

<https://doi.org/10.23913/ciba.v12i24.122>

Artículos científicos

**Degradación de contaminantes en humedales artificiales en serie
con especies macrófitas del trópico húmedo**

*Degradation of contaminants in serially constructed wetlands with
macrophyte species from the humid tropics*

*Degradação de poluentes em áreas úmidas artificiais em série com espécies
de macrófitas dos trópicos úmidos*

Gaspar López Ocaña

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

ocanag177@hotmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-8402-8160>

Nancy Estrada Pérez

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

estrada.nancy95@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0007-9000-0387>

Gisell Aguilar Pérez

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

gisell251194@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0002-6976-401X>

Erika Citlally Alonso Mendoza

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

kika.ecam@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0009-6300-7801>



Carlos Alberto Torres Balcázar

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

ing_carlos_torres@msn.com

<https://orcid.org/0000-0001-8011-6721>

Resumen

Los humedales artificiales (HA) son una tecnología de tratamiento de aguas residuales eficiente, económica y amigable con el ambiente. En este estudio se evaluó un HA en serie que opera con un gasto entre 14 y 30 m³ día⁻¹ de agua residual doméstica, determinando la remoción de contaminantes y el comportamiento cinético. El tratamiento consta de pretratamiento, un humedal artificial de flujo libre (HAFL) con *Thalia geniculata*, seguidamente un humedal artificial de flujo subsuperficial (HAFS) con *Sagittaria latifolia* y un HAFL con *Eichhornia crassipes* y *Pontederia cordata*, a los cuales se les determinó en fase de arranque y estabilización las variables temperatura, pH, color, turbiedad, sólidos disueltos totales y conductividad eléctrica. El medio de soporte en los HA presentó una partícula de 19±2.36 mm y porosidad de 49.6±3.8. Los HA operaron con un tiempo de retención hidráulica de 30.74 horas. Las constantes de desempeño global en el tren de tratamiento (kGA) fue de 2.03 días⁻¹ para DQO, 2.03 días⁻¹ para NT y 1.84 días⁻¹ para PT, todos estos comportamientos se presentaron con temperaturas entre 26 °C y 28 °C. Finalmente, a un año de operación el sistema removió el 89.2 % de la DQO, 87.0 % de NT y 84.8 % de PT, cumpliendo con criterios de descarga de la norma NOM-001-SEMARNAT-2021 y se sabe que la mayoría de las macrófitas alcanzan su eficiencia máxima de remoción de contaminantes entre los dos y tres años de operación. *Sagittaria latifolia*, *Eichhornia crassipes* y *Pontederia cordata* son las especies de menor tamaño, pues presenta una biomasa final (base húmeda) de 73.9±9.2 kg, 42.3±3.7 kg y 73.4±2.3 kg, respectivamente, por lo que son más fáciles de manejar en su siembra, mientras que *Thalia geniculata* presentó 61.3±8.2 kg, y muestra dificultades en su manejo, pues se desenraiza fácilmente debido a su tamaño y a la acción del viento.

Palabras clave: eficiencia de remoción, *Eichhornia crassipes*, *Pontederia cordata*, *Sagittaria latifolia*, *Thalia geniculata*.



Abstract

Constructed wetlands (CW) are an efficient, economical and environmentally friendly wastewater treatment technology. In this study, a series CW that operates with a flow between 14 and 30 m³ day⁻¹ of domestic wastewater was evaluated, determining the removal of pollutants and the kinetic behavior. The treatment consists of pretreatment, a free flow constructed wetland (FFCW) with *Thalia geniculata*, followed by a subsurface flow constructed wetland (SSFCW) with *Sagittaria latifolia* and a FFCW with *Eichhornia crassipes* and *Pontederia cordata*, which were determined in phase starting and stabilizing the variables Temperature, pH, Color, Turbidity, Total Dissolved Solids and Electrical Conductivity. The support medium in the CW presented a particle size of 19±2.36 mm and a porosity of 49.6±3.8. The CWs operated with a hydraulic retention time of 30.74 hours. The global performance constants in the treatment train (kGA) were 2.03 days⁻¹ for COD, 2.03 days⁻¹ for TN and 1.84 days⁻¹ for TP, all these behaviors occurred in a temperature range between 26 and 28 °C. Finally, after one year of operation, the system removed 89.2% of the COD, 87.0% of TN and 84.8% of TP, complying with the discharge criteria of the NOM-001-SEMARNAT-2021 standard and it is known that most of the macrophytes reach their maximum contaminant removal efficiency between two and three years of operation. *Sagittaria latifolia*, *Eichhornia crassipes* and *Pontederia cordata*, are the smallest species presenting a final biomass (moist base) of 73.9 ± 9.2 kg, 42.3 ± 3.7 kg and 73.4 ± 2.3 kg respectively, so they are easier to handle in their production. planting, while *Thalia geniculata* presented 61.3 ± 8.2 kg. *Thalia geniculata* shows difficulties in its management as it is easily uprooted due to its size and the action of the wind.

Key words: Removal efficiency, *Eichhornia crassipes*, *Pontederia cordata*, *Sagittaria latifolia*, *Thalia geniculata*.

Resumo

As zonas húmidas construídas (HA) são uma tecnologia de tratamento de águas residuais eficiente, económica e amiga do ambiente. Neste estudo foi avaliada uma série de HA que opera com consumo entre 14 e 30 m³ dia⁻¹ de águas residuárias domésticas, determinando a remoção de contaminantes e o comportamento cinético. O tratamento consiste em pré-tratamento, um pantanal artificial de fluxo livre (HAFL) com *Thalia geniculata*, depois um pantanal artificial de fluxo subsuperficial (HAFS) com *Sagittaria latifolia* e um HAFL com *Eichhornia crassipes* e *Pontederia cordata*, que foram determinados nas variáveis de início de fase e estabilização temperatura, pH, cor, turbidez, total de sólidos dissolvidos e condutividade elétrica. O meio suporte no HA apresentou tamanho de partícula de 19±2,36 mm e porosidade de 49,6±3,8. O HA operou com tempo de retenção hidráulica de 30,74 horas. As constantes de desempenho global no trem de tratamento (kGA) foram de 2,03 dias⁻¹ para DQO, 2,03 dias⁻¹ para NT e 1,84 dias⁻¹ para PT, todos esses comportamentos ocorreram com temperaturas entre 26 °C e 28 °C. Por fim, após um ano de operação, o sistema retirou 89,2% do COD, 87,0% do TN e 84,8% do TP, atendendo aos critérios de descarga da norma NOM-001-SEMARNAT-2021 e sabe-se que a maior parte do As macrófitas atingem sua eficiência máxima de remoção de contaminantes entre dois e três anos de operação. *Sagittaria latifolia*, *Eichhornia crassipes* e *Pontederia cordata* são as espécies de menor porte, pois possuem biomassa final (base úmida) de 73,9±9,2 kg, 42,3±3,7 kg e 73,4±2,3 kg, respectivamente, facilitando seu manejo em sua sementeira. , enquanto *Thalia geniculata* apresentou 61,3±8,2 kg, e apresenta dificuldades no seu manejo, pois se desenraíza facilmente devido ao seu tamanho e à ação do vento.

Palavras-chave: eficiência de remoção, *Eichhornia crassipes*, *Pontederia cordata*, *Sagittaria latifolia*, *Thalia geniculata*.

Fecha Recepción: Enero 2023

Fecha Aceptación: Julio 2023



Introducción

A partir de este nuevo siglo, se ha experimentado una disminución en la cantidad y calidad del agua debido a un aumento en su uso y consumo que supera el crecimiento de la población (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2016). Entre los reservorios más significativos de agua en nuestro planeta se encuentran los humedales naturales, es decir, vastos ecosistemas sirven como depósitos esenciales y fuentes para una amplia variedad de usos. Además, son cunas de biodiversidad y productividad primaria, esenciales para la supervivencia de numerosas especies de plantas y animales, por lo cual son considerados como los entornos más productivos del planeta (Ramsar, 2013).

