

Evaluación de *Heliconia psittacorum* y *Strelitzia reginae* para el tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial

Evaluation of *Heliconia psittacorum* and *Strelitzia reginae* for Wastewater Treatment Using Surface Flow Constructed Wetlands

María Camila Serna-Lozano ^{ac}, Yuli Estefani Peña-Apache ^{ad}, María Paula Gómez-Leal ^{be}, Francis Posso-Rosero ^b,
Diana Julieth Garzón-Sánchez ^b, Hernán Darío Fontecha-Tarazona ^b

^a Ingeniera Ambiental, Universidad de Cundinamarca, Colombia

^b Docente, Universidad de Cundinamarca, Colombia

^{ac} mcserna@ucundinamarca.edu.co | <https://orcid.org/0009-0009-6830-5090>

^{bd} yepena@ucundinamarca.edu.co | <https://orcid.org/0009-0000-1149-4198>

^{be} mpaulagomez@ucundinamarca.edu.co | <https://orcid.org/0000-0003-3822-0351>

Citacion: Serna-Lozano, M. C., Peña-Apache, Y. E., Gómez-Leal, M. P., Posso-Rosero, F., Garzón-Sánchez, D. J., Fontecha-Tarazona, H. D. (2025). Evaluación de *Heliconia psittacorum* y *Strelitzia reginae* para el tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial. *Mutis*, 15(2). 1-18
<https://doi.org/10.21789/22561498.2165>

Recibido: 9 de mayo de 2025

Aceptado: 14 de julio de 2025

Copyright: © 2025 por los autores. Licenciado para *Mutis*. Este artículo es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de la licencia Creative Commons Attribution (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó la eficiencia en la remoción de contaminantes de aguas residuales provenientes del campus de la Universidad de Cundinamarca, seccional Girardot a partir de la implementación de humedales artificiales de flujo superficial para dos especies vegetales (*Heliconia Psitacorum* y *Strelitzia Reginae*). Los resultados indican una remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO) del 80% para las dos especies, una eliminación del 65% de Nitrógeno Total (NT) y 47% de Fósforo Total (PT) para *Strelitzia Reginae*, así como una remoción del 68% de NT y 43% de PT para *Heliconia Psitacorum*. Estos resultados establecen una reducción efectiva de la contaminación que generan dichos residuos a partir de los procesos de fitorremediación empleados; además, aportan evidencias acerca de la aplicabilidad de estos sistemas en establecimientos domésticos y comerciales.

Palabras clave: materia orgánica; nutrientes; fitorremediación; porcentaje de remoción; plantas ornamentales; ciencias naturales.

ABSTRACT

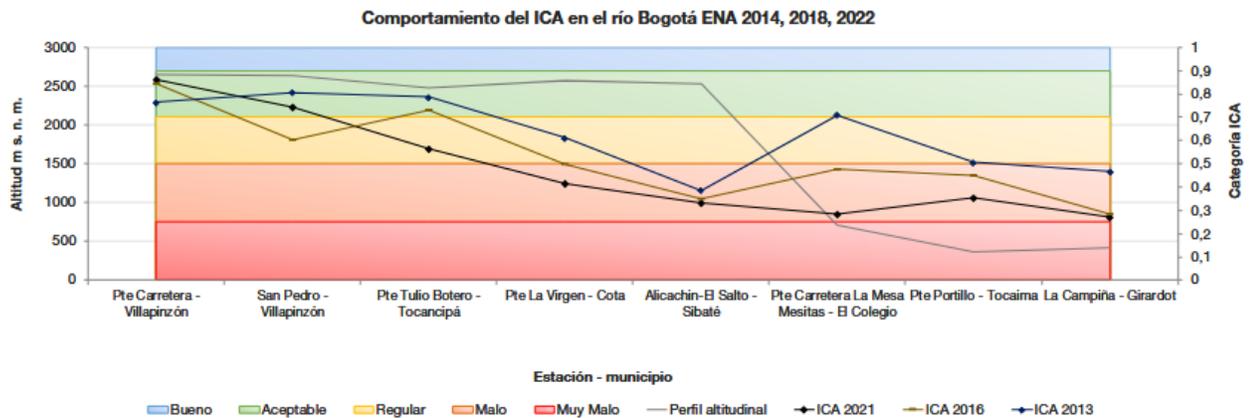
This study evaluates the efficiency of surface flow constructed wetlands planted with two plant species—*Heliconia Psitacorum* and *Strelitzia Reginae*—for removing contaminants from wastewater at the Girardot campus of Universidad de Cundinamarca in Colombia. The results indicate that the two species achieved a 80 % reduction of Chemical Oxygen Demand (COD). *Strelitzia Reginae* removed a 65% of Total Nitrogen (TN) and 47% of Total Phosphorus (TP), while *Heliconia Psitacorum* achieved a 68% removal of TN and a 43% reduction of TP. These findings demonstrate the potential of these species to reduce water pollution through phytoremediation processes and suggest their practical applicability in both domestic and commercial wastewater treatment systems.

Keywords: Constructed wetland; Organic matter; Nutrients; Phytoremediation; Removal percentage; Ornamental plants; Natural sciences.

INTRODUCCIÓN

En los países en desarrollo se observa de manera constante problemáticas relacionadas con el manejo de las aguas residuales domésticas puesto que muchos de ellos no poseen adecuados sistemas de tratamiento (Konnerup, 2009). En Colombia para el año 2021 se evidenció que, de los 1102 municipios del país, solo el 49% posee infraestructura para sistemas de tratamiento de aguas residuales, pero no se tiene claro su estado operativo y funcionamiento (minivienda, 2022). A su vez, de acuerdo con el Estudio Nacional del Agua, para 2022 las corrientes superficiales en el país registraron vertimientos con altos aportes de Sólidos Suspendidos Totales (SST), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y nutrientes como Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT), provenientes de sectores domésticos e industriales (Ideam, 2022). Esto conlleva una amenaza constante dado que se producen fenómenos de contaminación de fuentes hídricas, así como eutrofización de aguas superficiales (Figura 1).

