
EVALUACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO LIBRE Y SUBSUPERFICIAL EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE AGUAS RESIDUALES UTILIZANDO DIFERENTES ESPECIES DE VEGETACIÓN MACRÓFITA

Rudy Solís Silván, Gaspar López Ocaña, Raúl Germán Bautista Margulis, José Roberto Hernández Barajas y Mario José Romellón Cerino

RESUMEN

Las descargas de aguas residuales contienen altas cargas de turbiedad, color, sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), lo cual provoca daños a los ecosistemas acuáticos y terrestres. Por ello se deben reducir estas cargas contaminantes a niveles bajos para mitigar la contaminación de los ecosistemas. En el presente estudio se implementaron humedales artificiales de flujo libre operando con *Typha domingensis* (espadaño) y *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua), y humedales de flujo subsuperficial empleando *Paspalum paniculatum* (camalote) y *Cyperus articulatus* L. (chintul) para remover contaminantes del agua residual. Se implementaron también lagunas sin vegetación y lagunas con grava como controles. Se empleó

un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias significativas entre los cuatro tratamientos y los controles. El humedal que presentó la mayor eficiencia de remoción de contaminantes del agua residual fue el de flujo libre utilizando *T. domingensis* (eficiencias de remoción de turbiedad, color, DQO, DBO₅, NT, PT y SST de 97,1; 83,4; 97,8; 97,5; 97,2; 91,1 y 97,7% respectivamente), seguido por el humedal de flujo subsuperficial empleando *P. paniculatum* con remociones de 94,8; 71,5; 94,7; 94,8; 92,7; 52,2 y 93,0% respectivamente. Los humedales de flujo libre empleando *E. crassipes* y de flujo subsuperficial que utilizó *C. articulatus* L. presentaron las menores eficiencias de remoción de contaminantes. Los tiempos de retención hidráulica fueron de 5,5 y 7,5 días.

Introducción

La contaminación de los cuerpos receptores se debe en gran medida a las descargas de aguas residuales domésticas e industriales. Este problema se ha agravado durante los últimos años debido al crecimiento poblacional que incrementa de manera importante la demanda de agua y, en consecuencia, la generación de aguas residuales (Jiménez, 2001). La cantidad de contaminantes de origen doméstico e industrial

vertidos sin previo tratamiento a cuerpos de agua sobrepasa la capacidad de autodepuración de dichos cuerpos (Peña *et al.*, 2003). De acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2014), organismo del gobierno mexicano que administra y regula las aguas nacionales, en México existen 2342 plantas municipales de tratamiento de aguas residuales, las cuales solo pueden tratar un caudal de 106m³·s⁻¹, representando el 50,2% del total que se genera (211m³·s⁻¹). Aunque se han

implementado procesos modernos para el tratamiento de aguas residuales en México, estos no pueden tratar toda la que se genera, ya que dichas tecnologías involucran altos costos de instalación, operación y mantenimiento, y requieren de personal altamente calificado, por lo que su factibilidad técnico-económica es aceptable para el tratamiento de aguas residuales industriales y aguas residuales domésticas de grandes núcleos urbanos, los que suelen contar con elevada capacidad financiera.

La aplicación de dichas tecnologías en núcleos urbanos pequeños o zonas rurales ha resultado poco viable. Ante tal situación ha sido necesario examinar sistemas alternos de tratamiento que sean eficientes en la reducción de contaminantes, técnica y económicamente viables, de fácil operación, así como adecuados a las condiciones climatológicas y a los recursos naturales de la región.

Una de estas tecnologías es la de humedales artificiales (HA), ya que requieren de

PALABRAS CLAVE / Demanda Bioquímica de Oxígeno / Flujo Libre / Flujo Subsuperficial / Humedal Artificial / Vegetación Macrófita /

Recibido: 26/06/2015. Modificado: 25/11/2015. Aceptado: 26/11/2015.

Rudy Solís Silván. Ingeniero Ambiental, Maestro en Ciencias Ambientales y estudiante de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), México. e-mail: rudy.solisilvan@gmail.com

Gaspar López Ocaña. Ingeniero Ambiental, Maestro en Ingeniería y Protección Ambiental,

y Doctor en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales, UJAT, México. Profesor-Investigador, UJAT, México. Dirección: Ingeniería y Protección Ambiental, UJAT. Nardos 202. Fracc. Villa las Flores, Villahermosa Centro, Tabasco. CP 86019, México. e-mail: ocanagl77@hotmail.com

Raúl Germán Bautista Margulis. Ingeniero Químico,

Universidad Veracruzana, México. Maestro y Doctor en Ciencias de la Combustión y Control de la Contaminación Ambiental, University of Sheffield, RU. Profesor, UJAT, México. e-mail: margulisrg@hotmail.com

José Roberto Hernández Barajas. Ingeniero Químico, Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, México. Doctorado

en Ciencias en Ingeniería Química, Instituto Tecnológico de Celaya, México. Profesor-Investigador, UJAT, México. e-mail: roberto.hernandez@ujat.mx

Mario José Romellón Cerino. Ingeniero Ambiental y Maestro en Ingeniería y Protección Ambiental, UJAT, México. e-mail: mjrcerino@gmail.com

EVALUATION OF FREE FLOW AND SUBSURFACE WETLANDS IN WASTEWATER POLLUTANT REMOVAL USING DIFFERENT VEGETATION MACROPHYTE SPECIES

Rudy Solís Silván, Gaspar López Ocaña, Raúl Germán Bautista Margulis, José Roberto Hernández Barajas and Mario José Romellón Cerino

SUMMARY

The discharge of wastewater containing high loads of turbidity, color, total suspended solids (TSS), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD₅), damages aquatic and terrestrial ecosystems. Such pollutant discharges should be brought to low levels to mitigate ecosystem contamination. The present study evaluated artificial free flow wetlands that were implemented to operate with *Typha domingensis* (southern cattail) and *Eichhornia crassipes* (water hyacinth), as well as subsurface flow wetlands using *Paspalum paniculatum* (hyacinth) and *Cyperus articulatus L* (jointed flatsedge), to remove contaminants from wastewater. Lagoons without vegetation and gravel lagoons

were built with gravel as controls. A nonparametric Kruskal-Wallis analysis was carried out to assess significant differences between the four treatments and the controls. The highest wastewater pollutant removal efficiency was that of the free flow wetland using *T. domingensis* (removal efficiencies of turbidity, color, COD, BOD₅, NT, PT and SST of 97.1, 83.4, 97.8, 97.5, 97.2, 91.1 and 97.7% respectively), followed by the subsurface flow wetland using *P. paniculatum*, with removals of 94.8, 71.5, 94.7, 94.8, 92.7, 52.2 and 93.0% respectively. Free flow wetlands using *E. crassipes* and subsurface flow wetland with *C. articulatus* had the lowest contaminant removal efficiencies. The hydraulic retention times were of 5.5 and 7.5 days.

