

Evaluación del potencial de *Eleocharis elegans* mediante humedales artificiales en la fitorremediación de agua residual coloreada proveniente de la agroindustria de las flores.

Marlon Carmona ¹; Carlos Augusto Benjumea Hoyos^{1(*)}; José Rojas ²

¹Grupo de Investigación Limnología y Recursos Hídricos, Facultad Ingeniería, Universidad Católica de Oriente, Colombia.

²Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Universidad Católica de Oriente, Colombia

Resumen: La contaminación, como resultado del crecimiento demográfico y las actividades humanas, afecta tanto la salud como el medio ambiente. En el Oriente antioqueño, el auge de la industria floricultora genera aguas residuales coloreadas que podrían tratarse mediante fitorremediación con humedales artificiales, ofreciendo una alternativa eficaz y sostenible para abordar el problema de la contaminación del agua. Por lo tanto, en este trabajo se evaluó el potencial de *Eleocharis elegans* en la fitorremediación de aguas coloreadas provenientes de floricultivos de la región. Este estudio se realizó en el campus de la Universidad Católica de Oriente, en Rionegro, Antioquia (Colombia), donde se instalaron humedales artificiales de flujo subsuperficial con dimensiones de 26 cm x 30 cm x 28 cm cada uno, utilizando un sistema de recirculación, grava de 1-2 cm y tierra como sustrato para las plantas. En la investigación, se probaron dos métodos diferentes, que incluyeron las variables de absorbancia y demanda química de oxígeno (DQO) para determinar el grado de contaminación, además de otras variables de respuesta como pH, oxígeno disuelto, turbidez, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT) y potencial REDOX. Se logró una remoción de alrededor del 50% en DQO y color, aunque estos resultados fueron inferiores a los de otros estudios, posiblemente debido a los efectos negativos en las plantas causados por los diferentes compuestos contaminantes, lo cual se evidenció en el crecimiento y número de ejes.

Palabras clave: Contaminación, Agua residual coloreada, Floricultivos. Fitorremediación, Tratamiento de agua, Humedales artificiales.

Recibido: 15 de julio de 2024. Aceptado: 2 de septiembre de 2024

Received: July 15th, 2024. Accepted: September 2nd, 2024

Assessment of the Potential of *Eleocharis elegans* Using Constructed Wetlands in the Phytoremediation of Colored Wastewater from the Flower Agroindustry.

Abstract: Pollution, resulting from population growth and human activities, negatively impacts health and the environment. In eastern Antioquia, the expansion of the flower industry has led to the generation of colored wastewater, which could be effectively treated by phytoremediation using constructed wetlands, providing a sustainable solution to water pollution. Therefore, this study aimed to evaluate the phytoremediation potential of *Eleocharis elegans* in treating colored wastewater from flower farming in the region. The research was conducted on the campus of Universidad Católica de Oriente in Rionegro, Antioquia (Colombia), where subsurface flow constructed wetlands were installed, each measuring 26 cm x 30 cm x 28 cm. These wetlands utilized a recirculation system, 1-2 cm gravel, and soil as a plant substrate. Two different methods were tested, focusing on absorbance and Chemical Oxygen Demand (COD) to determine the degree of contamination, along with other response variables such as pH, dissolved oxygen, turbidity, conductivity, Total Dissolved Solids (TDS), and REDOX potential. A removal efficiency of about 50% was achieved for COD and color. However, these results were lower than those in other studies, possibly due to the negative effects of various pollutant compounds on the plants, as indicated by reduced growth and the number of shoots.

