componente vegetal.

5.1.4 Sistemas experimentales (humedales artificiales)

En la presente investigación se emplearon 9 sistemas experimentales a escala de laboratorio, los cuales presentaron 3 diferentes tipos de arreglos. Dichos sistemas se encuentran constituidos por cajas plásticas de polietileno de alta densidad de 6 mm, tubería, accesorios de PVC y manguera de 1 pulg. de diámetro (para ver detalles de la construcción ver Anexo 2). Dichas cajas son empacadas dependiendo el arreglo que se les asigne (HACEV, HAFH y HACEH). Las dimensiones de los sistemas experimentales son las siguientes: 69 cm de largo, 38.5 cm de ancho y 25 cm de profundidad para los arreglos: HACEV y HAFH, mientras que para el HACEH las dimensiones son las siguientes: 69 cm de alto, 38.5 cm de ancho y 25 cm de profundidad. Los arreglos evaluados se muestran en la Figura 5-4.

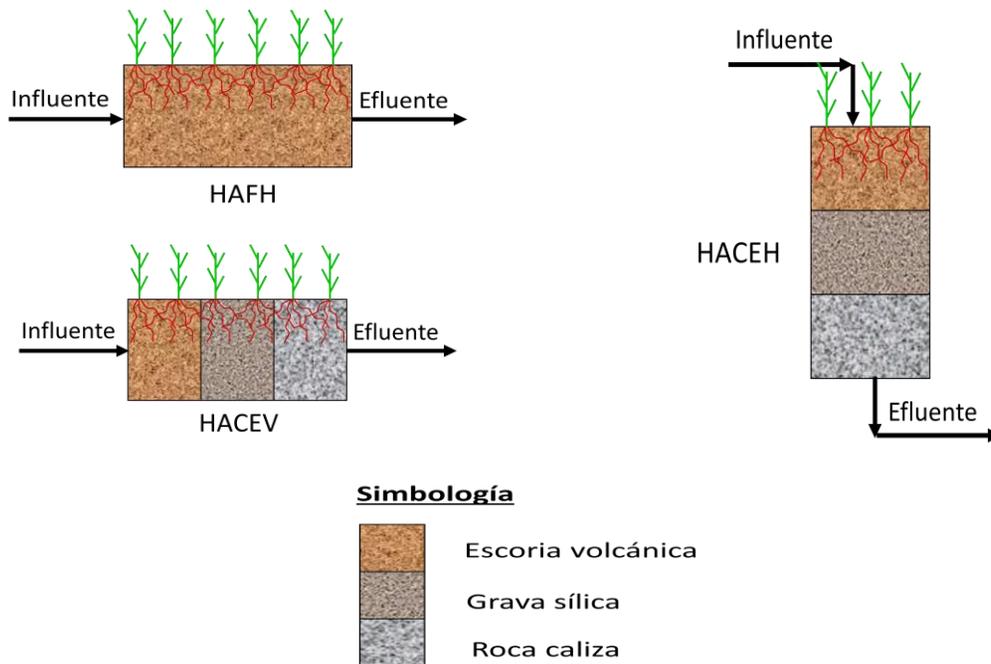


Figura 5-4. Diagrama de los tres arreglos propuestos para los diferentes sistemas experimentales a escala de laboratorio (humedales artificiales).

Para la conformación de los estratos, los materiales de empaque utilizados fueron escoria volcánica, grava sílica (grava de óxido de sílice) y roca caliza, con un diámetro de partícula de entre 1 y 2 mm. Dichos materiales fueron dispuestos en función de los sistemas descritos a continuación (Figura 5-4):

- a. **Humedal artificial conformado por estratos verticales (HACEV):** En este arreglo, se utilizan tres diferentes materiales pétreos, los cuales son dispuestos de forma vertical. Ver Figura 5-5, Figura 5-6 y Figura 5-9.
- b. **Humedal artificial de flujo horizontal (HAFH):** Este es un sistema convencional de flujo horizontal con un solo medio de soporte. Ver Figura 5-7, Figura 5-8 y Figura 5-9.
- c. **Humedal artificial conformado por estratos horizontales (HACEH):** En este arreglo, se utilizan los mismos materiales pétreos que en el HACEV, con la diferencia que son dispuestos en forma de horizontes a lo largo del sistema. Ver Figura 5-10, Figura 5-11 y Figura 5-12.

En la parte superior izquierda, se localizó el distribuidor de flujo por el cual los sistemas se alimentaron, y por la parte inferior derecha se dispuso el colector del agua tratada.

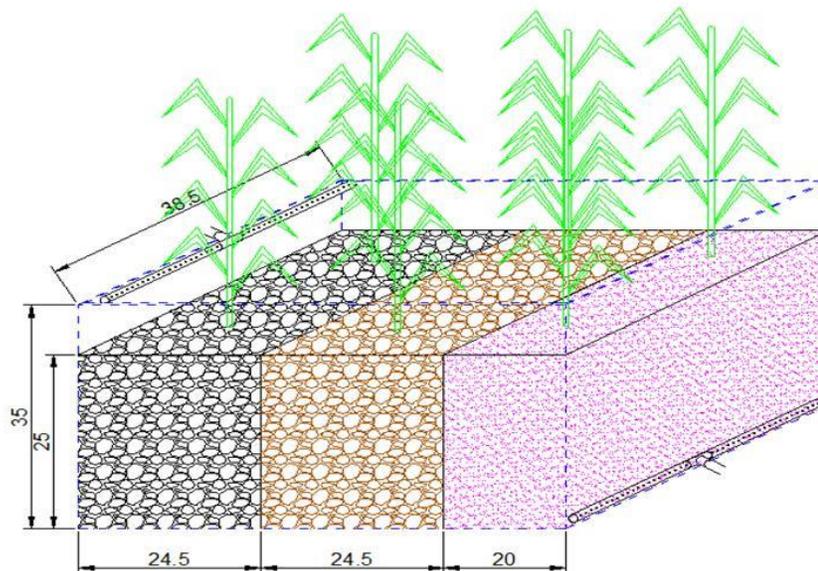


Figura 5-5. Esquema del HACEV (vista: perspectiva).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

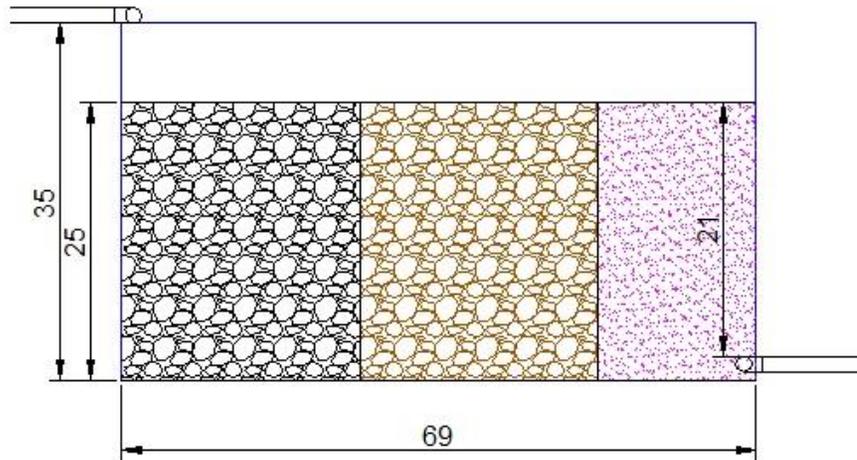


Figura 5-6. Esquema del HACEV (vista: lateral).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

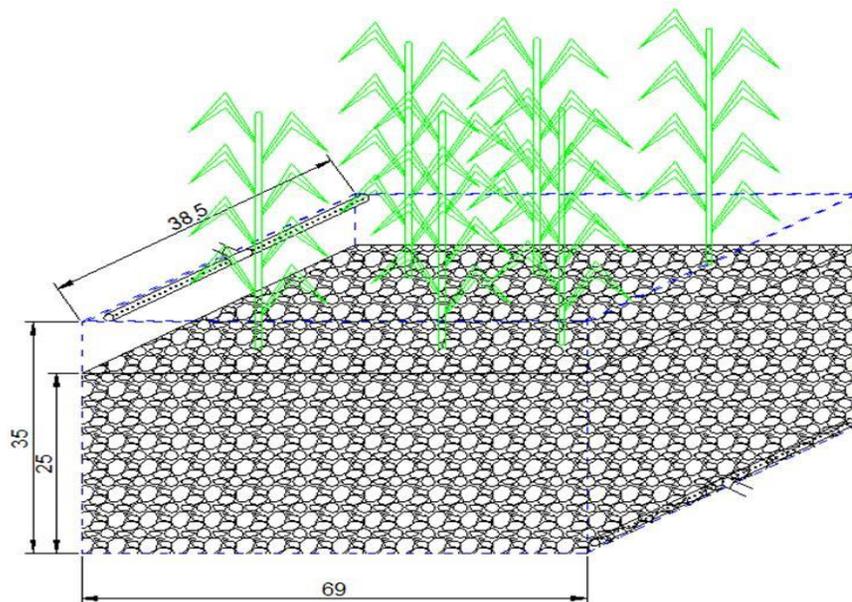


Figura 5-7. Esquema del HAFH (vista: perspectiva).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

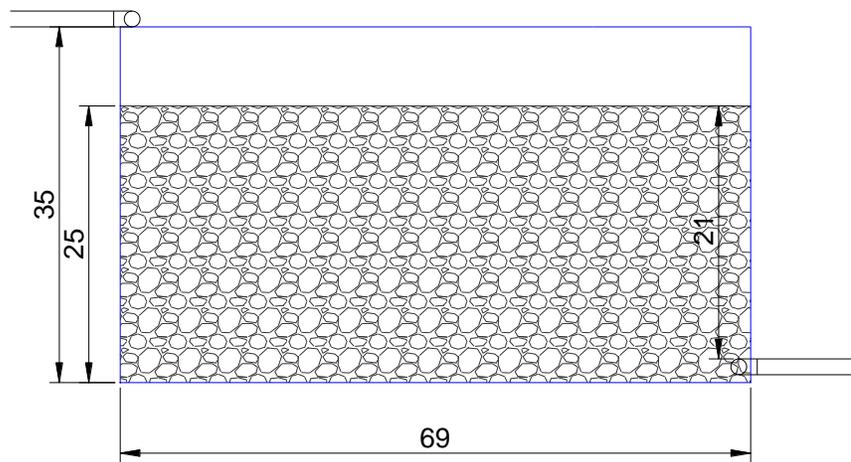


Figura 5-8. Esquema del HAFH (vista: lateral).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

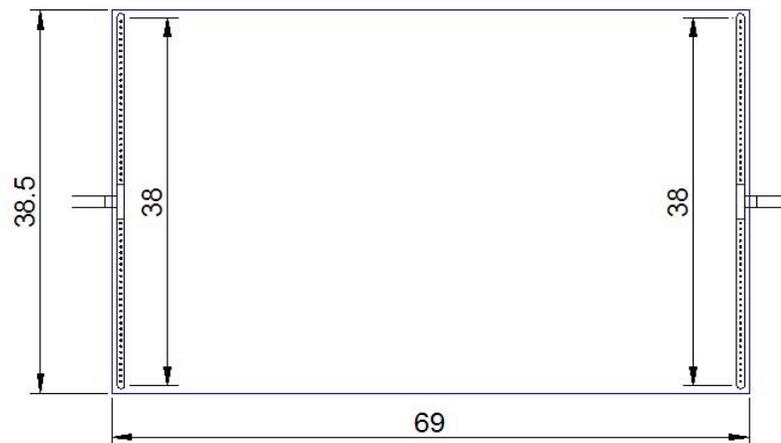


Figura 5-9. Esquema de los HACEV y HAFH (vista: superior).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

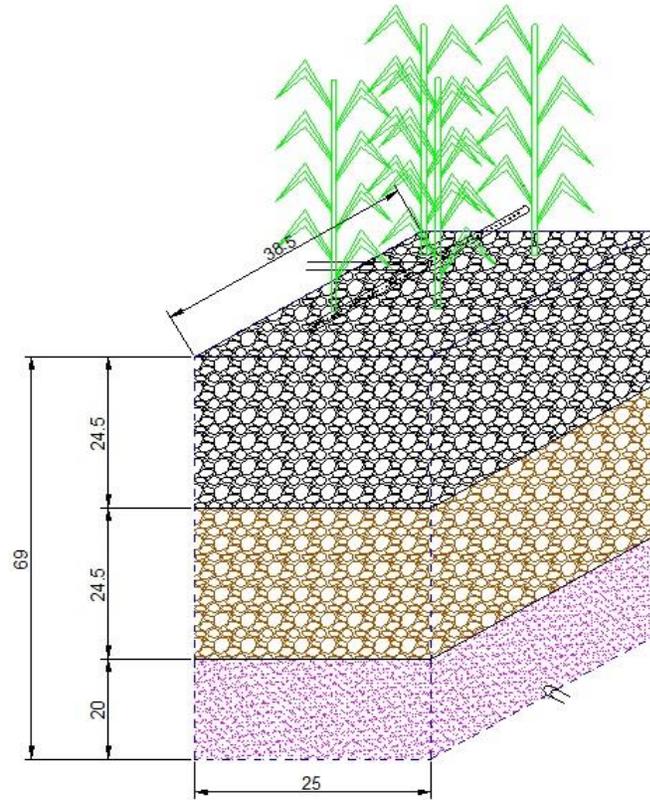


Figura 5-10. Esquema del HACEH (vista: perspectiva).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

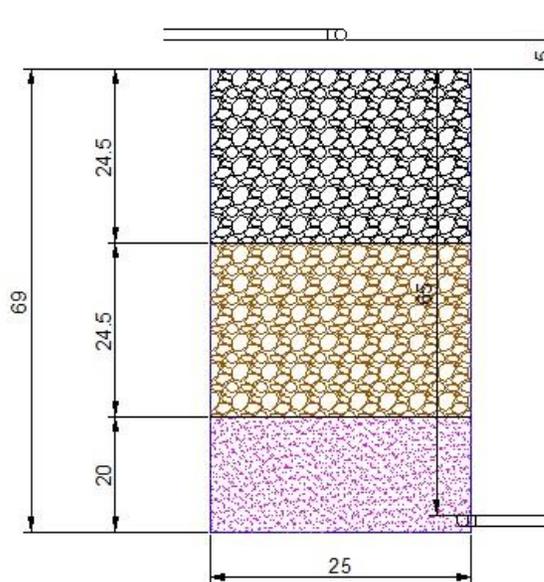


Figura 5-11. Esquema del HACEH (vista: lateral).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

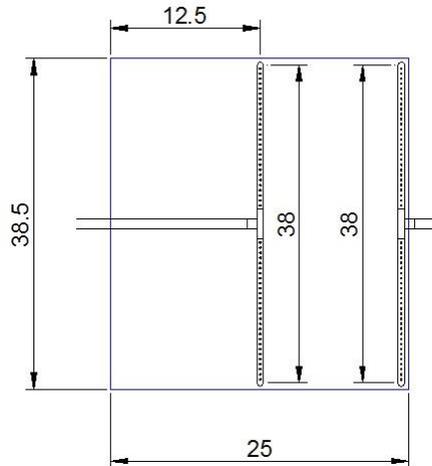


Figura 5-12. Esquema del HACEH (vista: superior).

NOTA: Las longitudes se expresan en cm.

Dentro de los arreglos propuestos, el HACEV y HAFH serán alimentados de forma horizontal y contarán con el mismo número de plantas (*Phragmites australis*), mientras que el HACEH será alimentado de manera vertical y el número de plantas variara respecto a los arreglos anteriormente mencionados y al espacio disponible para ello.

5.1.4.1 Condiciones de operación de los sistemas experimentales

Los sistemas se operaron por lotes bajo las siguientes condiciones (Tabla 5.5):

Tabla 5.5. Condiciones de operación para los diferentes arreglos.

Arreglo	HACEV	HAFH	HACEH
Carga hidráulica (L/m ²)	80.76	80.76	233
Área superficial disponible (m ²)	0.26	0.26	0.09
Volumen a tratar (L)	21	21	21
TRH (d)	2	2	2
Temperatura (°C)	25 ±3	25 ±3	25 ±3
Humedad (%)	70	70	70

5.1.4.1.1 *Volumen a tratar*

Con el fin de poder comparar todos los sistemas, se utilizó el mismo volumen de agua en todos los sistemas, el volumen de agua se determinó por el sistema que tuviera menor capacidad, por tal motivo el volumen de agua a utilizar es de 21 L.

5.1.4.1.2 *Tiempo de residencia hidráulico (TRH)*

En el Anexo 5 (pag. 138) se muestran los cálculos del tiempo de residencia para cada uno de los sistemas, pero al igual que en el volumen, el tiempo que se utilizó es el mismo para todos los sistemas, en este caso se optó por redondear y fijar el valor para todos los arreglos a 2 d.

5.1.4.1.3 *Ciclo de llenado y vaciado de los sistemas experimentales*

El ARMT fue puesta en los tanques de alimentación de cada sistema, los cuales tienen la capacidad de contener 21L. De esta manera el ARMT se alimentó poco a poca al interior del sistema al abrir una válvula de globo (1/8 de vuelta aproximadamente) con lo cual se logró que el difusor de flujo se llenara poco a poco y derramara el líquido suavemente sobre la superficie del lecho, con lo cual el agua percoló hasta alcanzar la inundación del sistema en su totalidad. Una vez inundado, el agua permaneció en su interior por un lapso de 2 días (TRH). Al cabo de ese tiempo, el agua tratada fue desalojada manualmente de su interior, con lo cual se continuó con el inicio de un ciclo nuevo (llenado, tiempo de reacción y vaciado). Esto se llevó a cabo a lo largo de la etapa experimental para cada uno de los sistemas empleados.

