

Remoción de contaminantes de efluentes agrícolas vía humedales artificiales

Nancy Estrada-Pérez ¹, Gaspar López-Ocaña ^{1,*}, Randy Adams-Schroeder ², David Guerrero-Zarate ³, Verónica Isidra Domínguez-Rodríguez ²

¹ Laboratorio de Tec. Del Agua, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México

² Laboratorio de Remediación, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México

³ Laboratorio de Termodinámica de fluidos, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Jalpa de Méndez, Tabasco, México

* Autor de correspondencia: ocanag17@hotmail.com

Desarrollo Sustentable (Humedales Artificiales)

Recibido: 9 de junio de 2025

Aceptado: 26 de julio de 2025

Publicado: 30 de diciembre de 2025

DOI: <https://doi.org/10.56845/terys.v4i3.488>

Resumen: Las aguas residuales agrícolas causan la degradación de cuerpos de agua y suelos, limitando los saneamientos de estas y son descargadas sin tratamiento previo. Los humedales artificiales son una alternativa pues fijan contaminantes en la superficie del sustrato transformando estos por medio de microorganismos logrando niveles de tratamiento óptimos con un bajo consumo de energía y poco mantenimiento. Con el objetivo de remover nitrato, fósforo y Demanda Química de Oxígeno (DQO), se trató un afluente agrícola con concentraciones iniciales de 13.4 mg/L de nitrato, 73 mg/L de fósforo y 4418.8 mg/L de DQO. Se evaluaron tres humedales artificiales de flujo subsuperficial en el tratamiento de efluentes de un sector agrícola en Centro, Tabasco, con 3.6 días de tiempo de retención y 0.5 m de tirante con grava de $\frac{3}{4}$ de pulgada. El primer humedal artificial de flujo subsuperficial con *Ludwigia octovalvis* (HAFSLo), el segundo con *Canna indica* (HAFSCI) y el tercer humedal testigo (HAFST), teniendo como resultados para el HAFSLo un 20.48% de remoción de nitrato, un 73.94% de fósforo y un 98.09% de DQO, para el HAFSCI se removió un 43.58% de nitrato, un 81.99% de fósforo y un 98.44% de DQO y para el HAFST se obtuvo un 52.51% de remoción de nitrato, un 50.58% de fósforo y 98.99% de DQO. Con base en los resultados obtenidos los humedales artificiales con especies nativas de la región son una opción viable para el tratamiento de aguas de esta índole.

Palabras clave: DQO, Efluentes agrícolas, Eficiencia de remoción, Fósforo, Nitrato

Removal of pollutants from agricultural effluents via constructec wetlands

Abstract: Agricultural wastewater causes the degradation of water bodies and soils, limiting their sanitation and is discharged without prior treatment. Constructed wetlands are an alternative because they fix pollutants on the surface of the substrate, transforming them by means of microorganisms, achieving optimal treatment levels with low energy consumption and little maintenance. In order to remove nitrate, phosphorus and chemical oxygen demand (COD), an agricultural effluent was treated with initial concentrations of 13.4 mg/L of nitrate, 73 mg/L of phosphorus and 4418.8 mg/L of COD. Three subsurface flow constructed wetlands were evaluated in the treatment of effluents from an agricultural sector in Centro, Tabasco, with 3.6 days of retention time and 0.5 m of $\frac{3}{4}$ inch gravel. The first artificial subsurface flow wetland with *Ludwigia octovalvis* (HAFSLo), the second with *Canna indica* (HAFSCI) and the third control wetland (HAFST), with results for HAFSLo of 20.48% nitrate removal, 73.94% of phosphorus and 98.09% of COD, 43.58% of nitrate, 81.99% of phosphorus and 98.44% of COD were removed for HAFSCI and 52.51% of nitrate, 50.58% of phosphorus and 98.99% of COD were removed for HAFST. Based on the results obtained, constructec wetlands with species native to the region are a viable option for the treatment of this type of water.

Key words: COD, Agricultural effluents, Removal efficiency, Phosphorus, Nitrate.

Introducción

El crecimiento acelerado de la población ha causado el crecimiento de las zonas de cultivos, agravando la situación por el manejo inapropiado de residuos, refiriéndose a las descargas de agua residual de origen industrial, urbano y agrícola siendo la principal causa de la degradación de la calidad de los diferentes cuerpos de agua, en ocasiones por las limitaciones de saneamientos de estas (De Jesús Velázquez-Chávez *et al.*, 2022), el tratamiento de aguas residuales es necesario, pero no suficiente para su saneamiento el cual adquiere importancia para asegurar su recolección, conducción, tratamiento y adecuada disposición en los cuerpos receptores, en condiciones que no perjudiquen al medio ambiente y salud de la población. Los recursos hídricos en México se encuentran bajo una creciente presión debido al crecimiento demográfico, la urbanización y el incremento en el consumo de agua en los hogares y en los diversos componentes del sector productivo, principalmente en la industria y en la agricultura (Cáñez-Cota, 2021).

En la agricultura, la implementación de productos de origen químicos para el control de plagas se ha convertido en parte integral de la vida moderna a nivel mundial, su uso constante presenta consecuencias adversas sobre los humanos y el medio ambiente, principalmente dañando el suelo y los cuerpos de aguas cercanos debido a las escorrentías (Beceyro, 2021). Los plaguicidas y metales pesados son hoy en día una de las perturbaciones más peligrosas para los ecosistemas acuáticos en el mundo, teniendo en cuenta que son elementos biodegradables los cuales tienden a bioacumularse en los tejidos de especies animales y vegetales acuáticos, logrando permanecer en ellos por largos períodos (Fuerte-Velázquez *et al.*, 2022).