Keywords: Contamination, Colored wastewater, Floriculture, Phytoremediation, Water treatment, constructed wetlands.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación es resultado del crecimiento demográfico, la urbanización y actividades como la minería, la industria y la agricultura, entre otras. Esta problemática ha aumentado debido a la creciente demanda de alimentos, energía, estilos de vida y servicios (Padmavathiamma & Li, 2007; Luna & Benjumea-Hoyos, 2019). Algunas actividades han contribuido a la contaminación de manera negligente, priorizando únicamente beneficios económicos inmediatos. En el mundo industrializado, muchas fábricas vierten sus desechos en ríos y otras corrientes sin aplicar medidas de tratamiento para reducir la cantidad y toxicidad de los vertidos (Ilyas et al., 2010; Pandey, 2006). Sectores como la industria química, la producción de colorantes, las fábricas de papel y los lavaderos de minerales son ejemplos de estas prácticas perjudiciales (Kishor et al., 2021; Pandey, 2006; Roy-Choudhury, 2013). La contaminación genera graves problemas para la salud humana y el medio ambiente, tales como enfermedades cancerígenas, reacciones alérgicas, alteraciones en la fisiología y los mecanismos bioquímicos de los animales, eutrofización, reducciones drásticas de los niveles de oxígeno, bloqueo de la luz en el agua, entre otros efectos adversos (Malik & Khan, 2014).

Para hacer frente al problema de la contaminación del agua, se suele usar un método convencional que puede consistir en tres etapas de tratamiento y, en algunos casos, una desinfección final (Sonune & Ghate, 2004). Inicialmente, se realiza el tratamiento primario, en el cual se eliminan las partículas sólidas en suspensión y se clarifica el agua (Lucena et al., 2004). Posteriormente, se lleva a cabo el tratamiento secundario, que utiliza microorganismos para eliminar la materia orgánica disuelta (Demirbas et al., 2017). El último es el tratamiento terciario, cuyo objetivo es afinar la calidad del agua eliminando compuestos específicos, como los contaminantes emergentes, que difícilmente se pudieron remover en los métodos anteriores (Benjumea-Hoyos et al., 2024). En algunos casos, se añade un tratamiento de desinfección para reducir la carga microbiana presente en el agua mediante la adición de desinfectantes como el cloro (Amin et al., 2013).

La fitorremediación, que forma parte del tratamiento terciario, se define como un procedimiento que emplea plantas y los microorganismos asociados a ellas para remediar y reducir la contaminación presente en el suelo, el agua y el aire. Esta técnica aprovecha la habilidad inherente de algunas especies vegetales para absorber, degradar, procesar y, en ocasiones, acumular contaminantes (Iturbe-Arguelles, 2010; Sumiahadi & Acar, 2018; Susarla et al., 2002).

2. MARCO TEÓRICO

Los mecanismos de fitorremediación se utilizan en humedales artificiales para eliminar contaminantes presentes en el agua residual (Olmos-Márquez et al., 2020). Para determinar la eficiencia de un método de tratamiento para un contaminante específico, es indispensable contar con parámetros que reflejen las características del agua. Por ejemplo, la DQO es uno de los

parámetros más utilizados en la medición de agua residual porque ayuda a identificar los compuestos químicamente oxidables presentes en el agua (Doğruel & Orhon, 2021; Meng et al., 2020). Además, existen otros parámetros fisicoquímicos que indican el estado del agua, como el pH, que mide el grado de acidez o alcalinidad de una sustancia mediante la concentración de iones de hidrógeno. La conductividad puede indicar el contenido de minerales disueltos al medir la capacidad del agua para conducir corriente eléctrica. La turbidez revela cuán clara o turbia está el agua, considerando las partículas en suspensión. El oxígeno disuelto en el agua evidencia el grado de contaminación por materia orgánica y su oxidación, entre otros indicadores (Ma et al., 2020).

Eleocharis elegans es una planta monocotiledónea de la familia Cyperaceae, perenne y con rizomas (Delgadillo-López et al., 2011). Estas plantas acuáticas emergentes han desarrollado una notable adaptación: han reducido sus hojas alrededor de la base de tallos rígidos, utilizando estos últimos para llevar a cabo la fotosíntesis en lugar de las hojas. Su inflorescencia consiste en una espiguilla solitaria con flores de escamas sin vellosidades (Magalhães et al., 2005). Los frutos son achenios, de forma biconvexa o triangular, con una expansión persistente del estilo en el ápice (Gil & Bove, 2004). Esta planta se encuentra distribuida en las Antillas y en el continente americano, desde México hasta Argentina.