Ya que la operación de los sistemas fue de manera discontinua a lo largo de la etapa experimental, podemos decir que la operación de los sistemas de tratamiento fue llevada a cabo como si se tratara de un reactor operado por lotes (SBR).

5.1.4.2 Arranque y estabilización de los sistemas

Como ya se ha indicado, los HA son sistemas de apariencia simple pero muy complejos en cuanto a su funcionamiento. Actúan a modo de filtro, como depósito de sedimentos y precipitados, y como motor biogeoquímico que recicla y transforma nutrientes. Se basan en un cierto equilibrio ecológico en el que interaccionan organismos vivos e intervienen procesos de muy diversa índole (físicos, químicos, biológicos e hidrológicos).

El periodo de arranque y estabilización de este tipo de sistemas (HA) puede tardar alrededor de 6 meses a 1 año aproximadamente, esto dependerá de la capacidad de adaptación que presente el componente vegetal, de la velocidad con que se forme la biopelícula que permita la depuración del agua rica en materia orgánica y nutrientes, asimismo deberán de quedar bien establecidas todas las interacciones que se presentan entre el material de soporte, los microorganismos y el componente vegetal.

El componente vegetal tarda alrededor de 15 a 30 días en adaptarse al sustrato, una vez transcurrido este periodo, se promueve su desarrollo (aumento en el tamaño de su raíz, tallo y número de hojas), en este punto, el componente vegetal se considera como listo para desempeñar papeles múltiples en el buen funcionamiento del sistema. Se trata como de actuaciones activas derivadas de la actividad fisiológica de la vegetación como actuaciones pasivas, en las que no intervienen éstos, si no procesos físicos por efecto de la presencia de las plantas en el sistema.

Por otra parte los microorganismos requieren un mayor periodo de tiempo para lograr la generación de una biopelícula firme sobre el material de soporte, esto ayudara en la remoción de los contaminantes presentes en el agua residual. El período de tiempo recomendado para la generación de la biopelícula en sistemas de HA varía dependiendo el autor, pero en una gran mayoría refieren que un periodo adecuado se comprende entre 60 y 90 días de operación.

Para poder hablar de una estabilización en un sistema tipo HA, es necesario tener presente que aun que ya exista una biopelícula firme, esto no es suficiente, ya que el establecimiento de una adecuada dinámica de poblaciones microbianas en el sistema es paulatina por lo cual requiere de

más tiempo para poder alcanzar su estabilización y con ello lograr un porcentaje de remoción constante.

Dicho periodo es muy variable en cada sistema, ya que depende de sus condiciones de operación y las características del agua a tratar, usualmente la literatura especializada refiere un intervalo de seis meses a un año o más en algunos casos.

En este estudio, se realizó una evaluación por 3 meses, debido a esto el periodo de monitoreo experimental solo comprendió una parte del periodo de arranque, en donde las remociones de los contaminantes son llevadas a cabo mayoritariamente de manera fisicoquímica, ya que por el corto periodo de operación las interacciones biológicas apenas se encuentran estableciéndose.

5.2 EQUIPOS

En la presente investigación se empleó el siguiente equipo para realizar la construcción y evaluación de los sistemas experimentales.

Se requirió de un espectrofotómetro, con capacidad de medir longitudes de onda de 420 y 600 nm, Asimismo, se contó con la ayuda de un horno con temperatura mínima de 150 °C, autoclave, potenciómetro marca Oakton, con electrodo de vidrio marca Orion, con lo cual fue posible realizar las técnicas analíticas que permitieron monitorear la variación de los contaminantes dentro de los sistemas experimentales.

Los sistemas experimentales se mantuvieron dentro de un invernadero, el cual contaba con un control de temperatura de 20 – 28 °C y una humedad del 70 %.

Se contó con balanzas analíticas y una campana extractora para la adecuada preparación de las soluciones y reactivos empleados en la investigación.

En la construcción de los sistemas experimentales se empleó un taladro con brocas de medidas varias y una pistola de aire caliente capaz de alcanzar una temperatura máxima de 500 °C.

5.3 DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE INTERÉS

Se determinaron características fisicoquímicas del ARMT mediante las técnicas establecidas en el manual de métodos estándar (APHA, 1998) ver Tabla 5.6.

Tabla 5.6. Parámetros y técnicas analíticas.

Parámetro	Técnica
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Método 5210-B
Demanda química de oxígeno (DQO)	Método 5220-C
Nitrógeno como nitrógeno total (N _T)	Métodos 4500-N
Fósforo como ortofosfatos (PO ₄ ⁻³)	Método 4500-P
Potencial de hidrógeno (pH)	Se determina de forma electroquímica con un potenciómetro digital y un electrodo para pH

5.3.1 Muestreo y determinaciones analíticas

El muestreo y las determinaciones analíticas se realizan en el influente y en el efluente después de haber transcurrido el tiempo de residencia hidráulico de los sistemas experimentales. En la Tabla 5.7 se muestra el programa de frecuencias con las cuales se llevaron a cabo las determinaciones analíticas a lo largo de la experimentación.

Tabla 5.7. Frecuencia de las determinaciones analíticas para los parámetros de interés.

Parámetro	Frecuencia
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Una o dos veces por mes
Demanda química de oxígeno (DQO)	Cada tercer día
Nitrógeno como nitrógeno total (N _T)	Cada tercer día
Fósforo como ortofosfatos (PO ₄ ⁻)	Cada tercer día
Potencial de hidrógeno (pH)	Cada tercer día

5.3.2 Procesamiento de los resultados experimentales

Los resultados experimentales obtenidos serán procesados de la forma siguiente para cada uno de los tres diferentes arreglos evaluados, así como para cada una de sus corridas experimentales logrando con ello una mejor comparación entre sí.

El primer paso inicia con la obtención de los resultados experimentales para cada uno de los parámetros de interés. El siguiente paso es obtener el valor promedio del humedal experimental y su réplica.

Ahora que contamos con el valor promedio del arreglo y con su testigo, se lleva a cabo la resta del testigo al valor promedio del arreglo, con lo cual se obtiene el valor real alcanzado por el tratamiento.

Una vez que se conocen los valores del contaminante en el influente y efluente, se puede proceder al cálculo del porcentaje de remoción alcanzado por arreglo y continuar con la obtención de la constante cinética de degradación. La obtención de la constante cinética se realizó de manera teórica, ya que se calculó al despejar la k de la ecuación cinética de primer orden.

Una vez obtenidas las constantes de los diferentes arreglos, estas se utilizan en la construcción de las curvas teóricas de degradación, en donde graficando concentraciones calculadas con ayuda de la ecuación cinética de primer orden en tiempos intermedios (entre 0 y 2 días), se obtiene el comportamiento teórico de los sistemas en la degradación de los contaminantes.

Por último, se procede al análisis estadístico en donde se comparan los tratamientos en función de las constantes cinéticas obtenidas, utilizando un análisis de varianza y la prueba de distribución t . Con dichos análisis estadísticos se determinará la existencia de diferencias significativas entre los diferentes tipos de arreglos para la remoción de los contaminantes.

La decisión de discriminar o aceptar algún término está en función del nivel de significancia de la hipótesis nula, es decir un valor de probabilidad mayor a 0.05, dará como válida la hipótesis nula, y menor o igual a 0.05 aceptará la hipótesis alterna, esto se estará estimando para un estudio al 95% ($\alpha=0.05$) de confianza.

6 DISEÑO EXPERIMENTAL

El planteamiento experimental se ilustra en la Figura 6-1, en donde se observa la estructura del experimento. Para facilitar el manejo de los arreglos a evaluar, estos se identifican como se muestra en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1. Nomenclatura usada para la identificación de las unidades experimentales.

Nombre	Nomenclatura	Descripción
Humedal Artificial Conformado por Estratos Verticales (experimento)	HACEV-a	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo de estratos verticales y componente vegetal.
Humedal Artificial Conformado por Estratos Verticales (duplicado)	HACEV-b	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo de estratos verticales y componente vegetal.
Humedal Artificial Conformado por Estratos Verticales (testigo)	HACEV-c	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo de estratos verticales sin el componente vegetal.
Humedal Artificial de Flujo Horizontal (experimento)	HAFH-a	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo convencional de flujo horizontal y componente vegetal.
Humedal Artificial de Flujo Horizontal (duplicado)	HAFH-b	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo convencional de flujo horizontal y componente vegetal.
Humedal Artificial de Flujo Horizontal (testigo)	HAFH-c	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo convencional de flujo horizontal sin el componente vegetal.
Humedal Artificial Conformado por Estratos Horizontales(experimento)	HACEH-a	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo de estratos horizontales y componente vegetal.
Humedal Artificial Conformado por Estratos Horizontales (duplicado)	HACEH-b	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo de estratos horizontales y componente vegetal.
Humedal Artificial Conformado por Estratos Horizontales (testigo)	HACEH-c	Se evaluará el porcentaje de remoción para C, N y P con el arreglo de estratos horizontales sin el componente vegetal.
Agua Residual Municipal Tipo (agua a tratar)	ARMT	Agua enriquecida con las concentraciones típicas de C, N y P para el agua residual municipal.

Los parámetros que son de interés para la presente investigación (DQO, DBO₅, N_T, PO₄ y pH), fueron monitoreados antes de ser alimentados a los sistemas experimentales (influyente) y una vez que el tiempo de residencia hidráulico fuera cumplido en el agua tratada (efluente). Con la información obtenida se determinarán los porcentajes de remoción de la materia carbonosa, compuestos nitrogenados y fosforados dentro de cada arreglo y con ello, se podrá determinar que arreglo es el más eficiente.

Una vez obtenidos los porcentajes de remoción para cada arreglo de C, N y P, serán confrontados y comparados entre sí y con ello se podrá determinar si los arreglos presentan diferencias significativas en la remoción de los contaminantes. El análisis estadístico propuesto para este caso es el uso de la distribución t de Student, ya que es una distribución de probabilidad que surge del problema de estimar la media de una población muestral normalmente distribuida cuando el tamaño de la muestra es pequeño (≤ 30).

La prueba, fija las bases para la determinación de las diferencias entre dos medias muestrales, así como para la construcción del intervalo de confianza que ayude a encontrar las diferencias existentes entre las medias de dos poblaciones. La distribución t surge, en la mayoría de los estudios estadísticos prácticos, cuando la desviación típica de una población se desconoce y debe ser estimada a partir de los datos de una muestra.

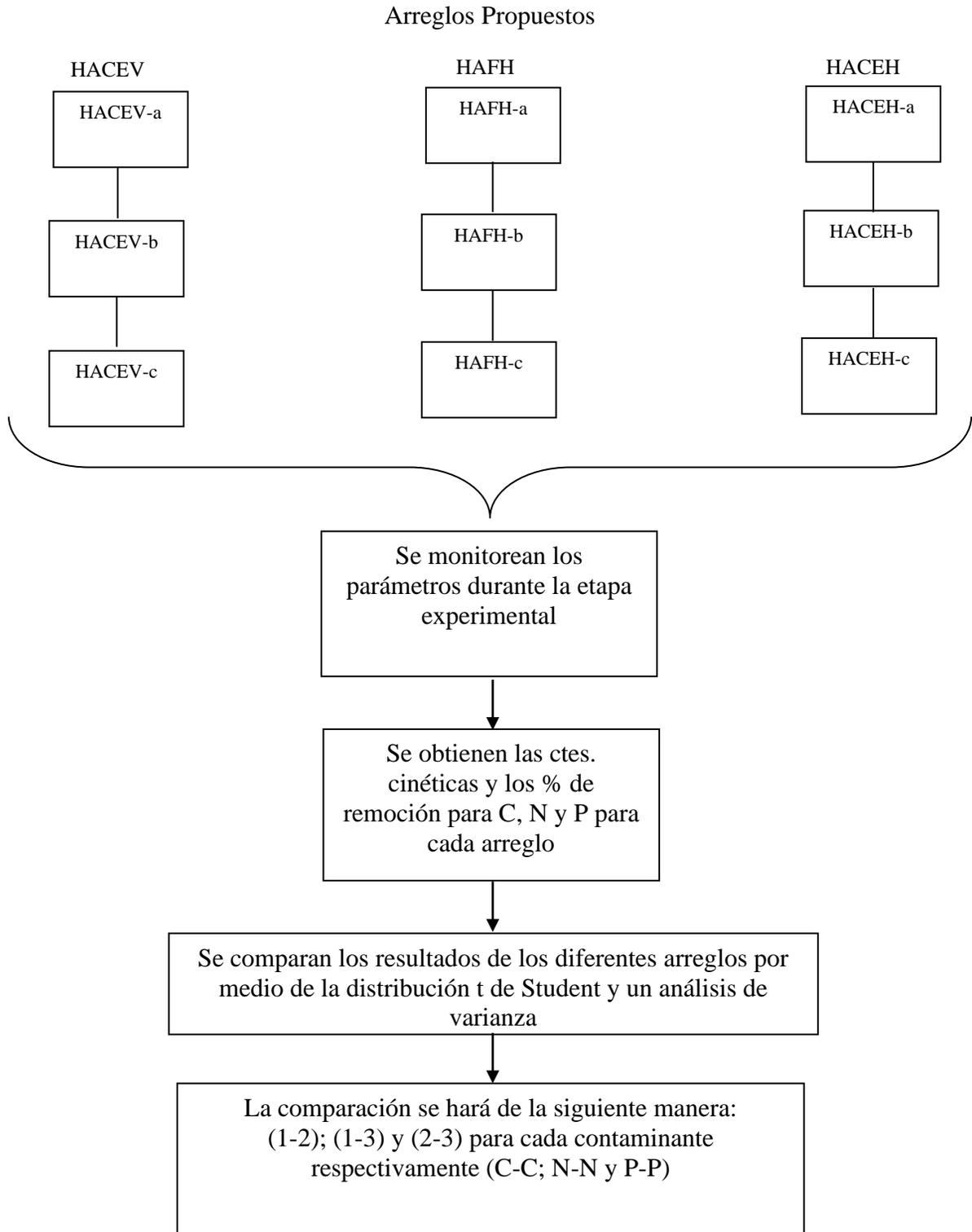


Figura 6-1. Planteamiento experimental.

7 RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados más relevantes a destacar de este trabajo, con los cuales se llevó a cabo el análisis y discusión de los mismos. Sin embargo, los resultados experimentales correspondientes al comportamiento que siguieron los sistemas al cabo de cada corrida experimental se encuentran en el Anexo 1 para su consulta.

La remoción de la materia orgánica (C) se evaluó con ayuda de la demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO₅), mientras que los compuestos nitrogenados (N) y fosforados (P) fueron seguidos por medio de nitrógeno total (N_T) y ortofosfatos (PO₄⁻³), respectivamente. A continuación se presenta una tabla resumen (Tabla 7.1) con los porcentajes de remoción alcanzados en los diferentes arreglos propuestos para cada contaminante después de haber manejado los datos para cada parámetro.

Tabla 7.1. Remoción alcanzada por los diferentes arreglos propuestos.

Arreglo	HACEV			
Parámetro	(% de remoción promedio)	mg/L removidos	mg/L iniciales	mg/L finales
DBO ₅	98.8 (3)	247.1	250	2.8
DQO	97.6 (1)	366.8	375.5	8.7
N _T	96.6 (1)	33.9	35	1.1
PO ₄ ⁻³	94.3 (1)	7.9	8.3	0.4
Arreglo	HAFH			
Parámetro	(% de remoción promedio)	mg/L removidos	mg/L iniciales	mg/L finales
DBO ₅	99.4 (1)	248.6	250	1.4
DQO	85.9 (3)	322.6	375.5	52.9
N _T	90.2 (2)	31.6	35	3.4
PO ₄ ⁻³	88 (3)	7.4	8.3	0.9
Arreglo	HACEH			
Parámetro	(% de remoción promedio)	mg/L removidos	mg/L iniciales	mg/L finales
DBO ₅	99.2 (2)	248.1	250	1.9
DQO	90.8 (2)	341.2	375.5	34.3
N _T	87.6 (3)	30.7	35	4.3
PO ₄ ⁻³	92.1 (2)	7.7	8.3	0.6

Nota: (1) es el arreglo que logró la mayor remoción; (2) es el arreglo que logró una remoción media; (3) es el arreglo que logró la menor remoción.

En dicha tabla se utiliza una jerarquización numérica sobre el desempeño alcanzado por los diferentes arreglos evaluados, enumerando del 1 al 3; en donde 1 corresponde al arreglo que logró el mejor resultado y el 3 al que logró el peor resultado, esto se hizo con el objetivo de facilitar la apreciación de que arreglo resultó mejor en la remoción del contaminante.

Los parámetros monitoreados se encuentran fuertemente relacionados con las dinámicas y actividades metabólicas de los organismos y con las reacciones fisicoquímicas promovidas por la composición y características del medio de soporte. Así que para conocer y cuantificar si existen diferencias significativas en cuanto a las cinéticas de degradación así como, la influencia de los parámetros y materiales de soporte utilizados en los diferentes arreglos evaluados, fue necesario realizar un análisis estadístico que nos permitió comprender y aclarar las bondades de los diferentes arreglos en la remoción de cada contaminante.