AVALIAÇÃO DE HUMEDAIS ARTIFICIAIS DE FLUXO LIVRE E SUBSUPERFICIAL NA REMOÇÃO DE CONTAMINANTES DE ÁGUAS RESIDUAIS UTILIZANDO DIFERENTES ESPÉCIES DE VEGETAÇÃO MACRÓFITA

Rudy Solís Silván, Gaspar López Ocaña, Raúl Germán Bautista Margulis, José Roberto Hernández Barajas e Mario José Romellón Cerino

RESUMO

As descargas de águas residuais contêm altas cargas de turbidez, cor, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), o qual provoca danos aos ecossistemas aquáticos e terrestres. Por isto se devem reduzir estas cargas contaminantes a níveis baixos para mitigar a contaminação dos ecossistemas. No presente estudo se implementaram humedais artificiais de fluxo livre operando com *Typha domingensis* (taboa) e *Eichhornia crassipes* (aguapé), e humedais de fluxo sub superficial empregando *Paspalum paniculatum* (capim) e *Cyperus articulatus L* (priprioca) para remover contaminantes da água residual. Implementaram-se também lagoas sem vegetação e lagoas com brita como controles. Em-

pregou-se uma análise no paramétrico de Kruskal-Wallis para avaliar diferenças significativas entre os quatro tratamentos e os controles. O humedal que apresentou a maior eficiência de remoção de contaminantes da água residual foi o de fluxo livre utilizando *T. domingensis* (eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO, DBO₅, NT, PT e SST de 97,1; 83,4; 97,8; 97,5; 97,2; 91,1 e 97,7% respectivamente), seguido pelo humedal de fluxo subsuperficial empregando *P. paniculatum* com remoções de 94,8; 71,5; 94,7; 94,8; 92,7; 52,2 e 93,0% respectivamente. Os humedais de fluxo livre empregando *E. crassipes* e de fluxo sub superficial que utilizou *C. articulatus L* apresentaram as menores eficiências de remoção de contaminantes. Os tempos de retenção hidráulica foram de 5,5 e 7,5 dias.

poco personal operativo y el proceso de tratamiento de las aguas residuales involucra elementos que son provistos por la naturaleza (CONAGUA, 2013). En las últimas décadas ha incrementado el interés en el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales debido a su baja generación de gases de efecto-invernadero y bajos costos de operación y mantenimiento, así como un mayor ahorro energético (Yang *et al.*, 2005). Existen diferentes formas de definir los HA, lo que depende principalmente del enfoque y el uso que se le dé a esta definición. La mayoría incluye referencias a la hidrología, suelo y biota; sin

embargo, una definición más técnica es que son sistemas de ingeniería diseñados y construidos para tomar ventaja de los procesos que ocurren en los humedales naturales, ya que se basan en la simbiosis biológica existente entre la vegetación, los microorganismos y sus interacciones con la química del suelo para proporcionar un tratamiento al agua residual (Cooper, 1999). Los HA se podrían clasificar de acuerdo a distintos parámetros, pero dos criterios son los más importantes: i) el régimen de flujo de agua, en los que destacan los humedales de flujo libre (HAFL) y de flujo subsuperficial (HAFS); y ii) el

tipo de macrófitas instaladas en el humedal (i.e. emergentes, flotantes y sumergidas). Los HAFL consisten en zanjas o canales, con tierra u otro medio adecuado para soportar la vegetación flotante o enraizada (si existe) y el agua está a una profundidad relativamente superficial que fluye a través de la unidad. Los HAFS consisten en zanjas o canales rellenos con un material filtrante para soportar la vegetación enraizada, además de que el material filtrante sirve como superficie de adhesión de la biopelícula bacteriana y como filtro; el agua fluye a través de la unidad de manera horizontal (Brix *et al.*, 2001). Los HAFS

son construidos normalmente con medios de soporte de grava o roca triturada, en la cual se fija vegetación macrófita cuya función es la degradación de materia orgánica.

En la literatura especializada se han reportado diversas investigaciones sobre humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. En estudios realizados en la República Checa sobre HAFS (Vymazal, 2002) se alcanzaron altas tasas de remoción de contaminantes (DBO₅= 88%, SST= 84%, PT= 51% y NT= 41%) utilizando vegetación macrófita enraizada (*Phragmites australis*) en los medios de soporte. En otra investigación, Chaparro y Ospina