El Oriente antioqueño es una región ubicada en el centro de Colombia, específicamente al suroriente del departamento de Antioquia, entre los ríos Cauca y Magdalena. Esta zona es una de las nueve subregiones del departamento y cuenta con 23 municipios divididos en Altiplano, Embalses, Bosques y Páramos (Fonnegra-Gómez & Villa-Londoño, 2011; Pineda-Gómez & Pimienta-Betancur, 2021). Después del Valle de Aburrá, el Oriente es la segunda subregión de Antioquia en importancia económica, aportando cerca del 8,85% al PIB departamental y con una Tasa General de Participación (TGP) superior al 64,4% de la tasa nacional. En 2021, hubo un incremento del 15,7% en matrículas de nuevas empresas en la región. Sin embargo, asociado al crecimiento de la zona existen dinámicas como la producción agrícola, cafetera, ganadería extensiva, silvicultura, extracción forestal, minería, urbanismo y turismo, que han deteriorado los ecosistemas, generando pérdida de biodiversidad, fragmentación de los ecosistemas, contaminación, entre otros (Correa-Villegas, 2023; Osorio-Loaiza, 2022).

En esta región, el auge del sector floricultor es evidente, supliendo demandas locales e internacionales (5% al 10% de las ventas). Las exigencias estéticas a nivel internacional son más estrictas que las locales, lo que ha llevado a implementar procesos de tinción como la absorción, que consiste en sumergir el tallo de una planta con flor, usualmente blanca, en una solución coloreada con un pigmento (Benjumea-Hoyos et al., 2020; Giraldo-Raigoza & Medina-Arroyave, 2017). Después de este proceso, se generan aguas residuales provenientes del agua no absorbida. El agua residual coloreada debe tratarse antes de ser vertida en un cuerpo hídrico debido a sus características y compuestos, como colorantes orgánicos ácidos, carbohidratos, ácido hidroxitricabóxico, sorbato de

potasio, tensioactivo alquil y metales pesados (Benjumea-Hoyos et al., 2024; Gobena et al., 2020; Mejía et al., 2018). Este trabajo busca evaluar el potencial de *Eleocharis elegans* en la fitorremediación de aguas coloreadas provenientes de floricultivos de la región. La fitorremediación con humedales artificiales puede ser una alternativa efectiva para solucionar problemas de contaminación, frente a algunos métodos de tratamiento de aguas residuales que pueden tener limitaciones, ser costosos y afectar irreversiblemente el suelo, el agua y los organismos de la zona tratada (Padmavathiamma & Li, 2007; Sánchez-Ortiz, 2022).

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio.

El estudio se llevó a cabo en el campus de la Universidad Católica de Oriente (UCO), donde se instalaron humedales artificiales de flujo subsuperficial (Figura 1). La UCO se encuentra en el municipio de Rionegro, Antioquia, Colombia (6.149575° N, 75.366511° W), una región caracterizada por una temperatura media anual de 16.6°C y una precipitación promedio de 1881 mm. Según la clasificación de zonas de vida de Holdridge (1982), Rionegro se clasifica como un bosque húmedo montano bajo tropical. Además, el municipio presenta dos grandes macrounidades geomorfológicas: la superficie de erosión y el escarpe, con altitudes que oscilan entre 2000 y 3000 metros sobre el nivel del mar (Benjumea-Hoyos et al., 2018; Benjumea-Hoyos, 2018; CORNARE, 2012).



Figura 1. Mapa de la ubicación del área de estudio donde se llevó a cabo el montaje y tratamiento del agua coloreada con los humedales artificiales (Universidad Católica de Oriente).

3.2 Recolección de material vegetal y trasplante.

La recolección del material vegetal se realizó en el humedal Guadalcanal, ubicado en el municipio de Rionegro (6,14691° N, 75,40632° W). Se seleccionaron plantas con numerosos ejes, los cuales fueron podados al ras para evitar la deshidratación, y se eliminó el exceso de sedimento adherido. Finalmente, las plantas fueron almacenadas en bolsas plásticas para su transporte. Una vez en el laboratorio de recursos hídricos de la UCO, las plantas se subdividieron en macollas uniformes de 16 cm con dos a tres ejes, para ser plantadas en los humedales artificiales de flujo subsuperficial previamente instalados (cuyas especificaciones se detallan posteriormente) (Figura 2). Las macollas se plantaron en cada humedal a una

distancia de 9,6 cm de ancho y 6,8 cm de largo entre sí. Luego, se vertieron 6400 ml de agua potable proveniente del acueducto municipal en cada humedal. Se permitió un periodo de aclimatación de aproximadamente un mes, durante el cual se repuso el agua perdida en los humedales con agua potable, y se trasladaron al sitio designado al aire libre, cubierto con un plástico transparente a modo de techo.