Figura 1. Índice de calidad del agua en el río Bogotá 2021



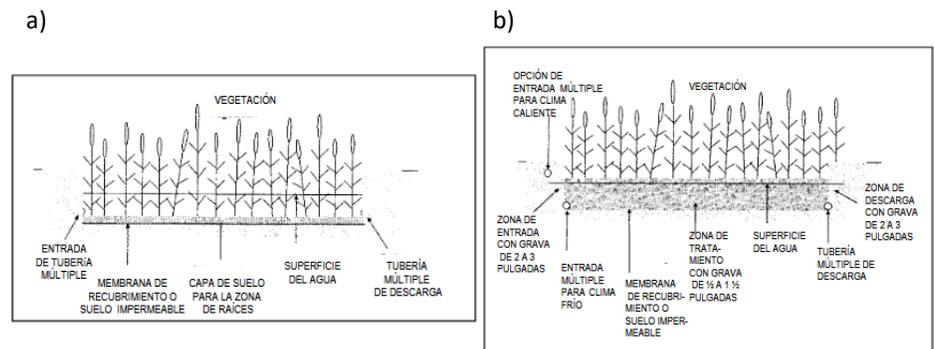
Fuente: Ideam (2023).

En este contexto, una alternativa para mitigar dicha situación son los tratamientos biológicos a partir de humedales artificiales, cuyos sistemas no convencionales adoptan tecnologías más económicas y sostenibles (WWAP, 2018) ya que imitan los procesos naturales para la depuración de aguas gracias a la interacción planta-sustrato-microorganismos (Delgadillo, 2010). Dentro de los más estudiados se pueden identificar dos tipos principales según el flujo que emplean: los de flujo superficial (HAFL) en donde el agua se desplaza expuesta a la atmósfera, y los de flujo subsuperficial (HAFLS) en donde el agua fluye a través de un medio de soporte (grava, gravilla, etc.). De acuerdo con López-Ocaña (2023), estos sistemas permiten eliminar cantidades significativas de materia orgánica (nitrógeno, fósforo, sólidos suspendidos,

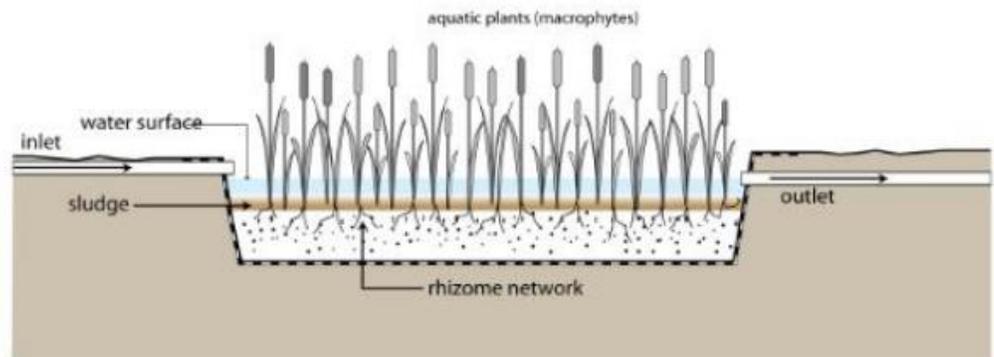
bacterias, metales pesados) presentes en aguas residuales debido a interacciones fisicoquímicas y microbiológicas complejas que ocurren en su interior (figuras 2 y 3).

Figura 2. a) Humedal artificial de flujo superficial HAFL., b) Humedal artificial de flujo subsuperficial HAFS.

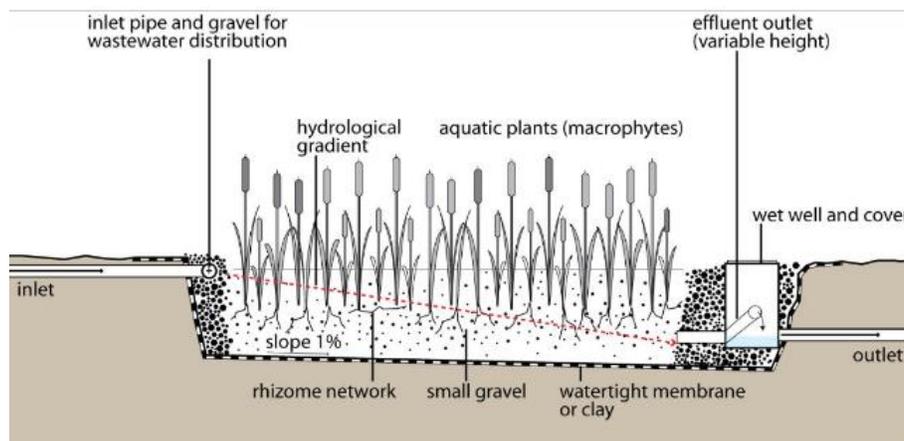
Figura 3. a) Humedal artificial de flujo superficial., b) Humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal.



a)



b)



Fuente figura a: adaptado de Reed (2000) y (EPA, 2000).

Fuente figura b: Sandec/Eawag (2019).

Estudios recientes establecen la relevancia de estos sistemas y su implementación. Werkneh y colaboradores indican mediante una amplia revisión las aplicaciones de humedales artificiales para el tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas, en cuyo análisis se evaluó la eficiencia de 29 humedales construidos resaltando su viabilidad debido a condiciones favorables de clima y bajos costos de operación (Werkneh et al., 2024). A su vez, Sandoval y colaboradores explican la importancia de la adecuada selección de plantas ornamentales para la implementación de estos sistemas, en cuyo estudio se identificaron las especies vegetales empleadas en la construcción de 87 humedales artificiales en 27 países de Latinoamérica en donde se destacaron especies como *Canna*, *Iris*, *Heliconia* y *Strelitzia* resaltando su adaptabilidad, sus condiciones geográficas y sus altos porcentajes de remoción de contaminantes (Sandoval et al., 2019).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio fue desarrollado en el laboratorio de aguas del campus de la Universidad de Cundinamarca, seccional Girardot.

Métodos y población de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo mediante un enfoque cuantitativo basado en mediciones numéricas y análisis estadísticos. En cuanto a su diseño experimental, este consta de un sistema de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal para cada especie vegetal (*Heliconia Psitacorum* y *Strelitzia Reginae*)

instalados en el campus universitario. Los datos obtenidos fueron validados mediante un ANOVA de dos entradas.

Metodología de muestreo

Se prepararon aguas residuales sintéticas con concentraciones de DQO, Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT) definidas (tablas 1 y 2) para hacer el comparativo con las aguas residuales reales. Las diferentes concentraciones simularon alta carga contaminante (AC); es decir, en temporada con alta presencia de estudiantes, y baja carga contaminante (BC) debido al periodo intersemestral con ausencia de estudiantes y solo con personal administrativo en el campus.