Esto puede provocar procesos de biomagnificación y acciones toxicodinámicas al nivel de material biológico que pueden llegar a generar alteraciones metabólicas, mutaciones y anatómicas en las especies animales, incluido el hombre. De acuerdo con sus características y con las del entorno, los contaminantes químicos pueden residir por períodos cortos o largos en los ambientes dulceacuícolas y marinos, lo cual incidirá en su distribución e interacción con el medio (Jáquez-Matas *et al.*, 2022). La difícil degradación de contaminantes en aguas ha sido considerada como un punto estratégico para el desarrollo sustentable de los países, en la actualidad se ha visto grandes avances en materia de tratamiento de aguas residuales industriales y agrícolas, existen tecnologías ejemplo de estas los humedales artificiales (Bertullo, 2020).

Los humedales artificiales se han llegado a utilizar como una tecnología verde que surge de la necesidad de replicar los beneficios ecosistémicos de los humedales naturales para tratar diversos afluentes de aguas residuales, (Becerra *et al.*, 2024), los humedales comprenden tres funcionamientos elementales que les permite un alto potencial para el tratamiento de aguas residuales: establecen físicamente los contaminantes a la superficie del suelo y la materia orgánica, con ayuda de los microorganismos utilizan y llegan a transformar los elementos, logrando así un tratamiento con bajos costos energéticos y de fácil mantenimiento (Delvalle-Borrero *et al.*, 2022).

El siguiente trabajo tiene como objetivo evaluar la remoción de nitrato, fósforo y DQO en humedales artificiales contribuyendo así con la aplicación de nuevas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales industriales.

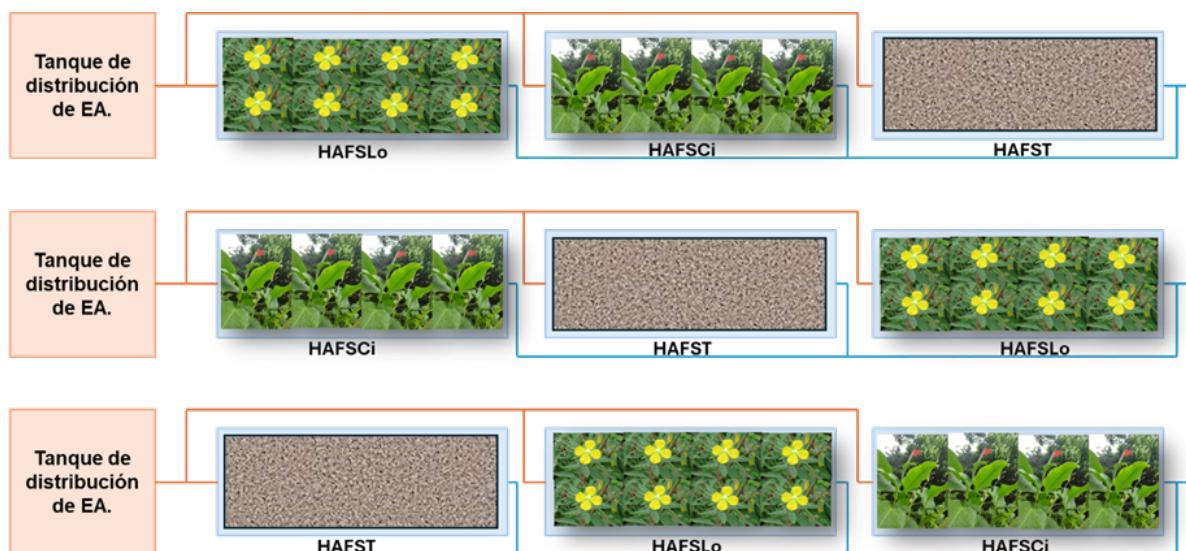
Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco específicamente en la planta piloto del Laboratorio de Tecnología del Agua, en donde evaluaron los efluentes del sector agrícola para su posterior tratamiento con humedales artificiales; el sistema de tratamiento está compuesto por 2 elementos principales como se muestra en la Figura 1: tanque de distribución (abastecimiento de agua residual provenientes del sector agrícola) y unidades experimentales, humedales artificiales de flujo subsuperficial con *Canna indica* (HAFSCi), humedales artificiales de flujo subsuperficial con *Ludwigia octovalvis* (HAFSLo) y humedales artificiales de flujo subsuperficial testigo (HAFST). Cada unidad experimental cuenta con alimentación y drenaje propio, con un gasto continuo de 200 L/día de agua residual.

Diseño y construcción

Se utilizaron nueve unidades experimentales de humedales artificiales (HA) de flujo subsuperficial con un dimensionamiento de 2.5 m de largo x 1.2 m de ancho x 1 m de alto con tirante operativo de 0.5 m, el material utilizado para su construcción fue lámina de acero calibre 10, cubierto con un esmalte anticorrosivo y un impermeabilizante elastómero con tres capas de membrana reforzada en la parte interior y exterior; los humedales tienen 0.5 de grava con rango de tamaño entre 2.36 y 19 mm funcionando como soporte para las especies. Cada HA fue equipado con tuberías de PVC hidráulico de 1" para poder distribuir el flujo de agua proveniente de los tanques de distribución con capacidad de 200 L hacia los tratamientos, el caudal de diseño por HA es de 0.2 m³/día, con el objetivo de lograr una eficiencia de remoción de 92% de DBO₅ (Magaña *et al.*, 2022), de los nueve HA tres HA no contiene especies siendo este el humedal artificial de flujo subsuperficial testigo (HAFST), tres HA sembrada la especie *Ludwigia octovalvis* (HAFSLo) y tres HA sembrada la especie *Canna indica* (HAFSCi).