3.3 Montaje y diseño experimental

Para este estudio, se utilizó un diseño completamente aleatorio con tres tratamientos de humedales (A, B y C), cada uno con tres réplicas. El humedal A contenía una muestra de agua coloreada a una concentración específica y 8 plantas. El humedal B sirvió como control para el crecimiento de las 8 plantas sin la adición de agua coloreada. Finalmente, el tratamiento C se usó como control para evaluar el efecto del sistema subsuperficial en la mejora de las características del agua, y contenía solo la muestra de agua coloreada sin plantas.

La muestra de agua coloreada, proveniente de un proceso agroindustrial de flores, se obtuvo de una floricultora ubicada en Rionegro, Antioquia. Los humedales se diseñaron como sistemas de flujo subsuperficial, compuestos por un contenedor plástico de 20 litros con dimensiones de 26 cm x 30 cm x 28 cm. Los contenedores se llenaron con grava de diámetro 1-2 cm hasta una altura de 9 cm, seguido de tierra hasta una altura de 7 cm, y finalmente con agua potable (humedal B) o agua coloreada (humedales A y C). Los contenedores también estaban equipados con un sistema de recirculación, que incluía una bomba pequeña con un caudal promedio de 190,8 L/h, una manguera de media pulgada y un tubo de PVC de media pulgada con orificios (Alvares-Lopez & Rojas-Rodas, 2019; Noreña-Acevedo et al., 2020) (Figura 2).



Figura 2. Diseño del humedal artificial con sus respectivos componentes los cuales son grava, tierra, bomba de agua pequeña, tubo de PVC, plantas (en los humedales A y B), agua coloreada (humedal A y C), y agua potable (humedal B).

Para el tratamiento del agua coloreada se emplearon dos métodos. El primer método se llevó a cabo del 17 de marzo al 10 de abril de 2023, y consistió en recargar los humedales con 6400 ml de agua coloreada al 0,5% y posteriormente al 2%, con tiempos de retención (Tr) de 3 y 4 días. En cada muestreo se midieron las diferentes variables antes y después de la recarga. El segundo método se realizó del 10 al 21 de abril de 2023. En este método, las concentraciones iniciales de la demanda química de oxígeno (DQO) de cada tratamiento se igualaron mediante la adición de un volumen de agua coloreada al 5%, con un Tr de 7 días. Posteriormente, se

reponía el agua perdida por evapotranspiración con agua potable para las mediciones finales de las diferentes variables. En este último método se consideraron el número de ejes producidos por las plantas y los parámetros de DQO y color.

3.4 Evaluación del contaminante

Para determinar el grado de contaminación, se midieron la Demanda Química de Oxígeno (DQO, mg/L) y el color mediante el número de color (cm^{-1}), según lo planteado en los métodos estándar para el análisis de aguas potables y residuales (American Public Health Association, 2017; Krull & Döpkens, 2004; Tizaoui et al., 2007). La evaluación de estos parámetros se realizó antes y después de la aplicación de los diferentes tratamientos al vertimiento del contaminante y durante aproximadamente cuatro meses. Para ello, se utilizó el espectrofotómetro Spectroquant Prove 600, con el fin de determinar la eficiencia de remoción del contaminante en los humedales correspondientes (Jaramillo-Gallego et al., 2016).

Asimismo, se realizaron mediciones antes y después de los vertimientos, teniendo en cuenta el tiempo de retención, para evaluar los parámetros de pH, oxígeno disuelto (mg/L), turbidez (NTU), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y potencial óxido de reducción (mV). Estos parámetros fueron las variables de respuesta para determinar la eficiencia del método y se midieron con un multiparámetro Hach HQ 40d. Adicionalmente, se tomaron medidas de las plantas sometidas al contaminante (humedal A) y de las que no (humedal B) con una cinta métrica, para evidenciar el efecto del contaminante en el crecimiento de las plantas (Maguiña-Castillo, 2017).

