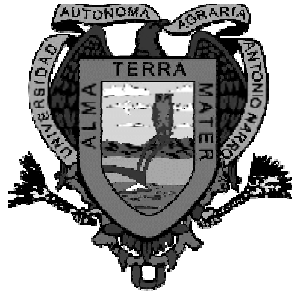


**UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"**

DIVISION DE AGRONOMIA



**TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA EN UN SISTEMA DE
HUMEDAL ARTIFICIAL**

Por:

FERNANDO MAY ESQUIVEL

TESIS

**Presentada como Requisito Parcial para
Obtener el Título de:**

INGENIERO EN AGROBIOLOGIA

Buenvista, Saltillo, Coahuila, México.

Noviembre de 2003

UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA

**TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA EN UN SISTEMA DE
HUMEDAL ARTIFICIAL**

TESIS

Presentada Por:

FERNANDO MAY ESQUIVEL

Que somete a consideración del H. Jurado Examinador, como requisito parcial para
obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

Aprobada Por:

Biol. Sofía Comparan Sánchez

Presidente del Jurado

Dr. Balagurusamy Nagamani

1° Sinodal

Biol. Joel Luna Martínez

2° sinodal

Dr. Edmundo Peña Cervantes

3° Sinodal

M.C. Arnoldo Oyervides García

Coordinador de la División de Agronomía

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Noviembre de 2003

DEDICATORIA

A DIOS

Sobre todas las cosas por haberme dado la vida y permitirme cursar mi carrera profesional iluminándome en todo momento y no haberme permitido desfallecer en el camino.

A MIS PADRES

Por haberme traído a este mundo, por su comprensión, cariño y amor que me han brindado, sobre todo por enseñarme a luchar en la vida con responsabilidad, honradez y ser hombre de bien. Gracias por los sacrificios que hicieron por darme una educación digna ya que sin su apoyo no hubiera sido posible terminar con mis estudios y doy gracias a Dios por la enorme fortuna de tenerlos a mi lado.

Aquellas manos que oraron por mi cada día y me apoyaron en todo momento, de las que aprendí que la dedicación, paciencia y fe en Dios son la llave que abre todas las puertas, esas manos son las de mi madre Rosa Esquivel.

Aquellas manos maltratadas y cansadas que me enseñaron que el trabajo y el esfuerzo son el camino para alcanzar la satisfacción de ver realizadas las metas propuestas, esas manos son las de mi padre Eleazar May.

Aquellas manos que un día fueron más pequeñas que las mías, en las que encontré el cariño, la confianza y la motivación para ser una influencia positiva en sus vidas, esas manos son de mis hermanos Francisco y Alondra May.

Y dedico este trabajo a todas las manos amigas que me apoyaron a seguir adelante en este proyecto de vida profesional.

A mi esposa Carlota Santillano Luna que me apoyo con su moral, comprensión y la confianza depositada para llegar a esta etapa de mi vida.

A Maria H Luna y Juan de Dios Santillano por su apoyo incondicional.

AGRADECIMIENTOS

A mi Alma Mater por permitirme ser parte de su historia, cobijarme en los 5 años de mi estancia en Saltillo y realizar en su seno el mas anhelado de mis sueños.

Agradezco al Ph Dr. Jesús Rodríguez, jefe del Departamento de Biotecnología de la FCQ, que me dio la oportunidad de realizar mis practicas profesionales en sus instalaciones y compartir sus conocimientos profesionales conmigo.

Al Dr. B. Nagamani por compartir su experiencia profesional y desarrollar mis habilidades en el laboratorio.

A la Biol.. Sofía Comparan por sus buenos consejos y revisión de mi trabajo de tesis, que logro forjar a un nuevo profesionista.

A todos los alumnos del laboratorio en Biotecnología Ambiental por su ayuda técnica en el desarrollo de este trabajo de investigación.

Agradezco a la Sra. Esther y Sr. Lolo, Sra. Licha y Pablo, Doña Lupe que con sus sabios consejos y su ayuda desinteresada contribuyeron a concluir mis estudios profesionales.

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valores anuales de la generación de aguas residuales en México.	4
Cuadro 2. Parámetros típicos de las aguas residuales de origen doméstico según (Crites y Tchobanoglous, 1999).	5
Cuadro 3. Tipos de microorganismos comunes en el agua residual doméstica según Jiménez 2001.	6
Cuadro 4. Características de los soportes utilizados en los humedales artificiales (USEPA, 1999).	12
Cuadro 5. Porcentaje de reducciones en el Numero de Organismos Indicadores en diferentes tipos de procesos de tratamiento de agua residual. (Atlas, 1995).	14

INDICE DE FIGURAS

Fig. 1 Características de los módulos.	21
Fig. 2 Sistema de Humedal Artificial.	22
Fig. 3 Progreso de la DBO ₅ a través del sistema de humedal artificial y el control.	34
Fig. 4 Comportamiento de la DBO ₅ durante los meses de monitoreo.	35
Fig. 5 Progreso de la DQO a través del sistema de humedal artificial en comparación con el control.	36

Fig. 6 Comportamiento del DQO durante las meses de monitoreo.	37
Fig. 7 Progreso de la conductividad eléctrica en cada módulo del control y el humedal artificial.	38
Fig. 8 Comportamiento del pH en el control y el sistema de humedal artificial.	39
Fig. 9 Remoción de los fosfatos en cada módulo del sistema de humedal artificial y en el control.	40
Fig. 10 Comportamiento de los sólidos totales durante los meses de evaluación.	41
Fig. 11 Remoción de los sólidos suspendidos totales en cada módulo del experimento.	42
Fig. 12 Remoción de coliformes totales en el sistema de humedal artificial y el control.	43
Fig.13 Remoción de Salmonella sp. en cada módulo del control y el sistema de Humedal artificial.	44
Fig. 14 Comportamiento de la densidad de población de las plantas acuáticas y emergentes.	45
Fig. 15. Altura de las plantas acuáticas y emergentes.	45

INDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
Objetivo	3
Hipótesis	3
II. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1. Generalidades	4
2.1.1. Aguas Residuales	4
2.1.2. Características del agua residual doméstica	4
2.1.3. Contaminantes de Importancia en el Tratamiento del Agua Residual	6
2.1.3.1. Materia Orgánica	6
2.1.3.2. Patógenos.....	6
2.1.3.3. Nitrógeno	7
2.1.3.4. Fósforo	7
2.2. Humedales	7
2.2.1. Definición de Humedal	7
2.2.2. Humedales Artificiales	8
2.2.3 Tipos de Humedales Artificiales	8
2.2.3.1. Humedal artificial de flujo horizontal o libre	8
2.2.3.2. Humedal artificial de flujo vertical o subsuperficial	9
2.2.4 Parámetros de diseño de un humedal artificial	10
2.2.4.1. Profundidades del canal.	10
2.2.4.2. Pendiente	11
2.2.4.3. Densidad de Plantación	11
2.2.4.4. Materiales de soporte del lecho	12
2.2.5. Procesos de remoción de contaminantes en los humedales	13
2.2.5.1. Remoción de Microorganismos patógenos	14
2.2.5.2. Remoción de Nitrógeno	15
2.2.5.3. Remoción de Fósforo	15
2.2.6. Características de las plantas en los humedales artificiales	16

2.2.6.1. Plantas acuáticas	16
2.2.6.2. Plantas Emergentes	16
2.2.7. Descripción botánica	17
2.2.7.1. Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>)	17
2.2.7.2. Carrizo común (<i>Phragmites australis</i>)	18
2.2.7.3. Tule o cola de gato (<i>Typha angustifolia</i>)	18
2.2.8. Aplicación de los humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales.	19
III. MATERIALES Y METODOS	21
3.1. Ubicación del Experimento	21
3.2. Material experimental.	21
3.3. Descripción del experimento	22
3.4. Establecimiento del experimento	22
3.5. Alimentación del sistema	23
3.6. Variables monitoreadas y forma de evaluación	23
3.6.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).	23
3.6.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	25
3.6.3. Determinación de Conductividad Eléctrica (micromhos/cm)	26
3.6.4. Determinación de pH	27
3.6.5. Determinación de fosfatos en mg/L (PO ₄)	28
3.6.6. Determinación de sólidos totales (ST)	30
3.6.7. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)	30
3.6.8. Determinación de Microorganismos Patógenos	31
3.6.9. Altura y Densidad de población de plantas	33
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	34
V. CONCLUSIONES	46
VI. LITERATURA CITADA	47

I. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, se ha incrementado la contaminación del agua, debido al manejo inadecuado de las aguas residuales de origen industrial y urbano, que se acentúa en zonas del Norte de México, donde es un recurso limitado. La depuración de aguas residuales es una necesidad imperiosa de la sociedad moderna debido al peligro que significan. Sin embargo, en los países en vías de desarrollo los métodos convencionales para su tratamiento son impracticables, debido a sus altos costos de operación y mantenimiento, de aquí la necesidad de buscar métodos de bajo costo en los que pueda obtenerse algún subproducto. Los requisitos para el tratamiento de aguas residuales doméstico se asocian típicamente a la remoción y conversión de la materia orgánica disuelta en biomasa celular, remoción de nutrientes (Drizo *et al.*, 2000), e inactivación de patógenos (Steer *et al.*, 2002).

El ambiente complejo de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales, provee los mecanismos necesarios para remover contaminantes del agua durante su flujo a través de los mismos, estos incluyen procesos físico-químicos (adsorción, precipitación, sedimentación, etc.) y biológicos (transformación bacteriana y asimilación a través de la vegetación acuática) (Mitsch y Gosselink, 2000). Un humedal artificial, como cualquier otro proceso biológico de tratamiento de aguas residuales, exhibirá variabilidad en el nivel de remoción de los contaminantes (Crites y Tchobanoglous, 1998). Los sistemas de humedal artificial muestran eficiencias de remoción significativas en los diferentes parámetros de los contaminantes de las aguas residuales (Gearheart *et al.*, 1999), en la India una evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial de forma rectangular, alcanzo una eficiencia de remoción promedio mayor al 70% en demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), NH₄-N, nitrógeno total, y fósforo total (Billore *et al.*, 1999).

Un humedal artificial de 0.5 hectáreas en Nairobi, Kenia obtuvo una alta eficiencia de tratamiento en sus parámetros monitoreados de BOD₅, Sólidos suspendidos, Demanda Química de Oxígeno, coliformes fecales, Nitrógeno total, NH₄-N y fosfatos (PO₄) del 98, 85, 96, 99, 90, 92 y 88% respectivamente. Parte del nitrógeno es removido por desnitrificación, solamente un 6% es asimilado por las plantas (Nyakango *et al.*, 1999). La eficiencia de tratamiento es atribuida a la bioacumulación de nutrientes en las plantas emergentes; en un estudio realizado con nueve humedales artificiales con distintas especies emergentes, reportaron una DBO₅ en concentraciones menor a 12 mg/L y 22 mg/L en sólidos suspendidos totales, el nitrógeno es reducido en un 95%. Todas las plantas emergentes removieron nutrientes del agua residual. Las concentraciones de nitrógeno es mas alto en los tejidos de hojas y tallos comparados con los tejidos de rizomas y raíces, sin embargo las concentraciones de fósforo es mas alto en los tejidos de rizomas y raíces. Cosechando los tallos de las especies emergentes se incrementa la concentración de nutrientes en los nuevos rebrotes (Greenway y Woolley, 1999).

Los humedales artificiales pueden construirse de acuerdo a las necesidades del tratamiento, y han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de contaminantes, flexibles a fluctuaciones de la carga del contaminante y el caudal (Werker *et al.*, 2002), son de bajo costo de instalación, mantenimiento y operables por mano de obra no especializada, integrables funcionalmente con el entorno y además ofrecen beneficios recreacionales y estéticos (Huang *et al.*, 2000).

En México menos del 20% de las aguas residuales generadas por diferentes sectores de la sociedad reciben un tratamiento adecuado; esto nos da una idea del mercado potencial de soluciones de este problema medioambiental y socioeconómico (Conagua, 2000). Es necesario promover el desarrollo de tecnologías que coadyuven a mejorar la calidad de los efluentes y que al mismo tiempo sean adecuadas al contexto socioeconómico del país. Una opción viable es la utilización de tecnologías naturales como los humedales artificiales, que no generan productos dañinos y que no consumen grandes cantidades de energía, lo cual eleva los costos de operación y mantenimiento.

OBJETIVO

Establecer y operar un sistema piloto de humedal artificial con *Phragmites australis* (carrizo común), *Eichhornia crassipes* (lirio acuático o jacinto) y *Typha angustifolia* (tule).

Monitorear los diferentes parámetros de los contaminantes del agua residual doméstica

Determinar el porcentaje de remoción de los contaminantes del agua residual doméstica de la ciudad de Saltillo, Coahuila tratada en el humedal artificial de flujo libre.