Los porcentajes de remoción de la materia carbonosa, compuestos nitrogenados y fosforados, no deben de ser comparados directamente, ya que dichos porcentajes de remoción son subjetivos, esto es debido a que no es comparable contar con porcentajes de remoción altos, por ejemplo de un 90% de 10mg/L nitrógeno a remover el 40% de 100mg/L de nitrógeno. Por lo tanto es recomendable para fines comparativos tomar como valores de referencia las constantes de degradación, con lo cual las concentraciones no son importantes en la comparación y con ello, dicha comparación resulta ser mucho más adecuada entre sistemas y arreglos.

Las constantes cinéticas se calcularon respetando la ecuación cinética de primer orden de la cual se despejó la constante cinética (k), dicha ecuación se muestra a continuación:

$$Y = Y_0 e^{(kt)}$$

En donde:

Y_0 = Concentración inicial (C_0)

Y = Concentración final (C_f)

k = Constante cinética

t = Tiempo de residencia (d)

Despejando k de la ecuación se obtiene que:

$$k = \frac{\ln\left(\frac{Cf}{Co}\right)}{t}$$

Una vez obtenidas las constantes cinéticas para las diferentes corridas experimentales, se podrá proceder al análisis estadístico.

De este modo, en la Tabla 7.2 se muestran las constantes cinéticas promedio que se obtuvieron utilizando el modelo cinético de una reacción de primer orden para los tres diferentes arreglos evaluados. El signo negativo, indica el decaimiento de la concentración con respecto al tiempo.

Tabla 7.2. Constantes cinéticas promedio.

Parámetro \ Arreglo	HACEV (k (t ⁻¹)promedio)	HAFH (k (t ⁻¹)promedio)	HACEH (k (t ⁻¹)promedio)
DBO ₅	-2.63 (2)	-2.77 (1)	-2.56 (3)
DQO	-2.36 (1)	-1.34 (3)	-1.37 (2)
N _T	-1.96 (1)	-1.18 (2)	-1.07 (3)
PO ₄ ⁻³	-1.44 (1)	-1.06 (3)	-1.27 (2)

Nota: (1) es el arreglo que logró la mayor constante cinética de degradación; (2) es el arreglo que logró una constante cinética de degradación media; (3) es el arreglo que logró la menor constante cinética de degradación.

Para poder partir en esta discusión, resulta relevante mencionar que la materia orgánica medida como DBO₅ muestra que, en los tres arreglos evaluados, existe una mínima diferencia en los porcentajes de remoción promedio alcanzados, ya que en los tres sistemas se obtuvieron valores superiores al 98%. Tomando como base lo antes mencionado, cabe destacar que la remoción alcanzada a 0.5 d ya era superior al 70% y después de un día la remoción se encontraba por encima del 90% en todos los arreglos evaluados. Con ello se puede afirmar que los tres arreglos disminuyen de manera aceptable y sin ningún problema dicho contaminante (Figura 7-1 y Figura 7-2).

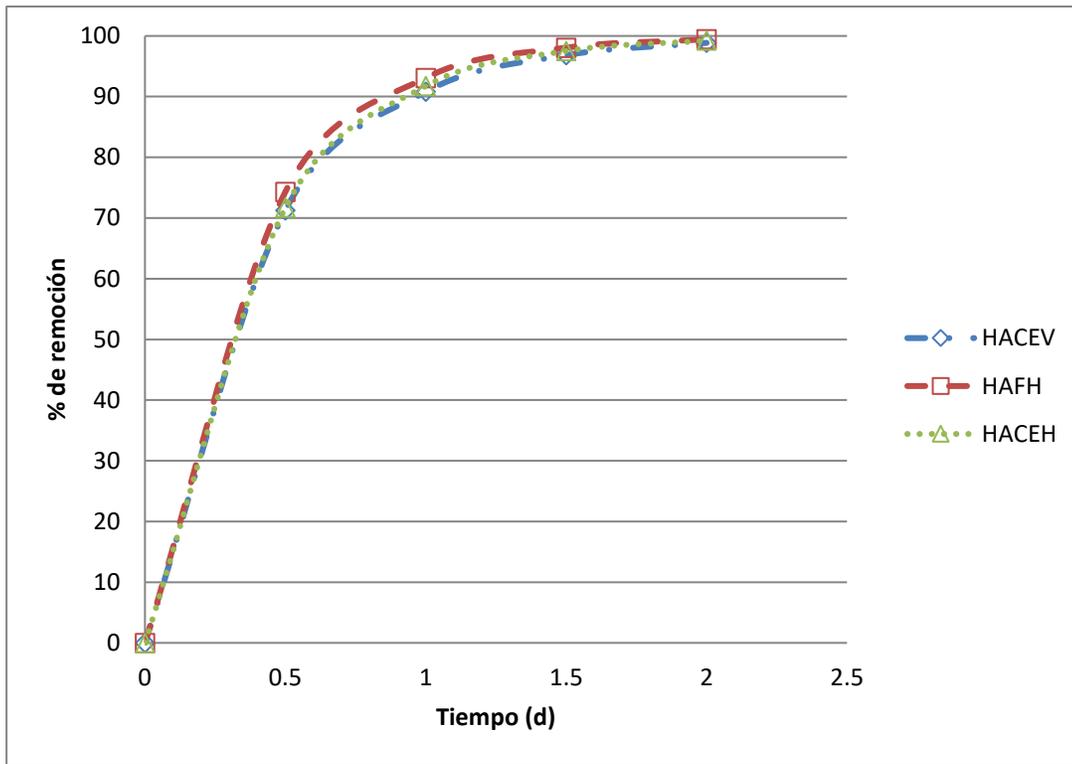


Figura 7-1. Porcentajes de remoción para DBO₅ en los diferentes sistemas evaluados.

En la Tabla 7.3 se presentan los valores con los que fueron construidas las gráficas de la Figura 7-1 y la Figura 7-2; las cuales describen el comportamiento teórico de la remoción a lo largo del tiempo.

Tabla 7.3. Remoción de DBO₅ en los diferentes sistemas.

Areglo	HACEV			HAFH			HACEH		
	rem. prom. (mg O ₂ /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg O ₂ /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg O ₂ /L)	% de rem. prom.	dstd
0	250.0	0.0	0.0	250.0	0.0	0.0	250.0	0.0	0.0
0.5	71.8	71.3	26.7	64.2	74.3	15.5	70.7	71.7	14.3
1	23.0	90.8	14.9	17.3	93.1	7.8	20.7	91.7	7.7
1.5	7.9	96.8	6.8	4.8	98.1	3.0	6.2	97.5	3.2
2	2.9	98.9	2.9	1.4	99.4	1.1	1.9	99.2	1.2

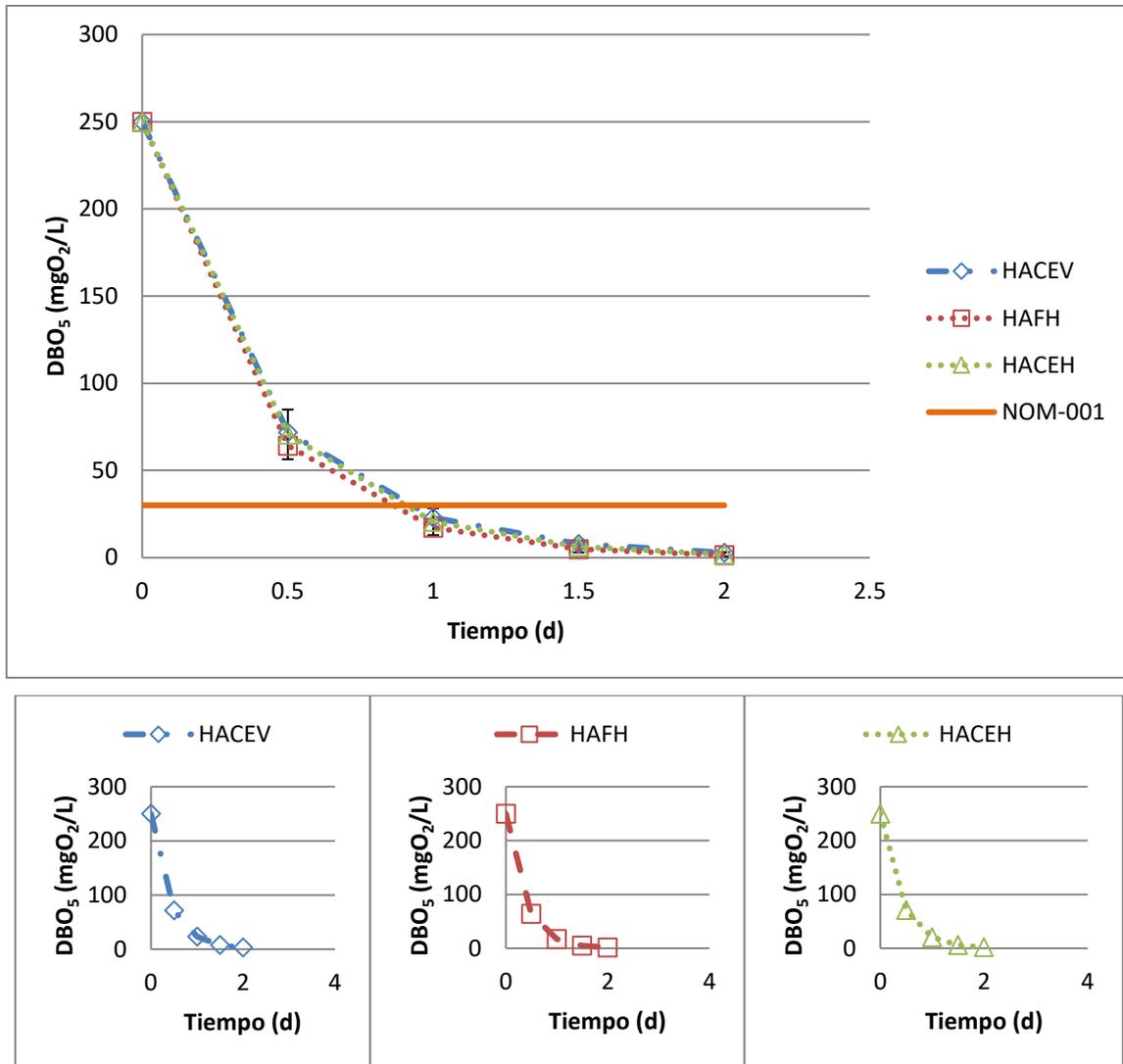


Figura 7-2. Remoción de DBO₅ en los diferentes sistemas evaluados.

Ahora se analizarán los resultados para la DBO₅, los cuales muestran que el HAFH es el que obtuvo el mejor porcentaje de remoción alcanzando un 99.4% que representa unos 248.6 mgO₂/L, seguido del HACEH con 99.2%, dejando en tercer lugar al HACEV con su nada despreciable 98.8%. En este sentido, se puede mencionar que la normatividad nacional vigente abordada en la NOM-001-SEMARNAT-1996 establece que los límites máximos permisibles para la DBO₅ en embalses naturales y artificiales para uso público y urbano es de 30 mg/L como promedio mensual diario y de 60 mg/L como promedio diario. En este sentido, los tres arreglos evaluados cumplen cabalmente con la normatividad nacional vigente al entregar concentraciones en el efluente de 2.9, 1.4 y 1.9 mgO₂/L para HACEV, HAFH y HACEH respectivamente.

Asimismo, los resultados obtenidos para DQO se muestran en la Tabla 7.4. Remoción de DQO en los diferentes sistemas. Tabla 7.4, en donde queda de manifiesto que las remociones conseguidas, aun que resultan buenas la que destaca es la correspondiente al HACEV, debido a que alcanzó la mayor remoción promedio, con un 97.6% el cual equivale a una degradación de 366.8 mgO₂/L sobre el 90.8% del HACEH y el 85.9% del HAFH. (Figura 7-3).

Tabla 7.4. Remoción de DQO en los diferentes sistemas.

Arreglo	HACEV			HAFH			HACEH		
	rem. prom. (mg O ₂ /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg O ₂ /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg O ₂ /L)	% de rem. prom.	dstd
0	375.6	0.0	0.0	375.6	0.0	0.0	375.6	0.0	0.0
0.5	123.7	67.1	51.1	208.4	44.5	73.3	194.2	48.3	45.7
1	46.6	87.6	36.5	127.6	66.0	65.6	105.1	72.0	47.4
1.5	19.4	94.8	20.9	81.4	78.3	49.3	59.1	84.3	37.9
2	8.7	97.7	11.2	52.9	85.9	35.4	34.4	90.8	27.7

A diferencia de lo sucedido con la DBO₅, en donde los tres sistemas se comportaron de manera semejante, la DQO logró ser removida con mejores resultados en el HACEV que en el otro par de arreglos, asimismo presento las mejores remociones del contaminante en periodos más cortos, ya que al cabo de un día de operación dicho arreglo ya presentaba un 87.6% (329 mgO₂/L) de remoción, mientras que los otros dos sistemas apenas están próximos al 66% para el HAFH y al 72% para el HACEH. En la Figura 7-4 se muestra como el desempeño del sistema HACEV fue muy superior al lograr la mayor remoción en el primer día de tratamiento.

Al cabo de un día y medio de tratamiento los valores alcanzados en la remoción de la DQO por el HACEV ya se encuentran por encima del 90% mientras que los otros dos arreglos apenas fueron capaces de superar el 78% (HAFH) y el 84% (HACEH). Al final del tratamiento, la remoción máxima alcanzada por el HACEV fue de 97.7% mientras que el HACEH y el HAFH consiguieron remover 90.8% y 85.9% respectivamente.

Esto indica que la materia orgánica no es problema en el tratamiento del ARMT para los tres arreglos evaluados aun que en este rubro el HACEV fue el más consistente con sus porcentajes de remoción en ambos parámetros (DQO y DBO₅).

Los resultados arrojan que en la degradación de DQO y DBO₅ las constantes cinéticas promedio alcanzadas fueron de -2.36 t^{-1} y -2.63 t^{-1} respectivamente, las cuales corresponden al arreglo del HACEV, mientras que para los otros dos arreglos las constantes promedio fueron para DQO de -1.34 t^{-1} (HAFH) y -1.37 t^{-1} (HACEH) las cuales se encuentran muy por debajo de la alcanzada en el arreglo HACEV; sin embargo no se puede decir lo mismo de las constantes logradas por la DBO₅ ya que en este caso la más elevada fue alcanzada por el arreglo HAFH con una k de -2.77 t^{-1} seguida por el HACEV con una k de -2.63 t^{-1} y finalmente se encontró que la k del HACEH fue de -2.56 t^{-1} .

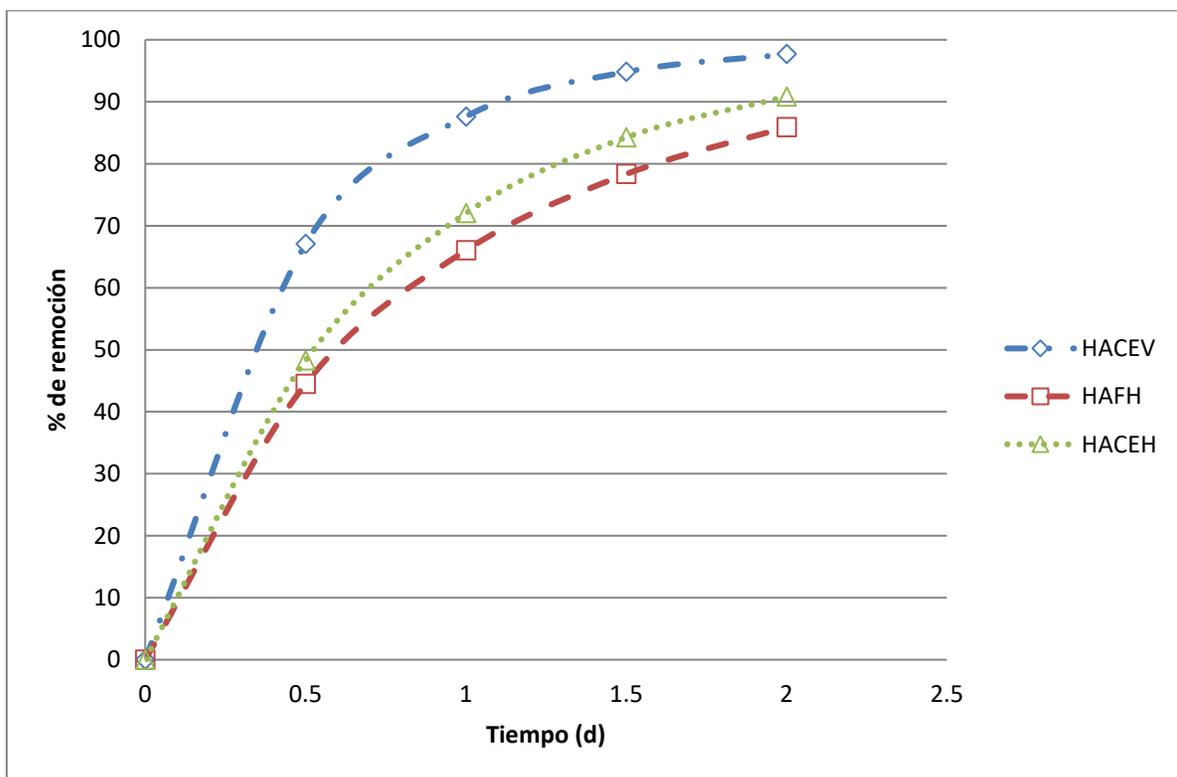


Figura 7-3. Porcentajes de remoción para DQO en los diferentes sistemas evaluados.