A nivel global, se ha promovido cada vez más la utilización de humedales artificiales (HA) como una solución para el tratamiento de aguas residuales, pues imitan los procesos que la naturaleza utiliza para purificar el agua. Los HA integran procesos físicos, químicos y biológicos que involucran plantas, microorganismos y la atmósfera (Russo *et al.*, 2019), de los cuales se pueden identificar dos tipos principales según el flujo que utilizan: los de flujo superficial (HAFL), donde el agua se desplaza expuesta a la atmósfera, y los de flujo subsuperficial (HAFS), donde el agua fluye a través de un medio de soporte, generalmente grava. Estos sistemas son capaces de eliminar cantidades significativas de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, sólidos suspendidos, bacterias y metales pesados presentes en las aguas residuales, lo cual ocurre debido a interacciones fisicoquímicas y microbianas complejas que se producen en su interior. La eficacia de estos procesos depende de factores relacionados con el diseño y el funcionamiento de los HA, así como de la presencia de macrófitas (componente biológico esencial en los HA) y el tipo de medio empleado (Calheiros *et al.*, 2009; Peña y Lara, 2012).

En cuanto a las investigaciones que sustentan lo anterior, se puede referir un estudio enfocado en sistemas de humedales artificiales (HA) en serie que evaluó la calidad del agua tratada en un sistema compuesto por tres HA de flujo subsuperficial (HAFS), los cuales emplearon plantas como el junco (*Scirpus americanus*), la enea (*Typha domingensis*) y el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). Este sistema se estabilizó durante 44 días, con un tiempo de retención de 15 días para cada HAFS. Los resultados revelaron una disminución en parámetros como DQO (71 %), calcio (91 %), cloruro (77 %), nitrito (82 %), amonio (99.9 %), y fosfato (77 %). Sin embargo, el ion nitrato solo mostró una disminución del 36 %, y la conductividad eléctrica aumentó un 93 % (Ramos *et al.*, 2007).

En otro estudio, se investigó el impacto de la aireación artificial en los procesos de purificación en los HAFS. Para esto, se utilizaron seis unidades experimentales construidas con cloruro de polivinilo, con dimensiones de 1.25 m de longitud, 0.2 m de ancho y 0.3 m de profundidad cada una. La aireación forzada se logró mediante el uso de un compresor de aire y un tubo de aireación. Como resultado, al final del tratamiento con aireación forzada, se obtuvieron eficiencias de remoción del 90.1 % en DQO, del 99.7 % en N-NH₄, y del 51.3 % en nitrógeno total, con concentraciones finales de 184.6 mg/L, 21.7 mg/L y 0.27 mg/L, respectivamente. Además, se observó una mejora sustancial en la eliminación de compuestos orgánicos y nitrógeno con la aplicación de aireación frontal (Li *et al.*, 2014).

Asimismo, en la República Checa se llevó a cabo un estudio de un HA híbrido en una planta de tratamiento de aguas residuales (Vymazal y Kröpfelová, 2015). Este sistema constaba de unidades de flujo vertical saturado, flujo vertical y horizontal en serie, abarcando una superficie total de 10.1 m². En detalle, el primer humedal de flujo vertical saturado ocupaba un área de 2.54 m² y empleaba *Phragmites australis* y roca triturada como medio de soporte con diámetro que variaba de 4 a 32 mm. El segundo humedal de flujo vertical cubría un área de 1.56 m² y utilizaba *Phragmites australis* junto con arena como medio de soporte. El tercer humedal, de flujo horizontal, estaba vegetado con *Phalaris arundinacea* y utilizaba roca triturada como medio de soporte de 4 a 8 mm de diámetro. En este estudio, se realizaron evaluaciones de diversos parámetros, incluyendo DBO₅, DQO, TSS, NT, NH₄-N y NO₃-N en las entradas y salidas de cada uno de los humedales, lo que permitió evaluar el rendimiento del sistema en cada etapa. Los resultados demostraron que este sistema de HA de múltiples etapas era altamente eficaz en la eliminación de sustancias orgánicas, sólidos en suspensión y nitrógeno. La eficiencia de eliminación total fue del 92.5 %, 83.8 %, 96.0 %, 88.8 % y 79.9 % para DBO₅, DQO, SST, NH₄-N y NT, respectivamente. Durante la etapa de flujo vertical, se logró una nitrificación significativa con una tasa de eliminación de 4.17 g NH₄-N m²/d, mientras que en las etapas anaeróbicas (primera y tercera) se proporcionaron condiciones para la desnitrificación con tasas de eliminación de 0.83 g NO₃-N m²/d y 0.47 g NO₃-N m²/d, respectivamente.

Ahora bien, en el sureste de México, específicamente en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, se encuentra una de las reservas más importantes de plantas acuáticas en Mesoamérica. A pesar de su relevancia, estas especies han sido poco evaluadas en cuanto a su potencial para la fitorremediación de aguas residuales. Sin embargo, existen estudios a escala piloto sobre ciertas especies de macrófitas que requieren una validación en

condiciones reales y a mayor escala en HA (Gallegos-Rodríguez *et al.*, 2018; Jiménez-López *et al.*, 2017).

Por tal motivo, el objetivo de este proyecto fue evaluar el comportamiento cinético y la capacidad de remoción de contaminantes básicos, como pH, temperatura, sólidos disueltos totales, turbidez, color, DQO, NT y PT, en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) domésticas, la cual estaba compuesta por humedales artificiales dispuestos en serie (HAFL-HAFS-HAFL) y trataba las aguas provenientes del campus universitario de la DACBiol-UJAT. Las especies de plantas utilizadas en este sistema eran *Thalia geniculata*, *Sagittaria latifolia*, *Pontederia cordata* y *Eichhornia crassipes*, típicas del trópico húmedo.

La implementación de esta tecnología de tratamiento en el campus universitario no solo contribuye a la reducción del consumo de energía, sino que también disminuye los costos asociados con la operación y el mantenimiento de la PTAR. Además, genera información técnica valiosa sobre el proceso de arranque y funcionamiento de un sistema de HA a escala real, lo que facilita la recopilación de datos esenciales para el cumplimiento de los requisitos regulatorios en términos de descarga de efluentes ante las autoridades competentes.

Materiales y métodos

Localización

El HA se instaló en la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), campus de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (17° 59' 26" y 17° 59' 17" latitud norte; 92° 58' 16" y 92° 58' 37" longitud oeste). La vegetación se recolectó en zonas pantanosas del municipio de Centla, Tabasco (18° 18.952' latitud norte y 92° 32.376' longitud oeste).

Diseño y construcción

El sistema de tratamiento se diseñó y construyó en serie, e inició operaciones en febrero 2021 a diciembre 2022 con un arreglo de HA de flujo libre (HAFL), seguido de un HA flujo subsuperficial (HAFS) y finalmente con un HA flujo libre (HAFL), con base en criterios nacionales e internacionales (Brown *et al.*, 2011; Conagua, 2019). La planta de tratamiento consta de cárcamo cisterna y tres HA en serie. Cada HA consta de 8.33 m de largo con 2.5 m de ancho y 1.0 m de altura, con tirante operativo de 0.6 m de grava de río de ¾ de pulgadas para el HAFS y de 0.2 m para los HAFL. El lecho presentó un tamaño de



partícula entre 19 ± 2.36 mm, porosidad de 49.6 ± 3.8 , una densidad de $1,666.7 \pm 119.3$ kg/m³ y permeabilidad >1000 . El cuerpo receptor es el suelo (infiltración), para el cual se realizó una fosa de absorción cuando hay excedente, pues el gasto tratado es utilizado en riego de áreas verdes.

Operación y mantenimiento

El caudal de agua residual proviene del cárcamo DACBiol, el cual recibe desechos de sanitarios y cafeterías de la escuela. Esta agua se descarga en el HA por gravedad a través de tuberías equipadas con válvulas de esfera y adaptadores, como uniones tipo rosca, codos y uniones tipo T, todos fabricados en PVC con un diámetro de 4". Este sistema conduce el flujo de agua residual hasta un registro de distribución con una capacidad de 0.1 m³, el cual se encarga de distribuir el caudal de agua residual hacia el HA.