EA = Efluente agrícola.

HAFSLo= Humedal Artificial de flujo subsuperficial con *Ludwigia octovalvis*.

HAFSCI= Humedal Artificial de flujo subsuperficial con *Canna indica*.

HAFST= Humedal Artificial de flujo subsuperficial Testigo.

— = Distribución de EA.

— = Distribución de Agua tratada.

Figura 1 Distribución del Sistema de Tratamiento (Elaboración propia)

Operación y mantenimiento

El efluente se obtiene generando aguas residuales de índole agrícola teniendo en cuenta los componentes de esta, almacenándola en tanques de distribución (200 L) repartiendo el gasto a tres HA, el caudal promedio (Q_{med}) de operación es de $0.23 \text{ m}^3/\text{día}$, los HA presentaron un TRH de 3.6 días, con una altura del medio de soporte de 0.5 m y una porosidad de $n= 49.99\%$, finalmente el efluente es descargado a un humedal natural ubicado en la DACBiol.

Muestreo siembra y estabilización de las especies

Las especies evaluadas se recolectaron del área natural de la DACBiol, siendo un área de humedales naturales, la *Ludwigia octovalvis* ($17^{\circ}59.499'\text{N}$ y $92^{\circ}58.477'\text{O}$) fue extraída específicamente de un arroyo y la *Canna indica* ($17^{\circ}59.479'\text{N}$ y $92^{\circ}58.494'\text{O}$) de los caminos aledaños a los humedales, se colectaron plantas jóvenes enteras, incluyendo flores y frutos, para su siembra e identificación taxonómica y caracterización según (Castro-Méndez *et al.*, 2022), posterior a la colecta, se realizó la evaluación del crecimiento y comportamiento de la vegetación en los tratamientos según lo planteado por Vásquez *et al.*, (2022) donde establece la determinación de las características: largo máximo de hojas, ancho máximo de hojas, número de hojas por planta, total de plantas por surco, número total de plantas, densidad y productividad (base seca). Estas mediciones se realizaron cada diez días durante la etapa de arranque y cada mes para las etapas de estabilización y evaluación, en la Figura 2 y 3 se visualizan cada una de las especies evaluadas.



Figura 2. Siembra de la especie *Ludwigia octovalvis* (Elaboración propia)



Figura 3. Siembra de la especie *Canna indica* (Elaboración propia)

Evaluación del gasto de operación

La medición del gasto de operación se realizó con base al método volumétrico: midiendo el tiempo de llenado (t) de un recipiente de volumen conocido (v), donde se colecta la descarga (Guallpa *et al.*, 2022). La medición del gasto se realizó durante las campañas de monitoreo de la calidad del agua, en las etapas de estabilización y evaluación en horario de 8:00 a 18:00 horas con intervalos de 2 horas.

$$Q = \frac{V}{t} \quad (1)$$

Donde: Q = Gasto (L/s); V =Volumen del recipiente (L); y t = tiempo en el que se llena el recipiente (s).

Caracterización de aguas residuales

La caracterización de los parámetros que se establecieron al inicio de la investigación se realizó por los procedimientos analíticos señalados en la Normatividad Oficial Mexicana, Standard Methods y EPA. La temperatura se determinó por el método SM 2550 A, el pH SM 9040 B y la conductividad eléctrica (CE) SM 2510 B, medidos con un multiparamétrico (HI 9828, Hanna Instrument, EUA), además de turbiedad determinada por el método SM 2130 B y el color APHA 2120, ambos medidos por un turbidímetro LaMotteMR (Modelo TC3000we, métodos EPA 180.1y SM 2120B, Rumania). El nitrato se determinó por el método SM 4500-NO₃⁻ B, el fósforo por el método SM 4500-PD y la DQO se determinó mediante el método USEPA 410.4, los 3 parámetros fueron medidos por el equipo Hanna® HI839800-01. Se realizó el monitoreo por 10 días, se tomaron muestras de los tratamientos (Tanque de distribución, HAFST, HAFSLo y HAFSci, tiendo un total de 120 muestras simples y 48 muestras compuestas para la determinación de nitrato (NO₃⁻), fósforo (P) y Demanda química de oxígeno (DQO), con base a lo establecido por la NMX-AA-003-1980 que establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear descargas de aguas residuales.

Diseño experimental

Dado que los datos no cumplieron con los postulados de normalidad y homocedasticidad se procedió a emplear una prueba de Kruskal-Wallis como herramienta estadística seguida de la prueba de Bonferroni, las cuales se utilizan para diferencias estadísticas significativas entre puntos de muestreos, las pruebas y los gráficos se realizaron software STATGRAPHICS CENTURION® v19.0, utilizando un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

Eficiencia de remoción

La eficiencia de proceso está dada en función de la concentración promedio de entrada y salida de una sustancia. Para cualquier sustancia dada se puede aplicar el cálculo de eficiencia requerida y eficiencia de proceso de remoción mediante la siguiente ecuación respectivamente (Vallejo *et al.*, 2017).

$$\eta_p = \left(\frac{C_1 - C_3}{C_1} \right) * 100 \quad (2)$$

Donde: η_p = eficiencia de proceso (remoción de una sustancia dada) (%); C_1 = Concentración de entrada de la sustancia al sistema (mg/L); y C_3 = Concentración de salida de la sustancia del sistema (mg/L).