HIPÓTESIS

Las plantas acuáticas y emergentes en un sistema de humedal artificial favorecen la remoción de contaminantes del agua residual doméstica.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Generalidades

2.1.1. Aguas Residuales Domésticas

Son aquellas que se generan como producto de su utilización en las diversas actividades del hombre; provenientes de las viviendas, instituciones y establecimientos comerciales, las cuales han sido utilizadas para diferentes actividades de tipo doméstico y finalmente son descargadas al sistema de alcantarillado (Kiely, 1999).

2.1.2. Características del agua residual doméstica

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica, normalmente las aguas residuales domésticas no son tan complejas como las aguas residuales de tipo industrial, donde pueden existir compuestos tóxicos y peligrosos (Levin y Gealt, 1997). Las características físicas más importantes son el contenido total de sólidos, las materias sedimentables, coloidales y disueltas; otras características físicas importantes son el olor, la temperatura, la densidad, el color y la turbidez. Las principales características químicas de las aguas residuales son la materia orgánica e inorgánica, nutrientes fósforo y nitrógeno (Warren *et al.*, 2000).

Cuadro 1. Valores anuales de la generación de aguas residuales en México.

Aguas residuales:	7.95 km ³ (252 m ³ /s)
Se recolectan en alcantarillado:	6.37 km ³ (202 m ³ /s)
Se generan:	2.10 millones de toneladas de DBO
Se recolectan en alcantarillado:	1.60 millones de toneladas de DBO
Se remueven en los sistemas de tratamiento:	0.42 millones de toneladas de DBO

Fuente: Conagua, 2000. Estadísticas del agua en México.

Cuadro 2. Parámetros típicos de las aguas residuales de origen doméstico según (Crites y Tchobanoglous, 1999).

Parámetros	Concentración			
	Unidades	Fuerte	Media	Débil
Sólidos Totales	mg/l	1200	720	350
Sólidos Disueltos Totales	mg/l	850	500	250
Fijos	mg/l	525	300	145
Volátiles	mg/l	325	200	105
Sólidos Suspendidos	mg/l	350	220	105
Fijos	mg/l	75	55	20
Volátiles	mg/l	275	165	80
Sólidos Sedimentables	ml/l	20	10	5
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/l	400	220	110
Carbono Orgánico Total	mg/l	290	160	80
Demanda Química de Oxígeno	mg/l	1000	500	250
Nitrógeno (total en la forma N)	mg/l	85	40	20
Orgánico	mg/l	35	15	8
Amoníaco libre	mg/l	50	25	12
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo (total en la forma P)	mg/l	15	8	4
Orgánico	mg/l	5	3	1
Inorgánico	mg/l	10	5	3
Cloruros	mg/l	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/l	200	100	50
Grasa	mg/l	150	100	50
Sulfatos	mg/l	34	22	12
Coliformes totales	NMP/100 ml	10 ⁷ - 10 ⁹	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁶ - 10 ⁷
Compuestos orgánicos volátiles	¹ g/l	>400	100 – 400	<100
(1) Estos valores dependen de la cantidad presente de agua en el suministro				

2.1.3. Contaminantes de Importancia en el Tratamiento del Agua Residual

2.1.3.1. Materia Orgánica

La materia orgánica contenida en las aguas residuales domésticas es un contaminante que puede sustancialmente reducir las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua, esto provoca que los organismos acuáticos no tengan oxígeno disponible para respirar y en casos extremos puede causar la muerte de los peces (Cooper *et al.*, 1996).

2.1.3.2. Patógenos

La remoción de organismos patógenos es un requisito primario para la mayoría de los procesos de tratamiento de agua residual (Warren *et al.*, 2000). Si el agua residual es tratada inadecuadamente y liberada, los organismos patógenos pueden entrar en las corrientes de agua y contaminar las cosechas y animales (Reed *et al.*, 1995). Por estas vías los organismos patógenos pueden entrar en las cadenas alimenticias del hombre y causar varias enfermedades. Los organismos patógenos contenidos en el agua residual pueden ser divididos en cuatro grupos: virus, bacterias (principalmente coliformes), protozoarios y helmintos (Kadlec y Knight, 1996).

Cuadro 3. Tipos de microorganismos comunes en el agua residual doméstica según Jiménez 2001.

Organismo	Concentración Numero/100 ml	
	E.U.A	México
Coliformes totales	10^5-10^6	10^8-10^{10}
Coliformes fecales	10^4-10^5	10^7-10^9
Estreptococo fecal	10^3-10^4	10^6-10^8
Shigella	presente	Presente
Salmonella	10^0-10^2	10^5-10^7
Pseudomonas aeruginosa	10^1-10^2	10^4-10^6
Clostridium perfringens	10^1-10^3	10^4-10^8
Mycobacterium tuberculosis	presente	Presente
Quiste de Protozoario	10^1-10^3	10^3-10^5
Helmintos	10^2-10^1	1-40
Entero virus	10^1-10^2	10^3-10^4

2.1.3.3. Nitrógeno

Los compuestos nitrogenados que se encuentran de manera natural en el ambiente promueven el crecimiento de plantas y la producción saludable de ecosistemas. Pero altas concentraciones de nitrógeno pueden estimular el excesivo crecimiento de algas, provocando la eutrofización de los cuerpos de agua. (Luederitz *et al.*, 2001). Los compuestos nitrogenados presentes en altas concentraciones en las aguas residuales incluyen amonio inorgánico (NH₄) y nitrógeno orgánico (aminoácidos, urea, ácido úrico, pirimidinas y purinas) (Clarke y Baldwin, 2002).

2.1.3.4. Fósforo

El fósforo es comúnmente un factor limitante en el crecimiento vegetativo en ambientes acuáticos. El agua residual doméstica contiene fósforo que si no se remueven, pueden provocar un desequilibrio de nutrientes en los cuerpos de agua, en donde se vierten (Luederitz *et al.*, 2001). Esto resulta en un crecimiento excesivo de algas y la eutrofización de las aguas. El fósforo del agua residual se presenta como polifosfatos, ortofosfatos y en menor cantidad compuestos orgánicos que contienen fósforo (Kadlec and Knight, 1996).

2.2. Humedales

2.2.1. Definición de Humedal

Son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos, originadas por la descarga natural de acuíferos (NOM-001-ECOL-1996).

2.2.2. Humedales Artificiales

Los humedales son áreas de terreno inundadas con profundidades menores aun metro, que tienen vegetaciones acuáticas, emergentes, sumergidas y flotantes. Los humedales artificiales ofrecen las ventajas del tratamiento de humedales naturales en un ambiente más controlado (Crites y Tchobanoglous, 1999).

Existen muchos tipos de sistemas naturales que se puedan utilizar para el control del tratamiento y de la contaminación. El interés en sistemas artificiales se basa en la conservación de los recursos asociados a estos sistemas en comparación con los procesos convencionales del tratamiento de aguas residuales que son intensivos con respecto al uso de energía y productos químicos (Mitsch y Gosselink, 2000). Los procesos de tratamiento dentro del sistema son sostenibles por si mismos, requiriendo poca entrada de energía, productos químicos, y de la experiencia del operador. Los humedales artificiales se han utilizado para tratar una gran variedad de aguas residuales incluyendo drenaje municipal, industrial, agrícola y aguas de las minas.

Los principios de la eliminación son similares para todos los sistemas. El agua residual se vierte en el sistema y los procesos de la eliminación ocurren durante el flujo lento a través del humedal; se basan en varios procesos físicos, químicos y biológicos en la interacción suelo-macrofitas-microorganismos (Kadlec, 1999).

2.2.3 Tipos de Humedales Artificiales

2.2.3.1. Humedal artificial de flujo horizontal o libre

Es similar a un humedal natural en donde el agua fluye principalmente sobre la superficie del terreno, como una delgada capa de agua, con un crecimiento mas o menos denso de plantas emergentes (Kadlec y Knight, 1996). En los humedales de flujo libre, la superficie del agua está en contacto con la atmósfera; el lecho contiene la vegetación acuática emergente y una capa de suelo sirve como medios para arraigarse, y se emplean estructuras apropiadas de entrada y salida (USEPA, 1999).

El lecho del humedal se impermeabiliza, en caso de necesitarlo, para proteger el agua subterránea contra la filtración. La profundidad del agua en este tipo de humedal puede extenderse de algunos centímetros a 0.8 m o más, dependiendo del propósito del humedal. Una profundidad de funcionamiento normal es de 0.3 m. El diseño de flujo en el humedal se extiende aproximadamente de 4 m³/d a 75.000 m³/d (Reed *et al.*, 1995a).

La vegetación del humedal desempeña un papel integral en el tratamiento transfiriendo el oxígeno a través de las raíces y de los rizomas en el fondo del sistema de tratamiento y proporcionando un medio debajo de la superficie del agua para el acoplamiento de los microorganismos que realizan la mayoría del tratamiento biológico (Brix, 1994). Las plantas emergentes que se utilizan en los sistemas del humedal, se arraigan en suelo o al medio granular del lecho, y emergen hacia la superficie del agua,. Las plantas usadas con mas frecuencia posible en humedales artificiales incluyen cola de gato o tule, carrizos, espadañas, y los juncos. Todas estas plantas están presentes en distintas regiones del mundo y toleran condiciones de climas fríos (Werker *et al.*, 1999).

2.2.3.2. Humedal artificial de flujo vertical o subsuperficial

Se diseñan para que el flujo inferior atravesase un medio permeable, permaneciendo el agua debajo de la superficie, de tal modo que ayude a evitar el desarrollo de olores y de otros problemas fastidiosos. Tales sistemas también se refieren a los "sistemas de zona de raíces," los filtros de rocas y carrizos," y "sistemas de vegetación subemergente" (USEPA, 1999).

Los medios usados (típicamente suelo, arena áspera, grava o roca machacada) afectan grandemente la hidráulica del sistema. El fondo del humedal se excava y se llena de los medios de soporte, y las aguas residuales pasán verticalmente en el medio poroso, que esta cultivado con plantas macrofitas emergentes (Kadlec y Knight, 1996).

En los humedales la vegetación se planta en la parte superior de los medios porosos. Los sitios microbianos están situados en la superficie de los medios y en las raíces de las plantas del humedal. El fondo se puede impermeabilizar con la arcilla o el plástico, en caso de necesitarse, para proteger la calidad del agua subterránea. La profundidad del lecho es típicamente 0.3-0.6 m. Este tipo de humedal se utiliza a menudo como componente en los sistemas de disposición de efluentes para las escuelas, los parques públicos y los edificios comerciales (Reed *et al.*, 1995).

2.2.4 Parámetros de diseño de un humedal artificial

Los principales parámetros de diseño preliminar para los sistemas de humedal artificial incluyen tiempo de retención hidráulica, profundidad del lecho, geometría del canal (anchura y longitud), tasas de carga hidráulica (Crites y Tchobanoglous, 1999).

2.2.4.1. Profundidades del canal.

Las características importantes de las plantas relacionadas con el diseño son la profundidad óptima del agua para los sistemas y la profundidad de la penetración del rizoma y de la raíz para los humedales, siguiendo algunas características generales de las macrofitas emergentes usadas regularmente en humedales artificiales (Crites y Tchobanoglous, 1999).

Las Typhas tienden a crecer en profundidades de 0.15 m; las espadañas crecen bien en una profundidad de 0.05 m a 0.25 m; los carrizos crecen a lo largo de canales y en profundidades de 1.5 m en aguas bajas; los juncos se presentan normalmente a lo largo de las orillas de los lagos; los rizomas y las raíces del tule penetran a una profundidad de aproximadamente 0.3 m; mientras que los carrizos penetran a más de 0.6 m, y las espadañas a más de 0.75 m; los carrizos y las espadañas se seleccionan normalmente para estos sistemas porque la profundidad de la penetración del rizoma permite el uso de canales más profundos (Kadlec, 1996).

La profundidad de inundación contribuye a la eficiente remoción de contaminantes. Generalmente, la superficie y la profundidad del agua permite altas eficiencias de remoción debido a un incremento en la adsorción de los sedimentos (Brix, 1994). El tamaño del humedal o el área del lecho se determina a partir de un periodo de retención que estime los coeficientes sugeridos en las tasas de remoción del contaminante (Crites y Tchobanoglous, 1998).

2.2.4.2. Pendiente

La pendiente del fondo del lecho debe permitir vaciar totalmente el filtro. La pendiente no debe, sin embargo, provocar la desecación de las raíces al nivel del efluente. Una variación de la profundidad del lecho igual al 10% a la altura de la entrada es suficiente (Kadlec *et al.*, 2000).

2.2.4.3. Densidad de Plantación

La variedad más utilizada es el carrizo común (*Phragmites australis*) debido a su velocidad de crecimiento, desarrollo de raíces y de su resistencia en las condiciones de saturación del suelo. La plantación puede realizarse utilizando semillas, plantas jóvenes o rizomas con una densidad del orden de 4 plántulas por m² (Billore *et al.*, 1999). Los humedal artificial plantados con *Phragmites* han exhibido un aumento significativo en poblaciones microbianas durante meses de verano, mientras que las estaciones parecen ejercer poco efecto sobre las poblaciones microbianas de los humedales plantados con *Typha* (Hatano *et al.*, 1993). No se recomienda el monocultivo por considerarse más vulnerable a las enfermedades y ser sistemas de baja biodiversidad.