El mantenimiento de este sistema implica la recolección de las plantas muertas y cualquier otra materia orgánica presente en el interior de los humedales. Esto se realiza con el propósito de prevenir la propagación de plagas y evitar que el efluente adquiera un color no deseado. Además, se lleva a cabo una revisión diaria de los humedales, las tuberías, las válvulas y las conexiones para asegurar que estén en buen estado físico, es decir, sin obstrucciones que puedan obstaculizar el flujo del agua y garantizando un flujo laminar adecuado.

Muestreo siembra y estabilización de las especies

Los muestreos y colectas se realizaron bajo criterios de preservación y cuidado de las especies. Se colectaron plantas jóvenes completas, incluyendo flores y frutos, para su posterior siembra e identificación (Zepeda-Gómez y Lot, 2005). En concreto, se seleccionaron las especies de macrófitas (*Thalia geniculata*, *Sagittaria latifolia*, *Pontederia cordata* y *E. crassipes*) existentes en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla. En el reactor 1 (HAFL-Tg) se sembraron 34 plantas de *Thalia geniculata* con un tallo de 0.3 m de longitud, de manera que una parte de la planta salga por encima de la superficie del agua. En el reactor 2 (HAFL-SI) se sembraron 34 plantas de *Sagittaria latifolia*, colocando la raíz 0.25 m dentro del medio de soporte y el tallo con 0.2 m de largo sobre la superficie del medio de soporte. Este mismo criterio se aplicó al HAFL-Mx, al cual se le sembraron 30 plantas de *Pontederia cordata* y 30 de *E. crassipes*.

El HA se alimentó primero con agua limpia, manteniendo un nivel adecuado para que la especie se adaptara y sobreviviera. Siete días después, se agregó el agua residual proveniente de cárcamo, donde se eliminan de sólidos suspendidos y se aumentó gradualmente la concentración hasta que el flujo fue de 100 % agua residual en los HA (30 días) (Conagua, 2019; Crites y Tchobanoglous, 2004).

Caracterización de aguas residuales

El inicio de operaciones del HA fue el 22 de febrero de 2021. La caracterización fisicoquímica del agua residual se evaluó en dos periodos de 15 días intercalados, tomando un total de ocho días de muestreo, los cuales fueron el periodo de final del arranque (del 13 al 29 de agosto del 2022) y final de la estabilización que corresponde al año de operación (del 11 al 27 de marzo de 2017).

En cada periodo se tomó un total de 32 muestras simples. La determinación de los contaminantes básicos físicos —como la temperatura, turbiedad, color, potencial de hidrógeno (pH) y sólidos disueltos totales (SDT)— se hizo mediante los métodos SM 2550, SM 2130 B, APHA 2120, SM 9040 B y SM 2540, respectivamente.

Para el cálculo de temperatura, SDT y pH se utilizó el multiparamétrico HANNA Waterproof Tester modelo HI 98129; el color se estimó con un fotómetro LaMotte SMART3, y la turbidez con un turbidímetro HANNA HI 98703. La DQO se determinó por el método USEPA 410.4. El NT se realizó con apego en la NMX-AA-029-SCFI-2001, basado en el método Kjeldahl para la determinación de nitrógeno total, y para determinar el fósforo total se utilizó el método de cloruro estanoso (NMX-AA-026-SCFI-2001).

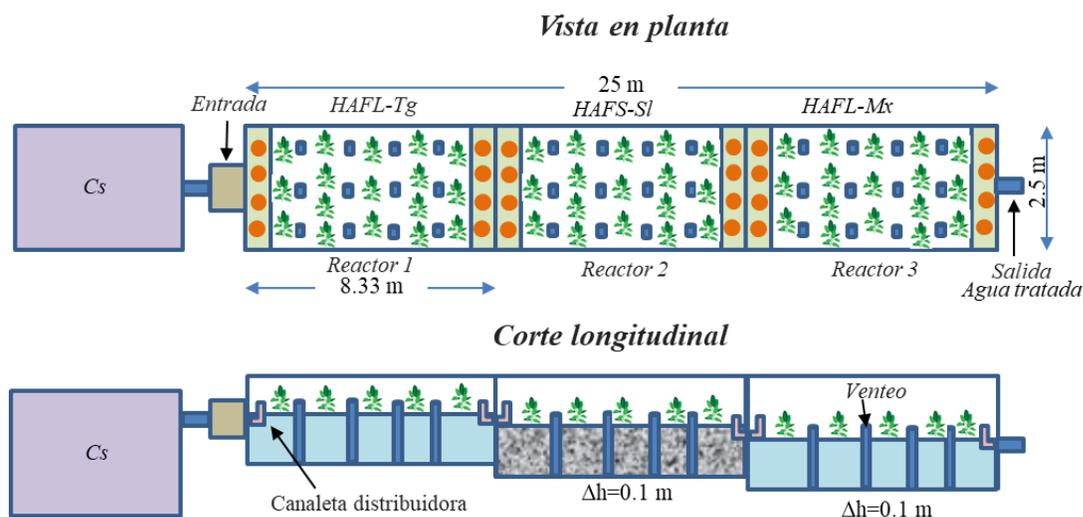
El caudal fue estimado por el método directo volumen sobre tiempo (Briones y García, 2014), monitoreando 10 días; cada día está compuesto por seis aforos medidos durante las horas de operación (8:00 horas a 18:00 horas).

Diseño experimental

Los resultados se registraron en bitácora y se capturaron en una base de datos en Excel. Se planteó un diseño aleatorio de un factor para analizar el sistema de tratamiento (unidades de proceso) evaluando las variables de respuesta, es decir, pH, temperatura, SDT, CE, color, turbiedad, DQO, PT y NT.

Los resultados se comportaron como no paramétricos por no cumplir con los postulados de normalidad y homocedasticidad, por lo que se determinó su análisis mediante la prueba de Kruskal-Wallis y el contraste de medianas de Mann-Whitney. Todos los datos fueron analizados con el *software* Statgraphics (versión 16.1). El número de repeticiones fue de tres muestras al día por cada tratamiento (figura 1). La prueba de Kruskal-Wallis evaluó la hipótesis de igualdad entre medianas de las variables de respuesta dentro de cada uno de los cuatro niveles de tratamientos (cárcamo, HAFL-Tg, HAFL-SI, HAFL-Mx). Se halló que existe una diferencia estadísticamente significativa con un nivel del 95.0 % de confianza ($p < 0.05$) con excepción de los SDT.

Figura 1. Elementos del sistema de tratamiento de HA DACBiol-UJAT



HAFL-Tg: Humedal artificial de flujo libre con *Thalia geniculata*.
HAFL-SI: Humedal artificial de flujo subsuperficial con *Sagittaria latifolia*.
HAFL-Mx: Humedal artificial de flujo libre con *Eichhornia crassipes* y *Pontederia cordata*.
Cs: Cárcamo sistema.

Fuente: Elaboración propia

Tiempo de retención, eficiencia de remoción y cinética de degradación

En el reactor se colocó un medio de soporte de grava mixta (roca triturada del río Teapa, región sur de Tabasco) y se calculó el tiempo de retención hidráulica (TRH) con el caudal de operación de las aguas residuales (Conagua, 2019).

$$THR = n d A / Q \quad (1)$$

Donde n es la porosidad, d es la altura del medio soporte, A es la sección transversal del reactor y Q es el caudal de agua.