Resultados y Discusiones

Gasto de operación

En cuanto al gasto en los días de operación (Figura 4), el tratamiento HAFST presenta fluctuaciones máximas de 210 (± 0.38) L/día los días miércoles debido que los alumnos y personas docente y administrativo se encuentran con más frecuencia en la institución y mínimas de 180 (± 1.36) L/día los viernes contemplando que la mayoría de alumnos, decentes y administrativos se no se encuentran presentes en la institución, lo mismo para el tratamiento HAFSLo con alteraciones máximas de a 212 (± 1.64) L/día y mínimas de 197(± 0.64) L/día en el tratamiento HAFSci se estimaron

variaciones máximas de 209 (± 1.45) L/día y 195 (± 1.25) L/día, rebasando de manera insignificante el Q de diseño lo cual no genera afectaciones al sistema, a comparación del trabajo de Magaña-Flores y López-Ocaña (2023) donde reportan para humedales artificiales de flujo subsuperficial con 3.6 días de TRH que los días con mayor Q son los viernes con 203.8 L/día, esto debido a que la evaluación fue en tiempo de pandemia teniendo datos homogéneos en los cinco días de la semana.

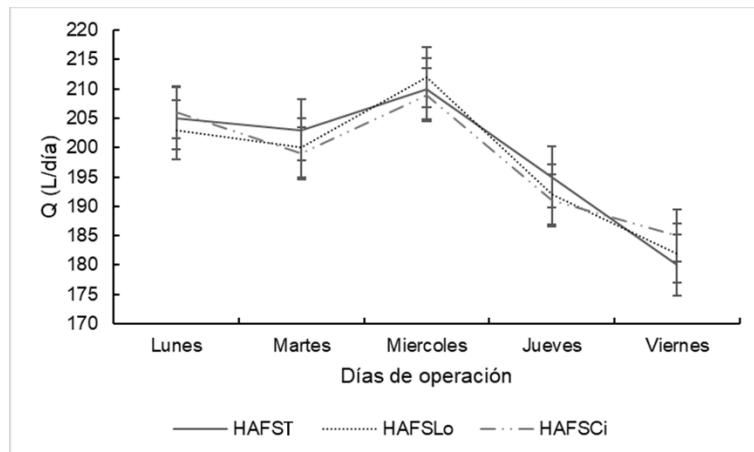


Figura 4. Caudales de operación de los humedales construidos (Elaboración propia)

Calidad del agua

El efluente agrícola que alimenta a los humedales presenta características de un agua residual fuerte al reportarse valores de NO_3^- de 13.4 ± 7.39 mg/L, P con 73 ± 13.02 mg/L y DQO con 4418.8 ± 309.70 mg/L (Hernández - Álvarez *et al.*, 2021). En la Tabla 1, se pueden observar los valores promedio con desviación estándar de cada uno de los tratamientos realizados.

Tabla 1. Valores Promedio ($\pm \text{DE}$) en los Efluentes de las Unidades de Tratamiento ($N=48$) (Elaboración propia)

Parámetros	T. de distribución		HAFST		HAFSLo		HAFSci	
	x	$\pm \text{DE}$	x	$\pm \text{DE}$	x	$\pm \text{DE}$	x	$\pm \text{DE}$
pH (UpH)	8.4	0.1	8.4	0.1	8.6	0.1	8.7	0.0
Temperatura (°C)	22	0.4	21.2	0.42	21.1	0.6	20.9	0.7
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	1466.4	42.3	646.6	40.1	1202.3	68.1	1196.3	49.0
Color (UC)	2725.3	559.0	169.6	75.0	304.3	88.2	399.7	33.1
Turbiedad (UNT)	34.3	8.7	1.9	0.4	3	0.9	7.5	1.5
P (mg/L)	73	13.0	12.7	1.5	19	4.2	13.2	1.7
NO_3^- (mg/L)	13.3	7.3	6.4	1.4	10.7	8.9	7.6	1.0
DQO (mg/L)	4418.8	309.7	9.3	7.3	84.3	6.1	69	5.0

Nitrato. El NO_3^- fue analizado mediante la prueba de Kruskal-Wallis encontrándose que el valor-P <0.05, donde existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano más bajo se presentó en el HAFST con $6 \pm (Q_1=4.9, Q_3=8.6)$ mg/L seguido del HAFSci con $7.8 \pm (Q_1=6.1, Q_3=8.6)$ mg/L, para el HAFSLo se obtuvieron valores de $8.6 \pm (Q_1=1.5, Q_3=24)$ mg/L, por último, el valor mediano más alto se reportó en T. de distribución con $12.8 \pm (Q_1=4.4, Q_3=23.6)$ mg/L. Los tratamientos de HA cumplen con los límites permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 con 10 mg/L (Figura 4), por otro lado, Gutiérrez *et al.*, (2024) implementando un humedal artificial de flujo subsuperficial con *Typha domingensis* presento una concentración inicial de 71.0 ± 58.4 mg/L de NO_3^- , obteniendo concentraciones finales de 31.2 ± 28.4 mg/L con una eficiencia de remoción de 43.90%.