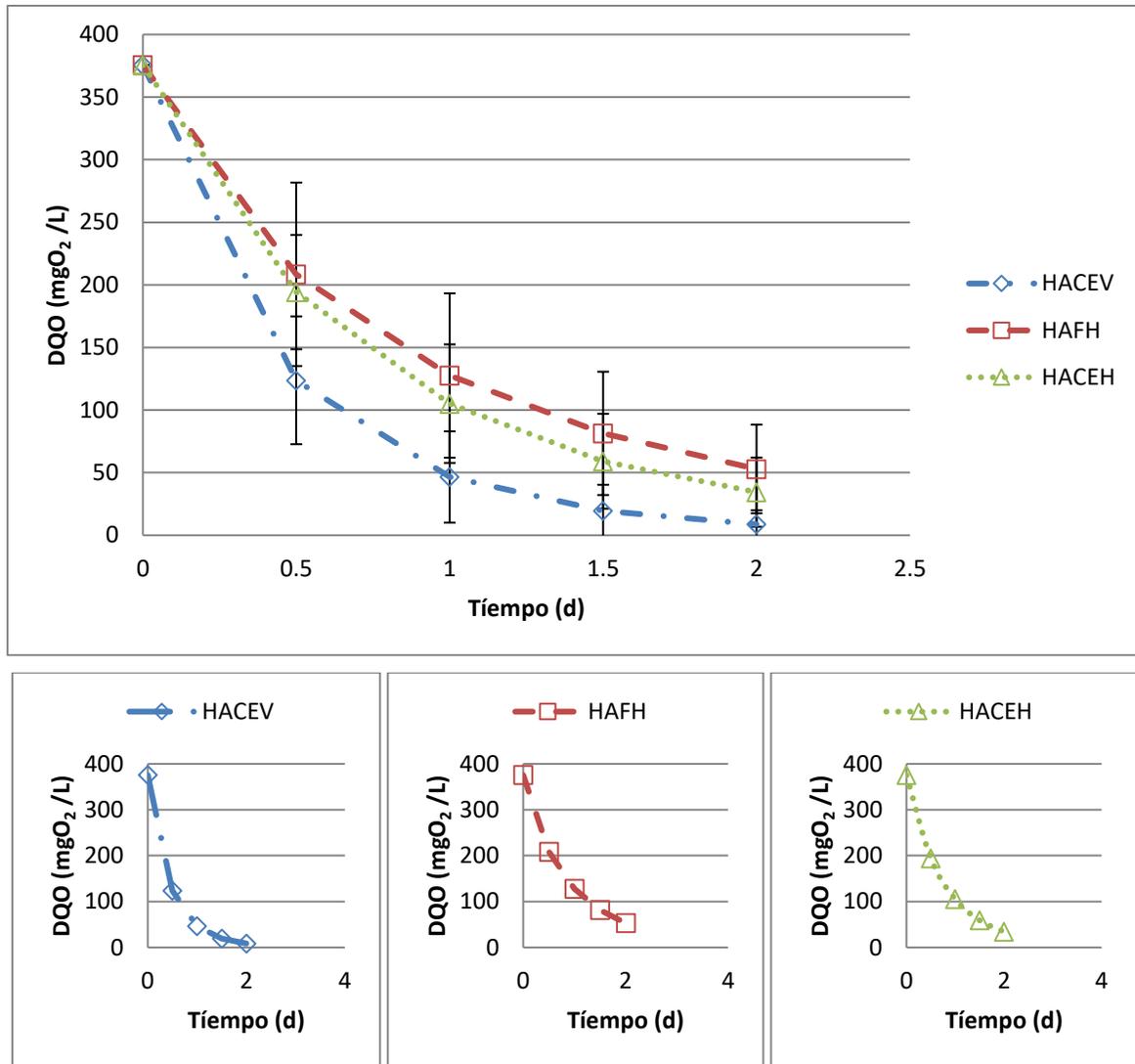


Figura 7-4. Remoción de DQO en los diferentes sistemas evaluados.

La Figura 7-5 y la Figura 7-6 se construyeron con los datos presentes en la Tabla 7.5, con lo cual se analizará el comportamiento presente en la remoción del nitrógeno en el periodo de arranque.

Tabla 7.5. Remoción de N_T en los diferentes sistemas.

Arreglo	HACEV			HAFH			HACEH		
	rem. prom. (mg N _T /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg N _T /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg N _T /L)	% de rem. prom.	dstd
0	35.0	0.0	0.0	35.0	0.0	0.0	35.0	0.0	0.0
0.5	13.7	60.7	4.0	19.4	44.5	1.3	20.6	41.2	1.7
1	5.8	83.5	3.0	10.8	69.0	1.5	12.2	65.3	1.9
1.5	2.6	92.7	1.7	6.1	82.7	1.2	7.2	79.4	1.6
2	1.2	96.7	1.0	3.4	90.3	0.9	4.3	87.7	1.2

Con respecto al N_T se puede observar que existió un gran porcentaje de remoción ya que a excepción del HACEH el cual solo alcanzo un 87.6% (30.7 mgN_T/L) nada despreciable, los otros dos arreglos mostraron porcentajes de remoción más elevados, logrando 90.2% (31.6 mgN_T/L) y de 96.6% (33.9 mgN_T/L), en donde quedo manifestado que el valor más alto fue conseguido por el HACEV (ver Figura 7-5).

Cabe destacar, que el HACEV alcanzó valores de remoción aproximados del 60% a los 0.5 d, y de 83% después de haber operado a lo largo de 24 h. Este tipo de resultados nos dan la pauta para hacer mejores propuestas con respecto al diseño de los humedales artificiales.

Por otra parte, dicho arreglo también alcanzó la constante más elevada en la degradación del contaminante con $-1.96 t^{-1}$ mientras que los otros dos arreglos mostraron valores muy por debajo ($-1.18 t^{-1}$ para HAFH y $-1.07 t^{-1}$ para HACEH).

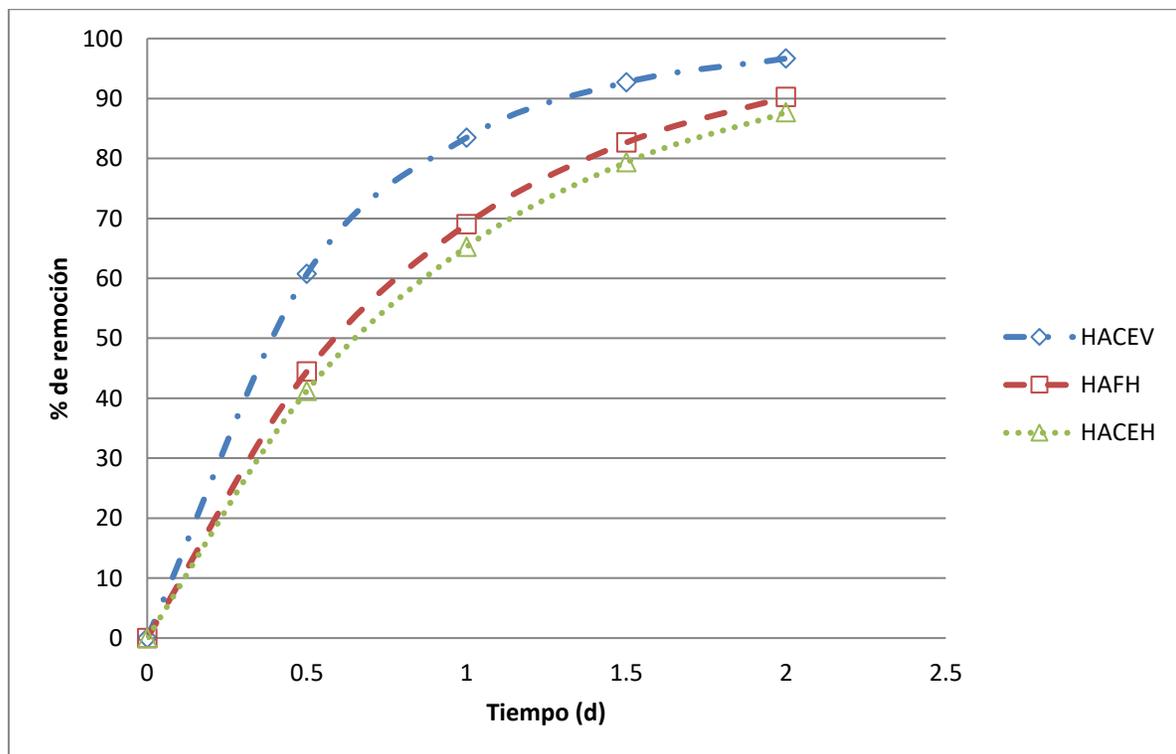


Figura 7-5. Porcentajes de remoción para N_T en los diferentes sistemas evaluados.

La normatividad nacional vigente, reporta un límite máximo permisible de 15 mg/L el cual es cumplido sin ningún problema en el primer medio día de operación dentro del HACEV, al menos durante el periodo de arranque del sistema que fue evaluado.

Estos resultados solo se presentan de manera temporal al inicio de operación de los sistemas, ya que de ser operados por un periodo de tiempo mayor (de 6 a 12 meses), sería un periodo adecuado para que el material de empaque se saturara y los procesos biológicos quedaran bien establecidos dentro de los sistemas, modificando las velocidades de remoción del contaminante en función de la capacidad de los microorganismos para degradarlo.

En la Figura 7-6 se muestra claramente como la remoción de los compuestos nitrogenados medidos como N_T resulta mucho más rápida en el HACEV que en el resto de los arreglos, logrando 83.4% (29.2 mg N_T /L) de remoción a lo largo de un día de tratamiento, mientras que los arreglos restantes presentan una remoción de 65.2% (22.8 mg N_T /L) para HACEH y 69% (24.1 mg N_T /L) para el HAFH en el mismo lapso de tiempo.

En este caso, aun que temporalmente todos los arreglos cumplen por mucho con la normatividad nacional vigente, es de suma importancia resaltar que el HACEV le da cumplimiento después de haber operado durante medio día.

Con respecto al PO_4^{-3} el seguimiento se refleja en la Tabla 7.6; con dichos valores se construyeron las gráficas presentes en la Figura 7-7 y en la Figura 7-8, en dichas figuras se muestra como se llevo a cabo los comportamientos en la remoción del PO_4^{-3} .

Tabla 7.6. Remoción de PO_4^{-3} en los diferentes sistemas.

Arreglo	HACEV			HAFH			HACEH		
	rem. prom. (mg PO_4^{-3} /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg PO_4^{-3} /L)	% de rem. prom.	dstd	rem. prom. (mg PO_4^{-3} /L)	% de rem. prom.	dstd
0	8.3	0.0	0.2	8.3	0.0	0.2	8.3	0.0	0.2
0.5	4.0	51.3	1.2	4.9	41.2	0.7	4.4	46.9	0.5
1	2.0	76.3	1.2	2.9	65.4	0.9	2.3	71.8	0.5
1.5	1.0	88.4	0.9	1.7	79.6	0.8	1.2	85.1	0.4
2	0.5	94.4	0.7	1.0	88.0	0.7	0.7	92.1	0.3

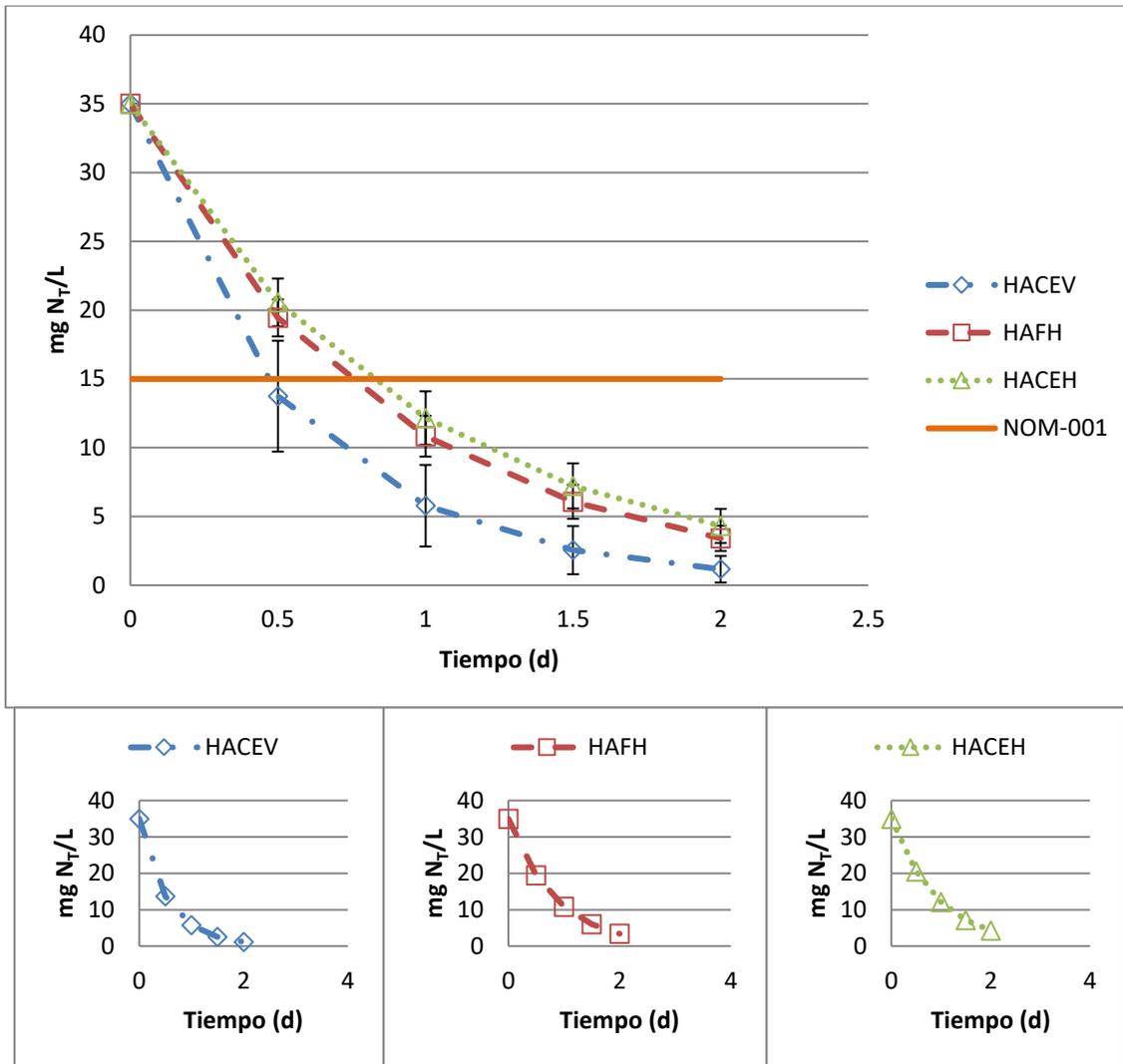


Figura 7-6. Remoción de N_T en los diferentes sistemas evaluados.

Con respecto al PO_4^{3-} el seguimiento que se llevó a cabo presentó los siguientes valores de remoción: 94.3% (7.8 $\text{mgPO}_4^{3-}/\text{L}$), 88% (7.3 $\text{mgPO}_4^{3-}/\text{L}$) y 92.1% (7.6 $\text{mgPO}_4^{3-}/\text{L}$) para el HACEV, HAFH y HACEV respectivamente. En este caso el arreglo del HACEV presentó la mejor k de remoción con -1.44 t^{-1} seguida del -1.27 t^{-1} en el HACEH y del -1.06 t^{-1} en el HAFH.

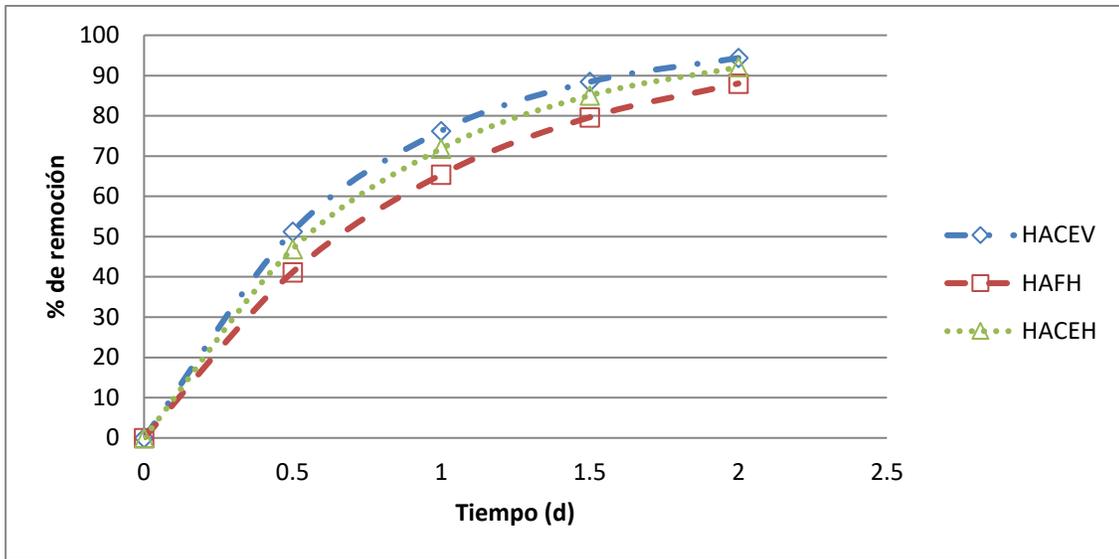


Figura 7-7. Porcentajes de remoción para PO₄⁻³ en los diferentes sistemas evaluados.