Tabla 1. Concentraciones de macronutrientes utilizados para elaboración de agua residual sintética en temporadas AC-BC

Componente	Macro-nutriente	Concentración (g/L)	Volumen alícuota AC (ml)	Volumen alícuota BC (ml)
Sangre	Proteína	Puro	500	78
Azúcar	Glucosa	200	180	27
Aceite de cocina	Lípidos	Puro	25	4
Fécula de maíz	Carbohidratos	372	265	41

Tabla 2. Concentraciones de micronutrientes utilizados para elaboración de agua residual sintética en temporadas AC-BC

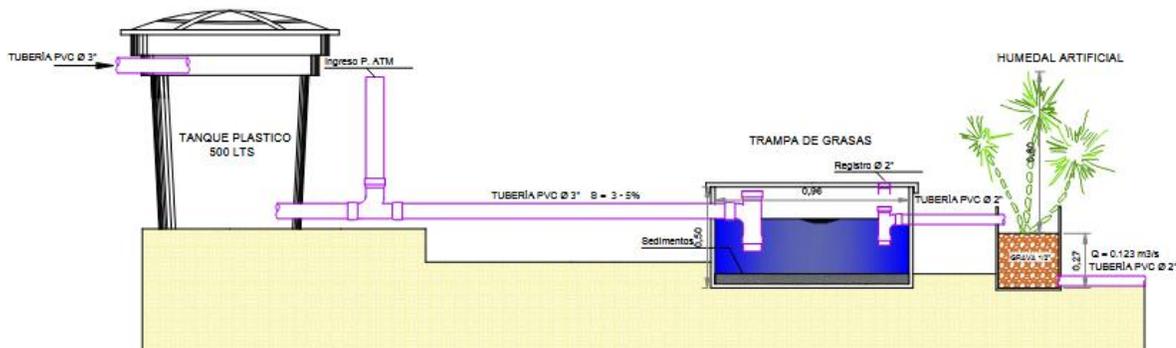
Componente	Concentración (g/L)	Volumen alícuota AC (ml)	Volumen alícuota BC (ml)
Urea	245	43,75	21
K ₂ HPO ₄	154	18,75	9
MgCl ₂ .6H ₂ O	93	18,75	9
NaCl	325	31,25	16
EDTA	133	25	13
MnSO ₄	2	12,5	7
H ₃ BO ₃	1	12,5	7
Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O	1	12,5	7

Modelo de humedal construido

Se utilizaron dos recipientes de plástico de 0,6 m x 0,4 m x 0,3 m como material de soporte. A cada uno se le adecuó una llave de salida y el volumen de cada recipiente fue de 72 L; sin embargo, debido al espacio que ocuparon las plantas y el sustrato, el volumen de las aguas residuales se redujo a 32 L.

A partir de las dimensiones de los recipientes se estimaron los volúmenes para el sustrato, así como las aguas residuales a tratar y el caudal. Ambos recipientes contenían 27 cm de sustrato correspondiente a grava media (8 mm) y diámetro seleccionado a partir de las orientaciones establecidas por Romero (1999). Cada recipiente contenía 3 plántulas de las especies seleccionadas (*Heliconia Psitacorum* y *Strelitzia Reginae*), las cuales tenían 80 cm de altura. Para la puesta en marcha del sistema se tuvo en cuenta el caudal de entrada y de salida, así como el tiempo de retención hidráulica (TRH); en consecuencia, se estimó el caudal para un tiempo de retención definido de 3 días a partir de un cociente de volumen neto de 32 litros, obteniendo un caudal de 0,123 ml/s; posteriormente se estabilizó el sistema con las aguas residuales reales por una semana (Figura 4).

Figura 4. Diseño de los humedales artificiales de flujo subsuperficial construidos.



Fuente: elaboracion propia

Parámetros de las aguas residuales

Se seleccionó un factor de bloqueo a partir de la concentración inicial de DQO, NT y PT, y para controlar su variabilidad se definieron dos niveles: alta carga contaminante (AC) y baja carga contaminante (BC). Estos niveles se trabajaron como bloques para los tratamientos; es decir, tratamiento 1 con *Heliconia Psitacorum* (TH) y tratamiento 2 con *Strelitzia Reginae* (TS). Cada tratamiento se aplicó a los dos bloques definidos por los niveles de concentración. Por último, se tiene la variable respuesta que corresponde a la eficiencia en la eliminación de contaminantes después de pasar por los tratamientos.

Una vez se estabilizaron los sistemas se tomaron las muestras de agua para medir los parámetros seleccionados (DQO, NT, PT). Las mediciones se realizaron una vez por semana tomando alícuotas de 10 ml a la salida, obteniendo un total de 17 mediciones de cada parámetro para cada tratamiento (9 para AC y 8 para BC), y la lectura de los parámetros se realizó por medio de un fotómetro multiparámetro para aguas residuales HI89300-HANNA INSTRUMENTS.

Finalmente, para el análisis de los resultados se procedió a realizar un ANOVA de dos entradas con un factor de bloqueo con Python con el objetivo de evaluar la eficiencia de las dos especies implementadas en la remoción de los contaminantes. Los datos utilizados para el análisis corresponden a los porcentajes de remoción obtenidos por cada tratamiento. El modelo estadístico de efecto está dado por:

$$Y = \epsilon + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \gamma_k + \omega_{ijk}$$

Donde:

- ϵ : Media total del porcentaje de remoción
- α_i : Efecto del tipo de planta i
- β_j : El efecto del parámetro j
- $(\alpha\beta)_{ij}$: Interacción del efecto entre el tipo de planta i , y el parámetro j
- γ_k : Efecto de la concentración k
- ω_{ijk} : Término de error estocástico

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para establecer las condiciones iniciales de funcionamiento de los sistemas elaborados se realizó una caracterización de las aguas residuales provenientes del campus de la Universidad (Tabla 3) a partir de un muestreo por 12 horas, obteniendo los siguientes resultados:

Tabla 3. Caracterización inicial de parámetros en aguas residuales de la Universidad de Cundinamarca, seccional Girardot