La eficiencia de remoción de contaminantes se calculó de la siguiente manera (López-Ocaña, *et al.*, 2019), donde η representa la eficiencia de remoción en %, C_1 la concentración del afluente de aguas residuales y C_2 la concentración del efluente de aguas residuales.

$$\eta = [(C_1 - C_2) / C_1] \times 100 \quad (2)$$

El comportamiento de las aguas residuales es una reacción cinética de primer orden, la tasa de degradación k se estimó con la siguiente ecuación (Crites y Tchobanoglous, 2004; López-Ocaña *et al.*, 2019).

$$k_0 = - \ln (C_n / C_0) / \tau \quad (3)$$

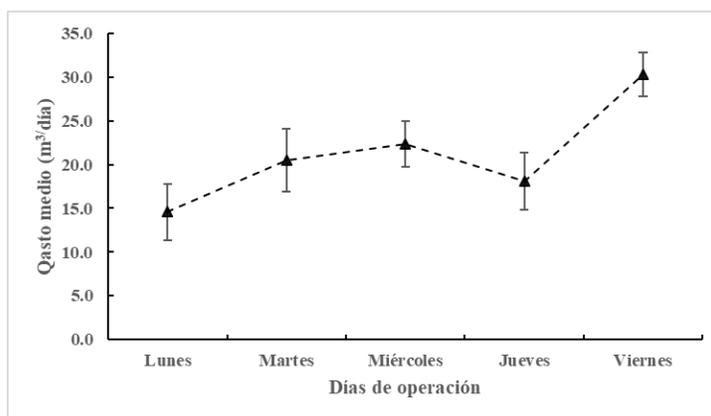
Donde τ = tiempo de retención para remoción de color, C_n = concentración de efluente de color del reactor n (UC), C_0 = concentración de afluente, k_0 = constante de degradación.

Resultados

Gastos de operación en el arranque y estabilización

Durante el periodo de estudio, el gasto medio (Q_{med}) medido en el cárcamo fue de 21.2 ± 3.0 m³/día, el mínimo (Q_{min}) de 14.6 ± 3.2 m³/día y el máximo (Q_{max}) de 30.3 ± 2.5 m³/día. El TRH para los HA en serie se estimaron en 30.74 horas. Este flujo varía durante el año como consecuencia de la movilidad estudiantil en los periodos escolares. El HA opera discontinuamente, pues el fin de semana el flujo de entrada tiende a ser por debajo del gasto mínimo por la baja afluencia de estudiantes. El comportamiento general del cárcamo receptor del campus universitario se presenta en la figura 2.

Figura 2. Valores promedio ($\pm DE$) del caudal en el periodo de estudio ($N=60$)



Fuente: Elaboración propia

Características de la calidad del agua

Los resultados de la tabla 1 presentan los valores promedio ($\pm DE$) de los efluentes de las etapas de tratamiento en la etapa de arranque y estabilización del sistema de tratamiento de aguas residuales de la DACBIol-UJAT. La calidad del agua residual de entrada (cárcamo) en este periodo presenta condiciones de agua residual media a fuerte, pues la concentración de DQO se presentó de 250 a 500 mg/L, el NT entre 30 a 65 mg/L, el PT de 5 a 10 mg/L y los SDT entre 500 a 850 mg/L. Estas características muestran una condición de fácil degradación (Crites y Tchobanoglous, 2004; Tchobanoglous, 1996).

Tabla 1. Valores promedio ($\pm DE$) en los efluentes de las unidades de tratamiento ($N=32$)

Parámetros	Cárcamo		HAFL-Tg		HAFS-SI		HAFL-Mx	
	<i>x</i>	$\pm DE$						
pH (UpH)	7.3	0.2	7.4	0.3	7.4	0.2	7.5	0.3
Temperatura (°C)	27.6	2.1	26.7	2.8	26.4	2.4	26.0	1.6
SDT (mg/L)	620.8	51.0	610.7	41.8	609.5	35.5	586.7	50.5
Turbiedad (UTN)	54.4	7.7	34.8	2.8	19.0	33.4	29.4	6.2
Color (UC)	918.5	68.4	477.3	122.8	428.0	142.0	578.0	116.0
DQO (mg/L)	319.0	74.9	206.2	51.9	133.3	236.6	169.2	28.1
NT (mg/L)	50.1	14.0	32.1	7.8	12.5	22.4	26.2	2.8
PT (mg/L)	5.8	1.4	3.7	0.9	2.1	3.9	3.0	0.4

Fuente: Elaboración propia

Los resultados presentes en la tabla 2 corresponden a la etapa de evaluación al año y medio de operación del HA después de la estabilización del sistema de tratamiento de aguas residuales de la DACBIol-UJAT. En este periodo el agua se encuentra clasificada como residual fuerte, pues la concentración de DQO es de 966 (± 215) (Tchobanoglous, 1996).

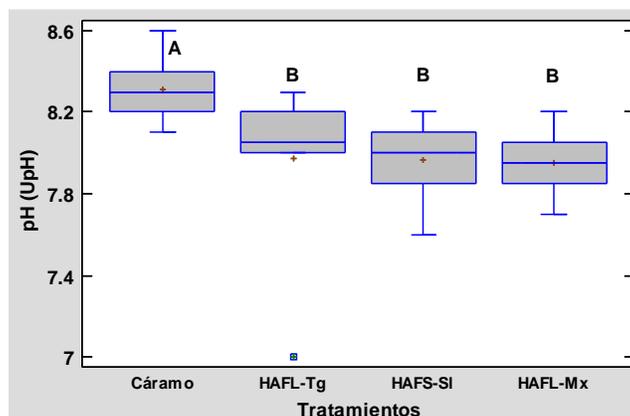
Tabla 2. Valores promedio ($\pm DE$) en los efluentes de las unidades de tratamiento ($N=32$)

Parámetros	Cárcamo		HAFL-Tg		HAFS-SI		HAFL-Mx	
	x	$\pm DE$						
pH (UpH)	8.3	0.2	8.0	0.4	8.0	0.2	7.9	0.2
Temperatura (°C)	27.7	0.9	27.6	1.0	27.2	0.7	26.3	1.1
SDT (mg/L)	626	117	662	127	664	126	664	123
Turbiedad (UTN)	140	43	71	17	22	3	16	4
Color (UC)	1534	370	824	385	505	156	442	161
DQO (mg/L)	966	215	455	155	140	36	105	60
NT (mg/L)	135	53	84	30	19	5	18	12
PT (mg/L)	17	6	9.6	2.6	2.7	0.7	2.6	1.6

Fuente: Elaboración propia

Potencial de hidrógeno. La prueba de Kruskal-Wallis encontró que existe una diferencia estadísticamente significativa (95.0 % de confianza, $p < 0.05$), pues el valor mediano más bajo corresponde al tratamiento HAFL-Mx con pH de 7.95 UpH, seguido del tratamiento HAFS-SI con 7.9 UpH y el más alto se presenta en el tratamiento cárcamo con 8.3 UpH (figura 3).

Figura 3. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) para la variable pH (UpH)

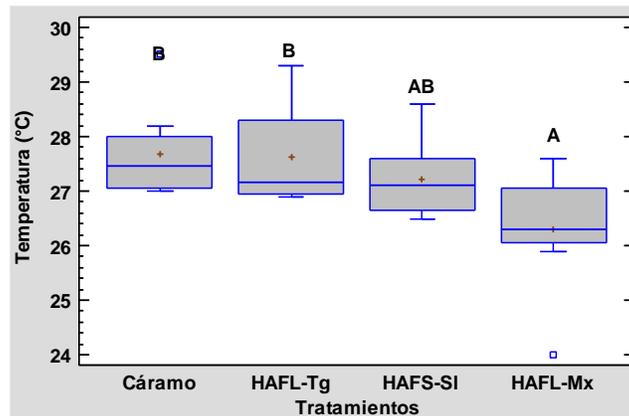


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Temperatura. La prueba de Kruskal-Wallis encontró una diferencia estadísticamente significativa (95.0 % de confianza, $p < 0.05$), el valor mediano de temperatura más bajo se presenta en el HAFL-Mx con 26.3 °C, seguido del tratamiento HAFS-SI con 27.1 °C y el tratamiento con el mayor valor se presentó en tratamiento cárcamo con 27.45 °C (figura 4).