(2005) experimentaron a nivel laboratorio para la remoción de compuestos orgánicos e inorgánicos tales como DBO₅, DQO, coliformes totales (CT), SST, sólidos totales (ST), NO₂ y NO₃ utilizando un HAFS que contenía un medio de soporte conformado por arena de peña de 10cm, arena de río de 10cm y cuarzo de 10cm. La vegetación sembrada sobre el medio de soporte fue *C. papyrus*. Los resultados de remoción alcanzados en ese estudio fueron DBO₅= 37%, DQO= 10%, CT= 49%, ST= 16%, SST= 27%, NO₂= 83%, y NO₃= 30%. En un estudio posterior, Romero *et al.* (2009) emplearon un HAFS con vegetación de *T. domingensis*, utilizando como medio de soporte una mezcla de grava de tezontle; las remociones más significativas se encontraron en la DQO= 85%, NH₄⁺= 33,5% y NO₃= 85,1%. En una investigación aplicada la industria petrolera (Aslam *et al.*, 2007) se diseñaron dos HAFS para la remoción de compuestos orgánicos e inorgánicos (DBO₅, SST, DQO, Fe, Cu y Zn), con medios de soporte de arena y grava para el primero, y de arena y abono orgánico tamizado para el segundo. La vegetación utilizada en estos soportes fue caña común (*Phragmites karka*). El humedal que presentó la mayor remoción de contaminantes fue el que empleó composta y arena como medio de soporte (DQO= 52,5%, BBO₅= 56%, SST= 60,5%, Fe= 48%, Cu= 56% y Zn= 61%), diferente al humedal a base de arena y grava, que presentó menores porcentajes de remoción (DQO= 47,5%, BBO₅= 45%, SST= 48,5%, Fe= 37%, Cu= 41% y Zn= 45%). Posteriormente, Ramírez *et al.* (2009) probaron un HAFS con un lecho de soporte constituido de grava silíce, para la remoción de contaminantes orgánicos tales como NH₄⁺, NO₃, NO₂, ortofosfatos solubles (PO₄⁻³) y DQO. La vegetación sembrada en el lecho de soporte para la fitorremediación de los compuestos orgánicos consistió de tres especies: carrizos (*Arundo*

donax), alfalfa (*Medicago sativa*) y alcátraces blancos (*Zandechia aethiopica*). En ese estudio se lograron remociones globales de hasta 92% DQO, 85% de NH₄⁺ y 80% de PO₄⁻³.

En otro estudio (Piñeyro *et al.*, 2011) se implementó un HAFS usando vegetación de *T. domingensis*, soportada en piedra de 2cm, para la remoción de DQO, DBO₅, SST, materia orgánica suspendida (MOS), nitritos (NO₂), nitratos (NO₃), NT, PT y amoníaco (NH₄⁺), logrando remociones significativas en las variables DBO₅ y DQO, con 46,3 y 47,7% respectivamente. Hafeznezami *et al.* (2012) construyeron un HAFS con un medio de soporte de sedimento natural, en el cual había vegetación de totora (*Scirpus californicus*), para la remoción de contaminantes tales como NT, Cd, Cu, Pb y Zn. Se encontraron eficiencias de remoción de 23,9; 10,6; 17,6 y 58% para el Cd, Cu, Pb y Zn respectivamente durante 14 días. La eficiencia de la eliminación del NT fue del 58%. Por su parte, Castañeda y Flores (2013) construyeron un HAFS con *T. latifolia* en medios de soporte de tezontle para la remoción de DBO₅, NT, PT y grasas y aceites. Los resultados comprueban que el HA con *T. latifolia* remueve un 86% la DBO₅, 53% de NT, 75,75% de PT y 60% de grasas y aceites. En dicho estudio se utilizaron también otras especies como *P. australis* (carrizo) y *Gladiolus* spp. (gladiolo), obteniendo resultados significativos en la remoción de contaminantes evaluados. Recientemente, Jiménez *et al.* (2014) utilizaron HAFS y HAFS en la remoción de contaminantes de aguas residuales domésticas, utilizando grava y arena para soportar vegetación de *P. paniculatum* y *Typha latifolia*. Los HAFS con *P. paniculatum* presentaron remociones de turbiedad y color de 95 y 99% respectivamente y los HAFS con *T. latifolia* presentaron remociones de turbiedad y color de 98 y 90% respectivamente. Bedoya *et al.* (2014) propusieron un HAFS con dos tipos de vegetación (*T. latifolia*

y *Cyperus papyrus*) soportados con grava; *T. latifolia* mostró mejor rendimiento que *C. papyrus* en términos de la calidad de agua obtenida en el efluente al finalizar el tratamiento. Las remociones más significativas de para *T. latifolia* fueron la DQO (70,4%), DBO₅ (96,7%) y SST (81,4%).

En el presente estudio se evaluó la capacidad de remoción que tienen los humedales de flujo libre (HAFL) y flujo subsuperficial (HAFS) con cuatro tipos de vegetación (*C. articulatus* L, *P. paniculatum*, *E. crassipes* y *T. domingensis*) en la remoción de turbiedad, color, DQO, DBO₅, PT, NT y SST durante un periodo de tres meses, y con la posibilidad de implementarlos en zonas rurales marginadas con clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano. Los diferentes tratamientos de HA quedaron conformados de la siguiente manera: humedal de flujo libre con *T. latifolia* (HAFL-T), humedal de flujo libre con *E. crassipes* (HAFL-E), humedal de flujo subsuperficial con *C. articulatus* L (HAFS-C) y humedal del flujo subsuperficial con *P. paniculatum* (HAFS-P), así como los dos controles: laguna sin vegetación (HG) y laguna con grava (HL). La comparación de los diferentes tratamientos de HA y los controles se llevaron a cabo mediante un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis de una vía y el contraste de medianas se llevó a cabo con la prueba de Mann-Whitney. El número de repeticiones por tratamiento fue de tres unidades experimentales.

Materiales y Métodos

Características de los humedales artificiales

La instalación de las unidades experimentales de los humedales artificiales se realizó en la Universidad Autónoma de Tabasco, Villahermosa, México, de clima cálido húmedo de acuerdo a la clasificación de Köppen, con abundantes lluvias en verano. Para la realización de este proyecto se construyeron doce HA (seis

HAFL y seis HAFS) y seis controles (tres HL y tres HG), todos rectangulares. Las dimensiones de cada HA fueron 1,2m de anchura×2,5m de longitud×1m de altura. El volumen de cada HA fue de 1,5m³, ya que el tirante de agua solo alcanzaba 0,5m de alto. Las unidades control fueron diseñadas con los mismos materiales y las mismas dimensiones que las unidades de HA. El medio de soporte utilizado fue grava de ~2cm de diámetro. Las celdas fueron construidas con acero al carbón calibre 10 con recubrimiento primario epóxico catalizado y epóxico catalizado con poliámidas (SYLPYL®, México) y revestidas interiormente con malla impermeable de 0,1mm de espesor, la cual fue adherida con impermeabilizante hacia las paredes del HA. Posteriormente se colocaron tuberías para el ingreso de agua, de policloruro de vinilo (PVC) de una pulgada de diámetro y 0,6m de longitud; para que el agua se distribuyera de manera homogénea en la sección transversal del HA, se perforó la tubería y se instaló a una altura de 0,45m. Se colocó grava en el interior de cada HAFS hasta una altura de 0,5m; en los HAFL se aplicó el mismo principio, con la diferencia que la grava sólo ocupó 0,2m de altura. En cuanto a los controles, al HL se le aplicó el mismo principio que a los HAFL y al HG los de los HAFS. Todos los HA funcionaron con flujo de agua horizontal. Las interconexiones para la distribución de agua se instalaron mediante tuberías de PVC hidráulico de una pulgada, al igual que las válvulas de control de entrada y salida de agua. La capacidad de tratamiento de cada HA fue de 200 litros/día. Los tiempos de retención hidráulica fueron de 5,5 y 7,5 días para los HAFL y HAFS, respectivamente.