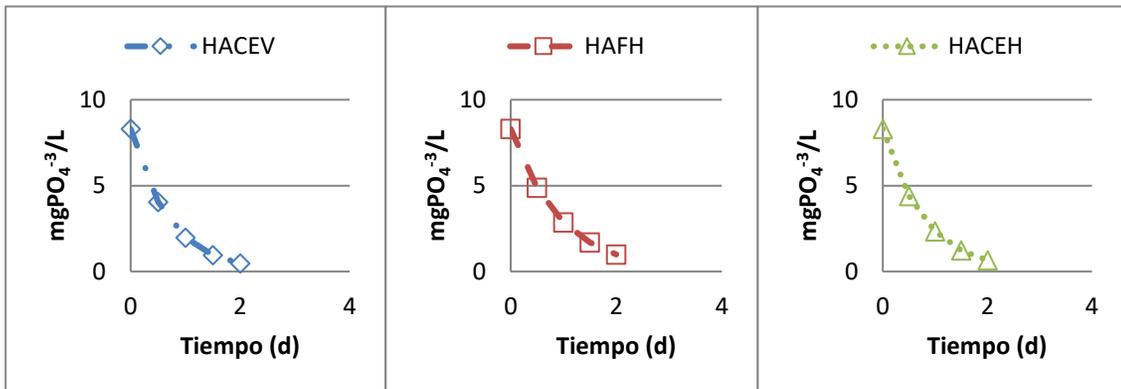
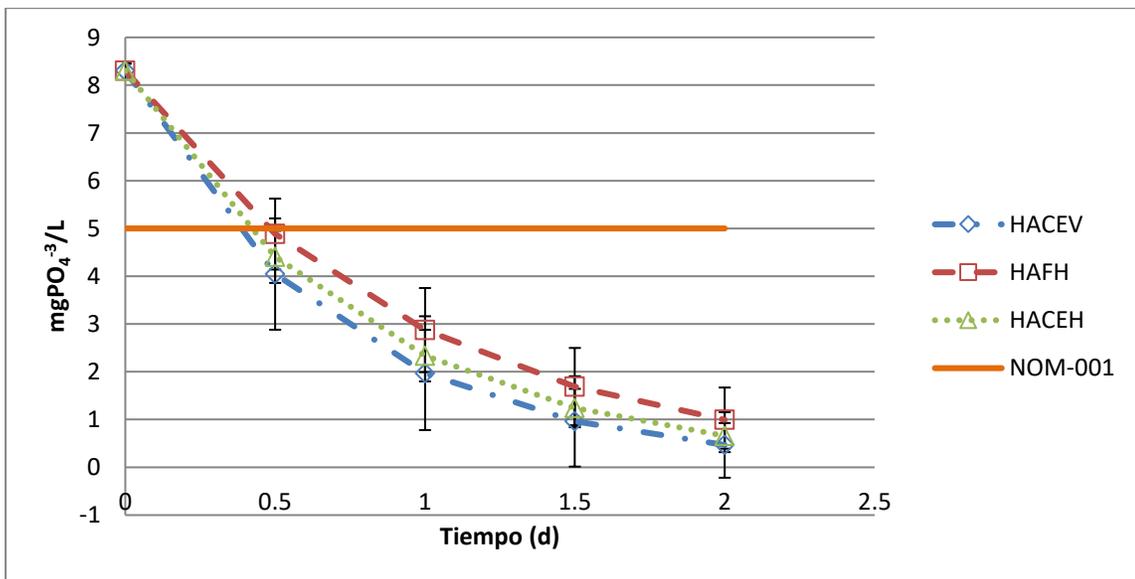


Figura 7-8. Remoción para PO₄⁻³ en los diferentes sistemas evaluados.

La Figura 7-8, al igual que sus similares se obtuvo de la misma forma pero ahora refleja la remoción del parámetro PO_4^{-3} , en donde se puede observar con toda claridad como las remociones más rápidas se presentan en el siguiente orden HACEV seguida del HACEH y del HAFH.

Si se hace un balance general de los resultados obtenidos al término de los 3 meses de etapa experimental, se puede destacar que el arreglo HACEV ha sido el más consistente en la remoción de los contaminantes de interés, alcanzándolos a mayor velocidad, esto se ve reflejado con ayuda de las constantes cinéticas de la Tabla 7.2., y la Figura 7-2, Figura 7-4, Figura 7-6 y Figura 7-8.

El buen desempeño logrado en dicho arreglo es influido por el diseño propio del sistema, ya que la disposición y acomodo propuesto de los diferentes materiales pétreos refleja beneficios en la velocidad y porcentajes de remoción logrados.

Con los valores obtenidos mostrados en el Anexo 1 (Tabla A1.9, Tabla A1.10, Tabla A1.11 y Tabla A1.12) se llevó a cabo el análisis estadístico, en donde se realizó un análisis de varianza y la prueba de distribución t al 95% de intervalo de confianza para los casos de interés.

En la Tabla 7.7 se presentan los resultados obtenidos en el análisis de varianza, asimismo en la Tabla 7.8 se muestran los resultados obtenidos en el análisis de distribución t al 95% de confianza para los parámetros de interés.

Al observar y analizar los resultados de ambos tratamientos estadísticos, se manifiesta discrepancia en dos de los cuatro parámetros, dichos parámetros son DQO y N_T . El análisis estadístico destaca diferencias significativas en la remoción de la DQO al comparar los tratamientos hechos por el arreglo HACEV y el HACEH; indicando que la composición y acomodo de los estratos del material de empaque dentro de los sistemas influye de manera significativa en cómo se lleva a cabo la remoción del contaminante, ya que la disposición de los estratos afecta la velocidad de remoción de una manera más sensible, esto se ve reflejado en las constantes cinéticas promedio reportadas.

Tabla 7.7. Resultados del análisis de varianza para los diferentes parámetros.

Comparación de sistemas	Probabilidad	Diferencia entre tratamiento
DQO		
HACEV-HAFH	0.08	No es significativo
HAFH-HACEH	0.95	No es significativo
HACEV-HACEH	0.02	Sí es significativo
DBO ₅		
HACEV-HAFH	0.74	No es significativo
HAFH-HACEH	0.46	No es significativo
HACEV-HACEH	0.86	No es significativo
N _T		
HACEV-HAFH	0.01	Sí es significativo
HAFH-HACEH	0.25	No es significativo
HACEV-HACEH	0.01	Sí es significativo
PO ₄ ⁻³		
HACEV-HAFH	0.18	No es significativo
HAFH-HACEH	0.25	No es significativo
HACEV-HACEH	0.52	No es significativo

Por otra parte, lo correspondiente al N_T presenta diferencias significativas en dos de los diferentes arreglos comparados entre sí, el primero de estos es la comparación de HACEV con el HAFH, mientras que el segundo es la comparación HACEV con el HACEH.

Esto indica que la remoción del nitrógeno es sensible al tipo de arreglo que se utilice, así como a la presencia de diferentes materiales de empaque, ayudando con esto los procesos fisicoquímicos y biológicos encargados de la degradación del contaminante.

Aun cuando, para fines prácticos, la remoción es buena en los tres arreglos propuestos la velocidad y porcentaje de remoción se ve favorecida en el arreglo del HACEV.

Tabla 7.8. Resultados de la prueba de distribución “t” al 95% de confianza.

Comparación de sistemas	P (T<=t) dos colas	Diferencia entre tratamiento
DQO		
HACEV-HAFH	0.0836	No es significativo
HAFH-HACEH	0.9600	No es significativo
HACEV-HACEH	0.0343	Sí es significativo
DBO ₅		
HACEV-HAFH	0.7458	No es significativo
HAFH-HACEH	0.4621	No es significativo
HACEV-HACEH	0.8622	No es significativo
N _T		
HACEV-HAFH	0.0396	Sí es significativo
HAFH-HACEH	0.2618	No es significativo
HACEV-HACEH	0.0206	Si es significativo
PO ₄ ⁻³		
HACEV-HAFH	0.1876	No es significativo
HAFH-HACEH	0.2591	No es significativo
HACEV-HACEH	0.5267	No es significativo

8 CONCLUSIONES

Estas conclusiones son el resultado del diseño, construcción y evaluación de los diferentes arreglos propuestos para comparar la respuesta depurativa al inicio del periodo de arranque sin comprender la etapa de estabilización, arrojando resultados que al ser analizados y procesados dan pie a las siguientes conclusiones:

- El HACEV fue el que alcanzó los mejores porcentajes de remoción en DQO: 97.6%, N_T : 96.6% y PO_4^{-3} : 94.3% ; mientras que el HAFH logró obtener el porcentaje máximo de remoción en la DBO_5 con 99.4%.
- La normatividad nacional vigente fue cumplida sin problema alguno en los tres diferentes arreglos. Destacando que el HACEV logró cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-1996 en las primeras 12 h de operación para los parámetros N_T y PO_4^{-3} mientras que la DBO_5 se cumplió después de un día de operación.
- El HACEV alcanzó las mejores constantes cinéticas promedio en DQO: -2.36 t^{-1} , N_T : -1.96 t^{-1} y PO_4^{-3} : -1.44 t^{-1} ; mientras que con el HAFH se obtuvo la mejor constante para la DBO_5 : -2.77 t^{-1} .
- Los arreglos que mostraron diferencias significativas con respecto a la DQO son el HACEV contra el HACEH, con respecto al N_T los arreglos que mostraron diferencias significativas fueron las comparaciones de HACEV contra el HAFH así como el HACEV contra el HACEH. El resto de los parámetros no arrojaron diferencias significativas entre sus respectivas comparaciones.
- El diseño propuesto denominado HACEV, permitió la remoción de contaminantes como C, N y P en un menor tiempo si es comparado con los arreglos convencionales (HAFH).

- El agua tratada por el HACEV, cuenta con la calidad requerida para su reúso en riego de áreas verdes y hortalizas.

- El HACEV aporta información útil para la generación de nuevos diseños en lo referente a humedales artificiales, logrando con esto mejorar la velocidad depurativa al mismo tiempo que se optimiza espacio, al permitir igualar o mejorar los porcentajes de remoción si se compara con arreglos convencionales (HAFH) de igual tamaño ó sí en su defecto el novedoso diseño resulta de menor área. Este punto resulta crítico ya que es bien sabido que el uso de grandes extensiones de terreno es una desventaja importante en la implementación de este tipo de sistemas de tratamiento.

9 BIBLIOGRAFÍA

1. Aburto-Castañeda S. (2011). Tesis de maestría. Análisis y modelación del proceso de nitrificación en sistemas experimentales que simulan humedales artificiales. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F.
2. Adler P. (1996). Evaluation of a wetland system design to meet stringer phosphorus discharge requirements. *Water Environm Res.*, 68(5): 836-840.
3. Álvarez E. (2003). Evaluación de la remoción de ortofosfatos empleando columnas a pequeña escala empacadas con diferentes materiales pétreos. Tesis de licenciatura de Ingeniería Química, Facultad de Química, UNAM.
4. Ann Y, Reddy R y Delfino J. (2000). Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. *Ecol. Eng.* 14: 157–167.
5. APHA, AWWA y WEF. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 th edition. Clesceri LS, Greenber AE, Eaton AD. Editors. American Public Health Association. 1033 p.
6. Argaman Y, Barnard JL, Daigger GI, Eckenfelder WW, Hermanowicz SW, Jenkins D, Polson SR, Sigmund TW y Stensel HD. (1991). Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater. Principles and practice. 2a. Ed. Sedlack R. I. Editor. Lewish Publisher N. Y., EUA.
7. Arheimer B, Wittgren H. (2002). Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering* 19, 63–80.
8. Armstrong J y Armstrong W. (1990). Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In *Memories of Constructed Wetland Water Pollution Control*. Reino Unido. Pp. 529-534.
9. Batchelor A y Loots P. (1996). A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. En *Memories of 5th International Conference on Wetland. Systems for Water Pollution Control*. Austria. Pp. XI/4-1 a XI/4-9.
10. Bayley ML, Davison L y Headley TR. (2003). Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. *Water Sci. Technol.* 48(5): 175-182.
11. Beavers PD y Tully IK. (2005). Nutrient reduction evaluation of sewage effluent treatment options for small communities. *Water Sci. Technol.* 55(10): 221-229.

12. Bishop PL. (2005). The role of biofilms in water reclamation and reuse. Department of Civil and Environmental Engineering. University of Cincinnati, USA.
13. Blazejewski R. (1996). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. In Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Austria. Pp. IV/3-1 a IV/3-7.
14. Bogdanowicz R. (1996). Ecotechnology in wastewater management- functioning facilities in the Baltic Region. En Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Austria. Poster 3.
15. Bojórquez CL y Amaro EJ. (2003). Caracterización múltiple de la calidad del agua de los canales de Xochimilco. En Stephan-Otto, E. (ed.) El Agua en la Cuenca de México. Sus problemas históricos y perspectivas de solución. UAM-Xochimilco – Patronato del Parque Ecológico de Xochimilco A.C. México. 1:281-302.
16. Bowner K. (1987). Nutrient removal from effluents by an artificial wetland: Influence of rhizosphere aeration and preferential flow studied using bromide and dye tracers. *Water Res.*, 21(5): 591-594.
17. Braskerud B. (2000). Measurement and modelling of phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. En Memories of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Florida, E.U.A. Pp. 73-86.
18. Braskerud BC. (2002). Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 18: 351-370.
19. Brix H. (1987). Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants -the root-zone method. *Water Sci. Technol.*, 19(1):107-118.
20. Brix H. (1996). Role of macrophytes in constructed wetlands. En Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Austria. Pp. 2-1 a 2-6.
21. Brix H, Schierup H y Arias CA. (2008). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark – what did we learn? *Water Sci. Technol* 56, 3: 63–68.
22. Burgoon P. (1995). Performance of subsurface flow Wetlands with batch-load and continuous flow conditions. *Water Environm. Res.*, 67(5): 855-862.

23. Butin C, Lienard A. y Esser D. (1996). Development of a new generation of reed- bed filters in France: First results. En *Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Austria. Pp. IX/2-1 a IX/2-7.
24. Byström O, Andersson H y Gren IM. (2000). Economic criteria for using wetlands as nitrogen sinks under uncertainly. *Ecol. Econom.* 35: 35-45.
25. Carter V. (1986). An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States. *Can. J. Both.*, 64(1): 364-374.
26. Cereceda M, Serrano S y Guinea LE. (2000). Biofilm communities and operational monitoring of a rotating biological contactor system. Departamento de Microbiología III, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.
27. Chavarría JC. (2001). Humedales artificiales de flujo vertical. Estado del arte y propuestas experimentales para la obtención de parámetros de diseño. Tesis profesional. UNAM, México.
28. Coleman J, Hench K, Garbutt K, Sexstone A, Bissonnette G and Skousen G. (2001). Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*. 128: 283–295, 2001.
29. Comisión Nacional del Agua. (2011). Estadísticas del Agua en México 2011. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
30. Conley L. (1991). An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *JWPCF*. 63(1): 239-247.
31. Coombes C. (1995). Use of constructed wetland to protect bathing water quality. *Water Sci. Technol.*, 29(4): 149-155.
32. Cooper P, Job G y Green M. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc. Swindon. Reino Unido. Pp. 123-138.
33. Coveney M, Lowe E y Battoe L. (2000). Performance of a recirculating wetland filter designed to remove particulate phosphorus for restoration of lake Apopka (Florida, USA). En *Memories of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Florida, E.U.A. Pp. 231-237.
34. Crites J y Tchobanoglous E. (2005). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Tercera edición. McGraw Hill. México, D.F. 756 pp

35. Da Cámara L, Hernández M y Paz L. (2002). Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. Proyecto de Ingeniería Química Departamento de Fenómenos de Transporte.
36. Davies T y Hart B. (1990). Reed bed Treatment of wastewater in a pilot-scale facility. En Memories of Constructed Wetland Water Pollution Control. Reino Unido. Pp. 517-520.
37. De Barbadillo C, Karkar SM y Jaworski LP. (1995). Optimal nutrient removal. Water Environ. Tech. 41-44.
38. Del Val E, Pacheco AL y Linding-Cisneros R. (2012). Mecanismos de persistencia de *Phragmites australis* en el manantial de La Mintzita. Revista Biológicas, Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 14(1): 18-22.
39. Dierberg F, DeBusk T., Jackson S, Chimney M. y Pietro K. (2002). Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading. Wat. Res. 36: 951-954.
40. Drizo A y Frost C. (1996). Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. En Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Austria. Pp. I/10-1 a I/10-8.
41. EEA. (2000). Nutrients in European ecosystems. Environmental Assessment Report No 4. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
42. Emanuelsson EAC y Livingston AG. (2003). Overcoming oxygen limitations in membrane-attached biofilms investigation of flux and diffusivity in an anoxic biofilm. Department of Chemical Engineering, Imperial College of Science Technology and Medicine, Prince Consort Road, London SW7 2BY, UK.
43. Garc J, Vivar J, Aromir M y Mujeriego R. (2003). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. Environmental Engineering Division, Hydraulics, Coastal and Environmental Engineering Department, Technical University of Catalonia, Barcelona, España.
44. García CA. (2007). Determinación de la capacidad máxima de degradación de material orgánica disuelta empleando reactores empacados experimentales. Tesis de Maestría en Ingeniería (Ambiental), Facultad de Ingeniería, UNAM.