Figura 4. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *temperatura* ($^{\circ}C$)

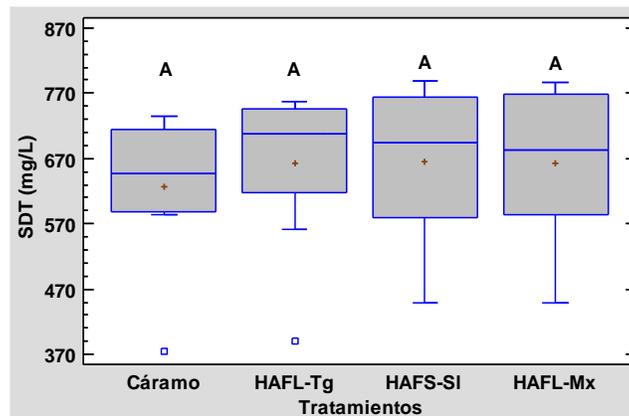


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Sólidos disueltos totales. La prueba de Kruskal-Wallis encontró una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas (95.0 % de confianza, $p < 0.05$). El tratamiento con el valor mediano más bajo se presentó en el cárcamo con 647.0 mg/L, seguido del tratamiento HAFL-Tg con 683.5 mg/L y el valor más alto se presentó en HAFL-Tg con 707.5 mg/L (figura 5).

Figura 5. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *sólidos disueltos totales* (mg/L)

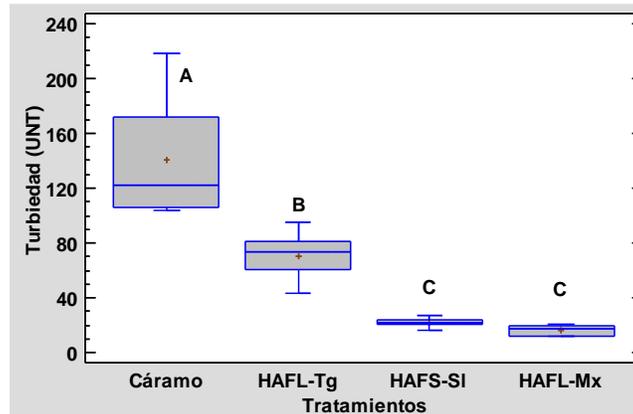


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Turbiedad. La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias estadísticamente significativas entre las medianas (95.0 % de confianza, $p < 0.05$). El valor mediano más bajo de turbiedad se presenta en el tratamiento efluente HAFL-Mx con 19 UNT, seguido de HAFL-SL con 25.25 UNT y el valor más alto de turbiedad es el cárcamo con 95.4 UNT (figura 6).

Figura 6. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *turbiedad* (UNT)

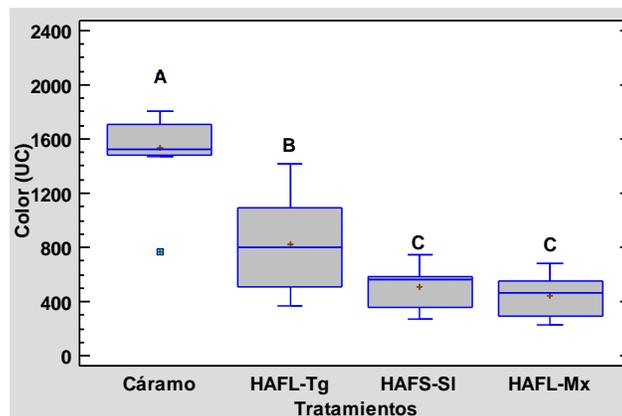


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Color. La prueba de Kruskal-Wallis encontró que existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas (95.0 % de confianza, $p < 0.05$). El tratamiento con el valor más bajo de color se encuentra en el HAFL-Mx con 468.5 UC, seguido de HAFS-SI con 563.5 UC y el valor de color más alto es el cárcamo con 1528.5 UC (figura 7).

Figura 7. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *color* (UC)

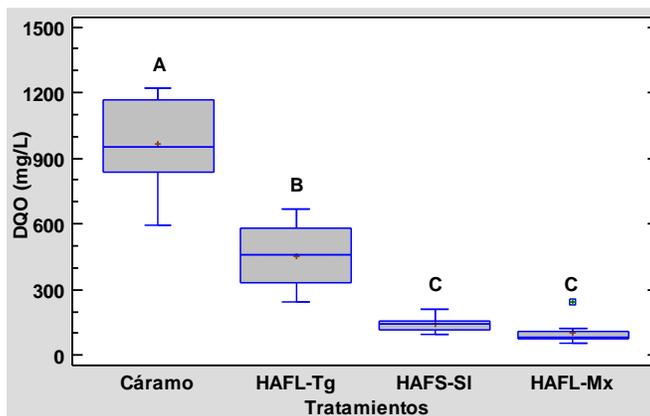


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Demanda química de oxígeno. La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias estadísticamente significativas entre las medianas (95.0 % de confianza, $p < 0.05$). El tratamiento con el valor más bajo de DQO se encuentra en el HAFL-Mx con 80.6 mg/L, seguido de HAFS-SI con 139.9 mg/L y el tratamiento con el valor de DQO más alto es el cárcamo con 949.6 mg/L (figura 8).

Figura 8. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *DQO* (mg/L)

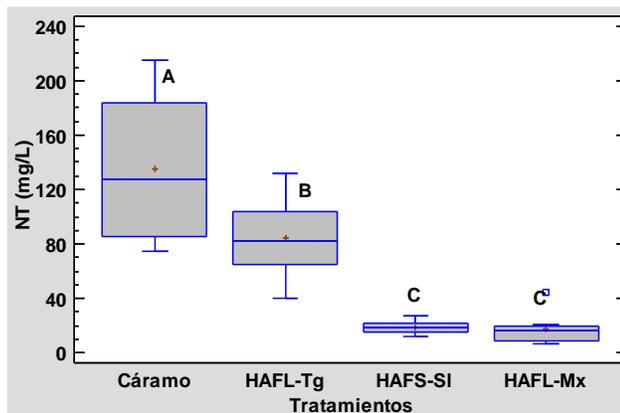


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Nitrógeno total. La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias estadísticamente significativas entre las medianas (95.0 % de confianza, $p < 0.05$). El tratamiento con el valor más bajo de NT se encuentra en el HAFL-Mx con 16.2 mg/L, seguido de HAFS-SI con 18.6 mg/L. Finalmente, el tratamiento con el valor de NT más alto es el cárcamo con 127.6 mg/L (figura 9).

Figura 9. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *nitrógeno total* (mg/L)

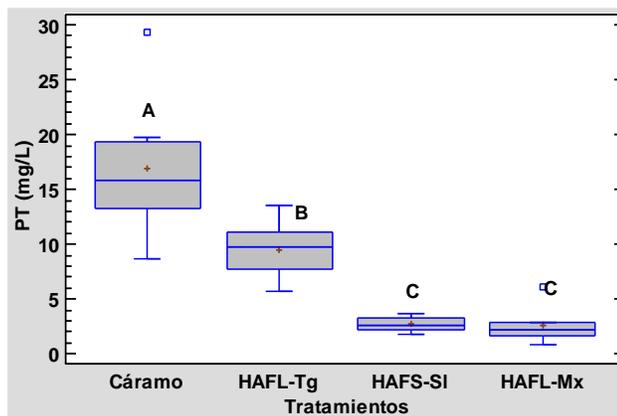


Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Fósforo total. Se encontró que existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas (95.0 % de confianza, $p < 0.05$). El tratamiento con el valor más bajo de NT se encuentra en el HAFL-Mx con 2.25 mg/L, seguido de HAFS-SI con 2.65 mg/L y el tratamiento con el valor de PT más alto es el cárcamo con 15.8 mg/L (figura 10).

Figura 10. Valores medianos ($\pm Q_1$, Q_3) para la variable *fósforo total* (mg/L)



Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 32$).