Siembra de la vegetación sobre los HA

A cada HA construido se le sembró la vegetación sobre el medio de soporte (grava). La

vegetación fue recolectada de humedales naturales aledaños a la zona. Las especies de *T. latifolia* y *E. crassipes* fueron sembradas en los HAFL y las especies *P. paniculatum* y *C. articulatus* en los HAFS. En la Figura 1 se presenta la distribución de las doce unidades experimentales de HA y sus dos controles las cuales fueron alimentadas por dos tanques rectangulares de recepción cruda, cada uno con capacidad de 1,5m³ de agua. Los tanques de recepción de agua fueron construidos con los mismos materiales que los HA.

Periodo de adaptación de la vegetación sembrada sobre los HA

Los HA se pusieron en operación y se esperó durante un mes para que las plantas se adaptaran a las nuevas condiciones. Una vez adaptadas se procedió a evaluar la remoción de contaminantes de los diferentes tratamientos de HA y de controles.

Parámetros fisicoquímicos evaluados, equipos de medición y métodos

El agua residual utilizada en esta investigación proviene de

los servicios sanitarios y de comedor de un campus universitario. Los parámetros fisicoquímicos evaluados fueron: turbiedad, color, DBO₅, DQO, PT, NT y SST. Todos estos parámetros se midieron en la entrada y salida en cada uno de los HA y de los controles durante un periodo de tres meses. La turbiedad se midió con un turbidímetro LaMotte® con precisión de 0,01 NTU-turbiedad (método EPA 180.1, TC-300e, ISO7027, TC-300i). El color fue medido con el mismo equipo con una precisión de 0,1 C.U-color aparente (método estándar 2120B). La humedad relativa y la temperatura ambiental fueron medidos con un equipo Hanna®. El pH y la temperatura del agua se midieron con un multiparamétrico Hanna^{MR}. Los parámetros DQO, DBO₅, NT, PT, SST se analizaron con los métodos NMX-AA-030/2-SCFI-2001, NMX-AA-028-SCFI-2001, NMX-AA-026-SCFI-2001/EPA, NMX-AA-029-SCFI-2001/EPA y NMX-AA-034-SCFI-2001, respectivamente. Los valores promedios del agua cruda de entrada, evaluados durante un periodo de tres meses, mostraron valores de turbiedad de 143 NTU, color= 1424 U.C., DBO₅= 398,5mg·l⁻¹, DQO=

891,8mg·l⁻¹, NT= 73,7mg·l⁻¹, PT= 15,8mg·l⁻¹ y SST= 295,3mg·l⁻¹. El promedio de la humedad relativa, temperatura ambiental, pH y temperatura del agua, durante el periodo de muestreo fueron de 88,4%; 33,7°C; 7,22 y 25,6°C respectivamente.

Muestreo para la evaluación de la eficiencia de remoción

Se llevó a cabo un muestreo de tres meses (agosto, septiembre y octubre 2014) en todos los HA diseñados. Se tomaron muestras en tres días de la semana (lunes, miércoles y viernes): seis muestras simples obtenidas cada 2h desde las 8:00 hasta las 18:00, para formar una muestra compuesta al final del día. Los parámetros analizados fueron DBO₅, DQO, SST, PT, NT, turbiedad y color. La turbiedad y el color se evaluaron en los tres días de muestreo de los tres meses con tres repeticiones

cada uno. En cuanto a la DBO₅, DQO, SST, PT y NT solo se evaluaron los días viernes durante los tres meses, con tres repeticiones cada uno. El total de muestras compuestas de la turbiedad y el color, tomando en cuenta los días evaluados y los meses, fue de 72 muestras. Los parámetros DBO₅, DQO, SST, PT y NT generaron un total de 60 muestras compuestas, 12 muestras compuestas por cada parámetro. Todos los resultados fueron evaluados en el programa STATGRAPHICS 7.0®.

Análisis estadístico

Se compararon las variables de respuestas cuantitativas turbiedad, color, DQO, DBO₅, NT, PT y SST de los diferentes tipos de tratamientos de HA y los controles (HAFL-T, HAFL-E, HAFS-P, HAFS-C, HL y HG). Para determinar diferencias estadísticas significativas se realizó un análisis

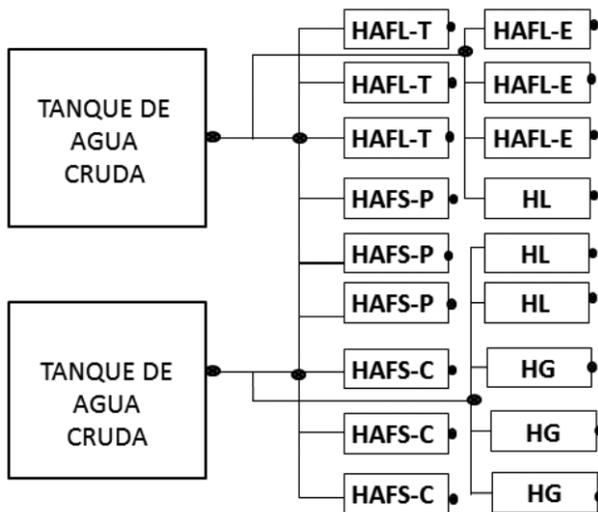


Figura 1. Diagrama de los humedales artificiales (HA) construidos: HA de flujo libre con vegetación de *T. latifolia* (HAFL-T), HA de flujo subsuperficial con vegetación de *P. paniculatum* (HAFS-P), HA de flujo subsuperficial con vegetación de *C. articulatus* (HAFS-C) y HA de flujo libre con vegetación de *E. crassipes* (HAFL-E), así como los dos controles: laguna sin vegetación (HG) y laguna con grava (HL).