45. Gerke S y Xu Y. (2001). Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: Sequential model and implications for water reuse. *Water Res.* 16(35): 3857–3866.
46. Gersberg R. (1985). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Res.*, 20(4): 363-371.
47. Gervin L y Brix H. (2001). Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a constructed wetland system. *Water Sci. Tech.* 44(11-12): 171-176.
48. Gottschall N, Boutin C, Crolla A, Kinsley C y Champagne P. (2007). The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetlands treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canadá. *Ecol. Eng.* 29: 154-163.
49. Green M y Upton J. (1995). Constructed reed beds: Apropiate technology for small communities. *Water Environm. Res.*, 32(3): 339-348.
50. Green W and Ho G. (2005). Small scale sanitation technologies. *Water Science & Technology.* Vol 51 No 10 pp 29–38.
51. Hardenbergh W. (1996). Water supply and waste disposal. *Internacional Textbook Company.* EEUUA. Pp. 365-373.
52. Headley TR., Huett DO y Davison L. (2001). The removal of nutrients from plant nursery irrigation runoff in subsurface horizontal-flow wetlands. *Water Sci. Technol.* 44(11-12): 159-167.
53. Hibiya K., Terada A, Tsuneda S y Hirata A. (2003). Simultaneous nitrification by controlling vertical and horizontal microenvironment in a membrana aerated biofilm reactor. *J. Biotechnol.* 100: 23-32.
54. Hiley P. (1995). The reality of sewage treatment using wetlands. *Water Sci. Technol.*, 29(4): 329-337.
55. Horan N, Lowe P y Stentiford E. (1994). Nutrient removal from wastewater. *Techonomic Publishing Co. Inc.* Pennsylvania. E.E.U.U.A. Pp. 188-199.
56. Hsua C, Hsieh H, Yang L, Wua S, Changd J, Hsiao S, Sue H, Yehe C, Hof Y y Lina H. (2011). Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecol Eng*37, 1533– 1545
57. Jiménez-Tovar B. (1999). Tesis profesional. Construcción y arranque de una planta de tratamiento de aguas residuales tipo humedal artificial de flujo horizontal. Facultad de Química, UNAM. México, D. F. Pp. 74-79.

58. Johansson L. (1997). The use of LECA (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water Sci. Technol.* 35(5): 87-93.
59. Kadlec RH. (2003). Effects of pollutant speciation in treatment wetlands. *Ecol Eng* 20, 1-16.
60. Kadlec RH. (2008). The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. *Ecol Eng* 33, 126–141.
61. Kadlec HR y Wallace DS. (2009). *Treatment Wetlands*. Segunda Edición. Edit.CRC Press
62. Kivaisi A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* 16: 545–560.
63. Knigh G, Seviour E- M, Seviour RJ, Soddell JA, Lindrea KC, Strachan W, Degrey B y Bayly RC. (1995). Development of microbial community of a full scale biological nutrient removal activated sludge plants during start-up. *Water Res.* 29 (9): 2085-2093.
64. Kreiner I. (1995). Sistemas “naturales” para el tratamiento de aguas residuales -sistemas de suelo con plantas-. En *Memorias del Segundo Minisimposio Internacional sobre Remocion de Contaminantes de Agua y Suelo*. Mexico. Pp. 110-119.
65. Ksoll Winfried Benedikt. (2002). Evaluation of the removal efficiency of a hybrid system with respect to phosphorus and *Escherichia coli*. Tesis para obtener el título académico de Bachelor of Science. En el marco del convenio académico existente entre la Branderburgische Technische Universität Cottbus Alemania y la Universidad Nacional Autónoma de México.
66. Langergraber G, Leroch K, Pressl A, Rohrhofer R y Haberl R. (2008). A two-stage subsurface vertical flow constructed wetland for high-rate nitrogen removal. *Water Sci. Technol* 57(12), 1881-1887.
67. Lara BJA. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Universidad Politécnica de Cataluña.
68. Legorreta J. (2006). *El agua y la ciudad de México. De Tenochtitlán a la megalópolis del Siglo XXI*. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco. México. 359 p.
69. Levenspiel O. (1991). *Ingeniería de las reacciones químicas*. Reverté. México. Cap. 9. Pp. 277-294.

70. Lin YF, Ping SR, Wang TW. (2001). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution* 119, 413–420
71. Luna-Pabello VM, Durán de Bazúa C, Ramírez-Carrillo H, Fenoglio-Limón F y Sánchez-García H. (1997b). Sistemas de tratamiento de aguas residuales a base de humedales artificiales. Una tecnología alterna para la protección del equilibrio ecológico en zonas urbanas. En *Memorias de las III Jornadas Panamericanas. Medio Ambiente y Vivienda*. Zacatecas, México. Pp. 78-83.
72. Luna-Pabello VM, Durán de Bazúa C, Ramírez-Carrillo H; Fenoglio-Limón F y Sánchez-García H. (1997a). Los humedales artificiales. Una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Anuario Latinoamericano de Educación Química*. Argentina. Pp. 50-56.
73. Mackney B. (1990). The design of wetlands for wastewater treatment: An Australian perspective. En *Memories of Constructed Wetland Water Pollution Control*. Reino Unido. Pp. 471-479.
74. Magmedov V. (1986). Infiltration bioplateau (constructed wetlands) efficiency as a multipurpose water protective unit. *Water Res.*, 6(1):93-100.
75. Marsteiner E, Collins A y Theis T. (1996). The influence of macrophytes on subsurface flow wetland (SSFW) hydraulics. En *Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Austria. Pp. II/2-1 a II/2-7.
76. Maurer M y Boller M. (1999). Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. *Water Res.* 39(1): 147-163.
77. Maurer M, Abramovich D, Siegrist H y Gujer W. (1999). Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. *Water Res.* 33(2): 484-493.
78. Mayo AW y Bigambo T. (2005). Nitrogen transformations in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Phys. Chem. Earth.* 30: 658–667.
79. Mayo AW, Mutamba J. (2005). Modelling nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted horizontal on subsurface gravel bed constructed wetland. *Phys. Chem. Earth.* 30: 673–679.
80. Mazari M. (2000). Dualidad población-agua. Inicio del tercer milenio. *El Colegio Nacional*. México, D. F. Pp. 378-389.

81. McBride GB y Tanner CC. (2000). Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecol. Eng.* 14: 93–106
82. Metcalf E y Eddy C. (1991). *Wastewater Engineering*. McGraw-Hill International Editions. EEUUA. Pp. 935-1003.
83. Mihelic JR. (2001). *Fundamentos de Ingeniería Ambiental*. Edit. Limusa. Primera edición, México.
84. Miranda-Ríos M y Luna-Pabello VM. (2001). Estado del arte y perspectivas de aplicación de los humedales artificiales de flujo horizontal en México. Serie Tratamiento Biológico de aguas residuales. 145 pp. Pub. Fac. Química, UNAM. ISBN: 968-36-8195-6.
85. Morgan J, Jiménez B y Noyola A. (1997). Un nuevo índice para la interpretación de las curvas de distribución de tiempos de residencia en tanques para el tratamiento del agua. En *Memorias Técnicas del XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. FEMISCA. México. Pp. 98-112
86. Morris M y Hebert R. (1996). The design and performance of vertical flow reed bed for the treatment of high ammonia / low suspended solid organic effluents. 5th International Conference on Wetland systems for Water Pollution Control. Austria. Pp. IV5 a IV5-8.
87. Netter B. (1990). Sewage treatment by planted soil filters. In *Memories of Constructed Wetland Water Pollution Control*. Reino Unido. Pp. 525-528
88. Norma Oficial Mexicana (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminación en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 06 de Enero de 1997.
89. Norma Oficial Mexicana (2003). NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. *Diario Oficial de la Federación*, 23 de Abril de 2003.
90. Obarska-Pempkowiak H. (1996). Recent experience in operation of constructed wetlands in the Northern Poland. En *Memories of 5th International Conference on Wetland systems for Water Pollution Control*. Austria. Pp. IX/9-1 a IX/9/-7.
91. Oke B. (1996). Removal of heavy metals from domestic wastewater using constructed wetland system. En *Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Austria. Pp. I/17-1 a I/17-9.

92. Pant H y Reddy K. (2000). Potential Internal loading of phosphorus in constructed wetland. En *Memories of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Florida, E.U.A. Pp. 223-230.
93. Pant H, Reddy K y Lemon E. (2000). Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 17: 345-355.
94. Pauwels H y Talbo H. (2004). Nitrate concentration in wetlands: assessing the contribution of deeper groundwater from anions. *Water Res.* 38: 1019–1025.
95. Ramírez-Carrillo HF. (1998). Diseño a escala piloto de un humedal artificial de flujo horizontal para obtención de aguas para uso en riego agrícola. Tesis de Ingeniería Química. Facultad de Estudios Superiores de Zaragoza. UNAM.
96. Ramírez-Carrillo HF. (2003). Tesis de maestría. Evaluación de la remoción biótica y abiótica de ortofosfatos en reactores empacados con diferentes materiales de uso potencial en humedales artificiales. UNAM. México, D. F. 74 p
97. Randall CW, Barnard JL y Stensel DH. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Technomic Publishing Co. Inc. Eckenfelder WW, Malina JF Jr y Patterson JW. Editores. Vol. 5. Lancaster, Pennsylvania, EUA.
98. Reddy K y D'Angelo E. (1997). Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 35(5): 1-10.
99. Reed S. (1992). Constructed Wetland design -the first generation. *Water Environm. Res.*, 64(6):776-782.
100. Reed, S. y Brown D. (1995). Subsurface flow wetlands- a performance evaluation. *Water Environm. Res.*, 76(2): 244-299.
101. Richardson C. (1985). Mechanism controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, 228:1424.
102. Richardson C. y Craft C. (1993). Effective phosphorus retention in wetlands. In *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers. Florida, E.E.U.U.A. Pp. 271-280.
103. Rivera F y Calderón A. (1993). Biotratamiento de aguas negras. *ICYT*, 15(203): 12-15.
104. Rivera. F, Ramírez E y Gallegos E. (1995). Removal of pathogens from root zone. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 113-119.

105. Romero AA. (2007). Obtención de agua para riego agrícola restringido en chinampas de Xochimilco empleando un humedal artificial. Tesis. Ingeniería Química. Facultad de Química. UNAM.
106. Rousseau DP, Vanrolleghem PA y De Pauw N. (2004). Model-based design of subsurface flow constructed wetlands: a review. *Water Res.* 38: 1484-1493.
107. Rousseau PL, Vanrolleghem PA y De Pauw N. (2003). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. Department of Applied Ecology and Environmental Biology, Ghent University, J. Plateaustraat 22, 9000 Gent, Belgium.
108. Sakadevan K y Bavor H. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetlands systems. *Water Res.* 32(2): 393-399.
109. Saltonstall K (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Science USA.* 99: 2445-2449.
110. Sasikala S, Tanaka N, Wah Wah HSY, Jinadasa KBSN. (2009). Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 35 (2009) 410–417.
111. Schmitz R. (1996). Introduction to water pollution biology. Gulf Publishing Co. Houston, E.E.U.U.A. Pp. 142 -146.
112. Sedlack R. (1992). Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater. Principles and practice. Lewis Publishers. Nueva York, E.E.U.U.A. Pp. 371-380.
113. Segura-Miranda JB. (2007). Efecto de la variación de oxígeno disuelto en la velocidad específica de nitrificación de agua y agua residual enriquecida con amonio. Tesis de Ingeniería Química. Facultad de Química. UNAM.
114. Sereico P y Larneo C. (1988). Use of wetlands for wastewater treatment. *Civil Engineering Practice* 5. *Water Res. Environm.* Technomic Publishing Co. Inc. EEUUA. Pp. 767-787.
115. Shutes R. (1996). The treatment of urban runoff by wetland systems. En *Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.* Austria. Pp. 3-1-3- 8.

116. Snoeyink V y Jenkins D. (1997). Química del agua. Limusa-Noriega. México, D. F. Pp. 122-129.
117. Stein OR, Hook PB, Biederman JA y Borden DJ. (2003). Does batch operation enhance oxidation in subsurface constructed wetlands? *Water Sci. Technol.* 48(5): 149-156.
118. Tanner C y Sukias P. (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 229-239.
119. Tanner CC, Kadlec RH, Gibss MM, Sukias J y Nguyen ML. (2002). Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands-influence of wastewater characteristics. *Water Res.* 18: 499-520.
120. Thomas P y Glover P. (1995). An evaluation of pollutant removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 87-93.
121. Truu M, Juhanson J, Truu J. (2009). Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 407 (2009) 3958 – 3971.
122. Vymazal J y Kröpfelová L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment* 407, 3911–3922.
123. Vymazal J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35, 1–17.
124. Vymazal J. (1996). The use of constructed wetlands in the Czech Republic -present situation. In *Memories of 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Austria. Poster 32.
125. Wang N y Mitsch W. (1998). Estimating phosphorus retention of existing and restored coastal wetlands in a tributary watershed of the Laurentian Great Lakes in Michigan, USA. *Wetlands Ecol. Manage.* 6: 69-82.
126. US-EPA (2000). Free Water Surface Wetland. *Wastewater Technology Fact Sheet*. 832-F-00-024.
127. *Wastewater Technology Fact Sheet*, US-EPA (2000). Subsurface Flow Wetland. 832-F-00-023.
128. US-EPA. (1988). *Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*. *Wastewater Technology Fact Sheet*. 625-1-88-022.

129. Welch E. (1992). Ecological effects of wastewater. Chapman and Hall. Londres, Inglaterra. Pp. 158-187.
130. Wood A. (1995). Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 21-29.
131. Yang Y, Zhencheng X y Kangping H. (1995). Removal efficiency of the constructed wetland wastewater treatment system at Bainikeng, Shenzhen. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 220-228.

ANEXO 1. TABLAS DE RESULTADOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

A continuación se muestran los resultados obtenidos a lo largo de la etapa experimental por parámetro. (Nota: ARMT: Agua Residual Municipal Tipo).

Tabla A1.1. Resultados obtenidos en la determinación de DQO.

MUESTREOS (mg O ₂ /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV-a	22.52	10.51	9.01	24.54	40.61	58.24
HACEV-b	0.00	10.51	15.02	5.55	23.08	21.62
Testigo	10.51	10.05	10.02	10.93	14.32	12.47
HAFH-a	3.00	28.53	63.00	62.53	109.28	61.34
HAFH-b	3.00	21.50	102.10	52.30	63.99	106.44
Testigo	2.50	5.05	0.00	4.67	4.34	4.53
HACEH-a	10.51	13.51	21.02	68.37	61.07	73.93
HACEH-b	10.51	27.03	33.03	116.58	69.83	114.04
Testigo	4.50	3.03	14.02	20.96	31.19	29.73
ARMT	375.59	375.59	375.59	375.59	375.59	375.59

Tabla A1.2. Resultados obtenidos en la determinación de DBO₅

MUESTREOS (mg O ₂ /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV-a	22.85	16.34	17.22	6.768	6.573	9.73
HACEV-b	22.02	13.95	15.33	7.573	7.129	6.202
Testigo	14.71	14.23	12.28	7.101	6.24	4.174
HAFH-a	21.99	13.12	13.33	7.157	6.073	5.674
HAFH-b	21.94	17.01	13.56	8.684	7.74	8.036
Testigo	19.19	14.62	11.61	5.546	6.684	6.119
HACEH-a	19.08	13.95	14.33	7.573	7.129	6.202
HACEH-b	21.96	17.23	15.28	8.601	8.24	9.174
Testigo	17.13	15.2	14.09	5.212	5.129	6.174
ARMT	250	250	250	250	250	250

Tabla A1.3. Resultados obtenidos en la determinación de N_T.

MUESTREOS (mg N _T /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV-a	5.52	18.17	17.62	13.86	17.58	18.09
HACEV-b	1.25	17.87	16.80	17.75	16.88	17.48
Testigo	0.63	17.02	17.14	14.32	15.84	17.48
HAFH-a	6.38	16.42	16.92	18.43	17.34	17.46
HAFH-b	2.07	17.93	17.16	17.58	16.80	17.54
Testigo	0.25	14.19	14.92	13.21	14.02	13.98
HACEH-a	5.00	17.64	17.58	19.95	17.26	16.34
HACEH-b	7.36	17.58	17.66	19.19	17.54	16.92
Testigo	4.09	12.09	12.58	14.48	13.20	12.70
ARMT	35	35	35	35	35	35

Tabla A1.4. Valores obtenidos para PO₄⁻³.

MUESTREOS (mg PO ₄ ⁻³ /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV-a	4.36	4.76	6.86	8.38	8.64	9.02
HACEV-b	3.12	5.45	7.54	9.53	8.84	8.41
Testigo	2.11	4.87	7.06	7.43	7.98	8.56
HAFH-a	4.56	6.77	7.69	8.96	9.30	9.33
HAFH-b	2.55	6.08	7.46	6.97	7.95	8.41
Testigo	1.19	6.07	6.76	6.69	7.49	7.98
HACEH-a	5.18	7.23	7.80	8.04	9.04	8.06
HACEH-b	5.54	7.45	7.32	8.15	8.07	8.12
Testigo	4.59	6.69	7.35	7.22	7.73	7.13
ARMT	8.04	8.07	8.30	8.38	8.27	8.04

A continuación se presentan las concentraciones finales, los porcentajes de remoción por corrida y por parámetro.

Tabla A1.5. Resultados procesados finales para DQO.