Fuente: Elaboración propia

Eficiencias de remoción

Durante la etapa de arranque, la eficiencia total del proceso en turbiedad presentó un valor de 45.91 %, es decir, el agua salía más turbia que la entrada debido al proceso de adaptación de microorganismos y vegetación en los humedales. El color solo se removió con una eficiencia del 37.07 % y la DQO se removió en 46.06 %, lo cual es normal en la etapa de arranque y estabilización. La remoción de los demás contaminantes y nutrientes se presentan en la tabla 3.

En el caso de los parámetros que muestran una eficiencia negativa (-) en sus valores, se debe a que la concentración del efluente en esta unidad es mayor que la del influente y este fenómeno es conocido como *corto circuito* (Vázquez-González y López-Ocaña, 2011). Al finalizar la estabilización, la remoción de turbiedad presentó el 88.3 %, lo que muestra una adaptación de microorganismos y vegetación en los humedales. El color solo se removió con 71.2 % y la DQO en 89.2 %, lo que muestra una adaptación significativa de las especies. La remoción de los demás contaminantes y nutrientes se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Eficiencias de remoción de las unidades de tratamiento ($N=32$)

Parámetros	HAFL-Tg (ER %)		HAFS-SI (ER %)		HAFL-Mx (ER %)		ETP (%)	
	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
SDT	1.64	-5.7	0.19	126.1	3.75	0.1	5.50	-6.0
Turbiedad	35.97	49.5	45.55	4.1	-55.15	10.4	45.91	88.3
Color	48.03	46.3	10.34	156.3	-35.05	12.5	37.07	71.2
DQO	35.38	52.9	35.35	53.0	-26.95	14.1	46.96	89.2
NT	35.94	37.7	61.14	6.3	-109.83	-10.7	47.77	87.0
PT	35.69	43.4	42.04	0.9	-40.85	-10.3	47.50	84.8

Nota: Fase 1: a seis meses de operación. Fase 2: a año y medio de operación.

Fuente: Elaboración propia

Coefficientes cinéticos en los humedales

Este análisis consideró que los reactores, por ser de flujo pistón y por la calidad del agua, se comportan con orden de reacción $n = 1$ (Crites y Tchobanoglous, 2004) obteniendo coeficientes cinéticos (k) aparentes para cada uno de los humedales y la constante de desempeño global en el tren de tratamiento (k_{GA}), pues consideran el efecto del medio de soporte, los microorganismos y la vegetación. Estos se comportaron de manera diferente: durante el arranque el HAFS-SI presentó el mejor desempeño, pues obtuvo para turbiedad una $k = 2.04 \text{ días}^{-1}$, para color una $k = 0.36 \text{ días}^{-1}$ y para la DQO una $k = 0.36 \text{ días}^{-1}$.

El HAFL-Tg obtuvo para turbiedad una $k = 0.91 \text{ días}^{-1}$, para color una $k = 1.33 \text{ días}^{-1}$ y para la DQO 0.89 días^{-1} . Finalmente, el de menor desempeño fue el HAFL-Mx obteniendo para turbiedad una $k = -0.89 \text{ días}^{-1}$, para color una $k = -0.62 \text{ días}^{-1}$ y para la DQO una $k = -0.49 \text{ días}^{-1}$. En la tabla 4 se presentan los coeficientes cinéticos de los nutrientes y demás parámetros por periodo. Después del año y medio de operación el HAFS-SI, muestra el mejor desempeño en la degradación de contaminantes básicos.

Tabla 4. Coeficientes cinéticos (k en días⁻¹) de las unidades de tratamiento ($N=32$)

Parámetros	Seis meses de operación				A un año y medio de operación			
	k-R1	k-R2	k-R3	k _{GA}	k-R1	k-R2	k-R3	k _{GA}
Turbiedad	0.91	2.04	-0.89	0.69	1.38	3.94	0.65	1.99
Color	1.33	0.36	-0.62	0.36	1.26	1.65	0.27	1.06
DQO	0.89	1.47	-0.49	0.62	1.53	3.97	0.58	2.03
NT	0.90	3.17	-1.50	0.86	0.96	5.00	0.11	2.03
PT	0.91	1.91	-0.73	0.70	1.16	4.27	0.08	1.84

Nota: R1: HAFL-Tg, R2: HAFS-SI y R3: HAFL-Mx.

Fuente: Elaboración propia

Características de las especies

La parte principal de las plantas (fotoautótrofas) son las raíces y rizomas. Estas recogen energía solar para transformar el carbono inorgánico en orgánico y transfieren oxígeno desde la atmósfera a través de hojas y tallos hasta el medio de soporte donde se encuentran las raíces. El oxígeno crea regiones aerobias donde los microorganismos utilizan el oxígeno disponible para producir la degradación de materia orgánica y nitrificación (Brown *et al.*, 2011; Conagua, 2019).

El crecimiento de las especies puede variar de acuerdo con las condiciones climáticas de la zona en donde se instale el humedal, es decir, en el crecimiento de las especies influyen la temperatura ambiente, la temperatura del agua, los nutrientes como N y P y la cantidad de materia orgánica disponible en el agua residual (Delgadillo *et al.*, 2010). En el inicio de operaciones se permitió que la vegetación creciera hasta los seis meses para iniciar con las aplicaciones regulares de agua residual al 100 % (Gallegos-Rodríguez *et al.*, 2018).

En este estudio las especies que tuvieron mayor adaptación por su reproducción fueron las especies *Sagittaria latifolia* con 73.9 kg de biomasa final, seguida de *Pontederia cordata* con 73.4 kg encontrándose esta en el HAFS-SI. La especie *Thalia geniculata* en el HAFL-Tg logró un total de 61.3 kg de biomasa vegetal en su periodo final debido a su tamaño, volumen en sus raíces y densidad. Esto afectó la hidrología en el humedal, pues modificó el flujo del agua a través de la red de raíces y rizomas, y bloqueó la exposición al viento y al sol (Delgadillo *et al.*, 2010).

En el HAFL-Mx donde se establecieron *Pontederia cordata* y *Eichhiornia crassipes* se provocó acumulación de restos de vegetación, lo que incrementó la cantidad de materia orgánica en el humedal (Brown *et al.*, 2011), pues la hojarasca muerta que se depositaba en el HA no se extrajo en su mayoría por estar cubierta por *Eichhiornia crassipes*. Cuando se observó que las especies superaron la capacidad de retención de contaminantes, se procedió al corte de la parte aérea y la eliminación del humedal para evitar la incorporación de materia orgánica adicional al agua, entre otras sustancias (Delgadillo *et al.*, 2010). Los demás parámetros analizados en las especies se presentan en la tabla 5.

Tabla 5. Características de las especies al final de la evaluación ($N=30$)

Parámetros	<i>S. latifolia</i>		<i>E. crassipes</i>		<i>P. cordata</i>		<i>T. geniculata</i>	
	X	±DE	X	±DE	X	±DE	X	±DE
Peso/planta (g)	820.6	252.1	672.1	270.4	986.7	257.5	1250.0	350.0
Hojas	3.9	1.7	12.8	2.5	6.0	1.5	4.0	2.0
Long. de la hoja (m)	29.0	6.4	18.0	2.3	16.6	3.5	40.0	1.6
Ancho de hoja (cm)	2.0	0.7	9.2	1.1	23.0	0.9	29.7	2.6
Long. de la raíz (cm)	16.3	4.3	14.7	6.1	14.7	6.4	22.0	5.3
Diámetro del tallo (cm)	5.6	2.4	7.4	5.6	14.8	3.0	8.0	2.3
Long. del tallo (cm)	34.0	8.0	8.0	5.0	80.0	2.8	190.0	9.8
Humedad (%)	60.0	5.0	68.0	10.0	62.0	13.0	32.0	8.0
Bimasa inicial (kg)	27.9	6.9	20.2	2.3	29.6	1.3	42.5	8.4
Biomasa final (kg)	73.9	9.2	42.3	3.7	73.4	2.3	61.3	8.2
Biomasa seca final (kg)	29.5		13.5		35.2		41.7	

Fuente: Elaboración propia

Discusión

Es importante aclarar que los resultados de este estudio parten de un sistema de tratamiento de aguas residuales de HA en serie, en el que los HA operan como tratamiento secundario-terciario.