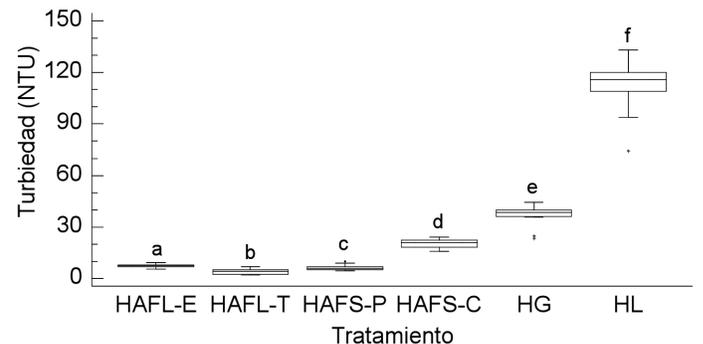


Figura 2. Valores medianos (±DS) de la variable turbiedad. Letras diferentes indican diferencias (P<0,05) con un 95% de confianza entre los tratamientos, definidos en leyenda de la Figura 1. DS: desviación estándar, NTU: unidad nefelométrica de turbidez.

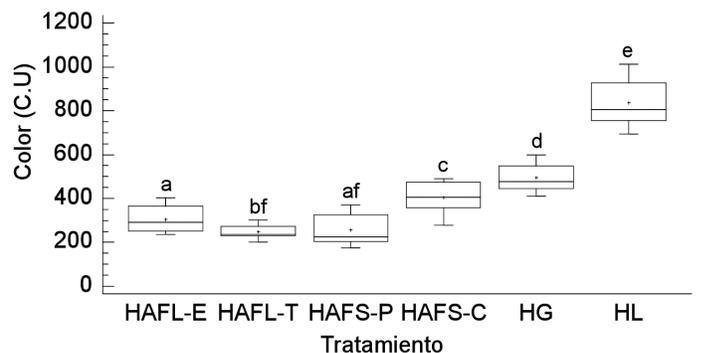


Figura 3. Valores medianos (±DS) de la variable color. Letras diferentes indican diferencias (P<0,05) con un 95% de confianza entre los tratamientos. DS: desviación estándar, C.U: unidades de color.

no paramétrico de Kruskal-Wallis de una vía y un contraste de medianas con la prueba de Mann-Whitney (Rubio, 2003). Los datos fueron evaluados con el paquete estadístico STATGRAPHICS 7.0®.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño aleatorio de un factor para el análisis de los diferentes tipos de HA y controles. Las unidades experimentales en total fueron 18, de las cuales seis eran HAFL, seis HAFS y seis controles (tres HL y tres HG). El número de observaciones por cada unidad experimental (HA y controles) fue de tres.

Resultados y Discusión

Los resultados que se presentan a continuación son los obtenidos con los tratamientos evaluados y sus controles (HAFL-T, HAFS-T, HAFS-P, HAFL-E, HL y HG). Se llevó a cabo una comparación entre todos los tratamientos de HA y los controles, con la finalidad de verificar cuál de ellos tenía una mayor capacidad de remoción de contaminantes.

Turbiedad y color

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra que existen diferencias altamente significativas ($P < 0,001$) entre los valores medianos de las variables turbiedad y color de los diferentes tratamientos de HA evaluados (HAFL-E, HAFS-P, HAFS-C y HAFL-T, HG y HL) con un 95% de confiabilidad. El HA que presentó el valor mediano más bajo de turbiedad fue el HAFL-T, seguido de los humedales HAFS-P, HAFL-E y HAFS-C. Las medianas más altas de turbiedad se observaron en los controles HG y HL (Figura 2). Los humedales que presentaron los valores medianos más bajos de color fueron HAFS-P, HAFL-T y HAFL-E, seguidos por el HAFS-C. Con respecto a los controles HG y HL se observaron los valores medianos más altos de color (Figura 3). El contraste de

medianas de Mann-Whitney indicó diferencias estadísticas significativas de las variables turbiedad y color entre los tratamientos de HA evaluados. Los HA de flujo libre con *Typha domingensis* (HAFL-T) y de flujo subsuperficial con *Paspalum paniculatum* (HAFS-P) mostraron en el presente trabajo las mejores eficiencias de remoción de turbiedad y color, con 97,1; 83,4; 95,8 y 84,1% respectivamente. Estos porcentajes de remoción son similares a los encontrados por Jiménez *et al.* (2014), quienes utilizaron los mismos tipos de HA (flujo libre y subsuperficial), con dimensiones similares, en la misma región, con tiempos de retención hidráulica (TRH) iguales y con un mismo tipo de vegetación en el flujo subsuperficial (HAF-P). La única diferencia mostrada por Jiménez *et al.* (2014) fue, que en el flujo libre había una variación de especie de *Typha latifolia*. En dicha investigación, el HAFL con *T. latifolia* presentó una remoción de turbiedad y color del 98 y 90% respectivamente y el HAFS con *P. paniculatum* presentó remociones del 95 y 99% respectivamente. Se puede observar en ambos trabajos hay una diferencia en cuanto a la remoción de color; sin embargo, esto pudo deberse a que el agua cruda de entrada del presente trabajo fue de mayor concentración en cuanto a turbiedad y color (143 NTU y 1424 C.U), mientras que los valores iniciales en el trabajo con el cual se contrasta fueron de 120 NTU y 985 C.U.