MUESTREOS (mg DQO/L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV	0.75	0.46	1.99	4.12	17.53	27.46
%rem	99.80	99.88	99.47	98.90	95.33	92.69
HAFH	0.50	19.97	82.55	52.74	82.29	79.36
%rem	99.87	94.68	78.02	85.96	78.09	78.87
HACEH	6.01	17.24	13.00	71.51	34.26	64.25
%rem	98.40	95.41	96.54	80.96	90.88	82.89

TablaA1.6. Resultados procesados finales para DBO₅.

MUESTREOS (mg de O ₂ /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV	7.72	0.92	4.00	0.07	0.61	3.79
%rem	96.91	99.63	98.40	99.97	99.76	98.48
HAFH	2.78	0.44	1.83	2.38	0.22	0.74
%rem	98.89	99.82	99.27	99.05	99.91	99.71
HACEH	3.39	0.39	0.72	2.88	2.56	1.51
%rem	98.64	99.84	99.71	98.85	98.98	99.39

Tabla A1.7. Resultados procesados finales para N_T.

MUESTREOS (mg N _T /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV	2.76	0.99	0.07	1.48	1.40	0.30
%rem	92.13	97.17	99.80	95.78	96.01	99.14
HAFH	3.98	2.99	2.12	4.80	3.05	3.52
%rem	88.63	91.46	93.94	86.29	91.28	89.94
HACEH	2.09	5.52	5.04	5.09	4.20	3.93
%rem	94.02	84.22	85.60	85.45	88.00	88.77

Tabla A1.8. Resultados procesados finales para PO₄⁻³.

MUESTREOS (mg PO ₄ ⁻³ /L)						
Sistema	1	2	3	4	5	6
HACEV	1.62	0.23	0.14	1.52	0.76	0.16
%rem	79.8	97.15	98.31	81.82	90.78	98.03
HAFH	2.36	0.35	0.82	1.28	1.14	0.89
%rem	70.68	95.63	90.11	84.73	86.26	88.87
HACEH	0.77	0.65	0.21	0.88	0.83	0.96
%rem	89.31	91.92	97.44	89.52	89.99	88.00

Tabla A1.9. Constantes cinéticas obtenidas para la DQO.

k (t ⁻¹)	Sistemas		
Muestras	HACEV	HAFH	HACEH
1	-3.11	-3.32	-2.07
2	-3.35	-1.47	-1.54
3	-2.62	-0.76	-1.68
4	-2.26	-0.98	-0.83
5	-1.53	-0.76	-1.20
6	-1.31	-0.78	-0.88
promedio	-2.36	-1.34	-1.37

Tabla A1.10. Constantes cinéticas obtenidas para la DBO₅.

k (t ⁻¹)	Sistemas		
Muestras	HACEV	HAFH	HACEH
1	-1.74	-2.25	-2.15
2	-2.80	-3.17	-3.23
3	-2.07	-2.46	-2.93
4	-4.09	-2.33	-2.23
5	-3.01	-3.51	-2.29
6	-2.09	-2.91	-2.55
promedio	-2.63	-2.77	-2.56

Tabla A1.11. Constantes cinéticas obtenidas para N_T.

k (t ⁻¹)	Sistemas		
Muestras	HACEV	HAFH	HACEH
1	-1.27	-1.09	-1.41
2	-1.78	-1.23	-0.92
3	-3.11	-1.40	-0.97
4	-1.58	-0.99	-0.96
5	-1.61	-1.22	-1.06
6	-2.38	-1.15	-1.09
promedio	-1.96	-1.18	-1.07

Tabla A1.12. Constantes cinéticas obtenidas para PO4-3.

k (t ⁻¹)	Sistemas		
Muestras	HACEV	HAFH	HACEH
1	-0.80	-0.61	-1.17
2	-1.78	-1.56	-1.26
3	-2.04	-1.16	-1.83
4	-0.85	-0.94	-1.13
5	-1.19	-0.99	-1.15
6	-1.96	-1.10	-1.06
promedio	-1.44	-1.06	-1.27

A continuación se presentan los análisis de varianza para un factor:

Tabla A1.13. Análisis de varianza para DQO entre HACEV y el HAFH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-14.1757797	-2.36262996	0.68265754		
HAFH	6	-8.0579498	-1.34299163	1.00798973		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	3.11898694	1	3.11898694	3.68969566	0.08369017	4.9646027
Dentro de los grupos	8.45323633	10	0.84532363			
Total	11.5722233	11				

Tabla A1.14. Análisis de varianza para DQO entre HAFH y el HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HAFH	6	-8.0579498	-1.34299163	1.00798973		
HACEH	6	-8.19956102	-1.3665935	0.23454184		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.00167114	1	0.00167114	0.0026899	0.95965824	4.9646027
Dentro de los grupos	6.21265782	10	0.62126578			
Total	6.21432896	11				

Tabla A1.15. Análisis de varianza para DQO entre HACEV y el HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-14.1757797	-2.36262996	0.68265754		
HACEH	6	-8.19956102	-1.3665935	0.23454184		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	2.97626585	1	2.97626585	6.48989944	0.02898656	4.9646027
Dentro de los grupos	4.58599687	10	0.45859969			
Total	7.56226273	11				

Tabla A1.16. Análisis de varianza para DBO₅ entre HACEV y HAFH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-15.8061397	-2.63435661	0.74287294		
HAFH	6	-16.6286814	-2.7714469	0.2585179		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.05638124	1	0.05638124	0.11260587	0.74413051	4.9646027
Dentro de los grupos	5.00695419	10	0.50069542			
Total	5.06333543	11				

Tabla A1.17. Análisis de varianza para DBO₅ entre HAFH y HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HAFH	6	-16.6286814	-2.7714469	0.2585179		
HACEH	6	-15.3813404	-2.56355673	0.18502622		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.12965497	1	0.12965497	0.58463168	0.46216429	4.9646027
Dentro de los grupos	2.21772062	10	0.22177206			
Total	2.3473756	11				

Tabla A1.18. Análisis de varianza para DBO₅ entre HACEV y HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-15.8061397	-2.63435661	0.74287294		
HACEH	6	-15.3813404	-2.56355673	0.18502622		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.01503787	1	0.01503787	0.03241273	0.8607208	4.9646027
Dentro de los grupos	4.6394958	10	0.46394958			
Total	4.65453367	11				

Tabla A1.19. Análisis de varianza para N_T entre HACEV y HAFH.

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
HACEV	6	-11.7302596	-1.95504327	0.4520478
HAFH	6	-7.08094535	-1.18015756	0.01953865

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	1.80134359	1	1.80134359	7.6395052	0.01999327	4.9646027
Dentro de los grupos	2.35793227	10	0.23579323			
Total	4.15927586	11				

Tabla A1.20. Análisis de varianza para N_T entre HAFH y HACEH.

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
HAFH	6	-7.08094535	-1.18015756	0.01953865
HACEH	6	-6.41785324	-1.06964221	0.03160589

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.03664093	1	0.03664093	1.4328383	0.25890765	4.9646027
Dentro de los grupos	0.25572271	10	0.02557227			
Total	0.29236364	11				

Tabla A1.21. Análisis de varianza para N_T entre HACEV y HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-11.7302596	-1.95504327	0.4520478		
HACEH	6	-6.41785324	-1.06964221	0.03160589		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	2.35180512	1	2.35180512	9.72516144	0.01090142	4.9646027
Dentro de los grupos	2.41826846	10	0.24182685			
Total	4.77007358	11				

Tabla A1.22. Análisis de varianza para PO_4^{3-} entre HACEV y HAFH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-8.62587574	-1.43764596	0.3130836		
HAFH	6	-6.36666807	-1.06111134	0.09688548		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.42533494	1	0.42533494	2.0749611	0.18029965	4.9646027
Dentro de los grupos	2.04984537	10	0.20498454			
Total	2.47518031	11				

Tabla A1.23. Análisis de varianza para PO_4^{3-} entre HAFH y HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HAFH	6	-6.36666807	-1.06111134	0.09688548		
HACEH	6	-7.60207505	-1.26701251	0.08081187		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.12718587	1	0.12718587	1.43148862	0.25911784	4.9646027
Dentro de los grupos	0.88848676	10	0.08884868			
Total	1.01567263	11				

Tabla A1.24. Análisis de varianza para PO_4^{3-} entre HACEV y HACEH.

RESUMEN						
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>		
HACEV	6	-8.62587574	-1.43764596	0.3130836		
HACEH	6	-7.60207505	-1.26701251	0.08081187		

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.08734732	1	0.08734732	0.44350508	0.5205014	4.9646027
Dentro de los grupos	1.96947735	10	0.19694773			
Total	2.05682467	11				

A continuación se presentan los resultados arrojados por la prueba “T” para dos muestras suponiendo varianzas desiguales.

Tabla A1.25. Análisis “T” para DQO entre HACEV y HAFH.

	HACEV	HAFH
Media	-2.362629958	-1.342991634
Varianza	0.682657539	1.007989728
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	10	
Estadístico t	-1.920858052	
P(T<=t) una cola	0.041845086	
Valor crítico de t (una cola)	1.812461102	
P(T<=t) dos colas	0.083690172	
Valor crítico de t (dos colas)	2.228138842	

Tabla A1.26. Análisis “T” para DQO entre HACEV y HACEH.

	HACEV	HACEH
Media	-2.362629958	-1.366593504
Varianza	0.682657539	0.234541836
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	-2.547528104	
P(T<=t) una cola	0.017153199	
Valor crítico de t (una cola)	1.859548033	
P(T<=t) dos colas	0.034306399	
Valor crítico de t (dos colas)	2.306004133	

Tabla A1.27. Análisis “T” para DQO entre HAFH y HACEH.

	<i>HAFH</i>	<i>HACEH</i>
Media	-1.342991634	-1.366593504
Varianza	1.007989728	0.234541836
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	7	
Estadístico t	0.051864277	
P(T<=t) una cola	0.480042921	
Valor crítico de t (una cola)	1.894578604	
P(T<=t) dos colas	0.960085843	
Valor crítico de t (dos colas)	2.364624251	

Tabla A1.28. Análisis “T” para DBO₅ entre HACEV y HAFH.

	<i>HACEV</i>	<i>HAFH</i>
Media	-2.63435661	-2.7714469
Varianza	0.74287294	0.2585179
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	0.33556798	
P(T<=t) una cola	0.3729137	
Valor crítico de t (una cola)	1.85954803	
P(T<=t) dos colas	0.7458274	
Valor crítico de t (dos colas)	2.30600413	

Tabla A1.29. Análisis “T” para DBO₅ entre HACEV y HACEH.

	<i>HACEV</i>	<i>HACEH</i>
Media	-2.63435661	-2.56355673
Varianza	0.74287294	0.18502622
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	7	
Estadístico t	-0.18003535	
P(T<=t) una cola	0.4311129	
Valor crítico de t (una cola)	1.8945786	
P(T<=t) dos colas	0.8622258	
Valor crítico de t (dos colas)	2.36462425	

Tabla A1.30. Análisis “T” para DBO₅ entre HAFH y HACEH.

	<i>HAFH</i>	<i>HACEH</i>
Media	-2.7714469	-2.56355673
Varianza	0.2585179	0.18502622
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	10	
Estadístico t	-0.76461211	
P(T<=t) una cola	0.23108215	
Valor crítico de t (una cola)	1.8124611	
P(T<=t) dos colas	0.46216429	
Valor crítico de t (dos colas)	2.22813884	

Tabla A1.31. Análisis “T” para N_T entre HACEV y HAFH.

	HACEV	HAFH
Media	-1.95504327	-1.18015756
Varianza	0.4520478	0.01953865
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	5	
Estadístico t	-2.76396549	
P(T<=t) una cola	0.01982391	
Valor crítico de t (una cola)	2.01504837	
P(T<=t) dos colas	0.03964781	
Valor crítico de t (dos colas)	2.57058183	

Tabla A.32. Análisis “T” para N_T entre HACEV y HACEH.

	HACEV	HACEH
Media	-1.95504327	-1.06964221
Varianza	0.4520478	0.03160589
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	6	
Estadístico t	-3.11851911	
P(T<=t) una cola	0.01031188	
Valor crítico de t (una cola)	1.94318027	
P(T<=t) dos colas	0.02062377	
Valor crítico de t (dos colas)	2.44691185	

Tabla A1.33. Análisis “T” para N_T entre HAFH y HACEH.

	HAFH	HACEH
Media	-1.18015756	-1.06964221
Varianza	0.01953865	0.03160589
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	9	
Estadístico t	-1.19701224	
P(T<=t) una cola	0.13093953	
Valor crítico de t (una cola)	1.83311292	
P(T<=t) dos colas	0.26187906	
Valor crítico de t (dos colas)	2.26215716	

Tabla A1.34. Análisis “T” para PO_4^{3-} entre HACEV y HAFH.

	HACEV	HAFH
Media	-1.43764596	-1.06111134
Varianza	0.3130836	0.09688548
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	-1.44047253	
P(T<=t) una cola	0.09384936	
Valor crítico de t (una cola)	1.85954803	
P(T<=t) dos colas	0.18769872	
Valor crítico de t (dos colas)	2.30600413	

Tabla A1.35. Análisis “T” para PO_4^{-3} entre HACEV y HACEH.

	HACEV	HACEH
Media	-1.43764596	-1.26701251
Varianza	0.3130836	0.08081187
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	7	
Estadístico t	-0.66596177	
P(T<=t) una cola	0.26338254	
Valor crítico de t (una cola)	1.8945786	
P(T<=t) dos colas	0.52676509	
Valor crítico de t (dos colas)	2.36462425	

Tabla A1.36. Análisis “T” para PO_4^{-3} entre HAFH y HACEH.

	HAFH	HACEH
Media	-1.06111134	-1.26701251
Varianza	0.09688548	0.08081187
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	10	
Estadístico t	1.19644833	
P(T<=t) una cola	0.12955892	
Valor crítico de t (una cola)	1.8124611	
P(T<=t) dos colas	0.25911784	
Valor crítico de t (dos colas)	2.22813884	

ANEXO 2. PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS MATERIALES DE EMPAQUE

- **DENSIDAD APARENTE (ρ_{Ap})**

Se pesa una probeta graduada limpia y se registra su peso; se considera un volumen de 100 mL y se llena de medio de empaque, lo más uniformemente posible. Se vuelve a pesar la probeta y se registra su nuevo peso. Se calcula la densidad aparente con la siguiente ecuación:

$$\rho_{Ap} = (\text{peso con material} - \text{peso sin material}) \text{ g}/100 \text{ mL} \quad \text{Ecuación 1}$$

- **DENSIDAD REAL (ρ_R)**

Una probeta graduada, se llena con agua hasta un volumen de 100mL. Se pesaron 10 g del medio y se sumergen en la probeta con agua. Se calcula según la siguiente ecuación:

$$\rho_R = 10 \text{ g}/(\text{volumen con material} - \text{volumen sin material}) \text{ mL} \quad \text{Ecuación 2}$$

- **POROSIDAD (P)**

La porosidad se refiere al espacio libre de la matriz del medio, conformado por los poros que quedan entre las partículas del medio. Se calcula con la ecuación siguiente:

$$P = 100 (1 - \rho_{Ap} / \rho_R) \quad \text{Ecuación 3}$$

• **CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (K)**

El coeficiente de conductividad hidráulica k es una medida de la capacidad de un medio poroso para conducir agua bajo un gradiente de potencial hidráulico (cm^3/s). Este coeficiente se determina mediante un permeámetro de carga constante (Norma ASTM D2434), el cual es un dispositivo muy simple (Figura A2-1).

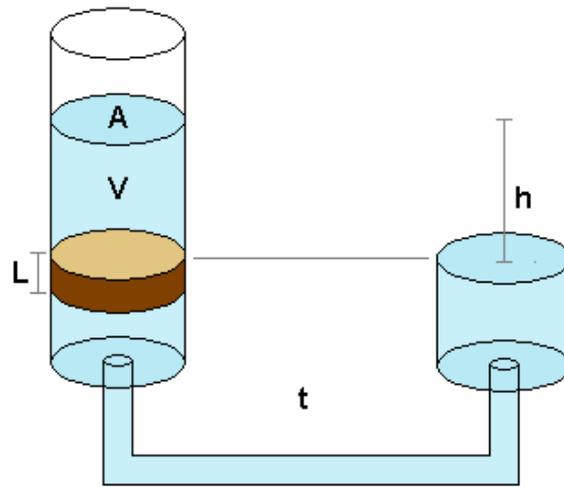


Figura A2-1. Esquema de un permeámetro de carga constante.

El cálculo de la conductividad hidráulica se realiza poniendo una capa de medio de empaque con un horizonte de longitud L , dentro de un tubo de área transversal A , y se somete a una carga hidráulica h . El agua fluye a través de la muestra, midiéndose el tiempo t que tarda en pasar el volumen V de agua. De esta manera, aplicando la ley de Darcy se tiene que:

$$Q = \frac{dV}{dt} = Aki \quad \text{Ecuación 4}$$

La ecuación de continuidad del gasto establece:

$$Q = Av \quad \text{Ecuación 5}$$

A es el área del conducto y v la velocidad del flujo. Llevando esta expresión a la Ley de Darcy, se deduce que:

$$v = ki \quad \text{Ecuación 6}$$

El intervalo en que la ley de Darcy es aplicable, la velocidad del flujo es directamente proporcional al gradiente hidráulico; esto indica que, dentro del campo de aplicabilidad de la ley de Darcy, el flujo en el suelo es laminar. El gradiente hidráulico medio vale:

$$i = \frac{(h_1 - h_2)}{L} \quad \text{Ecuación 7}$$

Entonces:

$$k = \frac{vL}{hAt} \quad \text{Ecuación 8}$$

En estas ecuaciones, k es el coeficiente de permeabilidad del suelo, en cuyo valor numérico se reflejan propiedades físicas del suelo y en cierta medida ese valor indica la mayor o menor facilidad con que el agua fluye a través del suelo, estando sujeta a un gradiente hidráulico dado.