El pH entra al sistema de HA con características ligeramente alcalinas, cuyos valores promedio (\pm DE) en el influente fueron de 8.3 ± 0.2 y en el efluente de 7.9 ± 0.2 UpH. En ese sentido, los valores permiten el establecimiento de bacterias que favorecen la de degradación de contaminantes (Kadlec, 2009). Winanti *et al.* (2017) mostraron que en HAFS con *Canna sp.* el pH tiende a neutralizarse en función del TRH, pues el agua residual de influente fue de 8.15 ± 0.28 , después de un día 6.60 ± 0.21 , y al quinto día se estableció en 6.80 ± 0.35 . Esto muestra que tanto el tipo de especie utilizada y TRH tendrán un efecto en la calidad del agua.

En el estudio desarrollado por Charris y Caselles (2016), que trataron agua con un pH en el influente de 8.0 ± 0.92 y el efluente obtenido en HAFS con *Cyperus ligularis* fue de 7.0 (± 0.1) y en el HAFS con *Echinochloa colonum* con 7.0 ± 0.1 , operando con 3 días de TRH. Otro estudio muestra que existe un efecto de los medios de soporte en el pH en el tratamiento de aguas residuales, ya que al utilizar medios de soporte como los materiales PIECA, CAS, EVOL y gravilla (sustitutos del medio de soporte en los HA), los tratamientos presentaron pH de 10.98, 9.12, 5.20 y 7.69, respectivamente (Luna y Ramírez, 2004). Las descargas de los efluentes en el tren de tratamiento están cumpliendo con el límite máximo permisible de la normatividad ambiental, que establece que se puede descargar a cuerpos receptores de 6 a 9 unidades de pH (NOM-001-SEMARNAT-2021).

Las temperaturas presentes en lo efluentes de los reactores que componen el HA en serie muestran que los valores de temperaturas favorecen el crecimiento y estabilización de microorganismos mesófilos, los cuales puede establecer colonias favorables para la degradación de contaminantes con temperaturas de 20 °C a 45 °C (Kadlec, 2009). Del mismo modo, las temperaturas de descarga cumplen el límite máximo permisible en descargas de aguas residuales y bienes nacionales, que es menor a 35 °C (NOM-001-SEMARNAT-2021).

Los sólidos disueltos totales permisibles en el agua para uso público, industrial y agrícola oscilan entre valores de 500 y 850 mg/L. En tal sentido, las concentraciones elevadas afectan las características organolépticas del agua y aumentan la conductividad eléctrica, que está relacionada con los procesos de corrosión y, eventualmente, con la toxicidad al agua que los contiene (Crites y Tchobanoglous, 2004; Tchobanoglous, 1996).

Tomando como referencia el criterio internacional de descarga de aguas residuales a cuerpos superficiales de la USEPA CWA (1972) que es de 400 mg/L, los valores de este estudio no cumplen con los límites de este parámetro. Se ha demostrado que los iones disueltos son removidos a mayores TRH y por el tipo de especies implementadas en los HA. Un estudio evaluó la remoción de iones (SDT) en HA con *Typha angustifolia* tratando agua residual doméstica con TRH de 12, 24 y 36 horas, cuya concentración de entrada fue de 477.48 mg/L, obteniendo 104.04 mg/L (78.21 %), 85.47 mg/L (82.1 %) y 73.25 mg/L (84.76 %), respectivamente (Arivoli y Mohanraj, 2021).

Por otra parte, la turbiedad indica la calidad del agua residual tratada con relación con el material residual en suspensión coloidal. Este parámetro no es regulado en la normatividad mexicana, aunque es tomando como referencia el criterio internacional de la USEPA CWA, que establece que la descarga para aguas superficiales es de 20 UNT. En este sentido, el tren de tratamiento de nuestro estudio cumple con este criterio de descarga. Durante la etapa de arranque la concentración de entrada al HA fue de 31.0 ± 16.9 UNT y el efluente en el reactor 3 fue 37.7 ± 19.1 , mientras que en al año de operación la entrada fue de 99.79 ± 14.37 UNT y el efluente de 19.25 ± 9.03 UNT. Estos resultados se alcanzaron con 30.74 horas de TRH.

Otro estudio logró obtener resultados similares en eficiencia al emplear 2 HAFS con TRH de 9 d y *Typha latifolia* en un reactor y *Cyperus papyrus* en otra unidad para tratar aguas domésticas. Como resultado lograron remover el 84.55 % y el 87.27 %, respectivamente, de la concentración de turbiedad inicial de 33.00 NTU (Bedoya *et al.*, 2014).

En este periodo de evaluación, no se obtuvo una concentración por debajo del color establecido por la EPA CWA (Ley de Agua Pura, *Clean Water Act*) para descarga de aguas superficiales, que es de 250 UC, por lo que en la etapa de arranque quedó en 578.0 ± 116.0 UC, y al año de operación en 442.00 ± 160.99 UC. La remoción de color en esta investigación fue menor a la obtenida en los dos HAFS con TRH de 9 d y *Typha latifolia* en un reactor y *Cyperus papyrus* debido a que logró remover el 90.9 % y el 92.3% de la concentración inicial (583 UC). Probablemente, este cambio se debió al TRH que es mayor, ya que de esta forma los sólidos coloidales están más tiempo en contacto con el medio de soporte y bacterias, por lo que pueden ser adsorbidos. Esto disminuiría la concentración de color, aunque la concentración de entrada es casi tres veces mayor en nuestro estudio (Bedoya *et al.*, 2014).

Este parámetro sí es considerado importante en Guatemala, donde se establece un límite máximo permisible de 750 UC en descargas de aguas residuales a cuerpos receptores

de las urbanizaciones (AG 138-2017), y para el caso de Honduras las Normas de Calidad para Descarga de Aguas Residuales en Cuerpos Receptores (acuerdo n.º 058) establece que es < 200 UC (Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo [AECID], 2021).

La DQO actualmente se considera el principal criterio de calidad del agua para la descarga a cuerpos receptores (NOM-001-SEMARNAT-2021). Para el caso de la DACBiol el límite máximo permisible para su descarga es de 150 mg/L en su promedio mensual y el promedio (\pm DE) presente en el efluente es de 105 ± 60 mg/L. En el caso de los parámetros de NT y PT, no aplican para este tiempo de cuerpo receptor; sin embargo, se cumple con los criterios de descarga más estrictos para NT y PT que se establece para embalses lagos y lagunas que es de 15 mg/L y 5 mg/L, respectivamente.

En Indonesia se evaluó el potencial de los humedales construidos para aguas residuales en un campus con especies *Canna sp.*, arena con porosidad de 0.42, una conductividad hidráulica de 420, TRH de 5 días y K_{20} de 1.84, con lo cual se mostró una disminución del pH de 8.15 a pH de 7, remociones de DQO (85-87 %), NT (91-97 %) y PT (97-99 %) (Winanti *et al.*, 2017).

Asimismo, un estudio a escala piloto en el Instituto Nacional de Tecnología, campus de Karnataka (India), evaluó un HAFS y un HAFV como postratamiento efectivo de los efluentes del sistema de tratamiento biológico secundario utilizando *Pennisetum pedicellatum* y *Cyperus rotundus*. Los experimentos se realizaron en dos TRH (12 h y 24 h), obteniendo una remoción de DQO de 60 % y 65 % para HAFS y HAFV, respectivamente (Thalla *et al.*, 2019).

En el presente estudio, nuestros HA en serie en la DACBiol operan como tratamiento secundario y terciario con TRH de 30.74 horas y una K global aparente de 2.03 días⁻¹, logrando una remoción de 89.2 % de DQO, 87.0 % de NT y 84.8 % en PT, condiciones superiores a las encontradas por Thalla *et al.* (2019), inferiores a las de Winanti *et al.*, (2017), pero que permiten cumplir con los estándares de descarga en México (NOM-001-SEMARNAT-2021).