DBO₅ y DQO

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra que existen diferencias altamente significativas ($P < 0,001$) entre las medianas de las variables DBO₅ y DQO de los tratamientos evaluados. El humedal que presentó la mediana más baja de DBO₅, fue el HAFL-T, seguido por HAFS-P y HAFL-E respectivamente. Las medianas más altas de DBO₅ se presentaron en HAFS-C y los controles HG y HL respectivamente

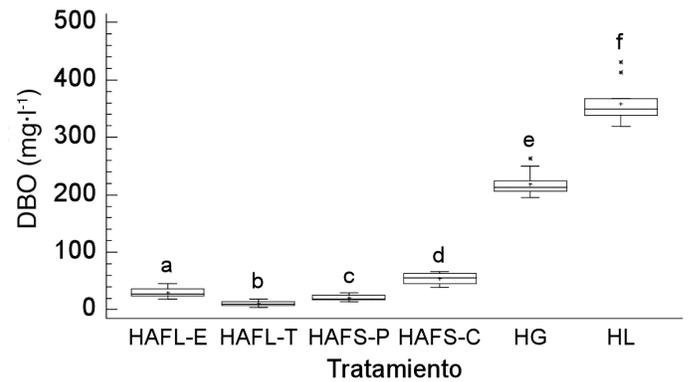


Figura 4. Valores medianos (\pm DS) de la variable DBO₅. Letras diferentes indican diferencias ($P < 0,05$) con un 95% de confianza entre los tratamientos. DS: desviación estándar, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno.

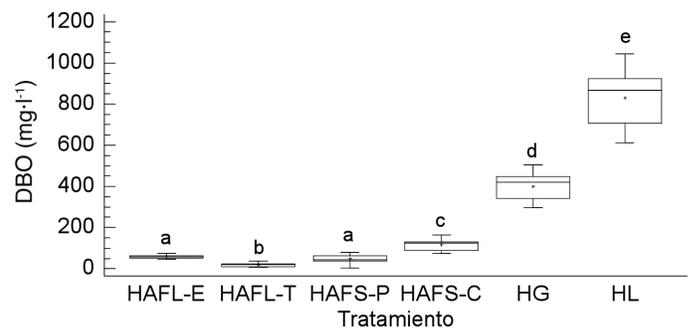


Figura 5. Valores medianos (\pm DS) de la variable DQO. Letras diferentes indican diferencias ($P < 0,05$) con un 95% de confianza entre los tratamientos. DS: desviación estándar, DQO: demanda química de oxígeno.

(Figura 4). El humedal que presentó la mediana más baja de DQO fue el HAFL-T, seguida de HAFS-P y HAFL-E respectivamente. Los valores medianos más altos de DQO se presentaron en el humedal HAFS-C y los controles HG y HL respectivamente (Figura 5). El contraste de medianas muestra una diferencia significativa entre los tratamientos evaluados en cuanto a las variables DBO₅ y DQO. Piñeyro (2011) y Romero *et al.* (2007) lograron remociones de la DBO₅ y DQO en un 46,3 y 85% respectivamente, utilizando un HA con vegetación de *T. domingensis*, diferente a los porcentajes de remoción obtenidos del presente estudio de 97,5 y 97,8% respectivamente utilizando HA con el mismo tipo de vegetación. Estas diferencias de eficiencias pueden ser debido a las condiciones climáticas de Tabasco, México, donde se instalaron los HA del presente

estudio, ya que Hammer (1989) y Moshiri (1993), mencionan que los HA son más eficientes en zonas tropicales. El 97,5% de DBO₅ obtenido en el presente trabajo representa una concentración final de 9,9 mg l⁻¹ de DBO₅, valor que cumple con la NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece como límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reúsen en el servicio público, indicando para la DBO₅ un LMP de 30 mg l⁻¹ para uso público con contacto indirecto u ocasional. Así mismo, cumple con NOM-001-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Vymazal (2002) señala que numerosos estudios realizados en la República Checa lograron remociones de 88% de la DBO₅ utilizando humedales artificiales a gran

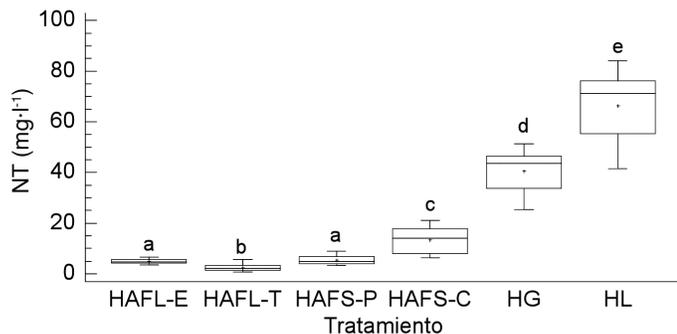


Figura 6. Valores medianos (\pm DS) de la variable NT. Letras diferentes indican diferencias ($P < 0,05$) con un 95% de confianza entre los tratamientos. DS: desviación estándar, NT: nitrógeno total.

escala con vegetación de *P. australis*. Otros autores como Castañeda y Flores (2013), reportan eficiencias de remoción de DQO del 86,7% utilizando humedales artificiales con *T. latifolia*. Masud *et al.* (2007) lograron remociones de DQO del 47,5%, utilizando humedales artificiales con *A. donax* (caña común). En el presente estudio se obtuvieron concentraciones promedio de DQO de $19,9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ utilizando el HAFL-T, lo cual, de acuerdo a estándares del gobierno mexicano (CONAGUA, 2007) se considera una calidad aceptable de agua donde pueden vivir organismos acuáticos.

Nitrógeno total (NT)

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra que existen diferencias altamente significativas ($P < 0,001$) entre los valores medianos de la variable NT de los diferentes tratamientos evaluados. El humedal que presentó la mediana más baja de NT fue el HAFL-T, seguido por HAFL-E, HAFS-P y HAFS-C respectivamente. Los controles HG y HL tuvieron los valores medianos más altos de NT (Figura 6). El contraste de medianas muestra diferencia significativa entre los tratamientos. Bedoya *et al.* (2014) implementaron HAFS con *T. latifolia*, logrando encontrar remociones de NT del 57,4% con una concentración inicial de $202,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. En el presente trabajo se obtuvo una remoción del 97,2% de NT, con una

concentración inicial de $84,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, utilizando un mismo género de planta pero diferente especie (en esta investigación, *T. domingensis*). Aunque ambas concentraciones iniciales de NT de los trabajos son diferentes, en el presente estudio se utilizaron tiempos de retención hidráulicos menores (5,8 días) a los reportados por Bedoya de 9 días.