Fósforo. El P fue analizado mediante la prueba de Kruskal-Wallis encontrándose que el valor-P <0.05, donde existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano más bajo se presentó en el HAFST con $12.6 \pm (Q_1=10.9, Q_3=14.5)$ mg/L seguido del HAFSCI con $13.3 \pm (Q_1=10.6, Q_3=15.3)$ mg/L, para el HAFSLo se obtuvieron valores de $19.8 \pm (Q_1=12.9, Q_3=23.6)$ mg/L, por último, el valor mediano más alto se reportó en T. de distribución con $74.5 \pm (Q_1=56.8, Q_3=86.2)$ mg/L. incumpliendo con los límites permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 con 10 mg/L (Figura 5), a comparación del trabajo de Muñiz *et al.*, (2024) que implemento un humedal artificial de flujo subsuperficial con *Spathiphyllum blandum* teniendo un agua inicial de 19 ± 17.6 mg/L de P y teniendo en el fuente del tratamiento concentraciones de 16 ± 15.3 mg/L de P con una eficiencia de remoción de 15.7%, mostrando una mejor efectividad en los tratamientos del presente trabajo.

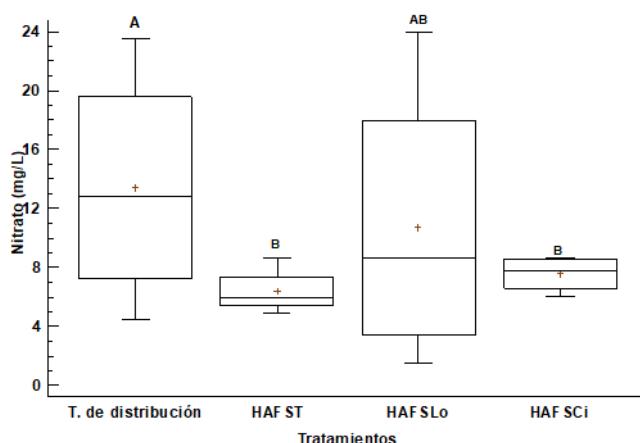


Figura 5. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) para la variable NO_3^- (mg/L). Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 48$) (Elaboración propia)

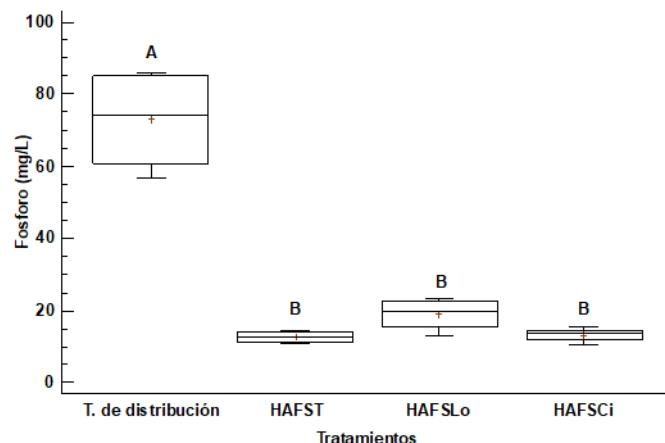


Figura 6. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) para la variable P (mg/L). Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 48$) (Elaboración propia)

DQO. La DQO fue analizada mediante la prueba de Kruskal-Wallis encontrándose que el valor-P <0.05, donde existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano más bajo se presentó en el HAFST con $9.3 \pm (Q_1=2, Q_3=20)$ mg/L seguido del HAFSCI con $68 \pm (Q_1=64, Q_3=76)$ mg/L, para el HAFSLo se obtuvieron valores de $82 \pm (Q_1=79, Q_3=94)$ mg/L, por último, el valor mediano más alto se reportó en T. de distribución con $4452.5 \pm (Q_1=3985.0, Q_3=4785.0)$ mg/L. Los tratamientos de HA cumplen con los límites permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 con 10 mg/L (Figura 7), en el caso de Castro *et al.*, (2024) propuso un humedal artificial de flujo subsuperficial con *Alpinia purpurata* teniendo concentraciones iniciales de DQO de 2796 ± 2584 mg/L y concentraciones finales de 258.9 ± 236.1 mg/L de DQO con una eficiencia de remoción de 92.6%.

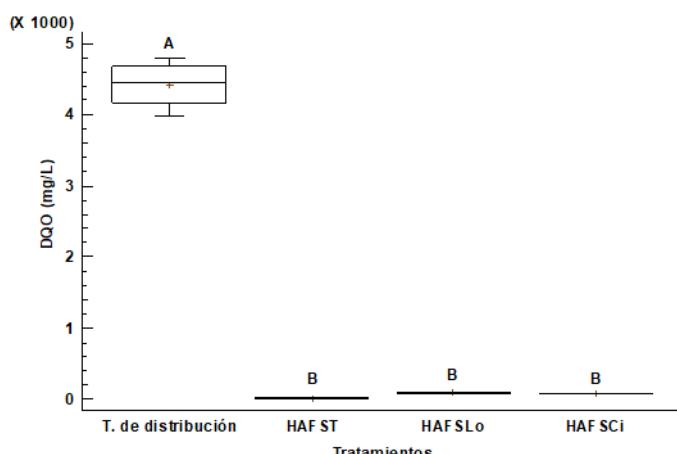


Figura 7. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) para la variable DQO (mg/L). Nota: Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($N = 48$) (Elaboración propia)