ANEXO 3. CONSTRUCCIÓN DE LOS TRES DIFERENTES ARREGLOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES

La construcción de los sistemas experimentales se realizó bajo la siguiente secuencia:

- **MATERIALES Y HERRAMIENTAS**

- Cajas de plástico.
- Tubería y accesorios de PVC de 1" ϕ
- Pegamento para PVC.
- Maya plástica <2mm ϕ .
- Manguera de 1" ϕ .
- Silicón.
- Taladro.
- Brocas de diferentes diámetros.
- Cinta métrica.
- Lija.
- Martillo.
- Desarmador.
- Segueta.
- Navaja.
- Plumón y lápiz.
- Pistola de calor.



Figura A3-1. Materiales y herramientas usadas en la construcción de los HA.

- **DIFUSORES Y COLECTORES DE FLUJO**

Cada sistema necesita un distribuidor de alimentación y un colector del agua tratada, por tal motivo se hicieron 9 difusores y 9 colectores, siguiendo el procedimiento descrito a continuación:

- a) Se cortaron tramos de 15 cm de PVC de 1" como se muestra en la Figura A3-2.



Figura A3-2. Corte de tubo de PVC para la elaboración de los difusores de alimentación y colectores de agua tratada.

- b) Se presentaron las piezas a una T (Colocación de las piezas sin ser pegadas), de este modo se puede proceder a marcar los patrones diferentes a usar, esto en función del lugar que ocuparan en el sistema: el patrón 1, consta de una hilera sencilla de orificios los cuales se encuentran a 1 cm de distancia entre sí; este patrón lo utilizará el difusor de alimentación al sistema.

El patrón 2, consta de dos hileras de orificios, los cuales se encuentran a 0.5 cm de distancia entre si y son colocados en zig-zag como lo muestra la Figura A3-3. Una vez marcados los patrones, se procede a la perforación de los orificios con ayuda de un taladro y sus brocas.



Figura A3-3. Construcción de difusores y colectores.
A) patrón 1: difusor de alimentación; B) patrón 2: colector.

- c) Se colocan los tramos de tubo cortados y lijados de 15 cm a una T. Asimismo en el extremo del tubo contrario a la T, se le pegan los tapones ciegos a la tubería como se muestra en la Figura A3-4.



Figura A3-4. Armado y pegado de las flautas de alimentación y captación.

- **ELABORACIÓN DE LOS TRES DIFERENTES ARREGLOS DE HA**

- **El cuerpo de los sistemas.**

Para construir el cuerpo de los sistemas se siguió la siguiente estrategia: el cuerpo de los sistemas de alimentación horizontal (HACEV y HAFH) son iguales, mientras que el sistema de alimentación vertical (HACEH) es un poco diferente, esto se muestra y se detalla a continuación:

- a) Cuerpo de los sistemas horizontales (HACEV y HAFH): Para elaborar el cuerpo del sistema se emplea una caja plástica, la cual fue perforada en un costado inferior con el objeto de colocar ahí el colector de agua y con ello darle salida al agua tratada del sistema, esto se aprecia en la Figura A3-5.



Figura A3-5. Cuerpo del sistema horizontal (aplica para el HACEV y HAFH).

- b) Cuerpo del sistema vertical (HACEH): El cuerpo de este sistema requirió que se cortarán y pegaran dos cajas plásticas por medio de una pistola de aire caliente, para obtener las dimensiones deseadas, asimismo para dar mayor fortaleza a la caja y evitar que al ser empacadas la presión del agua y del material las fuera a despegar, por ello fue necesario amarrarles alambre recocido alrededor. La caja se perforo en un costado inferior con el fin de colocar la flauta de captación de agua y con ello darle salida al agua tratada del sistema (Figura A3-6).



Figura A3-6. Cuerpo del sistema vertical (HACEH).

- **LLENADO DE LOS SISTEMAS CON EL MATERIAL DE EMPAQUE**

En esta etapa los sistemas son rellenos con diferentes materiales pétreos según corresponda al arreglo determinado.

- **Humedal artificial conformado por estratos verticales (HACEV)**

El sistema fue empacado con tres diferentes materiales pétreos con el siguiente orden: Escoria Volcánica, Grava Sílica y Roca Caliza.

Para lograr esto, se colocaron unas tablitas que funcionaron como barreras contenedoras de los 3 diferentes materiales y evitar que se mezclaran (Figura A3-7), el material de empaque fue colocado poco a poco hasta alcanzar la medida deseada en las tres diferentes secciones dependiendo el arreglo.



Figura A3-7. Proceso de empacado del sistema HACEV.



Figura A3-8. Sistemas empacados (HACEV).

- **Humedal artificial de flujo horizontal (HAFH)**

Para este sistema solo se empleó Escoria Volcánica, por tal motivo el proceso de empacado fue más sencillo, ya que solo se colocó el material hasta alcanzar la altura deseada, esto se muestra en la Figura A3-9.



Figura A3-9. Sistemas de HAFH empacados.

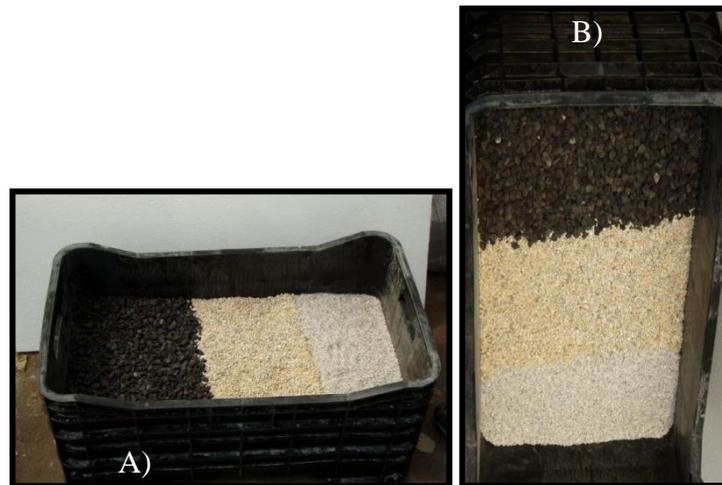
- **Humedal artificial conformado por estratos horizontales (HACEH)**

Este sistema cuenta con el diseño de un flujo de agua vertical, por lo que el empacado se realizó con ayuda de un tubo de PVC con las medidas respectivas de cada material, primero se empacó la roca caliza, después la grava sílica y por último la escoria volcánica, que se muestra en la Figura A3-10. Proceso de empacado del sistema HACEH. Figura A3-10



Figura A3-10. Proceso de empacado del sistema HACEH.

Para ayudar a la visualización de cómo quedan empacadas en la Figura A3-11 A) Se puede observar el arreglo del HACEV, mientras que en la B) se ilustra el arreglo del HACEH.



**Figura A3-11. Sistemas empacados con diferentes materiales pétreos.
A) HACEV y B) HACEH.**

Para todos los humedales construidos, se colocó una espiga y una manguera con una cierta medida, con la intención de que al estar levantada el humedal se mantenga inundado, y al bajarla pueda salir el efluente sin problema alguno (Figura A3-12).



Figura A3-12. (a) Manguera del efluente para los sistemas HAFH y HACEV; (b) Manguera del efluente para el sistema HACEH.

- **Recipientes de alimentación**

Para la alimentación se acondicionaron recipientes plásticos con capacidad aproximada de 20 L, a cada uno se le hizo un orificio para poder colocar accesorios de PVC para la salida del agua, después se colocó una válvula de bola para controlar el paso del agua y una espiga para la colocación de la manguera, todo esto se muestra en la Figura A3-13.



Figura A3-13. Recipiente de alimentación.

- **Colocación de los sistemas**

Una vez empacados los humedales y teniendo los recipientes de alimentación acondicionados, se procedió al armado de cada uno de los sistemas. Para poder manipular las cajas empacadas y colocarlas en un lugar fijo, se dejó la instalación del difusor de alimentación hasta este momento, para ello, a cada difusor se le colocó una espiga como se muestra en la Figura A3-14, y con ello quedo armada e instalada la alimentación.

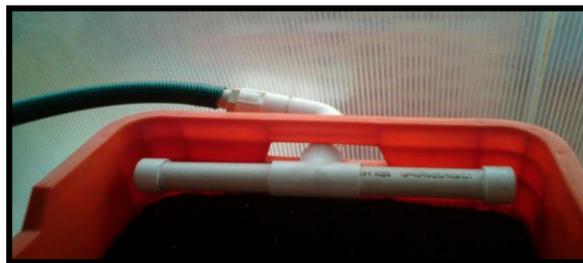


Figura A3-14. Difusor de alimentación instalado en el sistema.

Los recipientes de alimentación deben de estar en un nivel más alto para que el influente fluya por gravedad. En la Figura A3-15, Figura A3-16 y Figura A3-17 se muestran los sistemas armados.



Figura A3-15. Conexión del recipiente al difusor de alimentación.



Figura A3-16. Sistemas colocados, HACEV y HAFH.



Figura A3-17. Sistemas colocados, HACEH.

De esta manera quedaron los sistemas adaptados para poder recibir el agua y distribuirla uniformemente en dado caso de querer utilizar los sistemas con flujo continuo.

- **Siembra del componente vegetal en los HA**

La secuencia seguida para la siembra del componente vegetal parte desde la extracción del espécimen de su maceta en la cual fue propagado. Y se muestra a continuación:



Espécimen (*Phragmites australis*) sujeto a ser transplantado a los sistemas de HA.



Extracción de la planta de su maceta.



Remoción del exceso de suelo existente en la raíz.



Componente vegetal extraído y limpio de suelo.



Se mide la raíz debido a que debe ser cortada para dejarle a la planta una raíz de 2 a 5 cm de longitud.

Asimismo, la planta deberá de medir 15 cm aprox., de no ser así esta deberá ser cortada.



Se dividen los esquejes, para dejar las plantas separadas individualmente.



Componente vegetal listo para ser replantado en alguno de los sistemas de HA.



Componente vegetal plantado en el sistema.

ANEXO 4. OBTENCIÓN Y PROPAGACIÓN DE LA ESPECIE VEGETAL (*Phragmites Australis*)

A partir de tres esquejes obtenidos en donación por el Dr. Roberto Linding Cisneros del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM se comenzó con la propagación del componente vegetal por medio de propagación vegetativa.

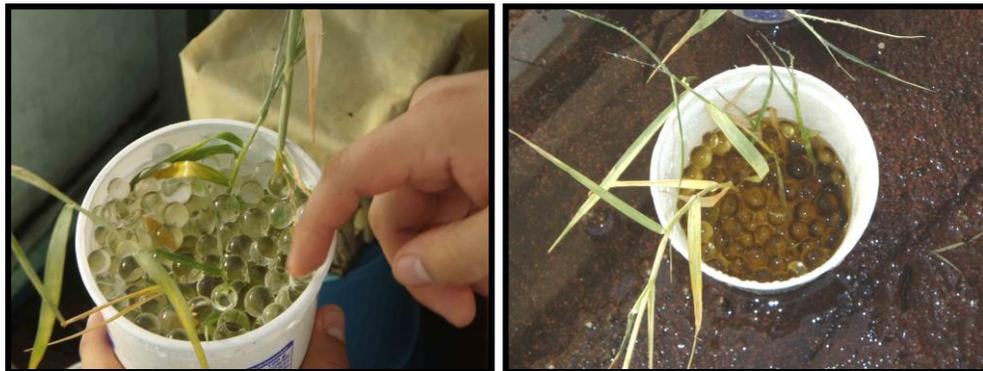


Figura A4-1. Propagación del componente vegetal.

Una vez que los esquejes desarrollaron rizomas se trasladaron a contenedores con medio de soporte compuesto por grava sílica.

El componente vegetal es regado con agua corriente diariamente con excepción de los fines de semana. Así mismo se emplea una solución de agua destilada adicionada con un fertilizante comercial de concentraciones conocidas para favorecer el crecimiento de la planta.

El número de plantas requerido por sistema experimental consta de 6 y 3 ejemplares dependiendo el arreglo, con una longitud de 15 cm aproximadamente, esto con el objeto de plantarse en los sistemas experimentales.

La propagación del componente vegetal se ilustra en la Figura A4-2 donde se puede apreciar como se ha logrado con éxito la propagación vegetal



**Figura A4-2. A) Inicio de la propagación del componente vegetal;
B) Propagación vegetal lograda con éxito.**

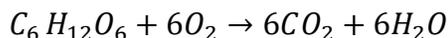
ANEXO 5. PREPARACIÓN DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL TIPO (ARMT).

Reactivos:

- Glucosa, $C_6H_{12}O_6$ (PM = 180 g/mol).
- Sulfato de Amonio, $(NH_4)_2SO_4$ (PM = 132 g/mol).
- Fosfato trisódico, $Na_3PO_4 \cdot 12 H_2O$ (PM = 380 g/mol).

Balance de ecuaciones:

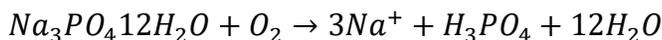
Glucosa:



Sulfato de amonio:



Fosfato trisódico:



Si se requiere una concentración de DQO teórica igual a 375 mg O_2/L , el porcentaje de DQO proporcionada por cada sal es el siguiente:

Glucosa 55.15 % = 207.13 mg O_2/L

Sulfato de Amonio 42.59 % = 159.99 mg O_2/L

Fosfato trisódico 2.26 % = 8.5 mg O_2/L

Concentraciones de sal (mg/L) necesarias para obtener la DQO teórica:

$$207.13 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}} \times \frac{1\text{mmolO}_2}{32\text{mgO}_2} \times \frac{1\text{mmolC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6}{6\text{mmolO}_2} \times \frac{180\text{mgC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6}{1\text{mmolC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6} = 194.18 \frac{\text{mgC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6}{\text{L}}$$

$$159.99 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}} \times \frac{1\text{mmolO}_2}{32\text{mgO}_2} \times \frac{1\text{mmol}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}{4\text{mmolO}_2} \times \frac{132.14\text{mg}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}{1\text{mmol}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4} \\ = 165.17 \frac{\text{mg}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}{\text{L}}$$

$$8.5 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}} \times \frac{1\text{mmolO}_2}{32\text{mgO}_2} \times \frac{1\text{mmolNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}}{1\text{mmolO}_2} \times \frac{380.12\text{mgNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}}{1\text{mmolNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}} \\ = 100.97 \frac{\text{mgNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}}{\text{L}}$$

Concentración de carbono proporcionado por la glucosa.

$$194.18 \frac{\text{mgC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6}{\text{L}} \times \frac{1\text{mmolC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6}{180\text{mgC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6} \times \frac{6\text{mmolC}}{1\text{mmolC}_6\text{H}_{12}\text{O}_6} \times \frac{12\text{mgC}}{1\text{mmolC}} = 77.67 \frac{\text{mgC}}{\text{L}}$$

Concentración de nitrógeno proporcionado por el sulfato de amonio.

$$165.17 \frac{\text{mg}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}{\text{L}} \times \frac{1\text{mmol}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}{132.14\text{mg}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4} \times \frac{2\text{mmolN}}{1\text{mmol}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4} \times \frac{14\text{mgN}}{1\text{mmolN}} \\ = 34.99 \frac{\text{mgN}}{\text{L}}$$

Concentración de fósforo proporcionado por el fosfato trisódico.

$$100.97 \frac{\text{mgNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}}{\text{L}} \times \frac{1\text{mmolNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}}{380.12\text{mgNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}} \times \frac{1\text{mmolP}}{1\text{mmolNa}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}} \\ \times \frac{30.97\text{mgP}}{1\text{mmolP}} = 8.23 \frac{\text{mgP}}{\text{L}}$$

ANEXO 6. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO

El tiempo de residencia hidráulico (TRH) se cálculo de la siguiente manera:

$$TRH = \frac{LWyn}{Q}$$

Donde:

L = largo (m)

W = ancho (m)

y = profundidad (m)

n = porosidad

Q = caudal (L/d)

- **CÁLCULO DEL TRH PARA EL HAFH**

$$TRH = \frac{(0.69m)(0.385m)(0.25m)(0.7)}{\left(21 \frac{L}{d}\right) \left(\frac{1m^3}{1000L}\right)} = 2.21d$$

- **CÁLCULO DEL TRH PARA HACEV Y HACEH**

Escoria volcánica (EV)

$$TRH = \frac{(0.245m)(0.385m)(0.25m)(0.7)}{\left(21 \frac{L}{d}\right) \left(\frac{1m^3}{1000L}\right)} = 0.79d$$

Grava sílica (GS)

$$TRH = \frac{(0.245m)(0.385m)(0.25m)(0.46)}{\left(21 \frac{L}{d}\right) \left(\frac{1m^3}{1000L}\right)} = 0.52d$$

Roca caliza (RC)

$$TRH = \frac{(0.2m)(0.385m)(0.25m)(0.45)}{\left(21 \frac{L}{d}\right) \left(\frac{1m^3}{1000L}\right)} = 0.41d$$

$$TOTAL = 0.79 + 0.52 + 0.41 = 1.72d$$

El TRH en ambos sistemas es el mismo ya que cuenta con las mismas dimensiones y materiales de soporte.