Fosforo total (PT)

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra que existen diferencias altamente significativas ($P < 0,001$) entre los valores medianos de la variable PT de los diferentes tratamientos evaluados. Los humedales que presentaron los mejores valores de PT fueron el HAFL-T y HAFL-E respectivamente, seguido por los humedales HAFS-C y HAFS-P respectivamente. Los controles HG y HL tuvieron los valores medianos más altos de NT (Figura 7). El contraste de medianas muestra diferencia significativa entre los tratamientos. El mayor porcentaje de remoción de PT en este estudio fue del 91,1%, diferente a los resultados reportado por Romero *et al.* (2007) del 21,9%, utilizando en ambos casos HA con *T. domingensis*. Las diferencias de eficiencias en ambos trabajos se debe principalmente a que la concentración de entrada de PT en el presente estudio fue mayor ($15,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) que en Romero *et al.* ($0,9-1,96 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Lara (1999) afirman que la remoción de P en

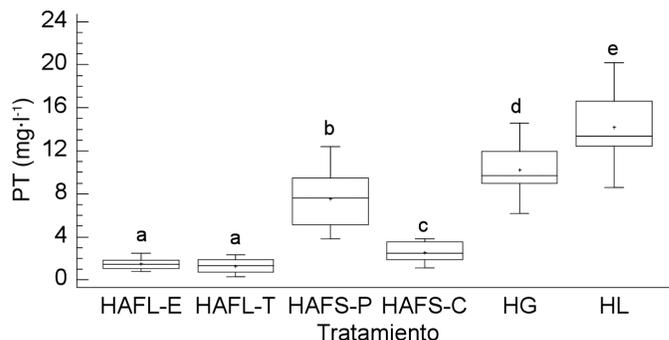


Figura 7. Valores medianos (\pm DS) de la variable PT. Letras diferentes indican diferencias ($P < 0,05$) con un 95% de confianza entre los tratamientos. DS: desviación estándar, PT: fosforo total.

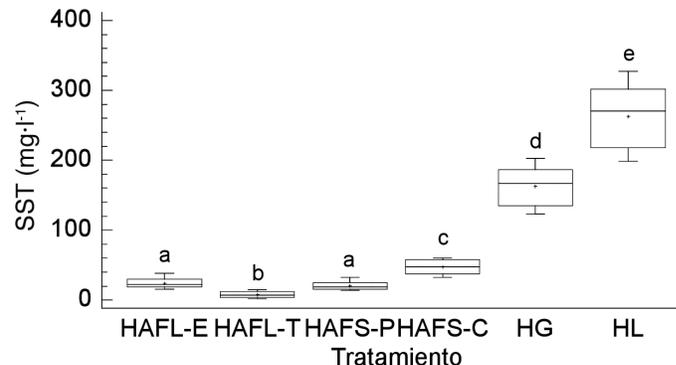


Figura 8. Letras diferentes indican diferencias ($P < 0,05$) con un 95% de confianza entre los tratamientos. DS: desviación estándar, SST: sólidos suspendidos totales.

la mayoría de los sistemas de humedales artificiales no es muy eficaz debido a las pocas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno, aunado a esto si la concentración de entrada de P es muy baja, aumentan las posibilidades de una baja remoción de éste.

SST

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra que existen diferencias altamente significativas ($P < 0,001$) entre los valores medianos de la variable SST de los diferentes tratamientos evaluados. El humedal que presentó el valor mediano más bajo de SST fue HAFL-T, seguido de HAFS-P, HAFL-E y HAFS-C respectivamente. Los controles HG y HL presentaron los valores medianos más altos de SST respectivamente (Figura 8). El contraste de medianas muestra diferencias significativas entre los tratamientos.

Se pudo comprobar que la máxima remoción de SST se obtuvo empleando el HAFL-T, lo que está en concordancia con la máxima remoción de turbiedad encontrada en el mismo tratamiento (HAFL-T). Esto se debe principalmente a que la turbiedad y los SST suelen estar correlacionadas, tal como lo indica Murillo (2009), mediante una serie de ecuaciones que correlacionan a estas dos variables. Estas correlaciones son validadas por dicho autor.

En la Tabla I se presenta un resumen de las medianas, las desviaciones estándar y las eficiencias de remoción de los diferentes parámetros evaluados (turbiedad, color, DBO_5 , DQO, NT, PT y SST) para todos los tratamientos y controles.

Conclusión

Los resultados obtenidos comprueban que los humedales artificiales de flujo libre y

TABLA I
MEDIANA, DESVIACIÓN ESTÁNDAR Y EFICIENCIA DE
REMOCIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES Y
CONTROLES

Parámetro evaluado	Tipo de humedal artificial	Mediana (mg·l ⁻¹)	Desv. estándar (mg·l ⁻¹)	Eficiencia de remoción (%)
Turbiedad (NTU)	HAFL-T	4,1	1,7	97,1
	HAFS-P	6,0	1,7	95,8
	HAFL-E	7,6	1,0	94,7
	HAFS-C	20,9	2,7	85,4
	HG	38,6	6,4	73,0
	HL	113,2	18,8	20,8
Color (C.U.)	HAFL-T	236	29,4	83,4
	HAFS-P	226,0	69,9	84,1
	HAFL-E	291,0	62,2	79,6
	HAFS-C	404,5	71,21	71,6
	HG	476,8	61,7	66,5
	HL	806,2	104,4	43,4
DBO ₅ (mg·l ⁻¹)	HAFL-T	9,9	4,8	97,5
	HAFS-P	18,9	5,3	95,3
	HAFL-E	27,3	8,5	93,1
	HAFS-C	55,9	9,7	86,0
	HG	213,6	19,7	46,4
	HL	359,5	33,3	9,8
DQO (mg·l ⁻¹)	HAFL-T	19,7	10,0	97,8
	HAFS-P	43,6	20,2	95,1
	HAFL-E	58,5	9,0	93,4
	HAFS-C	123,8	30,8	86,1
	HG	419,0	419,0	53,0
	HL	865,9	143,8	2,9
NT (mg·l ⁻¹)	HAFL-T	2,1	1,5	97,2
	HAFS-P	4,9	1,8	93,4
	HAFL-E	4,7	1,0	93,6
	HAFS-C	14,0	5,4	81,0
	HG	43,3	8,0	41,2
	HL	71,3	13,2	3,3
PT (mg·l ⁻¹)	HAFL-T	1,4	0,7	91,1
	HAFS-P	7,6	2,6	51,9
	HAFL-E	1,4	0,6	91,1
	HAFS-C	2,5	0,9	84,2
	HG	9,7	2,2	38,6
	HL	13,4	3,0	15,2
SST (mg·l ⁻¹)	HAFL-T	6,9	4,3	97,7
	HAFS-P	18,9	6,2	93,6
	HAFL-E	21,9	7,4	92,6
	HAFS-C	48,0	9,9	83,7
	HG	166,9	28,7	43,5
	HL	270,2	46,4	8,5