Muestra: 250974-1/2024.0 - Id: 1165192 - ARD - Agua Residual - Muestreo Compuesto 12 H	
Parámetro	Resultado
DQO	669 mg/L
DBO	439 mg/L
Nitrógeno Total (NT)	218 mg/L
Fósforo Total (PT)	3,1 mg/L
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	119 mg/L
Coliformes Totales	1,2E+8NMP/1000mL
Escherichia Coli (E. Coli)	8,2E+7NMP/1000mL

Posteriormente para determinar los porcentajes de remoción de las aguas residuales sintéticas fue necesario establecer las condiciones iniciales para cada muestra y poder realizar así su respectivo análisis. En este sentido, los resultados obtenidos se expresan en función de los tratamientos con *Heliconia Psitacorum* (TH) y *Strelitzia Reginae* (TS), concentración de agua residual sintética (AR), concentración alta (AC) y concentración baja (CB), y parámetros DQO, NT y PT:

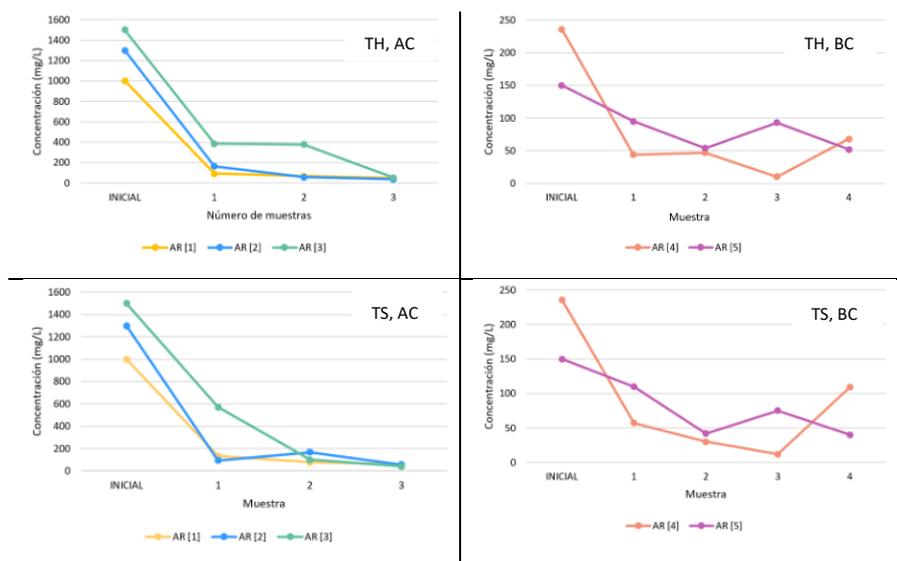
Tabla 4. Condiciones iniciales para aguas residuales sintéticas de tipo AC y BC

Parámetro	Condiciones iniciales de aguas residuales				
	CA			CB	
	AR 1 (mg/L)	AR 2 (mg/L)	AR 3 (mg/L)	AR 4 (mg/L)	AR 5 (mg/L)
DQO	1000	1300	1500	236	150
NT	55	35	100	23	25
PT	3,8	3,9	5	2	3,5

En consecuencia, los mejores porcentajes de remoción de DQO se obtuvieron en la muestra 1 y 2 para CA con porcentajes superiores al 90% (Figura 2). Esto se puede atribuir al crecimiento inicial de las raíces, así como a la acción del sustrato debido a la adaptación de las especies vegetales al sistema, lo que potencia el proceso de rizofiltración al concentrar los contaminantes y favorecer la adhesión de las comunidades bacterianas, permitiendo procesos de adsorción para degradar

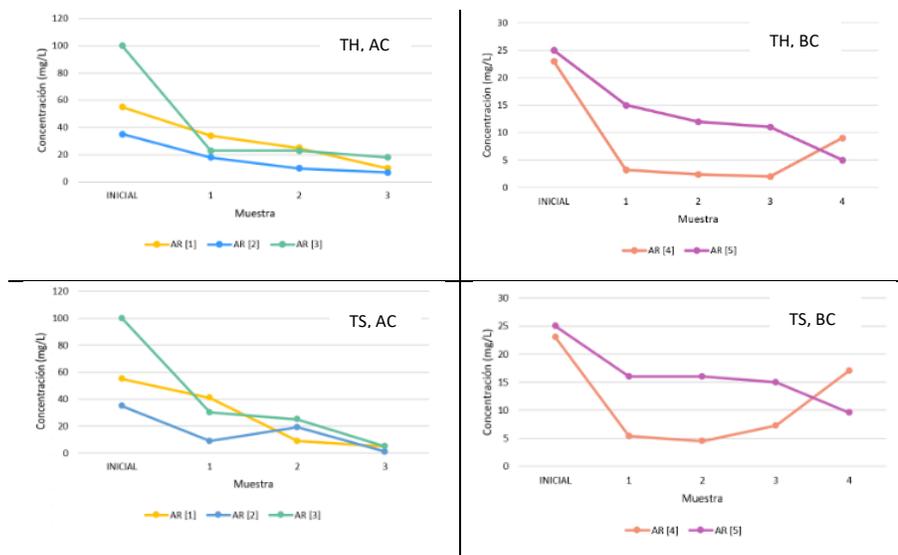
la materia orgánica (Montoya, 2010). De la misma forma, como lo explica Velasco (2006), las condiciones de oxígeno en etapas iniciales son ideales para el desarrollo de los microorganismos puesto que la mayor remoción de DQO se produce en la zona aerobia debido al aprovechamiento del oxígeno y la producción de CO₂ y H₂O por la actividad microbiana. A su vez, se evidenció un incremento en la concentración de la muestra 4, que de acuerdo con Romero et al (2009) este fenómeno se debe a que las concentraciones de nutrientes y carga orgánica en el efluente son afectadas por la variación del volumen de agua en el sistema, debido a factores como precipitación, evaporación y evapotranspiración, cuyos dos últimos fenómenos afectan los tratamientos realizados ya que se concentran los componentes en el humedal, incrementando las concentraciones de nutrientes y carga orgánica.