El transplante de rizomas, estolones y plantas enteras es el método más fácil del establecimiento de la vegetación en el humedal. Si se compran elevaría el costo de establecimiento. El material vegetal se puede obtener de áreas locales, tales como diques de drenaje, lagunas, estanques y áreas naturales, reduciendo así, el costo de establecimiento del humedal. Las plantas locales tienden a ser más vigorosas y tienen una tasa de sobrevivencia más alta, al contrario de las plantas que se transportan de otros lugares con diferentes climas.

2.2.4.4. Materiales de soporte del lecho

El área superficial disponible para la población microbiana en el soporte, debe ser considerada. También es importante la selección de los medios que tienen una conductividad hidráulica que permita que el agua del influente fluya sin obstrucciones (USEPA, 1999). Otros factores tales como sólidos suspendidos y actividad vegetativa pueden cambiar las características de los medios que son utilizados.

En algunos casos se utilizan medios grandes para permitir que una carga hidráulica más grande sea aplicado al lecho del humedal. Sin embargo, como el tamaño de la roca aumenta y la disminución de la porosidad, las áreas del humedal se deben aumentar para proporcionar suficiente tiempo de contacto entre las aguas residuales y las comunidades microbianas necesarias para que la biodegradación adecuada pueda ocurrir.

Cuadro 4. Características de los soportes utilizados en los humedales (USEPA, 1999).

Tipo de soporte	Tamaño efectivo (mm)	Porosidad (%)	Conductividad hidráulica (m ³ /m ² /d)
Arena	2	32	1000
Arena y grava	8	35	5000
Grava fina	16	38	7500
Grava media	32	40	10,000
Rocas	128	45	100,000

2.2.5. Procesos de remoción de contaminantes en los humedales

Los mecanismos de remoción de agentes contaminantes en el tratamiento con humedales presentan un índice más alto de actividad biológica que un ecosistema natural; pueden transformar los contaminadores comunes presentes en las aguas residuales convencionales en subproductos inofensivos o en alimentos esenciales que pueden utilizarse para la productividad biológica adicional. Estas transformaciones se pueden obtener en costos relativamente bajos de terreno, tuberías, bombeo y de algunas estructuras de concreto (Kadlec y Knight, 1996).

La fijación anaerobia de los microorganismos a los medios ayuda a que degraden la materia orgánica del influente en CH_4 , H_2S , y CO_2 . Incluso con las remociones adecuados de materia orgánica que son observados en tiempos de retención hidráulica cortos, la oportunidad de contacto entre la biopelícula y las aguas residuales desempeñan un papel importante en el proceso de tratamiento.

Debido a esto, los medios son un parámetro de diseño a controlar porque afectan el área superficial para el desarrollo de biopelículas y las características del flujo de las aguas residuales a través del lecho. La presencia de las raíces de las plantas también proporcionan las superficies accesorias para la biopelícula anaerobia. (Cooper, 1999).

La degradación microbiana aerobia y anaerobia y la sedimentación contribuyen a la remoción de la DBO, no obstante el grado a el cual cada uno contribuye no es bien entendida (Watson *et al.*, 1990). Los lechos profundos de los medios actúan sobre todo como filtros en la mayoría del DBO que es removida en la asociación con la filtración y sólidos suspendidos. Con la disponibilidad de oxígeno en la rizosfera, la actividad aerobia se puede limitar a las porciones inferiores del lecho del humedal, los microorganismos anaerobios realizan el tratamiento restante.

2.2.5.2. Remoción de Microorganismos patógenos

El principal riesgo existente al tomar agua de dudosa procedencia es su contenido bacteriológico, el agua es un gran transmisor de enfermedades por bacterias, virus, protozoarios y lombrices que se asocian con enfermedades entericas y endémicas en las comunidades (Aalbers, 1999). Algunas enfermedades transmitidas son gastroenteritis aguda, Giardiasis, Shigelosis, tifoidea y Salmonelosis, disentería, cólera entre otras (Jiménez, 2001). Los lechos son una opción fácil de tratamiento para la remoción de coliformes fecales. Se han identificado diferentes mecanismos biológicos de remoción de patógenos (Khatiwada y Polprasert, 1999). Los procesos físicos de remoción incluyen varias formas de filtración. Los procesos químicos de remoción podrían incluir la oxidación (más para los sistemas de flujo superficiales, adsorción (retención seguida por decaimiento natural), depredación (protozoa y viral), y la liberación de antibióticos por las plantas y otros microorganismos (Crites y Tchobanoglous, 1999).

Las plantas proporcionan índices más altos de remoción de patógenos cuando están comparadas con lechos sin plantas (Decamp y Warren, 2000), en la rizosfera de las plantas se incrementa el nivel de degradación aerobia debido a que secretan compuestos antimicrobianos. Los sistemas de la raíz de la planta también facilitan un mayor nivel de la filtración física. La diversidad creciente de la comunidad hace que la competición sea mucho mayor el nivel de depredación. De hecho, la depredación de ciliados es mayor en lechos plantados que lechos solos. (Decamp *et al.*, 1999).

Cuadro 5. Porcentaje de reducciones en el Numero de Organismos Indicadores en diferentes tipos de procesos de tratamiento de agua residual (Atlas, 1995).

Tratamiento	Patógenos indicadores			
	Escherichia coli	Coliformes totales	Streptococcus Fecales	Virus
Sedimentación	3 – 72	13 – 86	44 – 66	-
Lodos activados	61 – 100	13 – 83	84 – 93	79 – 100
Filtros de atrapamiento	73 – 97	15 – 100	64 – 97	40 – 82
Lagunas	80 – 100	86 – 100	85 – 99	95
Humedales artificiales	95 – 99	82 - 99	84 - 92	95 – 99

2.2.5.3. Remoción de Nitrógeno

La remoción de nitrógeno dentro del sistema ocurre principalmente con la nitrificación y desnitrificación, asimilación de las plantas, y volatilización (Sánchez-monedero *et al.*, 2001). La nitrificación y la desnitrificación son los mecanismos predominantes de remoción del nitrógeno. La amplia gama de las eficacias que se pueden esperar de los sistemas del humedal en el diseño de remoción del N-amoniaco es muy difícil (Asaeda *et al.*, 2000).

También, la alta demanda del oxígeno de las aguas residuales dicta que cualquier oxígeno transferido a la rizosfera está utilizado preferencial para la oxidación del carbón de tal modo que no deja ninguno para el crecimiento de masa autotrófica. Sin oxígeno presente, la nitrificación cesa y la desnitrificación subsiguiente no ocurre.

Si el transporte del oxígeno por la difusión y por las plantas a través de su aerenquima y raíces llega a ser escaso para satisfacer demanda carbonosa del oxígeno durante los meses de invierno, el ambiente anaerobio que resulta evitaría la actividad de nitrificación (Hammer y Knight, 1994). La remoción del nitrógeno de aguas residuales es un proceso complejo que requiere ambientes selectivos microbianos diversos (Luederitz *et al.*, 2001).

2.2.5.4. Remoción de Fósforo

La remoción de fósforo en el agua residual ocurre por diversos procesos. El fósforo puede acumularse en la vegetación del humedal, en suelo y una parte es asimilado por los microorganismos. La formación de fosfato de hierro, calcio y aluminio mineral es la mejor vía de remoción de fósforo en algunos humedales (Tanner *et al.*, 1999). El fósforo orgánico es convertido por las bacterias en fósforo mineral que puede ser asimilado por las plantas (Vaillant *et al.*, 2003).

2.2.6. Características de las plantas en los humedales artificiales

2.2.6.1. Plantas acuáticas

Las plantas acuáticas son el principal componente biológico de estos ecosistemas ya que no sólo asimilan los contaminantes directamente en sus tejidos, sino que además actúan como un catalizador para las reacciones de purificación, aumentando la diversidad del ambiente en la zona de las raíces y promoviendo una variedad de reacciones químicas y bioquímicas que mejoran la purificación (Jenssen *et al.*, 1993). Las plantas translocan oxígeno desde la parte aérea hasta las raíces, de esta manera la rizósfera ofrece un microambiente oxigenado que estimula la descomposición de materia orgánica y el crecimiento de bacterias (Gersberg *et al.*, 1986).

Las plantas en humedales construidos también sirven para estabilizar la superficie del lecho, para aumentar porosidad a través del humedal, para aislar la cama contra congelaciones con la producción de plantas, para absorber y para almacenar los nutrientes de las plantas, para prevenir flujo separado, y para mejorar la estética del humedal (Tanner y Sukias, 1995).

Las macrofitas acuáticas han sido consideradas por varios autores como una plaga debido a su rápido crecimiento, ya que en ocasiones llegan a invadir lagunas y generan varios problemas (Arrivallaga y Arredondo, 1978). Sin embargo, si las plantas acuáticas se manejan adecuadamente, su poder de proliferación, su capacidad de absorción de nutrientes y bioacumulación de otros compuestos del agua, las convierten en una herramienta útil en el tratamiento de aguas residuales.

2.2.6.2. Plantas Emergentes

Las plantas emergentes tienen una porción principal (las hojas y las flores) que emergen sobre la superficie del agua y se expone al aire, mientras que sus raíces y rizomas se sumergen debajo del agua y de los medios (Kadlec y Knight, 1996).

Tres de las especies comúnmente usadas en los humedales artificiales son espadaña (*Scirpus*), carrizos (*Phragmites*), y colas de gato o tule (*Typha*). Las estructuras de enraizamiento de estas especies hacen viable el tratamiento de aguas residuales (EPA, 1993). Los efluentes son tratados eficientemente mediante relaciones mutuas y coordinadas de flujo de energía y nutrientes, entre las plantas acuáticas y los microorganismos degradadores (Shi y Wang, 1991). Este factor es atribuido al ambiente que crean las plantas macrofitas en ambientes saturados de agua y las tasas de asimilación de nutrientes, en las hojas y tallos de las plantas. (IWA, 2000). Este ambiente, conocido como rizosfera, es el resultado de que las macrofitas liberen el O₂ a sus raíces para oxidar y desintoxicar sustancias reductoras potencialmente dañosas dentro del ambiente circundante (Brix, 1990). La liberación del oxígeno en los rizomas sumergidos es difícil de cuantificar, pero se mencionan algunas tasas de liberación divulgadas extendiéndose entre 0,02 y 25 g m²/día, (Armstrong y Armstrong, 1991).

2.2.7. Descripción botánica

A continuación se describen las características botánicas de tres tipos de plantas acuáticas que cuentan con alto potencial para ser aprovechadas en los sistemas de humedal artificial (Wang *et al.*, 2002).

2.2.7.1. Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*)

Planta acuática flotante libre, en ocasiones fijas al substrato, de tamaño variable, tallo delgado, pecíolos esponjosos e inflados; hojas lobuladas, elípticas o circulares de color verde de 1.5 a 7.5 cm de largo y 2 a 8.5 cm de ancho, en plantas fijas pecíolos cilíndricos de hasta 40 cm de longitud; raíz plumosa, fibrosa y con muchas ramificaciones. las inflorescencias parten de una espiga central, florecen en dos estaciones del año: verano y otoño (Rzedowski, 1990).

En las regiones donde comúnmente se encuentra el lirio acuático, las temperaturas oscilan entre los 25 y 30 °C, cuando la temperatura esta por debajo de los 10 °C y por arriba de los 40 °C, el crecimiento cesa y en ocasiones le producen daños e incluso la muerte. Aunque existen estudios para el tratamiento de efluentes con varias especies de plantas acuáticas, el lirio ha sido el más utilizado para este fin, debido a sus características. Se ha demostrado que la productividad del lirio acuático está en función de la temperatura del aire, la disponibilidad de nutrientes (principalmente nitrógeno) y la densidad de las plantas.

2.2.7.2. Carrizo común (*Phragmites australis*)

Planta perenne de rizomas y estolones grandes, tallos huecos y nudoso, de 2 a 4 m. de altura, hojas alternas, laminas lanceoladas de 5 a 15 mm. de ancho. La inflorescencia es una panícula. Crece a orillas de cuerpos de agua, forma monocultivos muy densos. Rápido crecimiento y alto potencial reproductivo (Marks *et al.*, 1994). La liberación de oxígeno en las raíces jóvenes de *Phragmites* contribuye al incremento de la oxidación de la material orgánica y a la remoción de patógenos, dentro de los humedales bien establecidos con este tipo de vegetación. (Brix y Schierup, 1990).