Eficiencia de remoción

Los parámetros evaluados presentaron eficiencias aceptables, en donde el NO_3^- presenta una eficiencia de remoción del 52.5% para el HAFST, 20.4% para el HAFSLo y un 45.5% para el HAFSCI, el P presento eficiencias de remoción del 50.5% para el HAFST, 73.9% para el HAFSLo y un 81.9% para el HAFSCI, para la DQO se tuvieron 98.9% para el HAFST, 98.0% para el HAFSLo y un 98.4% para el HAFSCI, la remoción de los demás parámetros se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2 Eficiencias de remoción de las unidades de tratamiento ($N=48$). Fuente: Elaboración propia

Parámetros	HAFST (ER%)	HAFSLo (ER%)	HAFSCI (ER%)
CE	23.1	18.0	18.4
Color	89.1	87.5	85.3
Turbiedad	85.3	91.2	78.1
P	50.5	73.9	81.9
NO_3^-	52.5	20.4	43.5
DQO	98.9	98.0	98.4

Características de las especies

En la Tabla 3 se reporta el crecimiento de las especies *Ludwigia octovalvis* y *Canna indica*, en donde la primera tiende tener una proliferación mayor a la segunda a pesar de ser más pequeña físicamente, es un subarbusto semiacuático, así mismo una de sus características iniciales es que pueden acumular glifosato dentro de sus tejidos coadyuvando a los servicios ecosistémicos (López-Chávez *et al.*, 2024) sin embargo, la que presenta mayor porcentaje de humedad es la *Canna indica*, esto se puede explicar debido a que es una planta de rizoma abundante y ramificado lo cual esta labrada por surcos transversales que marcan la base de escamas que la cubren (Viveros *et al.*, 2025).

Tabla 3 Caracterización de las especies. Fuente: Elaboración propia

Parámetro	<i>Ludwigia octovalvis</i>		<i>Canna indica</i>	
	Etapa inicial	Etapa final	Etapa inicial	Etapa final
No. plantas	20	82	15	25
Masa de planta (Kg)	2.0±0.8	2.9±0.0	3.9±0.42	4.9±0.3
Largo de tallo (cm)	59±12.7	119.5±45.9	169.5±27.5	198±4.2
Diámetro de tallo (cm)	8.2±0.3	9.0±3.3	18.5±0.7	19.6±0.2
Largo Raíz (cm)	52±9.8	76.5±25.2	7±1.4	9.5±0.7
No. de hojas	1.8±0.2	2.3±0.7	13±0.7	13.8±0.2
Ancho de la hoja (cm)	2.8±0.2	3.3±1.1	24.1±2.0	28.3±1.0
Largo de Hojas (cm)	19.5±2.1	28.4±9.6	15.4±0.6	16.7±0.2
Biomasa total (kg)	93.4±16.4	165.6±59.7	244.5±32.1	281.4±6.3
Humedad (%)		40±8.6		69±3

Cinética de degradación de contaminantes

El comportamiento cinético para DQO se estimó para un TRH de 3.6 días para los 3 tratamientos, se tomó en cuenta la temperatura promedio de los efluentes, para el HAFST fue 30.02°C, para HAFSLo fue de 30.02 °C y para el HAFSCI fue de 30.05 °C, dandonos como resultados una constante (k) de DQO promedio de 0.44 días⁻¹ para el HAFST, 0.28 días⁻¹ para el HAFSLo y 0.30 días⁻¹ para el HAFSCI como se muestra en la Figura 8, en comparación con el trabajo de Magaña-Flores y López-Ocaña (2023), en donde la cinética de degradación para un humedal artificial de flujo subsuperficial con TRH de 3.5 días, fue de 1.4 días⁻¹ mostrando resultados ligeramente superiores a los de esta investigación.

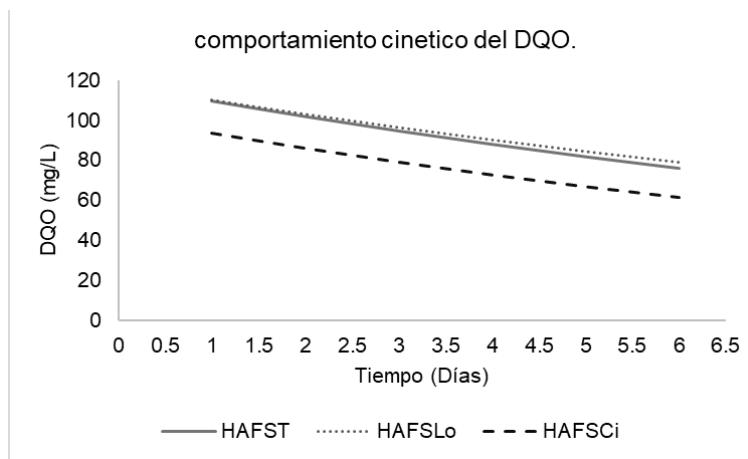


Figura 8. Cinética de degradación para DQO en cada uno de los tratamientos, (días^{-1}) (Elaboración propia)

Para el comportamiento cinético de NO_3^- se estimó para un TRH de 3.6 días para los 3 tratamientos, se tomó en cuenta la temperatura promedio de los efluentes, para el HAFST fue 30.02°C , para HAFSLo fue de 30.02°C y para el HAFSCI fue de 30.05°C , dándonos como resultados una constante (k) de Nitrato promedio de 0.05 días^{-1} para el HAFST, 0.02 días^{-1} para el HAFSLo y 0.04 días^{-1} para el HAFSCI, por otro lado, Gajewska *et al.*, (2020) reportó el comportamiento de nitrato en un humedal artificial de flujo subsuperficial con un TRH de 3.0 días con una k de 2.03 días^{-1} en comparación con la investigación en donde se obtienen valores muy bajo de k , como se muestra en la Figura 9.