Figura 5. Remoción de DQO para *Heliconia Psitacorum* (TH) y *Strelitzia Reginae* (TS) correspondiente a concentración alta (AC) y concentración baja (CB) de agua residual



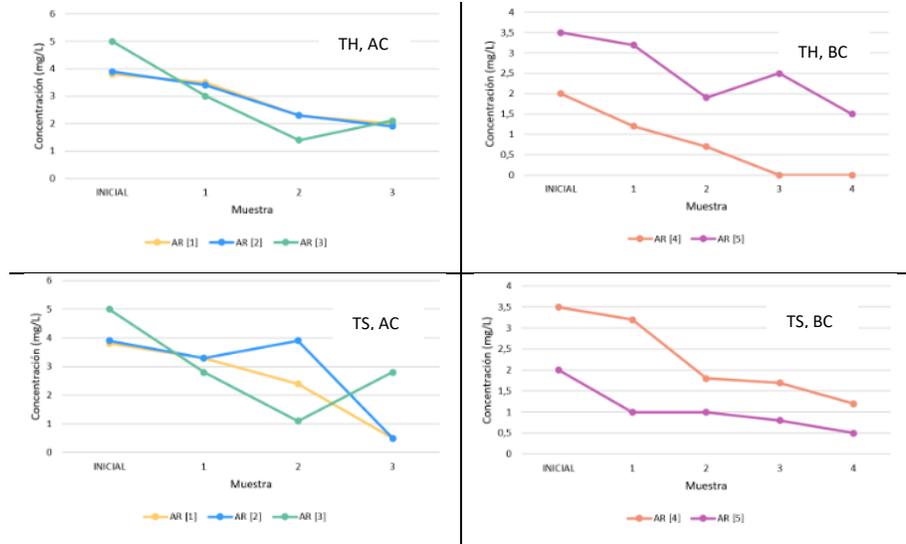
Por otra parte, en la figura 3 se puede observar el comportamiento que tuvieron los sistemas en la remoción de nitrógeno total (NT) para cada una de las muestras. La concentración inicial tuvo una eliminación significativa en la fase inicial (TH, 38-77% y TS 25-74% para CA y TH, 40-86% y TS 36-77% para CB): esta variación refleja la efectividad de los microorganismos para adaptarse a concentraciones altas de nitrógeno al aumentar los procesos de nitrificación y desnitrificación en el sistema (Sohasalam *et al*, 2008). A su vez, en la fase final las remociones permanecieron constantes para TH (62-80%) indicando condiciones favorables en la operación del humedal, contrario a los valores máximos obtenidos para TS donde los porcentajes variaron considerablemente (26-80%), lo cual podría ocurrir debido a las fluctuaciones constantes en parámetros como pH, temperatura y humedad ya que influyen en la remoción del nitrógeno (Surita *et al*, 2006).

Figura 6. Remoción de NT para *Heliconia Psitacorum* (TH) y *Strelitzia Reginae* (TS) correspondiente a concentración alta (AC) y concentración baja (CB) de agua residual.



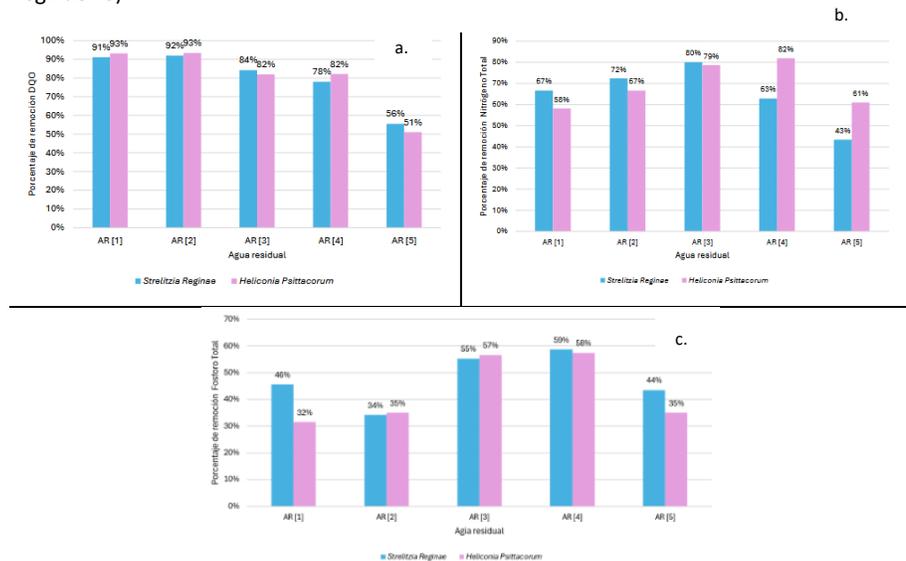
En cuanto al comportamiento de los sistemas en la remoción de fósforo total (PT), se evidencia variación teniendo en cuenta las concentraciones iniciales de CA y CB para cada tratamiento (figura 4). En el caso de TH se pueden observar porcentajes de eliminación más bajos (8-40%; 47-58% para CA y 9-50%; 75-66% para CB) en comparación con TS (13-44%; 87-44% para CA y 86-40%; 100-57% para CB): esto puede sugerir una absorción limitada por las plantas en términos del tipo de fósforo que pueden remover dado que puede ser determinada por factores como el pH, ya que en suelos alcalinos o ácidos este nutriente no es asimilable por las plantas ya que debe estar en un rango de pH entre 5,5 y 6,5 (Becerra, 2007). A su vez, la eliminación de fósforo en este tipo de sistemas depende en gran medida de la adsorción del sustrato, con el tiempo las zonas de adsorción pueden saturarse lo que reduce su eficacia, lo cual podría explicarse por qué algunas muestras (CB con TS, por ejemplo) experimentaron una eliminación de fósforo más eficiente al inicio, pero con rendimientos decrecientes a medida que se alcanzaba la saturación del medio (Barcelo *et al*, 2014). Korkusuz *et al* (2004) mencionan que la remoción de fósforo podría mejorarse si los sustratos son ricos en hierro o aluminio debido a la atracción de los iones en el medio; por ende, la grava empleada como sustrato puede favorecer la remoción pero se podría mejorar como opciones que favorezcan su adsorción (Del Toro *et al*, 2019, Aguilar, 2009, Rivas, 2019).