2.2.7.3. Tule o cola de gato (*Typha angustifolia*)

Planta herbácea acuática de rizoma rastroso, tallos desprovisto de nudos, 1.5 a 2.5 m. de altura, hojas acintadas, envainadas, dísticas de 1 cm de ancho. Inflorescencia masculina esta cubierta de pelillos rojos, bastante separada de las flores femeninas. Hábitat con mucha agua (Sánchez, 1974). Su hábitat son las zonas húmedas, cerca de lagos, lagunas, ríos o bahías. Tiene diversos usos como material de construcción las hojas secas se utilizan para la construcción de techos. Usos cotidianos se utiliza para la producción de canastas, cobertores, colchones y sandalias o zapatos abiertos. Alimentación de animales con algunas especies de *Typha*. Las plantas pueden ser utilizadas para la alimentación de animales, siempre y cuando las aguas residuales tratadas no contengan sustancias tóxicas (Balasubramanian y Kasturi, 1991) .

2.2.8. Aplicación de los humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales.

Diferentes tipos de aguas residuales de la ganadería, fueron tratadas por un humedal artificial, incluyendo agua de lecherías, agua de lavado y alimentación de ganado, aves de corral, residuos de cerdos, con altas concentraciones de desechos de los animales; alcanzo a reducir las concentraciones del influente en sus variables evaluadas de BOD₅ 65%, Sólidos suspendidos totales 53%, nitrógeno amoniacal (NH₄) 48%, Nitrógeno total 42%, y fósforo total 42%. La remoción esta en función de las concentraciones del influente y las tasas de carga hidráulica (Knight *et al.*, 2000).

En un sistema hidropónico comercial se utilizo plantas de *Datura innoxia* para tratar agua residual doméstica, y se alcanzaron eficiencias de remoción del influente con respecto al efluente, en nitrógeno y fósforo total fue reducido en un 93% y la DBO₅ alcanzo un valor de 45 mg/L (Vaillant *et al.*, 2003). En Ohio, EUA un sistema de humedal artificial, se evaluó su eficiencia siguiendo los estándares limites de la Agencia de Protección al Ambiente (EPA, por sus siglas en ingles) de ese país. Los resultados fueron muy cercanos a estas recomendaciones, los coliformes fecales se redujeron en un 88%, Sólidos suspeditos totales 76%, DBO₅ 70% y 80% de remoción para el fósforo (Steer *et al.*, 2002).

El impacto que tiene la vegetación emergente de *Schoenoplectus californicus* de un humedal artificial en la remoción de nitrogeno en forma de NH₄-N, depende de su crecimiento y cobertura en el sistema; el cortado de la vegetación excedente contribuye a que los nuevos rebrotes asimilen los nutrientes del agua residual (Tullen *et al.*, 2002). Las aguas residuales del cultivo de camarones, contiene elevados niveles de fósforo, amonio, nitratos y materia orgánica, necesitan un manejo adecuado de tratamiento. Con la finalidad de minimizar estas concentraciones del agua residual se utilizo un filtro con recirculación y un humedal artificial y se alcanzo una reducción en fósforo total, sólidos suspendidos totales del 35 y 65% respectivamente, además de muy bajos niveles en DBO₅, nitratos y amonio (Tilley *et al.*, 2002).

Un estudio comparativo de dos sistemas de humedales artificial, uno con flujo horizontal y el otro de flujo vertical. Los resultados de la investigación muestran que ambos pueden remover mas del 90% de la carga orgánica, fósforo y nitrógeno total. Estos sistemas naturales economizan aproximadamente el 76% del material para su construcción y 83% en la energía utilizada para sus funciones comparado con los sistemas tecnológicos centrales (Luederitz *et al.*, 2001).

El amonio en altas concentraciones en el agua residual, tiene efecto negativo en las vegetaciones macrofitas. Cinco especies (*Juncus effusus*, *Sagittaria latifolia*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Typha latifolia* y *angustifolia*) utilizadas en los sistemas artificiales se estudio su crecimiento con diferentes niveles de amonio de 0 a 400 mg/L. A niveles de 200 mg/L se inhibió el crecimiento de *Juncus effusus*, *Typha latifolia* y *angustifolia* (Clarke y Baldwin, 2002).

Los humedales artificiales pueden diseñarse para tratar diferentes aguas residuales; la universidad de Connecticut, EUA, empleo un sistema para agua residual de lecherías. Los porcentajes de retención de masa fueron de 94, 85, 68, 60 y 53% para Sólidos suspendidos totales, DBO₅, fósforo total, nitrato y nitrogeno total Kjeldahl, respectivamente. El balance de masas indica que la sedimentación y el incremento de almacenaje fueron el mayor mecanismo de remoción en el agua residual (Newman *et al.*, 1999).

Una comparación de ocho especies plantas emergentes en un sistema de humedal dieron los siguientes resultados en porcentajes de remoción de 76-88% de sólidos suspendidos, 77-91% en demanda bioquímica de oxígeno, 79-93% de fósforo total, y Nitrógeno en un rango de 65 a 92%, (Tanner *et al.*, 1999).

III. MATERIALES Y METODOS

3.1. Ubicación del Experimento

Esta investigación se realizó en el laboratorio de biotecnología ambiental, del Departamento de Biotecnología, de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de Coahuila; Saltillo, Coahuila.

3.2. Material experimental

El humedal artificial se diseñó a escala en contenedores de plástico a manera de módulos, con un área de 0.24 m^2 y profundidad de 25 cm, en cada extremo del contenedor se insertaron mangueras de 10 cm de longitud y 12.7 mm de diámetro. El material vegetativo utilizado fueron plantas de *Phragmites australis* (carrizo común), *Eichhornia crassipes* (lirio acuático o jacinto) y *Typha angustifolia*. (tule).

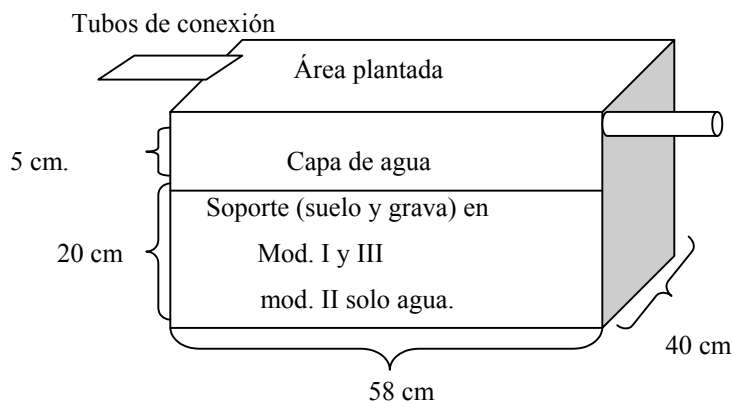


Figura 1. Características de los módulos.

3.3. Descripción del experimento

Sistema Humedal artificial con plantas:

Módulo I : Combinación de plantas de *Typha sp.* y *Phragmites sp.*

Módulo II: Plantas de lirio acuático *Eichhornia sp.*

Módulo III: Combinación de plantas de *Typha sp.* y *Phragmites sp.*

Sistema Control:

Módulo I, II y III contiene suelo sin plantas, alineados de igual manera que el sistema de humedal artificial.

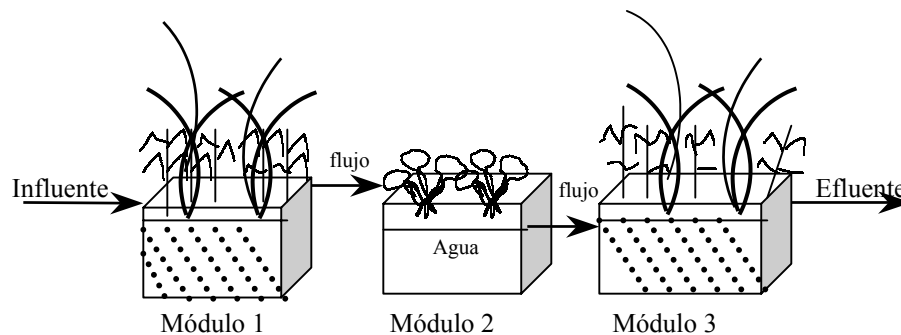


Figura 2. Sistema de Humedal Artificial.

3.4. Establecimiento del experimento

Las plantas utilizadas se colectaron en la última semana de Febrero de 2003, en los terrenos del Sistema de Tratamiento de Agua Residual de la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”, ubicada al sur de la ciudad de Saltillo, Coahuila.

En cada módulo fueron colocadas plantas adultas: 6 *Typha sp.* y 8 *Phragmites sp.* en el módulo I y III. En el módulo II 15 plantas de lirios acuáticos. Se transplantaron el mismo día de su colecta, para evitar la muerte de plántulas, en el caso de las *Typhas* se podaron antes de su trasplante y se trasladaron evitando que se quiebren sus tallos y rizomas. Los lirios se transportaron en los contenedores con agua limpia. También se colectó suelo, del mismo lugar, suficiente para poder plantarlas en los módulos y para llenar los contenedores controles.

3.5. Alimentación del sistema

El agua residual doméstica utilizada en esta investigación, se colectó en la Planta de Tratamiento de Agua Residual del Instituto de Ecología de Coahuila, ubicada en la carretera federal a Zacatecas, al Sur de la ciudad de Saltillo.

El humedal se llenó con agua potable (inmediatamente después de haber trasplantado las especies arraigadas emergentes) hasta superar el estrato de suelo y lograr una capa de agua de 5 cm de espesor. Se agregó el agua residual doméstica mezclada con agua potable, con la finalidad de evitar un stress en las plantas, durante un periodo de 2 semanas. La proporción agua potable / influente se disminuyó paulatinamente hasta agregar solamente influente.

El humedal recibe el influente de un tanque de 100 litros, a través de una manguera de 5 mm de diámetro, en el extremo se colocó una llave para regular el flujo del agua residual. La fase líquida del sistema humedal artificial fue de 71 litros, con un flujo de 49.3 ml/min, se estimó un tiempo de retención hidráulica de 24 horas. Al final de cada sistema se colocó un reservorio para colectar el agua tratada.

3.6. Variables monitoreadas y forma de evaluación

La metodología utilizada fue de acuerdo a los procedimientos descritos por APHA, 1998. Se muestreó el influente y los efluentes de cada módulo del sistema de humedal artificial y el control.

3.6.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).

Es la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar la materia orgánica presente en una muestra de agua. Esta prueba mide el carbón orgánico (compuestos orgánicos) presente en la muestra, susceptible de biodegradarse. La prueba consiste en poner en contacto la muestra de agua y un inocuo, para medir la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos al oxidar la materia orgánica.

Materiales y reactivos

Botella de DBO 300 ml

Incubadora a 20°C

Ácido sulfúrico H₂SO₄

NaOH y KI

Almidón

Na₂S₂O₃ (0.025 N) Tiosulfato de sodio

MnSO₄*4H₂O

Procedimiento:

Soluciones para titulación:

Na₂S₂O₃.5H₂O (0.025 N) Tiosulfato de sodio, se disuelve 0.6205 g. y 0.4 g. de NaOH en 100 ml de agua destilada, agitar hasta diluir, luego se llena la bureta.

Sol. A: MnSO₄*4H₂O disolver 48 g. en agua destilada en un matraz.

Sol. B: NaOH + KI, disolver 50 g. de NaOH y 15 g. de KI en 100 ml de agua destilada.

0.1 g. de Almidón disuelto en 50 ml de agua destilada caliente.

- Agitar muy fuerte durante 10 minutos agua destilada para que se oxigene.
- Para cada muestra de agua residual realizar una dilución con agua destilada.
- Depositar la dilución en dos botellas de DBO, llenar completamente, luego se cierran con su tapón; etiquetar por duplicado. Se realiza el mismo procedimiento para un blanco de referencia con agua destilada.
- La serie A se mantiene en la incubadora a 20°C por 5 días.
- La serie B se analizan inmediatamente. Agregar con la pipeta 2.0 ml de sol. A y 2.0 ml de solución B. Mezclar bien y sedimenta los precipitados. Agregar 2 ml de Acido sulfurico, agitar para disolver los precipitados. Esperar 5 minutos.
- Colocar 100 ml en un frasco erlenmeyer, agregar 0.2 ml de solución de almidón.
- Titular la muestra con tiosulfato de sodio, hasta obtener un color blanco transparente, anotar la cantidad de ml utilizados en la titulación.
- Transcurridos los 5 días, se repiten los pasos de la serie B, en la serie A.

Para calcular la cantidad de Oxígeno disuelto (OD) se aplica la siguiente formula:

Oxígeno disuelto (mg/L) = $(\text{Volumen de titulación} \times \text{Normalidad de tiosulfato de sodio} \times 8 \text{ del } O_2 \times 1000) / \text{volumen de la muestra}$.

DBO_5 (mg/L) = [OD (inicial) – OD (final)] – OD (final del blanco) x factor de dilución.

3.6.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación de la materia orgánica e inorgánica presentes en una muestra de agua. Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO) como la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua, susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. Se expresa en mg/l de oxígeno.

Esta prueba esta basada en una oxidación química en condiciones severas en donde el oxidante utilizado (ion dicromato $\text{C}_2\text{O}_7^{2-}$), para oxidar la materia orgánica en la muestra. Esta prueba es capaz de oxidar la mayoría de sustancias orgánicas hasta un nivel entre 95% y 100%.