Para el comportamiento cinético de P se estimó para un TRH de 3.6 días para los 3 tratamientos, se tomó en cuenta la temperatura promedio de los efluentes, para el HAFST fue 30.02°C , para HAFSLo fue de 30.02°C y para el HAFSCI fue de 30.05°C , dándonos como resultados una constante (k) de P promedio de 0.12 días^{-1} para el HAFST, 0.10 días^{-1} para el HAFSLo y 0.12 días^{-1} para el HAFSCI como se muestra en la Figura 10, comparando con Nava-Rojas *et al.*, (2023) que reportó para un humedal artificial de flujo subsuperficial con TRH de 4.02 días, una k promedio de P de 0.15 días^{-1} , siendo ligeramente mayor a los resultados obtenidos en esta investigación.

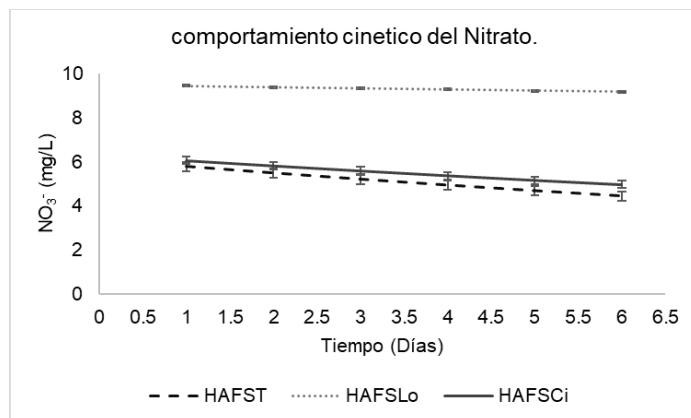


Figura 9. Cinética de degradación para Nitrato en cada uno de los tratamientos, (días^{-1}) (Elaboración propia)

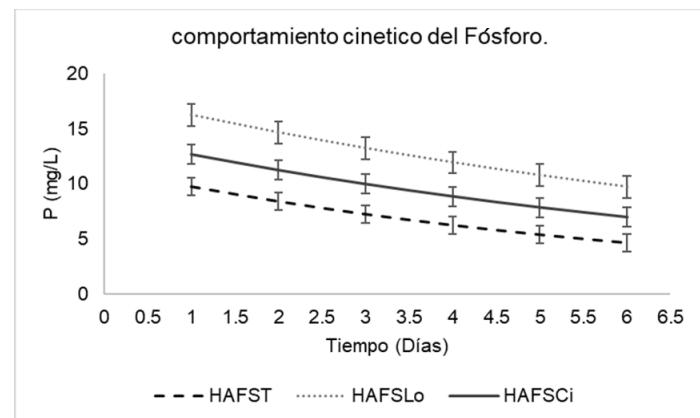


Figura 10. Cinética de degradación para fósforo en cada uno de los tratamientos, (días^{-1}) (Elaboración propia)

Conclusión

Se obtuvieron resultados para el HAFSLo de 20.4% de remoción de NO_3^- , un 73.9% de fósforo y un 98.0% de DQO, para el HAFSCI se removió un 43.5% de NO_3^- , un 81.9% de fósforo y un 98.4% de DQO y el HAFST presentó un 52.1% de remoción de NO_3^- , un 50.5% de fósforo y 98.9% de DQO. Teniendo en cuenta los presentes resultados las especies no presentan diferencias estadísticamente significativas, el tratamiento HAFSCI muestra un mejor desempeño en la remoción de NO_3^- , P y DQO en comparación con el tratamiento HAFSLo, sin embargo, las especies a pesar de ser de tipo ornamentales cumplen con la función de degradar y asimilar contaminantes siendo una opción viable para el tratamiento de aguas de esta índole.