Figura 7. Remoción de PT para *Heliconia Psitacorum* (TH) y *Strelitzia Reginae* (TS) correspondiente a concentración alta (AC) y concentración baja (CB) de agua residual



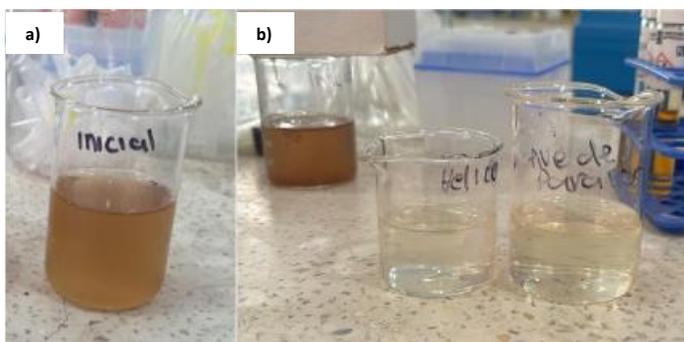
Comparativamente, los porcentajes de remoción para los dos tratamientos (TH y TS) de acuerdo con las condiciones establecidas (concentración de agua residual CA-CB y TRH de 3 días) permitieron identificar los niveles más altos teniendo en cuenta los parámetros analizados (figura 5).

Figura 8. Comparativo de porcentajes de remoción para a. DQO, b. NT y c. PT obtenidos para cada tipo de agua residual en los dos tratamientos (*Heliconia Psitacorum* TH y *Strelitzia Reginae* TS)



En este sentido, la reducción de los niveles de DQO en TH (93-51% y TS (92-56%) puede atribuirse a los procesos fisicoquímicos y biológicos que se producen en el humedal. Los procesos de sedimentación y filtración son potenciados por las raíces y tallos de las plantas que en conjunto permiten retener la materia orgánica para decantarla (Nava *et al*, 2023); es decir, el lecho filtrante permitió una adecuada remoción de la materia orgánica, característica que se evidenció con el cambio de turbidez de agua en la salida del sistema, y si bien este parámetro no se midió de manera directa, se pudo observar una diferencia en la coloración entre el influente y el afluente (figura 6).

Figura 9. cambio de coloración de agua residual sintética (a) y postratamiento con TH y TS respectivamente (b)



Estudios previos demostraron resultados similares en la remoción de DQO utilizando *Heliconia Psittacorum* con TRH de 1 y 2 días, obteniendo porcentajes entre 76-64% (Rodríguez y Vargas, 2019). A su vez, en el presente trabajo se obtuvieron porcentajes de remoción similares a los presentados por Sandoval *et al* (2023), donde reporta remociones del 80% utilizando *Sterilitzia Reginae*, para un TRH de 4 días. La disponibilidad de oxígeno también influye en la degradación de materia orgánica, las plantas suministran oxígeno a través de las raíces donde bacterias aerobias descomponen dicho material, ya en zonas más profundas en condiciones de anoxia, bacterias anaerobias completan en proceso (Arias *et al*, 2010), en este caso, al ser el sistema predominantemente anaerobio, la falta de oxígeno pudo afectar los procesos de metabolización lo que influyó en la remoción de materia orgánica evidenciada en la disminución de DQO, esto pudo ocurrir en el caso de AR [5] al obtener remociones del 56% y 51% para TS y TH. Otros estudios reportan porcentajes de remoción de 97% y 94% para este parámetro con tiempos de retención de 7 y 5 días respectivamente empleando *Heliconia Psittacorum*; estas diferencias sustentan la importancia del aumento en el TRH para mejorar la eficiencia de los sistemas en este parámetro (Montoya *et al*, 2010 y Carvajal & Vega-Beltrán, 2017).

En el caso del nitrógeno para estos sistemas, la vegetación realiza procesos de fitoabsorción eliminando entre el 15-20% del nitrógeno amoniacal por asimilación. Por ello, la mayor parte de la remoción del nitrógeno se produce por la nitrificación y desnitrificación de la materia orgánica llevada a cabo por los microorganismos en la zona radicular (Pidre *et al*, 2007). Un factor condicionante

para este proceso es la presencia de zonas anaerobias en el sistema ya que la pérdida de oxígeno radicular no permite la entrada de este gas, dado que las plantas transportan el oxígeno obtenido en la fotosíntesis hacia las raíces, favoreciendo la estabilización de las bacterias (Wang *et al*, 2018). En consecuencia, en la zona aerobia del sistema, los microorganismos nitrificantes actúan de tal forma que convierten el nitrógeno orgánico o amoniacal en nitratos mediante procesos de oxidación (Arteaga, 2019). Investigaciones previas reportan eficiencias en la remoción de nitrógeno total del 30-33% empleando *Sterlitzia Reginae*, con tiempos de retención entre 18 y 38 horas (Merino *et al*, 2015); a su vez, Méndez *et al*, (2015) mencionan eficiencias en la remoción del 48% empleando *Heliconia Psittacorum* con un THR de 3 a 5 días, cuyos datos sumados a los reportados por Martínez *et al*, 2018., corroboran las eficiencias obtenidas en el presente trabajo (60-64%).

En cuanto al fósforo, los porcentajes de remoción alcanzaron valores máximos de 59-58% y mínimos de 34-32% para TS y TH respectivamente, evidenciando eficiencias más bajas en comparación con los parámetros analizados con anterioridad. En este sentido, los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con lo reportado por Zurita (2009) y Merino *et al*. (2015), los cuales establecen porcentajes de remoción del 50% en humedales de flujo vertical empleando *Sterlitzia Reginae* y 24-44% de remoción con un TRH de 4 días para la misma especie. En contraste, los resultados de Rivas (2019) superan a los promedios obtenidos en otros estudios analizados en esta investigación; en este trabajo emplearon *Heliconia Psittacorum* en un humedal horizontal de flujo superficial variando los tipos de sustrato (grava, arena, bambú) encontrando porcentajes de remoción entre 73-82%, cuya mejora concuerda con lo establecido por Wang *et al*. (2018) quienes indican que la eficiencia del proceso no solo depende de la adsorción directa que realiza la planta (alrededor de un 5-10%) sino de una buena selección del sustrato.

La Tabla 5 presenta las concentraciones finales de DQO, NT y PT respecto a los dos tratamientos realizados y su comparación teniendo cuenta la normatividad vigente. En este sentido, pese a que se obtuvo un alto porcentaje de remoción promedio, los resultados máximos alcanzados para DQO son cercanos a la concentración máxima permisible en la resolución 0631 de 2015, lo que indica que si no se establecen las condiciones óptimas en el sistema; es decir, una buena elección de sustratos y/o un adecuado TRH, los tratamientos con *Sterlitzia Reginae* y *Heliconia Psittacorum* no serían suficientes para cumplir con los estándares de la normativa. De igual forma ocurre para NT y PT dado que si se compara con normativas internacionales (Directiva 91/271/CEE: MITECO, 1996) los resultados obtenidos se encuentran superiores a los límites permisibles.