3.5 Análisis de datos

Para evaluar cada uno de los tratamientos con respecto a la remoción del contaminante, se corroboró si las variables cumplían con los supuestos de normalidad necesarios para un análisis de varianza. Para ello, se realizó una prueba de Shapiro Wilk y una prueba de Levene (Levene, 1960; Shapiro & Wilk, 1965). Como no se obtuvo una normalidad en los datos, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal Wallis y Wilcoxon, para determinar diferencias significativas entre las variables analizadas (Kruskal et al., 1952; Wilcoxon, 1945). Todos estos análisis se elaboraron con R-projec (Team, 2021).

4. RESULTADOS

En el método 1 se obtuvieron diferencias significativas (DS) entre los tratamientos con respecto al porcentaje de remoción de turbiedad (p -valor = 0.04856). Sin embargo, con la prueba de Wilcoxon no se hallaron diferencias, pero con las medias, el tratamiento C demostró ser el más eficiente ($42,4 \pm 38,8\%$) y el B el menos eficiente ($-15 \pm 69,4\%$) (Tablas 1 y 2, Figura 3).

Tabla 1. Test de Wilcoxon en el método 1 para los tratamientos (A, B y C) y variables (Remoción de turbiedad, SDT y Conductividad) que presentaron diferencias significativas con la prueba de Kruskal Wallis.

		A	B
% Remoción Turbiedad	B	0.29	N.A.
	C	0.29	0.07
SDT	B	0.00042	N.A.
	C	0.00853	0.48232
Conductividad	B	0.0075	N.A.
	C	0.0224	0.6031

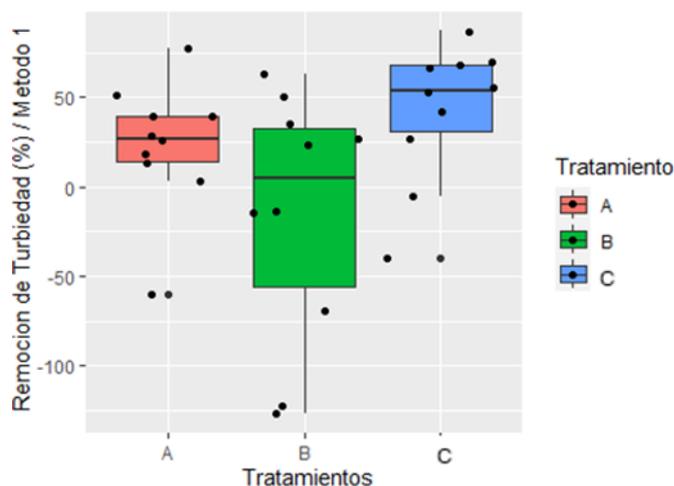


Figura 3. Promedio del porcentaje de remoción de turbiedad que presentó diferencia significativa en el método 1, según los tratamientos A (humedal con plantas y el contaminante a una concentración específica), B (testigo de las plantas) y C (testigo del contaminante a una concentración puntual).

Las variables de remoción de turbiedad, DQO y color en el método 1, considerando los parámetros independientes de concentración y tiempos de retención (T_r), no presentaron significancia estadística. El tratamiento con mejores condiciones para la remoción de DQO fue el A con un $42,6 \pm 18\%$; aunque en el tratamiento C se obtuvo una remoción de $22,9 \pm 26,5\%$ (Tabla 2). En el caso de la remoción de color, el tratamiento con mejores características fue el C, con un valor medio de $23,2 \pm 18,3\%$, cercano al promedio del tratamiento A de $18 \pm 14,4\%$ (Tabla 2). Por otro lado, la remoción de turbiedad, dada por las características de los humedales, fue más efectiva a medida que se aumentaba la concentración de contaminante, obteniendo la concentración al 2% los valores más altos de este parámetro con un $36,4 \pm 32\%$ (Tabla 2). Mientras que, con concentraciones de 0,5%, para la remoción de DQO, se observó un mejor resultado con una media de $36,7 \pm 23,2\%$ (Tabla 2). La concentración más conveniente para la remoción del color fue 0,5% con un promedio de $22,7 \pm 18,9\%$ (Tabla 2).