Materiales y reactivos

Digestor Termoreactor MERCK TR300

Tubos Hach con tapón de rosca

Espectrofotómetro HACH DR/2010

Solución de Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)

Solución de Acido sulfurico-plata (Ag_2SO_4)

Preparación de soluciones:

- Solución de Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$): secar en la estufa y pesar 10.216 g.
- Pesar 33.3 g. de HgSO_4 (sulfato mercúrico). En un matraz de aforacion de 1 litro, agregar el Dicromato de potasio y el sulfato mercúrico. Añadir 500 ml de agua destilada.

- Añadir 167 ml de ácido sulfurico muy lentamente, aforar a 1 litro con agua destilada.
- Solución de Acido sulfurico-Plata: Pesar 15 g de sulfato de plata, agregar en un matraz de aforacion de 1 l. y aforar con ácido sulfurico, repósar en dilución por 2 días.

Procedimiento:

- En un tubo hach añadir 3.5 ml de la solución de Ac. Sulfurico-plata. y 1.5 ml de la solución de Dicromato de potasio.
- Agregar 2.5 ml de la muestra problema, cerrar bien con el tapón de rosca; es necesario repetir todos los pasos para realizar un blanco de referencia (agua destilada).
- Agitar lentamente por inversión. Colocar los tubos en el Digestor durante 2 horas a 120°C.
- Sacar los tubos y dejar enfriar a temperatura ambiente. Leer las absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 600 nm.
- Se utiliza una curva de calibración con biftalato de potasio a diferentes concentraciones de DQO (0.425 mg de biftalato de potasio tiene 0.500 mg/L de DQO).

3.6.3. Determinación de Conductividad Eléctrica (micromhos/cm)

La conductividad eléctrica, se define como la capacidad que tienen las sales inorgánicas en solución (electrolitos) para conducir la corriente eléctrica. El agua pura, prácticamente no conduce la corriente, sin embargo el agua con sales disueltas conduce la corriente eléctrica. Los iones cargados positiva y negativamente son los que conducen la corriente, y la cantidad conducida dependerá del número de iones presentes y de su movilidad. Todos los valores de conductividad están referidos a una temperatura de 25 ° C.

La conductividad eléctrica es el recíproco de la resistencia a-c en ohms, medida entre las caras opuestas de un cubo de 1.0 cm de una solución acuosa a una temperatura especificada. Esta solución se comporta como un conductor eléctrico donde se pueden aplicar las leyes de la resistencia eléctrica.

Las unidades de la conductividad eléctrica son el Siemens/cm (las unidades antiguas, eran los micromhos/cm que son numéricamente equivalentes al S/cm).

Materiales y equipos

Digital Conductivity Meter Traceable™

Agua destilada

Vasos de precipitado 100 ml

Pipetas eppendorf Repeater

Muestras de agua residual

Procedimiento:

- En los vasos de precipitados con la pipeta eppendorf Repeater se colocan 49 ml de agua destilada.
- Se coloca 1 ml de agua destilada
- Se introduce el tubo sensor del conductivímetro y se leen las lecturas en la pantalla.
- Para obtener la CE en micromhos se multiplica la lectura por el número de diluciones en este caso es de 50.

3.6.4. Determinación de pH

Es una medida de la concentración de iones de hidrógeno en un medio. Esta concentración está directamente relacionada al carácter ácido, neutro o básico del medio. Un pH menor de 7.0 indica una *tendencia* hacia la acidez, mientras que un valor mayor de 7.0 muestra una *tendencia* hacia lo alcalino. La mayoría de las aguas naturales tienen un pH entre 4 y 9, aunque muchas de ellas tienen un pH ligeramente básico debido a la presencia de carbonatos y bicarbonatos.

Un pH muy ácido o muy alcalino, puede ser indicio de una contaminación industrial. El valor del pH en el agua, es utilizado también cuando nos interesa conocer su tendencia corrosiva o incrustante, y en las plantas de tratamiento de agua. Este método determina el pH, midiendo el potencial generado (en milivolts) por un electrodo de vidrio que es sensible a la actividad del ión H^+ , este potencial es comparado contra un electrodo de referencia, que genera un potencial constante e independiente del pH. El electrodo de referencia que se utiliza es el de calomel saturado con cloruro de potasio, el cual sirve como puente salino que permite el paso de los milivolts generados hacia al circuito de medición.

Materiales y equipo:

Vasos de precipitado de 100 ml

Agua residual

Agua destilada

Potenciómetro Modelo 8000 VWR.

Procedimiento:

- El potenciómetro debe ser calibrado en cada uso con las soluciones buffer de 4 y 7.
- Introducir el electrodo del potenciómetro en el vaso con agua residual.
- Las lecturas de pH aparecen cuando el indicador (un ojo parpadeante) se detiene en la pantalla.

3.6.5. Determinación de fosfatos en mg/L (PO_4)

Los abonos inorgánicos están constituidos por diversas clases de **fosfatos** solubles, los más comunes de los cuales derivan de los aniones meta- (PO_3^-), piro- ($P_2O_7^{4-}$) y ortofosfato (PO_4^{3-}). Debido a su elevada solubilidad, estos aniones son arrastrados fácilmente por las aguas superficiales hacia ríos, acuíferos, etc.

Otra fuente de **fosfatos** la constituyen los vertidos urbanos que contienen detergentes: para aumentar su eficacia, algunos detergentes utilizan **fosfatos** inorgánicos en su composición como agentes alcalinizadores.

Las aguas naturales contienen normalmente cantidades de **fosfatos** por debajo de 1 mg/l. Cantidades superiores de estos nutrientes favorecen el crecimiento de algas que consumen el oxígeno del medio acuático y provocan la desaparición de especies vegetales y animales. En esta identificación interfieren concentraciones apreciables de Fe(III), silicato y arseniato, entre otras especies.

Material y reactivos

Matraz volumétrico

Papel filtro

Molibdato de amonio

Metavanadato de amonio

HCl

Espectrofotómetro HACH DR/2010

Procedimiento:

- Pesar 2.5 gr. de Molibdato de amonio y disolver en 30 ml de agua destilada.
 - Pesar 0.125 gr. de Metavanadato de amonio y disolver en 30 ml de agua destilada caliente y agregar 33 ml de HCl, agitar hasta diluir.
 - Mezclar ambas soluciones en un matraz volumétrico de 100 ml, aforar con agua destilada a volumen indicado.
 - Las muestras de agua residual deberán estar filtradas, utilizar 35 ml de agua residual y colocar en un matraz volumétrico de 50 ml. Agregar c10 ml de la mezcla de reactivos a la muestra y aforar con agua destilada.
 - Agitar y esperar 15 minutos, posteriormente se toma un poco de muestra del matraz, en un tubo hach y se lee la absorbancia en el espectrofotómetro a 420 nm.
- Se prepara una curva estándar a diferentes concentraciones de KH_2PO_4 , (21.95 mg de KH_2PO_4 contiene 50 mg/l de PO_4).

3.6.6. Determinación de sólidos totales (ST).

La mayor parte de los contaminantes de aguas son sólidos, disueltos o suspendidos. En un concepto general, los sólidos se definen como la materia que permanece como residuo después de someter a evaporación una muestra de agua a una temperatura de 105 °C. El agua de mar contiene sales en concentraciones de 35,000 mg/l.

En general se considera un agua salada cuando los sólidos disueltos se encuentran por encima de los 3,000 mg/l, y un agua dulce si su contenido es menor a los 500 mg/l.

Materiales y equipo:

Crisoles de porcelana

Pinzas para crisol

Desecador

Balanza analítica Sartorius

Estufa Fisher a temperatura 105 °C

Agua residual

Procedimiento:

- Enumerar los crisoles y colocar en la estufa, durante 1 o 2 horas a peso constante. Sacar y meter al desecador. Luego se pesan en la balanza analítica.
- Agregar con una pipeta a cada crisol 10 ml de agua residual.
- Colocar los crisoles en la estufa a 105 °C por un periodo de 8 horas.
- Sacar y colocar en desecador, enfriar y pesar.

Los Sólidos totales se expresan en mg/l.

3.6.7. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST).

Esta determinación se recomienda para aguas residuales con bajo contenido de sólidos.

Materiales y equipo:

Probeta de 50 ml

Desecador

Balanza analítica Sartorius

Estufa Fisher a temperatura de 105 °C

50 ml de Agua residual

Papel filtro

Procedimiento:

- Colocar en la estufa los papeles filtro, durante 1 o 2 horas a peso constante. Sacar y meter al desecador. Luego se pesan en la balanza analítica.

- Filtrar 50 ml de agua residual, colocar los papeles filtro en la estufa a 105 °C por un periodo de 8 horas. Pesar en la balanza analítica.

Los Sólidos suspendidos totales se expresan en mg/l.

3.6.8. Determinación de Microorganismos Patógenos

El análisis microbiológico de muestras de agua tiende a determinar la calidad sanitaria de éstas y su aptitud para distintos usos. Muchas enfermedades infecciosas del hombre como la fiebre tifoidea, la disentería y el cólera son causadas por bacterias patógenas que se transmiten por medio de aguas contaminadas, de ahí la importancia de los coliformes totales y salmonella como indicadores inmediatos de contaminación fecal en el agua. Una muestra de agua que no contenga coliformes totales y fecales es considerada libre de enfermedades producidas por bacterias e inclusive por otros gérmenes patógenos, como por ejemplo los virus (hepatitis a, rotavirus, etc.).

Materiales y equipo:

Agar Mac Conkey

Agar Verde Brillante

Autoclave

Cajas de petri

Tubos de ensaye

Papel destraza

Algodón

Procedimiento:

- Disolver 14.5 gr. de Agar verde Brillante en 250 ml de agua destilada, en baño María hervir durante un minuto. Sellar con un tapon de algodón y cubrir con papel.

- Disolver 25 gr. de Agar Mac Conkey en 500 ml de agua destilada, en baño María hervir durante un minuto. Sellar con un tapon de algodón y cubrir con papel.
- Tubos de ensaye añadir 9 ml de agua destilada y sellar con un tapón de algodón, suficientes para alcanzar 5 diluciones por muestra. colocar los tubos en un recipiente sellado con papel.
- Las puntillas de las pipetas automáticas, envolver con papel. Las cajas de petri envolver en papel y sellar.
- Todo este material se esteriliza en autoclave a 15 lb/cm² durante 20 minutos.
- Después de esterilizar, se prosigue a realizar las diluciones, tomar un mililitro de muestra problema con la pipeta y una puntilla esterilizada y diluir en los tubos de ensaye.
- Las cajas de petri se rotulan con el día de siembra, el tipo de agar y el numero de dilución.
- Colocar el agar a las cajas de petri correspondiente.
- El conteo de colonias se realiza después de 24 horas a 37°C.
- Las colonias de Coliformes en agar Mac Conkey son de color rosadas y las colonias de Salmonella en Agar verde Brillante de color rosa.

Numero de UFC = Conteo de colonias x 10ⁿ/ ml

n = numero de dilución.

3.6.9. Altura y Densidad de población de plantas.

La altura de las plantas se realizó con una cinta métrica, las mediciones fueron desde la base del tallo de las plantas hasta el ápice, se midieron 10 plantas de cada especie, seleccionadas al azar. La densidad de plantas se obtuvo contabilizando todas las plantas de cada especie en el humedal artificial.

IV. RESULTADOS Y DISCUSION

Las eficiencias de remoción se obtienen comparando la concentración de los análisis del influente del agua residual doméstica menos la concentración en el efluente del agua tratada, expresada en porcentaje.

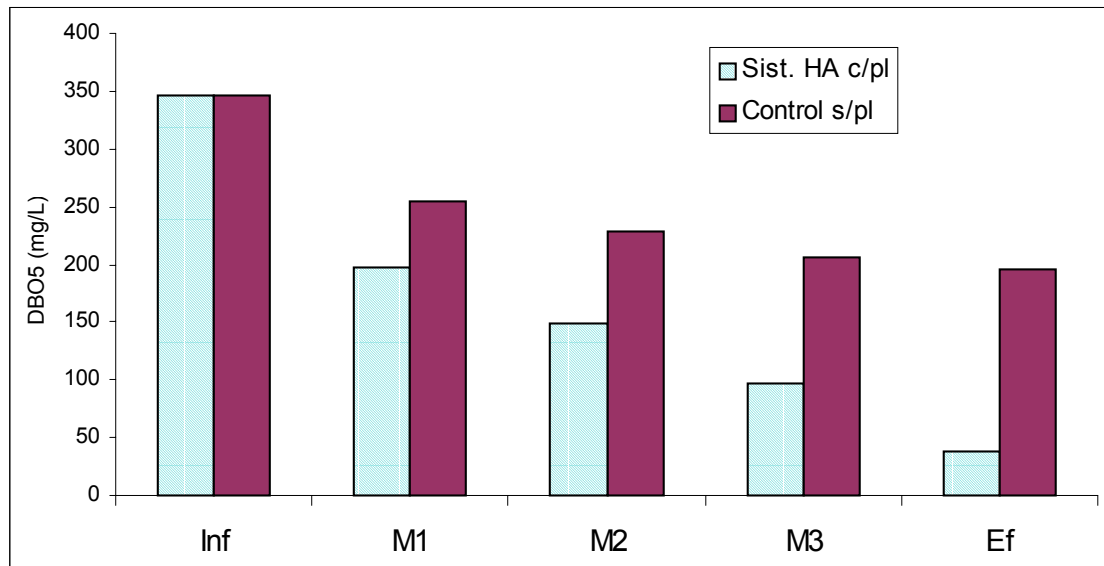


Fig. 3 Progreso de la DBO₅ a través del sistema de humedal artificial y el control.