Bibliografía

- Becerra, A. I. C., Pena, D., & Risso, F. (2024). Plaguicidas y salud socioambiental: las dificultades en el acceso a la información y su impacto socio-político. *revistatekopora.cure.edu.uy*. <https://doi.org/10.36225/tekopora.v5i2.212>
- Beceyro, A. C. (2021). La calidad de las bases de datos para el uso de geotecnologías en salud. *Estrabão*, 2, 105–119. <https://doi.org/10.53455/re.v2i.12>
- Bertullo, V. E. (2020). Venenos, curas y matayuyos: Trabajadores agrícolas y saberes sobre plaguicidas en Uruguay. *Revista de Ciencias Sociales*, 34(48). <https://doi.org/10.26489/rvs.v34i48.3>
- Cáñez-Cota, A. (2021). Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en México: diagnóstico y desafíos de política pública. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(1), 184–245. <https://doi.org/10.24850/j-tca-2022-01-05>
- Castro-Méndez, L., Vallejo-Cantú, N. A., Alvarado-Lassman, A., Orduña-Gaytán, F., & Rosas-Mendoza, E. S. (2022). Evaluación del desempeño de un humedal construido como tratamiento complementario de un efluente azucarero hidrolizado. *Tendencias en Energías Renovables y Sustentabilidad*, 1(1), 414–420. <https://doi.org/10.56845/terys.v1i1.237>
- De Jesús Velázquez-Chávez, L., Ortiz-Sánchez, I. A., Chávez-Simental, J. A., Pámanes-Carrasco, G. A., Carrillo-Parra, A., & Pereda-Solís, M. E. (2022). Influencia de la contaminación del agua y el suelo en el desarrollo agrícola nacional e internacional. *Deleted Journal*, 25. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.482>
- Delvalle-Borrero, D. M., Medina, J. R., & Fuentes, K. (2022). Humedales artificiales flotantes y su valor paisajístico en ríos urbanos – Ciudad de Panamá. *Prisma Tecnológico*, 13(1), 3–9. <https://doi.org/10.33412/pri.v13.1.2871>
- Fuerte-Velázquez, Y., De Vivar-Mercadillo, M. R. R., & Fuerte-Velázquez, D. J. (2022). Análisis de riesgo ambiental y de salud por el uso de plaguicidas en la producción de fresa en el municipio de Huiramba, Michoacán. *Tendencias en Energías Renovables y Sustentabilidad*, 1(1), 28–29. <https://doi.org/10.56845/terys.v1i1.134>
- Gajewska, M., Skrzypiec, K., Józwiakowski, K., Mucha, Z., Wójcik, W., Karczmarczyk, A., & Bugajski, P. (2020). Kinetics of pollutants removal in vertical and horizontal flow constructed wetlands in temperate climate. *The Science of the Total Environment*, 718, 137371. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137371>
- Guallpa, M., Cálleri, R., & Crespo, P. (2022). Effect of weir's theoretical discharge coefficient on discharge measurements in small Andean streams. *La Granja*, 36(2). <https://doi.org/10.17163/lgr.n36.2022.06>
- Gutierrez, G., Monay, S., & Farias, M. (2024, 18 octubre). Humedal construido híbrido para la remoción de contaminantes de lixiviado de relleno sanitario de Rafaela. <https://rtyc.uthn.edu.ar/index.php/ajea/article/view/1617>
- Hernandez-Alvarez, U., Pinedo-Hernandez, J., Paternina-Uribe, R., & Marrugo-Negrete, J. L. (2021). Evaluación de calidad del agua en la Quebrada Jui, afluente del río Sinú, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 24(1). <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n1.2021.1678>
- Jáquez-Matas, S. V., Pérez-Santiago, G., Márquez-Linares, M. A., & Pérez-Verdín, G. (2022). Impactos económicos y ambientales de los plaguicidas en cultivos de maíz, alfalfa y nogal en Durango, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/rica.54169>
- Magaña-Flores, A., López-Ocaña, G., & Romellón-Cerino, M. J. (2022). Kinetic behavior and modeling the space distribution of basic pollutants in a subsurface flow constructed wetlands with *Pontederia cordata*. *Renewable Energy, Biomass & Sustainability (REB&S)*, 4(1), 1–13. <https://doi.org/10.56845/rebs.v4i1.64>
- Magaña-Flores, A., & López-Ocaña, G. (2023). Domestic wastewater treated with *Sagittaria latifolia* in constructed wetlands. *DYNA*, 90(226), 27–35. <https://doi.org/10.15446/dyna.v90n226.105263>
- Muñiz, J. L. M., Alba, E. L., Herazo, L. S., & Zamora, S. (2024). Remoción de contaminantes de aguas residuales comunitarias mediante humedales de tratamiento: efecto de la vegetación y posicionamiento de sembrado para condiciones de diseño. *Dialnet*. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9589964>
- Muñiz, J. L. M., Castro, S. A. Z., & Rivadeneyra, D. G. (2024). Depuración de aguas residuales de la industria láctea con humedales construidos sembrados con policultivos de diferentes densidades de plantas ornamentales. *Dialnet*. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=10074998>
- Nava-Rojas, J., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. del R., & Reyes-Velázquez, C. (2023). Remoción de contaminantes en los humedales artificiales de flujo subsuperficial: Una revisión. *Terra Latinoamericana*, 41, e1715. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1715>
- NMX-AA-003-1980. (2023, 15 de diciembre). Normalización. <https://platica.economia.gob.mx/normalizacion/nmx-aa-003-1980/>
- NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece límites de contaminantes en descargas de aguas residuales. (2025, 6 de junio). *gob.mx*. <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/se-publica-nom-001-semarnat-2021-que-establece-lmites-de-contaminantes-en-descargas-de-aguas-residuales>
- Romellón-Cerino, M. J., Estrada-Pérez, N., & López-Ocaña, G. (2022). Remoción y cinética de contaminantes básicos en humedales artificiales en serie. *Tendencias en Energías Renovables y Sustentabilidad*, 1(1), 108–118. <https://doi.org/10.56845/terys.v1i1.123>
- Vallejo, M. V. C., Mejía-Lopez, A., & Carillo, Y. (2017). Remoción de contaminantes orgánicos presentes en agua residual doméstica mediante prototipo a escala de laboratorio. *La Granja*, 26(2), 72. <https://doi.org/10.17163/lgr.n26.2017.07>
- Vásquez, L. A. H., García, F. P., Méndez, J. P., Sánchez, E. M. O., & Lassman, A. A. (2022). Evaluación de macrófitas flotantes para el tratamiento de un agua residual sintética en humedales artificiales. *Tendencias en Energías Renovables y Sustentabilidad*, 1(1), 125–129. <https://doi.org/10.56845/terys.v1i1.131>