El tiempo de retención (T_r) mostró tener una relación directa con los promedios de las remociones de turbiedad, DQO y color, observándose diferencias en los T_r de 3 y 4 días para la remoción de la turbiedad con un aumento de 156% (Tabla 2). Las mejores reducciones se presentaron con un tiempo de retención de 4 días, con porcentajes de $24,4 \pm 64,3\%$, $36,3 \pm 26,32\%$ y $25,8 \pm 17,2\%$ para la remoción de turbiedad, DQO y color, respectivamente (Tabla 2).

Tabla 2. Media y desviación estándar en todas las variables analizadas en el método 1 (divididas en remociones, variables físicas y biológicas), teniendo en cuenta el Momento, los tratamientos, las concentraciones aplicadas del contaminante y los tiempos de retención (Tr).

Tratamiento	Momento	Remoción (%)				Variables físicas						Variable biológica
		% Remoción T	% Remoción DQO	% Remoción Color	REDOX (mv)	SDT (mg/l)	Conductividad (us/cm)	pH	O2 (mg/l)	Altura Planta		
A	Final	23,5 ± 36	42,6 ± 18,1	18 ± 14,4	183,8 ± 20,7	176,1 ± 25,43	339,1 ± 55,29	6,49 ± 0,23	6,26 ± 0,594	49,6 ± 6,99		
	Inicial	N.A	N.A	N.A	189,7 ± 27,3	159,1 ± 17,28	321,1 ± 41,57	6,65 ± 0,15	6,02 ± 0,395	42,3 ± 10,9		
	B	Final	-15 ± 69,4	N.A	N.A	180,3 ± 18,6	219,4 ± 19,91	422 ± 52,15	6,51 ± 0,16	6,37 ± 1,008	46,8 ± 20,9	
		Inicial	N.A	N.A	N.A	191,2 ± 23,8	192,3 ± 24,95	351,3 ± 74,33	6,61 ± 0,16	6,37 ± 1,241	36,9 ± 17,3	
	C	Final	42,4 ± 38,8	22,9 ± 26,5	23,2 ± 18,3	193 ± 17	215,1 ± 23,8	409,3 ± 52,8	6,42 ± 0,13	6,64 ± 0,394	N.A	N.A
		Inicial	N.A	N.A	N.A	195,3 ± 17,8	178,2 ± 32,3	349,5 ± 60,6	6,51 ± 0,2	6,28 ± 0,601	N.A	N.A
concentración												
Momento												
0%	Final	-15 ± 69,4	N.A	N.A	180,3 ± 18,6	219,4 ± 19,91	422 ± 52,15	6,51 ± 0,16	6,37 ± 1,008	46,8 ± 20,9		
	Inicial	N.A	N.A	N.A	191,2 ± 23,8	192,3 ± 24,95	351,3 ± 74,33	6,61 ± 0,16	6,18 ± 1,241	36,9 ± 17,3		
	0,5%	Final	30,67 ± 42,4	36,9 ± 23,2	22,67 ± 18,9	177,6 ± 15,4	179,8 ± 25,81	340,2 ± 48,05	6,54 ± 0,18	6,65 ± 0,334	47,1 ± 6,73	
		Inicial	N.A	N.A	N.A	187,5 ± 24,7	160,3 ± 29,22	315,1 ± 51,29	6,62 ± 0,19	6,13 ± 0,636	36,6 ± 8,71	
	2%	Final	36,38 ± 31,9	27 ± 26,5	17,5 ± 11,6	204,5 ± 10,7	219,4 ± 22,89	425,2 ± 49,43	6,33 ± 0,11	6,13 ± 0,627	52 ± 6,76	
		Inicial	N.A	N.A	N.A	200 ± 17,9	181,1 ± 18,61	365,7 ± 40,36	6,51 ± 0,17	6,19 ± 0,275	51,5 ± 7,4	
Tr (dias)												
Momento												
3	Final	9,533 ± 43,3	29,9 ± 22,9	15,4 ± 14,2	188,1 ± 12,6	199,1 ± 27,73	379,7 ± 60,12	6,44 ± 0,14	6,43 ± 0,839	N.A ± N.A		
	Inicial	N.A	N.A	N.A	183,8 ± 18,7	179,6 ± 30,11	352,9 ± 54,43	6,59 ± 0,14	6,19 ± 0,674	N.A ± N.A		
4	Final	24,4 ± 64,3	36,3 ± 26,3	25,8 ± 17,2	183,7 ± 23,7	206,6 ± 32,51	397,8 ± 67,5	6,5 ± 0,21	6,41 ± 0,555	N.A ± N.A		
	Inicial	N.A	N.A	N.A	204,5 ± 23	171,8 ± 25,94	322,2 ± 65,28	6,6 ± 0,22	6,11 ± 1,004	N.A ± N.A		