Tabla 5. Concentraciones para aguar residual de la Universidad de Cundinamarca en los dos tratamientos

Caracterización Inicial		Tratamiento 1			Tratamiento 2			0631 2015 (mg/L)	Directiva 91/271/CEE (mg/L)
		<i>Heliconia psittacorum</i>			<i>Sterlitzia reginae</i>				
Mínimo (mg/L)	Promedio (mg/L)	Mínimo (mg/L)	Promedio (mg/L)	Máximo (mg/L)	Mínimo (mg/L)	Promedio (mg/L)	Máximo (mg/L)		
DQO	699	342,51	137,65	48,93	307,56	138,8	55,92	180	
Nitrógeno total	219	93,74	69,76	39,24	124,26	76,18	43,60	10	
Fósforo total	3,1	2,108	1,77	1,3	2,046	1,64	1,27	1	

Para finalizar los resultados del ANOVA muestran que la eficiencia de remoción de contaminantes depende significativamente ($p < 0.05$) del parámetro evaluado (DQO, NT y PT), evidenciando que, no se encontraron efectos significativos respecto a los porcentajes de remoción frente al tipo de especie de planta utilizada ($p = 0.9113$), ni la variación en la concentración inicial ($p = 0.3959$), ni la interacción entre la especie y el tipo de parámetro ($p = 0.5165$). Esto indica que la variable especie (*Heliconia Psittacorum* y *Sterlitzia Reginae*) y la variación de las concentraciones iniciales (CA y CB) no repercuten de manera determinante en el rendimiento de los humedales (Tabla 6).

Tabla 6. ANOVA de significancia estadística calculado con 0.05 para un intervalo de confianza de 95%

	Sum_sq	df	F	PR(>F)
C(plant)	0.000736	1.0	0.012475	0.911304
C(parameter)	1.232429	2.0	10.449791	0.000079
C(concentration)	0.042894	1.0	0.727395	0.395874
C(plant): C(parameter)	0.078454	2.0	0.665212	0.516543

CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación demuestran la efectividad de las especies seleccionadas (*Heliconia sittacorum* y *Strelitzia reginae*) en la remoción de contaminantes en aguas residuales domésticas. A pesar de no obtener diferencias significativas en la eficiencia entre ambos tratamientos se lograron altos porcentajes de remoción para los tres parámetros evaluados (DQO, NT y PT). Especialmente en la DQO se obtuvo una reducción del 80% en promedio para ambas especies, debido principalmente a los procesos físicos de filtración y sedimentación realizados por el medio filtrante; a su vez, se obtuvieron porcentajes de remoción de Nitrógeno Total dentro del rango de otras investigaciones logrando eficiencias del 68% y 65%. Estas remociones se atribuyen principalmente a los procesos de nitrificación que se desarrollan en los sistemas evaluados. La remoción de fosforo total se debió

principalmente a los procesos de adsorción en el sustrato y en menor medida por la fitoabsorción realizada por las plantas del ion ortofosfato obteniendo valores finales de remoción de 47% y 43%, y aunque la actividad microbiana juega un papel menor en comparación con el nitrógeno, también contribuye a la transformación y disponibilidad de fósforo en el sistema.

La determinación de los porcentajes de remoción en función de las concentraciones provenientes de la caracterización inicial de las aguas residuales de la universidad de Cundinamarca confirmó la funcionalidad del sistema de tratamiento al cumplir con los valores máximos permisibles decretados por la norma colombiana. Igualmente, los valores de PT se encuentran dentro de los valores máximos establecidos por la norma europea respecto a porcentajes promedios y máximos por parte de ambos tratamientos. Sin embargo, los valores del NT no se encuentran dentro de los valores máximos para la misma norma evidenciando la necesidad de implementar mejoras para lograr mejores eficiencias en este parámetro.

RECOMENDACIONES

Se recomienda para próximas investigaciones realizar evaluaciones a diferentes TRH ya que estudios como los de Sohsalam et al. (2007), Bustos & Sanin, (2022), Rodríguez & Vargas (2019), Méndez et al. (20215) muestran mejores eficiencias en diferentes tiempos y encuentran diferencias significativas en la variación del TRH frente al desempeño de remoción de los parámetros evaluados. Así mismo, realizar variaciones del tipo de sustrato o integrar más de dos tipos como lo realizó Rivas (2019) y evidenciar si existe un aumento en la remoción de los parámetros. De igual manera se recomienda realizar las mediciones de variables que puedan influir en la eficiencia de remoción de los parámetros evaluados, como lo son la temperatura del medio, el pH, la turbidez y tomar en cuenta otros parámetros que puedan ampliar y demostrar las eficiencias remediadoras que tienen los humedales como lo son sólidos totales (SST), demanda biológica de oxígeno (DBO), nitritos, nitratos y coliformes fecales.

Finalmente, se recomienda considerar la implementación de este sistema no convencional a mayor escala y así tratar mayores volúmenes de agua residual doméstica, buscando reducir los niveles de carga contaminante generados y lograr reutilizar el agua tratada en las actividades de riego en la institución. Así mismo, se podría considerar la creación de un sistema de monitoreo de calidad del recurso con el fin de asegurar que el tratamiento y los vertimientos estén dentro de los parámetros establecidos por la normatividad colombiana.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero de este proyecto a la Universidad de Cundinamarca (V convocatoria interna – periodo 2023-1 UCundinamarca Generación Siglo 21).

REFERENCIAS

Arias Martínez, S. A., Betancur Toro, F. M., Gómez Rojas, G., Salazar Giraldo, J. P. y Hernández Ángel, M. L. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador técnico*, (74), 12-22. <https://doi.org/10.23850/22565035.5>

Arteaga, V. M., Quevedo, A., y Valle, D. H. (2019). Estado del arte: Una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(5), 319–343. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-12>

Barceló Quintal, I. D., Osornio Berthet, L. J., González González, J. T., Solís Correa, H. E., y García Espinosa, C. (2014). *Factibilidad del diseño de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales municipales de 30,000 habitantes*. Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito (Trabajo de grado – Maestría).