En la Fig. 3 podemos observar la DBO₅ del agua residual doméstica en el influente con 346 mg/L disminuye de forma gradual en cada módulo hasta llegar al efluente del sistema de humedal artificial con plantas, presenta una concentración de 37 mg/L, la eficiencia de remoción alcanzada es de 89% en comparación del control sin plantas con una remoción de 43%. El módulo I del sistema de humedal artificial es el más eficiente en la remoción de la DBO con un 43%. La participación de los microorganismos, protozoarios y las plantas presentes en el sistema contribuyen a obtener bajos niveles con respecto al control, encontrándose similitud con Mitsch y Gosselink, 2000.

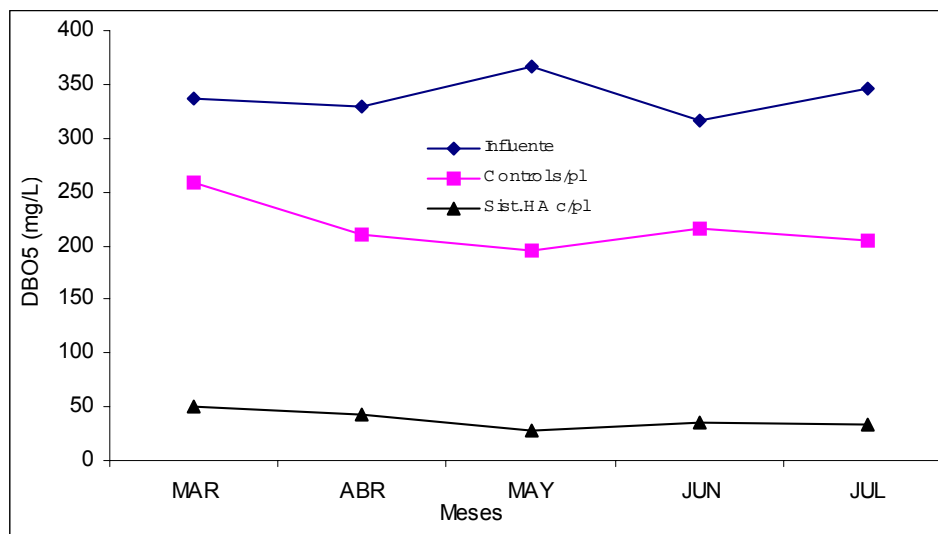


Fig. 4 Comportamiento de la DBO₅ durante los meses de monitoreo.

Se puede apreciar, en la Fig. 4, como la DBO₅ en el sistema de humedal artificial se mantiene en bajos valores de <50 mg/L, la eficiencia de remoción alcanzada es mayor al 85% con respecto al control con remociones menores al 40%, durante los meses de evaluación. El mes de mayo fue el que obtuvo mayor eficiencia de remoción al disminuir la concentración del influente de 366 a 27 mg/L. La degradación de la materia orgánica por los microorganismos y la formación de biomasa vegetal contribuye a las remociones de este parámetro, según lo descrito por Drizo *et al.*, 2000.

Parte del oxígeno disponible para la degradación de la materia orgánica, es utilizado para los procesos de nitrificación-desnitrificación; el suministro de oxígeno de las plantas presentes en cada módulo permite que los microorganismos tengan el aporte necesario para remover la DBO, de acuerdo con las investigaciones de Tanner *et al.*, 1999.

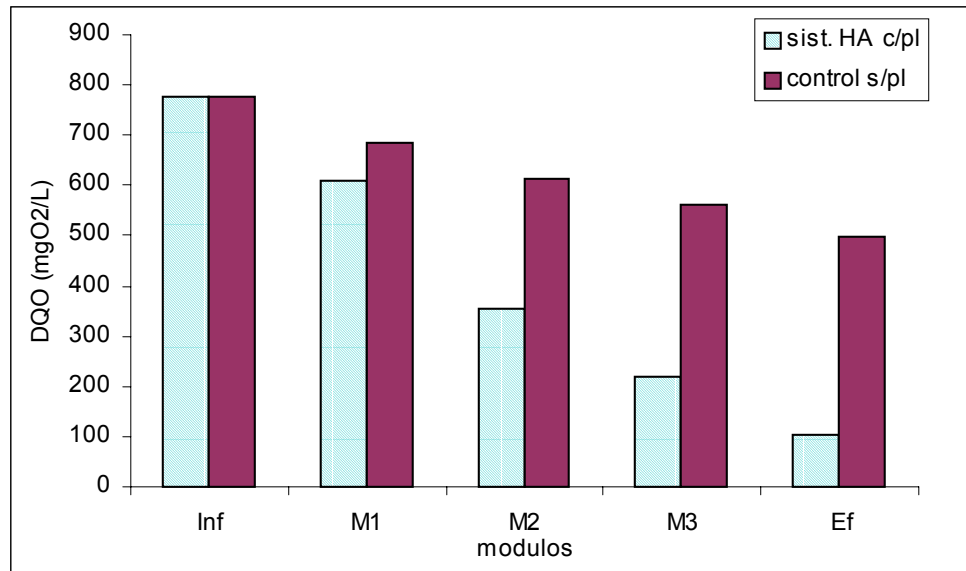


Fig. 5 Progreso de la DQO a través del sistema de humedal artificial en comparación con el control.

La Fig. 5 describe el progreso de la DQO, el efluente del sistema de humedal artificial se redujo a 102 de 777 mg/L del influente. La eficiencia de remoción alcanzado después del tratamiento es de 86% al contrario del control que alcanzo 35% de remoción. El módulo II del sistema de humedal, cultivado con el genero *Eichhornia*, presenta la mejor eficiencia de remoción de 607 a 353 mg/L, con una eficiencia del 41%. La concentración de contaminantes disminuye en el agua residual doméstica después del tratamiento, la sedimentación y el consumo de materia orgánica por los microorganismos tienen una influencia significativa, estos resultados son similares a los de Nyakango *et al.*, 1999.

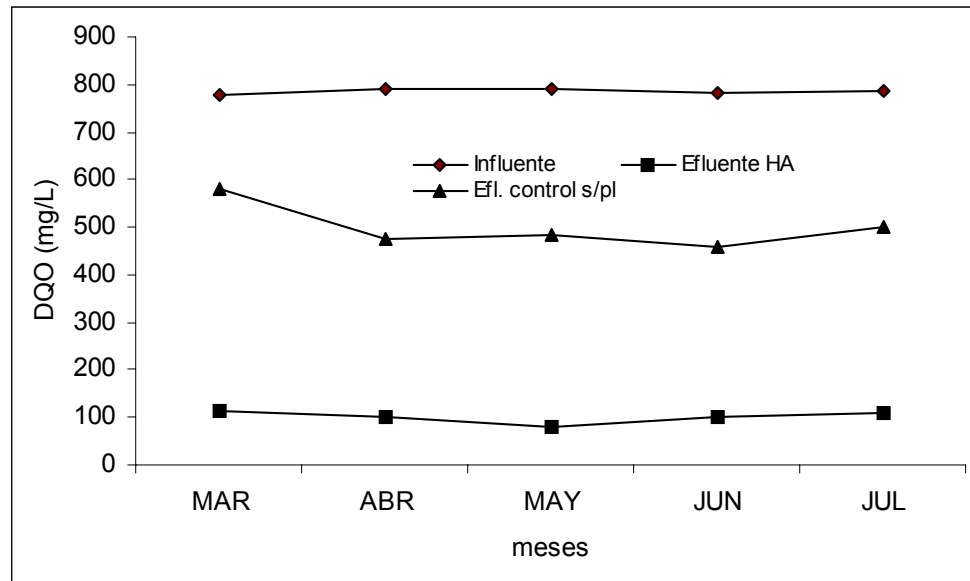


Fig. 6 Comportamiento del DQO durante las meses de monitoreo.

En la Fig. 6, se observa que la DQO mantiene una eficiencia de remoción mayor al 80% durante los meses de evaluación; el mes de mayo, después de haberse realizado una poda a las plantas del genero *Typha*, la cual se recupero en los siguientes meses con mucha facilidad, se presento con el dato mas alto de remoción 82 mg/L del efluente con respecto a 780 mg/L del influente, en comparación del control sin plantas que se mantuvo con remociones en <38%. La mineralización de la carga orgánica y la asimilación de los nutrientes por los microorganismos y las plantas, influyen en la remoción de este parámetro. Se muestra la estabilidad de operación del sistema en el tratamiento del agua residual doméstica. Estos resultados coinciden con Werker *et al.*, 2002.

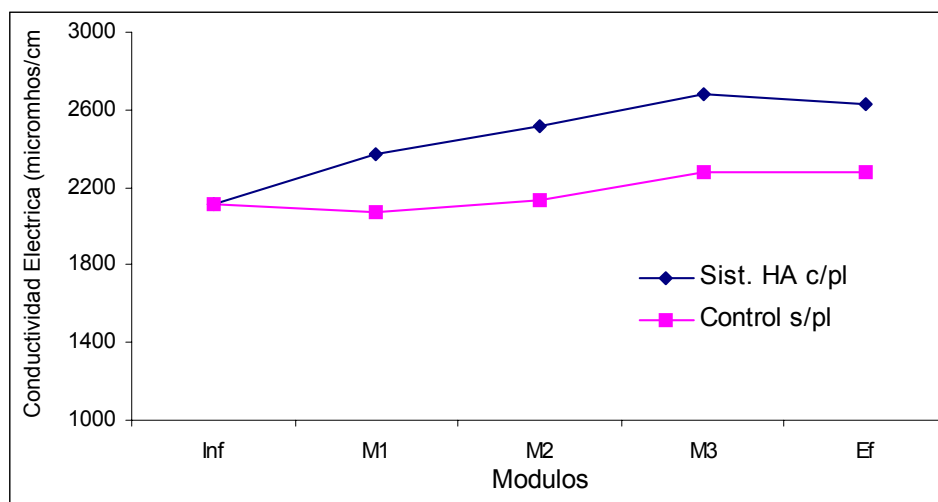


Fig. 7 Progreso de la conductividad eléctrica en cada módulo del control y el humedal artificial

En la Fig. 7 se observa que el agua residual domestica incrementa su conductividad eléctrica de 2115 a 2629 micromhos/cm en el sistema de humedal artificial, el control se comporta de manera similar, aunque en menor cantidad 2280 micromhos/cm. El tiempo que transcurre desde que el agua entra al sistema y llega al efluente es un día completo, durante este periodo las condiciones ambientales y la evapotranspiración de las plantas contribuyen a que el agua concentre mas cantidad de sales disueltas, además de la liberacion de sales del suelo, en los últimos meses de monitoreo (mayo y junio) fueron muy calurosos, debido a esto ocurre un incremento en este parámetro, similar a lo que menciona Tilley *et al.*, 2002.

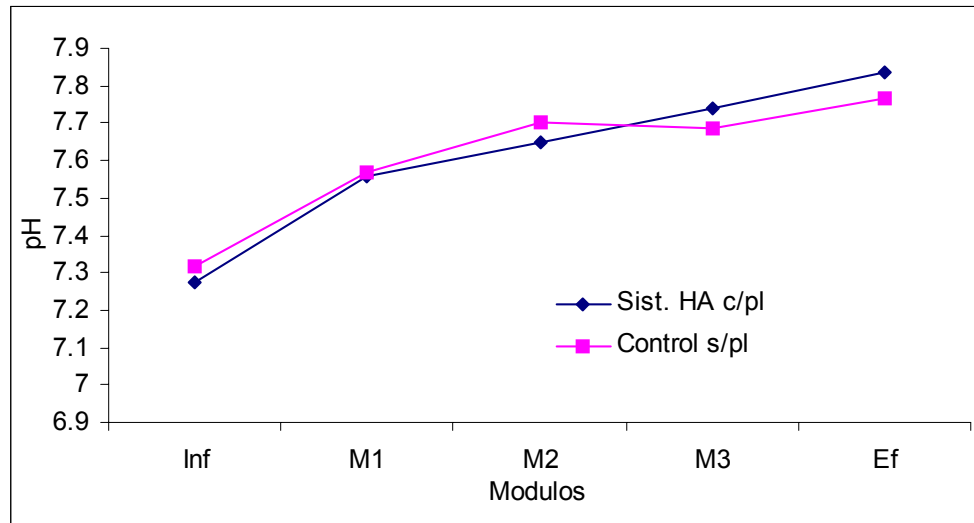


Fig. 8 Comportamiento del pH en el control y el sistema de humedal artificial.