Conclusión

El presente estudio muestra que en el tratamiento de HA en serie el que tiene el mejor desempeño es el HAFS-SI durante la primera y en la segunda fase el HAFL-Tg, pues el sistema alcanzó 89.2 % en remoción de la DQO, 87.0 % de NT y 84.8 % de PT. Es importante aclarar que este desempeño corresponde al primer año de operación, ya que luego del segundo y tercer año los humedales alcanzan su máxima eficiencia de operación.

En cuanto a los coeficientes cinéticos (k) aparentes para cada uno de los humedales, muestran un mejor desempeño en HAFS-SI durante las dos fases y la constante de desempeño global en el tren de tratamiento (kGA) fue de 2.03 días⁻¹ para DQO, 2.03 días⁻¹ para NT y 1.84 días⁻¹ para PT. Todos estos comportamientos se dan en temperaturas entre 26 °C y 28 °C.

Las especies con mejor desempeño y reproducción fueron *Sagittaria latifolia*, *Eichhornia crassipes* y *Pontederia cordata*, las cuales son de menor tamaño, por lo que también son más fáciles de manejar en su siembra. En cambio, *Thalia geniculata* muestra dificultades en su manejo, pues se desenraiza fácilmente debido a su tamaño y a la acción del viento.

Futuras líneas de investigación

Las especies presentadas en este estudio tienen potencial de degradación de contaminantes básicos, como se muestra en esta etapa. En esta configuración de los HA (libre-subsuperficial-libre) se debe continuar el estudio para conocer el proceso de remoción de metales pesados, para lo cual se debe cuantificar la asimilación de estos en agua, el sedimento, el medio de soporte y en las especies macrófitas (tallos, hijas y raíces).

Referencias

- Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo [AECID]. (2021). Análisis de normativas latinoamericanas sobre vertidos de poblaciones. Una guía para su revisión. Catálogo General de Publicaciones Oficiales. <https://cpage.mpr.gob.es>
- Arivoli, A. and Mohanraj, R. (2021). Efficacy of *Typha Augustifolia* based vertical flow constructed wetland system in pollutant reduction of domestic wastewater. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(5), 1497-1508. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US202100027964>
- Bedoya, J. C., Ardila, A. N. y Reyes C. J. (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. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(3), 275-28. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0188-49992014000300004&lng=es&nrm=iso
- Briones, G. y García, I. (2014). Aforo del agua en canales y tuberías. Editorial Trillas.
- Brown, D. S., Kreissl, J. F., Gearhart, R. A., Kruzic, A. P., Boyle, W. C. and Otis, R. J. (2011). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004TBD.PDF?Dockey=30004TBD.PDF>
- Calheiros, C. S., Duque, A. F., Moura, A., Henriques, I. S., Correia, A., Rangel, A. O. and Castro, P. M. (2009). Changes in the bacterial community structure in two-stage constructed wetlands with different plants for industrial wastewater treatment. *Bioresour. Technol.*, 100(13), 3228–3235. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852409001801?via%3Dihub>
- Charris, J. y Caselles, A. (2016). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 93-103.
- Comisión Nacional del Agua [Conagua]. (2019). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: humedales artificiales. <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro30.pdf>

- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2004). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw Hill.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, F. y Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA). <https://core.ac.uk/download/pdf/48017573.pdf>
- Gallegos-Rodríguez, J., López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G. and Torres-Balcázar, C. A. (2018). Evaluation of free flow constructed wetlands with *Sagittaria latifolia* and *Sagittaria lancifolia* in domestic wastewater treatment. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 10(2), 49–65. 10.5154/r.inagbi.2017.03.005
- Jiménez-López, E. C., López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G., Castelán-Estrada, M., Guerrero-Peña, A., Hernández-Barajas, J. R., Torres-Balcázar, C.A., De la Cruz-Luna, E., Romellón-Cerino, M. J. and Solís-Sílván, R. (2017). Wastewater treatment by constructed wetlands with *thalia geniculata* and *paspalum paniculatum* in a tropical system of Mexico. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 12(1), 42–50. 10.2495/SDP-V12-N1-42-50
- Kadlec, R. H. (2009). Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 159-174. 10.1016/j.ecoleng.2008.04.008
- Li, F., Lu, L., Zheng, X. and Zhang, X. (2014). Three-stage horizontal subsurface flow constructed wetlands for organics and nitrogen removal: Effect of aeration. *Ecological Engineering*, 68, 90-96. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.025
- López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G., Valdes Manzanilla, A., Torres-Balcazar, C. A., López-Vidal, R., Pérez-Sánchez, E. and Pampillón-González, L. (2019). Spatial distribution behavior of basic pollutants in a subsurface-flow wetland with *Thalia geniculata*. *International Journal of Environmental Impacts*, 2(2), 145–160. 10.2495/EI-V2-N2-145-160
- Luna, V. M. y Ramírez, H. F. (2004). Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(1), 31–38. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/23127>
- Peña, C. A. y Lara, B. A. (2012). Tratamiento de aguas de escorrentía mediante humedales artificiales: estado del arte. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 22(2), 39-61.

- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD]. (2006). Informe sobre Desarrollo Humano 2006. Más allá de la escasez: poder, pobreza y la crisis mundial del agua. http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr_2006_es_completo.pdf
- Ramos, E. M. G.; Rodríguez, S. L. M. y Martínez, C.P. (2007). Uso de macrófitas acuáticas en el tratamiento de aguas para el cultivo de maíz y sorgo. *Hidrobiología*, 17(1 suplemento), 7-15. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972007000400002
- Ramsar (2013). Manual de la convención de Ramsar: guía a la convención sobre los humedales (6.a ed.). Secretaría de la Convención de Ramsar. <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-sp.pdf>
- Russo, N., Marzo, A., Randazzo, C., Caggia, C., Toscano, A. and Cirelli, G. L. (2019). Constructed wetlands combined with disinfection systems for removal of urban wastewater contaminants. *Cience of the Total Environment*, 656, 558–566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.417>
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales [Semarnat] (11 de marzo de 2022). .NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Diario Oficial de la Federación. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Tchobanoglous, G. (1996). Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y purificación. Editorial Mc Graw Hill.
- Thalla, A. K., Devatha, C. P., Anagh, K. and Sony, E. (2019). Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary efluents. *Applied Water Science*, 9(147). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1014-9>
- United States Environmental Protection Agency [USEPA]. Ley de Agua Pura (Clean Water Act) CWA 1972. Regula el vertimiento de contaminantes a las aguas de superficie. 40 CFR 100-149.
- Vázquez-González, M. B. y López-Ocaña, G. (2011). Evaluación técnica de un tanque Imhoff para el tratamiento de aguas residuales en centro, Tabasco. *Tecnociencia*, 5(1), 32-47.



- Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2015). Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. *Ecological Engineering*, 84, 202-208. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.09.017
- Winanti, E. T., Rahmadyanti, E. and Fajarwat, I. N. (2017). Ecological Approach of Campus Wastewater Treatment using Constructed Wetland. *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering* 288. doi:10.1088/1757-899X/288/1/012062
- Zepeda-Gómez, C. y Lot, A. (2005). Distribución y uso tradicional de *Sagittaria macrophylla* Zucc. y *S. latifolia* Willd en el Estado de México. *Ciencia Ergo Sum*, 12(3). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10412308>

Rol de contribución	Autor(es)
Conceptualización	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Metodología	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
<i>Software</i>	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Validación	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Análisis formal	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Investigación	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Recursos	Gaspar López Ocaña 100 %
Curación de datos	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Escritura. Preparación del borrador original	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Escritura. Revisión y edición	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Visualización	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %

Supervisión	Nancy Estrada Pérez 15%, Gisell Aguilar Pérez 15%, Erika Citlally Alonso Mendoza 15%, Carlos Alberto Torres Balcázar 15%, Gaspar López Ocaña 40 %
Administración de proyectos	Gaspar López Ocaña 100 %
Adquisición de fondos	Gaspar López Ocaña 100 %