Becerra-Sanabria, L. A., Navia-de Mosquera, S. L., y Núñez-López, C. E. (2007). Efecto de niveles de fósforo y potasio sobre el rendimiento del cultivar ‘Criolla Guaneña’ en el departamento de Nariño. *Revista Latinoamericana de la Papa*, 14(1), 51–60. <https://doi.org/10.37066/ralap.v14i1.144>

Bustos Yaima, S. G., y Sanín González, C. D. (2022). Prototipo de humedal artificial como sistema complementario a una PTAR. Universidad Antonio Nariño, Facultad de Ingeniería Ambiental, Bogotá, Colombia.

Carvajal Arias, C. E., Ortiz, P., y Vega Beltran, A. L. (2017). Propuesta de tratamiento de aguas residuales domésticas implementando un humedal artificial de flujo subsuperficial empleando Bambusa sp. en la finca El Recreo ubicada en Tauramena, Casanare. *Revista de Tecnología*, 16(1), 65-76. <https://doi.org/10.18270/rt.v16i1.2317>

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., y Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA), Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia.

Del Toro, A., Tejeda, A., & Zurita, F. (2019). Addition of corn cob in the free drainage zone of partially saturated vertical wetlands planted with *I. sibirica* for total nitrogen removal—A pilot-scale study. *Water*, 11(10), 2151. <https://doi.org/10.3390/w11102151>

Gutiérrez-Mosquera, H., y Peña-Varón, M. R. (2011). Eliminación de nitrógeno en un humedal construido subsuperficial, plantado con *Heliconia psittacorum*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(3), 49–60.

Ideam (2023). *Estudio Nacional del Agua 2022*. Ideam. 464 pp.

Konnerup, D., Koottatep, T., & Brix, H. (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, 35, 248-257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.04.018>

López Alba, J. E., Marín-Muñiz, J. L., Zamora-Castro, S. A., y Celis Pérez, M. del C. (2022). Evaluación del crecimiento de plantas sembradas en humedal artificial: Efecto del posicionamiento de sembrado. *Journal of Basic Sciences*, 8(23), 104–111. <http://revistas.ujat.mx/index.php/jobs>

López Ocaña, G., Estrada Pérez, N., Aguilar Pérez, G., Alonso Mendoza, E. C., y Torres Balcázar, C. A. (2023). Degradación de contaminantes en humedales artificiales en serie con especies macrófitas de tipo húmedo. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 12(24), 1–30. <https://doi.org/10.23913/ciba.v12i24.122>

Martínez, N. B., Tejeda, A., Del Toro, A., Sánchez, M. P., & Zurita, F. (2018). Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon. *Science of the Total Environment*. Environmental Quality Laboratory, Centro Universitario de la Ciénega, University of Guadalajara, Jalisco, México.

Merino-Solís, M. L., Villegas, E., De Anda, J., & López-López, A. (2015). The effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: An anaerobic filter with a constructed wetland. *Water*, 7(3), 1149-1163. <https://doi.org/10.3390/w7031149>

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio de Colombia. (2022). Informe Nacional de Monitoreo a los Recursos del SGP-APSB – Vigencia 2022. <https://www.minvivienda.gov.co/sites/default/files/2023-07/informe-monitoreo-nacional-vigencia-2022-v4-20230720-final.pdf>.

Montoya, J. I., Ceballos, L., Casas, J. C., y Morató, J. (2010). Evaluación de sistemas alternativos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas rurales de Colombia. *Revista EIA*, (14), 75-84.

Nava-Rojas, J., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. del R., y 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>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia (2015). Resolución 631 de 2015. Por la cual se establecen los parámetros y valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y sistemas de alcantarillado público.

Pidre, J., Salas, J., y Sánchez, L. (2007). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales: Humedales Artificiales.

Presidencia de la República (2015). Decreto 1076 de 2015. Por el cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia.

Rivas Castro, A. B. (2019). Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.

Rodríguez, S., & Vargas, Y. (2019). Evaluación del potencial de humedales artificiales piloto, implementados con la especie *Heliconia psittacorum*, en la remediación de aguas residuales domésticas de bajo caudal para zonas rurales del piedemonte llanero. Villavicencio, Colombia.

Romero, A. (1999). Tratamiento de aguas residuales.

Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., & Ortiz-Hernández, M. L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción de la carga orgánica. Centro de Investigación en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Sandoval, L., Zamora-Castro, S. A., Vidal-Álvarez, M. & Marín-Muñiz, J. L. (2019). Role of wetland plants and use of ornamental flowering plants in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Applied Sciences*, 9(4), 685. <https://doi.org/10.3390/app9040685>

Saumya, S., Akansha, S., Rinaldo, J., & Jayasri, K. (2014). Construction and evaluation of prototype subsurface flow wetland planted with *Heliconia angusta* for the treatment of synthetic greywater. *Journal of Cleaner Production*, 91, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.019>

Sohsalam, P., Englande, A. J., & Sirianuntapiboon, S. (2007). Seafood wastewater treatment in constructed wetland: Tropical case. Department of Environmental Technology, King Mongkut's University of Technology Thonburi, Bangkok, Thailand. Tulane University School of Public Health and Tropical Medicine, New Orleans, USA.

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2000, septiembre). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales: Humedales de flujo subsuperficial (EPA 832-F-00-023). Office of Water, EPA. <https://www.epa.gov/>

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2000, septiembre). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales: Humedales de flujo superficial (EPA 832-F-00-024). Office of Water, EPA. <https://www.epa.gov/>

Vargas, A., Calderón, J., Velásquez, D., & Castro, M. (2020). Análisis de los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales domésticas en Colombia. *Ingeniare. Revista Chilena de Ingeniería*, 28(2), 315-322. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052020000200315>

Velasco, A., y Vivas, Y. (2006). Humedales artificiales como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Universidad del Cauca.

Wang, Q., Hu, Y., Xie, H., & Yang, Z. (2018). Constructed wetlands: A review on the role of radial oxygen loss in the rhizosphere by macrophytes. *Water*, 10(6), 678. <https://doi.org/10.3390/w10060678>

Werkneh, A. A. (2024). Decentralized constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries: Field-scale case studies, overall performance, and removal mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104710. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104710>

WWAP (Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos) /ONU-Agua. (2018). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. París: UNESCO.

Zurita, F., De Anda, J., & Belmont, M. A. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35(5), 861-869. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.026>

Zurita, F., de Anda, J., & Belmont, M. A. (2006). Performance of laboratory scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41(4), 410–417. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2006.044>