Durante el tratamiento en el sistema de humedal artificial los valores de pH se incrementaron de 6.85 a 7.9 como se muestra en la Fig. 8, el agua residual doméstica de un nivel ligeramente ácido se elevó de forma gradual a un estado ligeramente alcalino, similar comportamiento se presentó en el control. En los procesos de nitrificación-desnitrificación se descompone la materia nitrogenada y se producen cantidades de amonio los cuales incrementan la concentración de radicales libres que incrementan el pH. Estos rangos de pH son aceptables para las aguas de tratamiento con fines de reutilización agrícola los cuales son 7 a 8. Coincide con lo mencionado por Clarke y Baldwin, 2002.

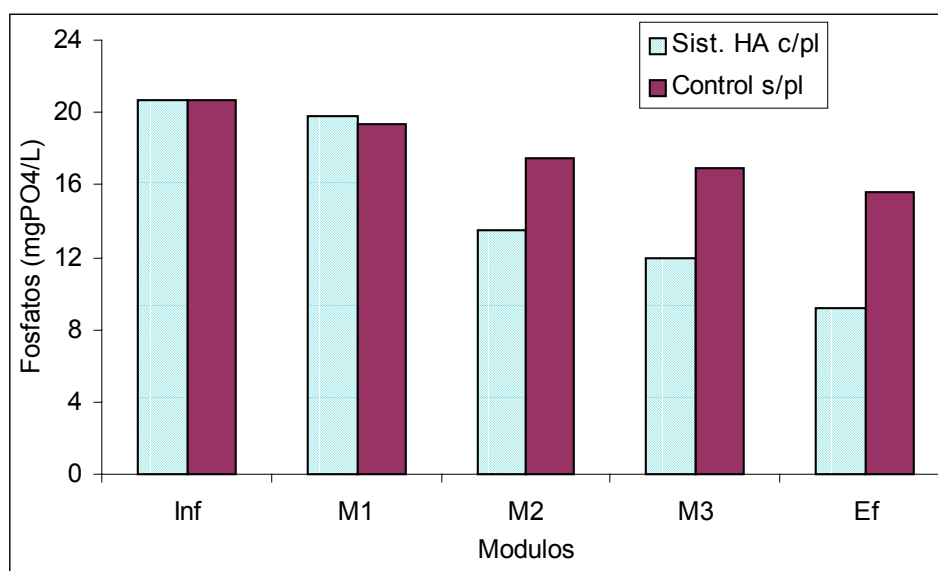


Fig. 9 Remoción de los fosfatos en cada módulo del sistema de humedal artificial y el control.

Los resultados de remoción de fosfatos mostrados en la Fig. 9, el sistema de humedal artificial alcanza una eficiencia del 56%, de 20.7 mg/L del influente a 9.2 mg/L con respecto al efluente, la remoción en el control es del 22%. El módulo II del sistema de humedal muestra una remoción del 31% con respecto al influente del módulo I. Algunas formas de fosfatos no son fácilmente asimilables por los microorganismos y por las plantas, esto provoca que en los sistemas naturales no se tengan altas eficiencias de remoción, se requieren de tiempos de retención hidráulica mayores a dos días, como lo muestra las investigaciones de Billore *et al.*, 1999.

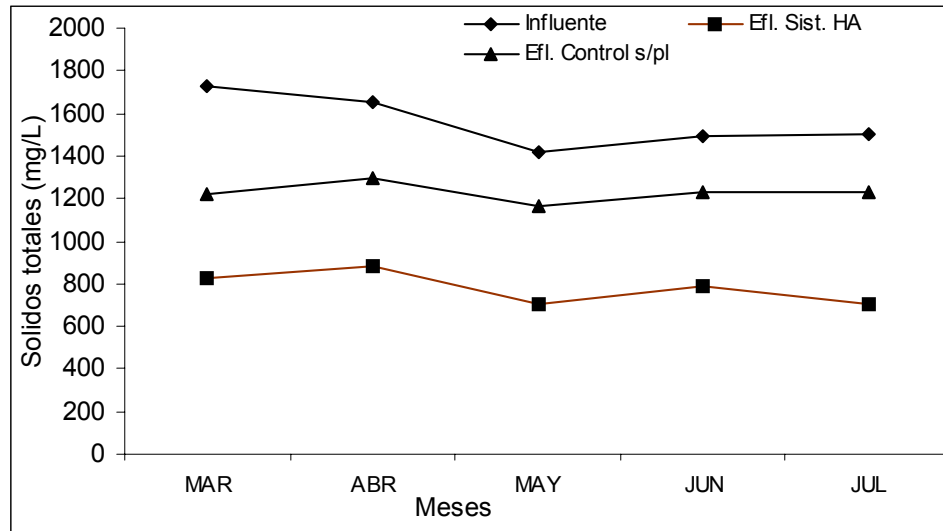


Fig. 10 Comportamiento de los sólidos totales durante los meses de evaluación.

Como se puede observar en la Fig. 10, la remoción de sólidos totales en el sistema de humedal artificial de 1730 a 700 mg/L, la eficiencia es de 58% con respecto al influente de agua residual, en el control la eficiencia fue alrededor del 13%. Los sólidos totales se eliminan con mayor eficiencia con tiempos de retención hidráulica mayor a 2 días, que permiten los procesos de floculación y sedimentación, a esto le atribuimos nuestra baja eficiencia, de acuerdo con la referencia de Crites y Tchobanoglous, 1998.

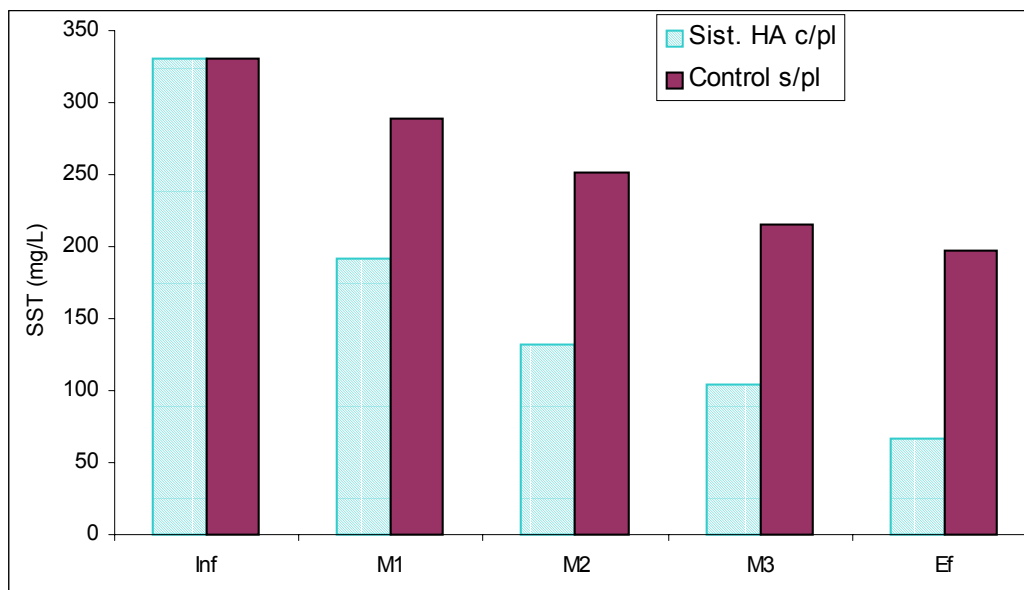


Fig. 11 Remoción de los sólidos suspendidos totales en cada módulo del experimento.

La Fig. 11 describe la remoción de los sólidos suspendidos del agua residual doméstica en cada módulo, hasta alcanzar una eficiencia del 80% comparado con el influente de 330 a 66 mg/L del efluente, en el control se disminuyó a 196 mg/L con una eficiencia de 40% con respecto al influente. El módulo I remueve del influente 41%. La remoción de sólidos es un proceso físico, las plantas obstaculizan el flujo directo y retienen en su superficie a los sólidos, lo que permite una buena remoción; siendo similar a los resultados de Nyakango et al., 1999.

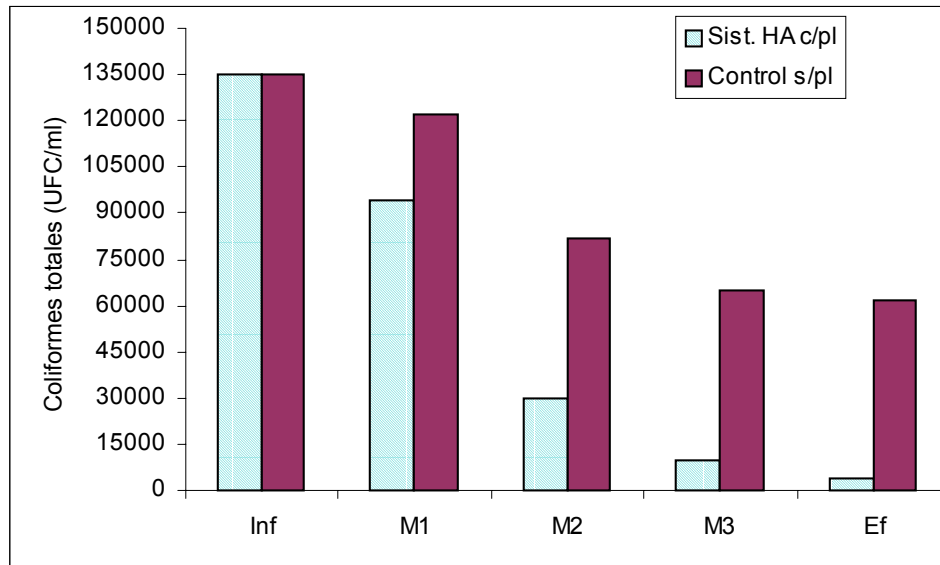


Fig. 12 Remoción de coliformes totales en el sistema de humedal artificial y el control.

Se aprecia en la Fig. 12, el sistema de humedal artificial se disminuye los coliformes totales del influente 135 000 UFC/ml a 4000 UFC/ml del efluente, con una eficiencia de remoción del 97% con respecto al influente. En el control la remoción es de 54% reduciendo a 61500 UFC/ml con respecto al influente. La remoción de patógenos es mayor en el módulo II, la eficiencia es de 64% con respecto al influente del módulo I, los mecanismos se atribuye a muerte natural, depredación por los protozoarios, cambios en las condiciones ambientales de temperatura y pH en el sistema, según lo describe Steer et al., 2002.

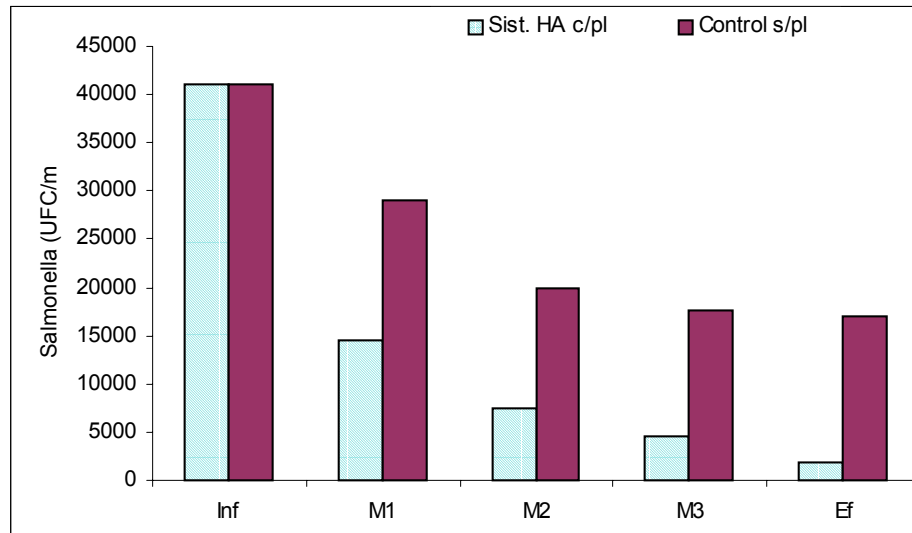


Fig.13 Remoción de Salmonella sp. en cada módulo del control y el sistema de humedal artificial.

En la Fig. 13 se observa el decaimiento gradual de Salmonella del agua residual doméstica de 41 000 UFC/ml a 1800 UFC/ml en el efluente del sistema humedal artificial con plantas, alcanzo una eficiencia de remoción de 95% en comparación del control su eficiencia es de 58%. El módulo I del sistema de humedal presenta una reducción de Salmonella del 64%. La Salmonella es un organismo que en condiciones ambientales adversas no sobrevive por mucho tiempo, estos resultados coinciden con Nerella *et al.*, 2000.