flujo subsuperficial, aquí evaluados con diferentes tipos de vegetación, son tecnologías viables para la depuración de aguas residuales considerando las normas ambientales aplicables en México. El humedal artificial de flujo libre empleando *T. domingensis* (HAFL-T) tuvo la mayor eficiencia remoción de contaminantes (turbiedad, color, DQO, DBO₅, NT, PT y SST); sin embargo, el humedal de flujo subsuperficial utilizando *P. australis* (HAFL-P) presentó también eficiencias altas de

remoción, seguido del humedal de flujo libre que empleó *E. crassipes*. Por su parte, el humedal de flujo subsuperficial que empleó *C. articulatus* presentó la menor remoción de los contaminantes evaluados excepto en el P, en el que demostró una capacidad aceptable de asimilación. A partir de este estudio se propondrá la evaluación de los costos de inversión y operación, mantenimiento, suministro de energía para la instalación de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales de un centro

universitario en Villahermosa, México.

REFERENCIAS

- Aslam M, Malik M, Baig MA, Qazi IA, Iqbal, J (2007) Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. *Ecol. Eng.* 30: 34-42.
- Bedoya JC, Ardila A, Alba N, Reyes CJ (2014) Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la institución universitaria Colegio Mayor de Antioquia, Colombia. *Rev. Int. Contam. Amb.* 30: 275-283.
- Castañeda AA, Flores HE (2013) Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. *Paakat: Rev. Tecnol. Soc.* 5: 126-134.
- CONAGUA (2007) *Manual de Lechos de Hidrófitas* Cap. 5. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- CONAGUA (2013) *Estadística del Agua en México*. Ed. 2013. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- CONAGUA (2014) *Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento Diciembre 2013*. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Cooper P (1999) A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Sci. Technol.* 40(3): 1-9.
- EPA (1983) *Turbidity (Nephelometric) Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*. Environmental Monitoring and Supporting Laboratory. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH, EEUU.
- Hafeznezami S, Kim J, Redman J (2012) Evaluating removal efficiency of heavy metals in constructed wetlands. *J. Environ. Eng.* 138: 475-482.
- Hammer DA (1989) *Constructed Wetland for Wastewater Treatment*. Lewis. Chelsea, MI, EEUU. 494 pp.
- ISO (1990) *Norma 7027*. 2ª ed. International Standards Organization. Ginebra, Suiza. 20 pp.
- Jiménez EDC, Solís R, López G, Germán RM, Castelán M (2014) Humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales. *Congreso Internacional de Investigación, Celaya, Guanajuato, México. Academia J.* 6(5): 5330-5335.
- Jiménez BE (2001) *La Contaminación Ambiental en México. Causas, Efectos y Tecnología Apropriada*. Limusa. México. 926 pp.
- Lara JA (1999) *Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales*. Tesis. Universidad Politécnica de Cataluña, España. 113 pp.
- Moshiri GA (1993) *Constructed Wetland for Water Quality Improvement*. USA: Lewis. Boca Raton, FL, EEUU. 632 pp.
- Murillo JM (2009) Turbidez y sólidos en suspensión de las aguas de escorrentía susceptibles de ser utilizadas en la recarga artificial del acuífero granular profundo subyacente a la ciudad de San Luis Potosí (México). *Bol. Geol. Min.* 120: 169-184.
- NMX-AA-026-SCFI-2010. *Análisis de Agua - Medición de Nitrógeno Total Kjeldahl en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas*. Norma Mexicana. Secretaría de Economía. México. 31 pp.
- NMX-AA-028-SCFI-2001. *Análisis de Agua - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas*. Norma Mexicana. Secretaría de Economía. México. 24 pp.
- NMX-AA-029-SCFI-2001. *Análisis de Aguas - Determinación de Fósforo Total en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas*. Norma Mexicana. Secretaría de Economía. México. 21 pp.
- NMX-AA-030/2-SCFI-2011. *Análisis de Agua - Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas*. Parte 2. Norma Mexicana. Secretaría de Economía. México. 41 pp.
- NOM-003-SEMARNAT-1997. *Que Establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes para las Aguas Residuales Tratadas que se Reúsen en Servicios al Público*. Norma Oficial Mexicana. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 17 pp.
- Peña MR, Van M, Madera PCA (2003) Humedales de flujo subsuperficial: Una alternativa natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas tropicales. *Ing. Competitiv.* 5: 27-35.

- Piñeyro M (2011) *Eficiencia en la Depuración de un Efluente de Frigorífico por Humedales Construidos a Escala*. Tesis. Universidad de la República. Uruguay. 65 pp.
- Ramírez HF, Luna VM, Arredondo JL (2009) Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura. *Rev. Mex. Ing. Quim.* 8: 7-14.
- Romero M, Colín A, Sánchez E, Ortiz MA (2009) Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Rev. Int. Contam. Amb.* 25: 157-167.
- Rubio AH (2003) *Estadística Experimental*. Marfil. México. 321 pp.
- Vymazal J (2002) The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.* 18: 633-646.
- Yang B, Lan CY, Yang CS, Liao WB, Chang H, Shu WS (2005) Long-term efficiency and stability of wetlands for treating wastewater of a lead/zinc mine and the concurrent ecosystem development. *Environ. Pollut.* 143: 499-512.