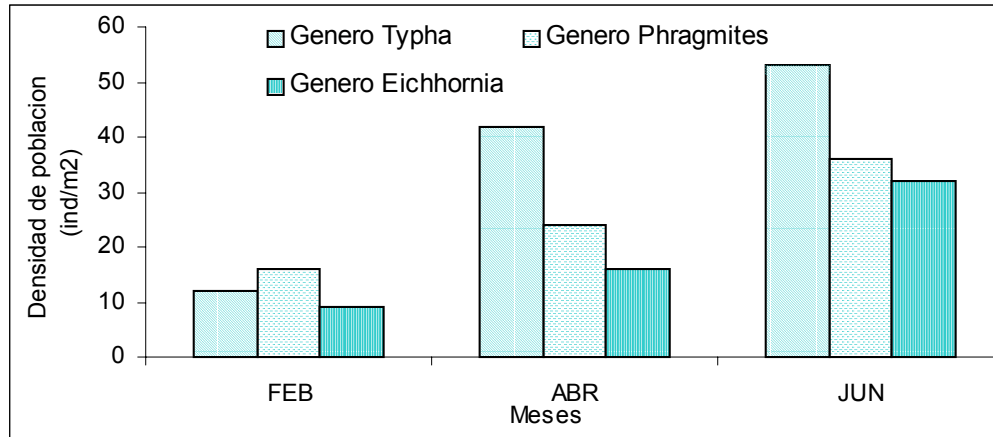


Fig. 14 Comportamiento de la densidad de población de las plantas acuáticas y emergentes.

En la Fig. 14, se puede observar que el género *Typha* alcanzó mayor densidad de población, durante los últimos meses de monitoreo, con respecto a las demás plantas, *Eichhornia* y *Phragmites* también se multiplicaron aunque en menor número; la generación de nuevos rebrotes, se asume a la transformación de nutrientes del agua residual, en biomasa vegetal, coincidiendo con Newman *et al.*, 1999.

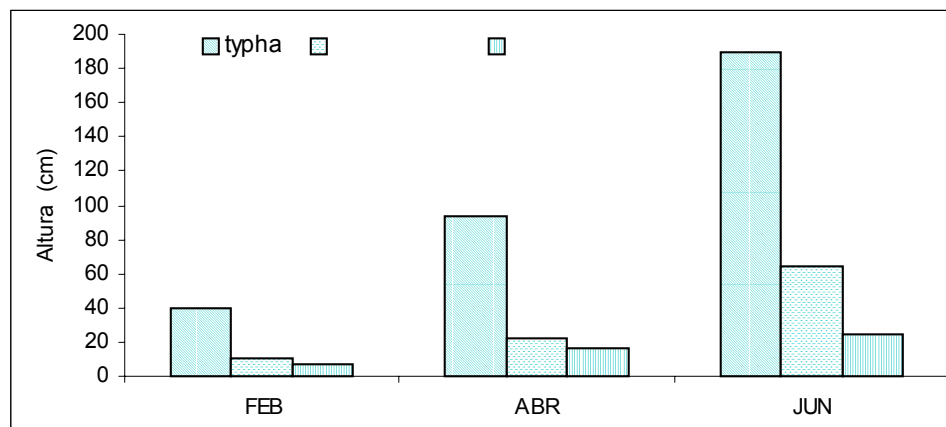


Fig. 15. Altura de las plantas acuáticas y emergentes.

Las alturas que se muestran en la Fig.15, indican que el genero *Typha* tiene la mayor altura con respecto al genero *Phragmites*. Se asume que el incremento en biomasa vegetal, es parte de la asimilación de nutrientes del agua residual doméstica, para la formación de nuevos tejidos, como lo mencionan Greenway y Woolley, 1999.

V. CONCLUSIONES

La configuración del sistema de humedal artificial en tres módulos y la combinación de las plantas *Phragmites-Typha* y *Eichhornia* como módulo intermedio, fueron un factor importante para alcanzar la mejor eficiencia de remoción de los principales parámetros evaluados, este diseño no es similar a las investigaciones citadas.

El establecimiento del sistema de humedal artificial fue satisfactorio, se mantuvo sin ningún problema técnico, permitiendo el buen desarrollo y reproducción de las plantas. La proliferación de plantas del género *Eichhornia* y *Typha* es un aspecto que debe controlarse, para no tener problemas de invasión en lugares no deseados.

Este sistema natural de tratamiento de agua residual doméstica describe una importante remoción en los indicadores de contaminación del agua residual doméstica. Los contaminantes del agua residual se removieron en el humedal artificial y las plantas acuáticas y emergentes contribuyeron a una alta eficiencia del 80% en la mayoría de los parámetros evaluados, demostrando que se puede alcanzar un nivel de depuración de las aguas residuales domésticas. Aunque en la remoción de coliformes totales y *Salmonella* fue mayor al 90%, la reutilización del agua residual tratada para uso agrícola aun requiere de un tratamiento adicional para la eliminación por completo de patógenos.

Los humedales artificiales son una alternativa de tratamiento de agua residual, por su bajo costo de mantenimiento y operación. Es recomendable en las comunidades pequeñas que no tienen el capital de inversión necesario y que cuentan con terrenos disponibles para el establecimiento de humedales.

VI. LITERATURA CITADA

Aalbers, H. 1999. Resource recovery from faecal sludge using constructed wetlands. WASTE. Netherlands.

APHA. 1998. Standard Method for The Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. 20th Edition, Washington, DC.

Arrivallaga, C.A. y Arredondo, J.L 1978. Una revisión sobre el potencial de las macrofitas acuáticas en la acuicultura. Universidad y Ciencia 4, 8, 55-67

Asaeda, T., Trung, V.K., and Manatunge, J. 2000. Modelling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. Aquat. Bot. 68 217–237

Atlas, R. M. 1995. Principles of Microbiology. Mosby-Year Book, Inc. St. Louis.

Balasubramanian, P.R. and Kasturi, B. 1992. Recycling of biogas-plant effluent through aquatic plant (Lemna) culture. Biores. Tech. 5 (6) 213-215.

Brix, H. 1994. Functions of macrofitas in constructed wetlands. Water. Sci. Technol. 29 (4), 71-78.

Brix, H., 1999. How “green” are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment system. Water Sci. Technol. 40 (3), 45–50.

Brix, H., and Schierup, H., 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, New York, USA, pp. 53–66.

Clarke E., and Baldwin A. H. 2002. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecol. Eng.* 18, 257-264

Cooper, P., 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment system. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 1–9.

Crites, R; and Tchobanoglous G., 1998. *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleo pequeños y descentralizados*. Mc-Graw Hill. Colombia.

Crites, R; and Tchobanoglous G., 1999. *Ingeniería en Aguas Residuales*. Tomo I, II. Editorial MacGraw-Hill. México.

Decamp, O., and Warren, A., 2000. Investigation of *E. coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 14, 293–299.

Decamp, O., Warren, A., and Sanchez, R., 1999. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as indicators. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 91–98.

Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J., and Smith, K.A., 2000. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *Water Res.* 34 (9), 2483–2490.

Gearheart, R.A., Finney, B.A., Lang, M., and Anderson, J., 1999. Free-Surface Wetland Technology Assessment, Presented at the U.S. Environmental Protection Agency 6th National Wastewater Treatment Technology Transfer Workshop, Kansas City, Kansas, August 2–4.

Giersberg, R.M., Elkins, V.B., Lyon S.R. and Goldam, L. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res.* 20 (3):363-368

Greenway M. and Woolley A. 1999. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecol. Eng.* 12, 1-2, 39-55

Hammer, D.A., B. P. Pullin, T. A. McCaskey, J. Easton and V. W. E. Payne, 1993. *Treating Livestock Wastewaters with Constructed wetlands.* edition G.A. Moshiri,. Constructed wetlands for Water Quality Improvement. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Hammer, D.A., Knight, R.L., 1994. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water. Sci. Technol.* 29 (4), 15–27.

Hatano, K., Trettin, C.C., House, C.H., and Wollum, A.G. II, 1993. Microbial populations and decomposition activity in three subsurface flow constructed wetlands. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement.* Lewis Publishers, London.

Huang, J., Reneau, J.R., and Hagedorn, C., 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Res.* 34 (9), 2582–2588.

IWA. 2000. Constructed wetlands for pollution control – processes, performance, design and operation. IWA specialist group on use of macrofitas in water pollution control. Scientific and Technical Report No 8, IWA.

Jenssen, P.D., Maehlum, T., and Krogstad, T., 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Sci. Technol.* 28 (10), 149–157.

Jiménez C. B. 2001. *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnologías apropiada*. Editorial Limusa, Colegio de ingenieros ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA. México. 926 pp.

Kadlec R. H. and Knight R. L. 1996. *Treatment wetlands*. CRC Press, Boca Raton, New York.

Kadlec, R.H., 1999. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 37–44.

Khawwaja, N.R., Polprasert, C., 1999. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 3 (40), 109–116.

Kiely, G. 1999. *Ingeniería ambiental*. Editorial McGraw-Hill. Mexico.

Knight R. L., Payne J. V. W. E., Borer R. E, Clarke Jr R. A., and Pries J. H. 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15, 1-2, 41-55

Levin, M., y Gealt, M. A. 1997. *Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos*. McGraw-Hill. España.

Luederitz V., Eckert E., Lange-Weber M., Lange A., and Gersberg R. 2001. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 18, 157-171

Mark I., Watt P., Grieve C., Sharma V., and Lyon S. 2002. Multiplex Fluorogenic Real-Time PCR for Detection and Quantification of *Escherichia coli* O157:H7 in Dairy Wastewater Wetlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 68:10, 4853–4862

Marks, M., B. Lapin, and Randall, J. 1994. *Phragmites australis*: threats, management and monitoring. *Natural Areas Journal* 14:285–294.

Martín, I., and Fernández J. 1992. Nutrient dynamics and growth of cattail crop (*Typha latifolia* L.). developed in an effluent with high eutrophic potential- application to wastewater purification systems. *Biores. Tech.* (42): 7-12

Neralla, S., Weaver, R.W., Lesikar, B.J., and Persyn, R.A. 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Biores. Technol.* 75, 19-25.

Newman J. M., Clausen J. C, and Neafsey J. A 1999. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecol. Eng.* 14, 1-2, 81-198

NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 24 de junio de 1996.

Nyakango J. B. and Bruggen J. J. 1999. Combination of a Well Functioning Constructed Wetland with a Pleasing Landscape Design in Nairobi, Kenya. *Water Sci. Technol.* 40, 3, 249-256

Olguín, E. Benitez, J. y Arias, E. 1986. Desarrollo Agropecuario Integral con la participación de una cooperativa de mujeres. *Desarrollo y Medio Ambiente* 1 (1):1-6 pp.

Reed, S.C., Crites, R.W., and Middlebrooks, E.J., 1995. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. Mc-Graw-Hill, New York.

Reed, S.C., and Brown, D.S., 1995. Subsurface flow wetlands a performance evaluation. *Water Environ. Res.* 67 (2), 244–248.

Rzedowski j. 1990. *Flora fanerogama del Valle de Mexico*. Vol. III. Primera edición. Limusa. México.

Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., and Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.* 78, 301–308.

Sanchez, O. 1974. *La flora del Valle de Mexico*. Trillas. Mexico.

Shi, S., and Wang, X. 1991. The purifying efficiency and mechanism of aquatic plants in ponds. *Water Sci. Technol.* 24 (5):63- 73

Steer, D., Fraser, L., Boddy, J., and Seibert, B. 2002. Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent. *Ecol. Eng.* 18, 429-440

Tanner, C.C., and Sukias, J.P., 1995. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 32 (3) 229-239.

Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., and Upsdell, M.P., 1999. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetland. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 147–154.

Thullen, J., Sartoris, J., and Walton, W. 2002. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecol. Eng.* 18, 441-457

Tilley, D., Badrinarayanan, H., Rosati R., and Son J. 2002. Constructed wetlands as recirculation filters large-scale shrimp aquaculture. *Aquacult. Eng.* 26, 81-109

U.S. Environmental Protection Agency. 1993. *Constructed wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat: 17 Case Studies*. Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency, 1999. *Wastewater Technology Fact Sheet - Intermittent Sand Filters*. EPA Office of Water, Washington, D.C.

Vaillant N, Monnet F, Sallanon H, Coudret A, and Hitmi A. 2003. Treatment of domestic wastewater by an hydroponic NFT system. *Chemosphere* 50: 121–129 p.

Wang, Q., Cui, Y., and Dong, Y., 2002. Phytoremediation of Polluted Waters Potentials and Prospects of Wetland Plants. *Acta Biotechnol.* **22** 1--2, 199--208

Werker A.G., Dougherty J.M., McHenry J.L., and Van Loon W.A.. 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecol. Eng.* 19, 1–11

Wetzel, R.G. 1993. *Constructed Wetlands : Scientific Foundations are Critical*, G.A., *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis Publishers.