Algunas variables físicas en el método 1 no presentaron diferencias significativas (DS) en relación con los diferentes tratamientos; tal es el caso del REDOX, pH y oxígeno disuelto (O₂), donde estas variables permanecieron muy estables entre los promedios de los diferentes tratamientos y momentos, estando en un rango de 180,3 ± 18,6 mV y 195,3 ± 17,8 mV, 6,42 ± 0,1 y 6,65 ± 0,1, y 6,02 ± 0,4 mg/L y 6,64 ± 0,4 mg/L, respectivamente (Tabla 1). Las variables que presentaron DS con los diferentes tratamientos fueron los sólidos disueltos totales (SDT) (p-valor = 0.0004389) y la conductividad (p-valor = 0.004853); para estos dos parámetros se presentaron diferencias entre los mismos humedales, como A y B (0.00042 y 0.0075, respectivamente), al igual que entre A y C (0.00853 y 0.0224, respectivamente), lo cual se relaciona con los mayores valores de SDT y conductividad en los tratamientos B y C (Tabla 1). En todos los humedales se presentó un aumento de SDT y conductividad, siendo el C (21%) y B (20%) los que más incrementaron, respectivamente (Tabla 2 y Figura 2).

Casi todas las variables físicas del método 1 presentaron DS cuando se analizaron teniendo en cuenta la concentración; no obstante, la única que no presentó diferencias, aun considerando los promedios, fue el oxígeno disuelto (O₂) (Tabla 2). El REDOX, SDT, conductividad y pH presentaron un p-valor respectivo de 0.0024, 0.00057, 0.0004 y 0.03. El REDOX presentó significancia estadística entre la relación de las concentraciones de 2% y 0% (0.0184), al igual que entre 2% y 0.5% (0.0025), lo cual se corrobora con el promedio de la concentración al 2%, que fue mayor que las demás concentraciones, presentando un aumento de 2.25% del momento inicial al final. Los SDT mostraron DS entre la relación de las concentraciones de 0.5% y 0% (p-valor = 0.0018), y 2% (p-valor = 0.0051); esta diferencia se confirma con los mayores valores promedios de las concentraciones al 0% y 2% frente a la de 0.5%, en donde todas las diluciones del contaminante presentaron aumentos, siendo el mayor la del 2% con un 21% de incremento (Tablas 2 y 3). De igual forma, se observó significancia estadística entre concentraciones de 0.5% y 0% (p-valor = 0.00307), y entre 0.5% y 2% (p-valor = 0.00089), con respecto a la conductividad. Las concentraciones de 0% y 2% también tuvieron mayores valores promedios que la de 0.5%, presentando todas las diluciones un incremento, siendo el mayor el obtenido al 0% con un 20% de aumento. Finalmente, el pH no presentó significancia estadística en las diferentes concentraciones con la prueba de Wilcoxon (Figura 3 y Tablas 2 y 3).

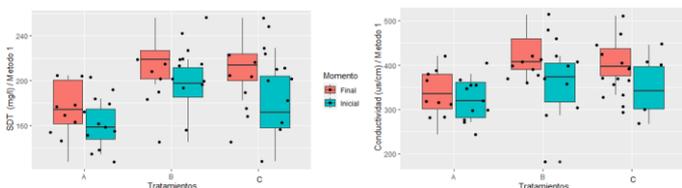


Figura 4. Promedios de SDT y Conductividad de los tratamientos A (humedal con plantas y el contaminante a una concentración específica), B (testigo de las plantas) y C (testigo del contaminante a una concentración puntual) en el método 1; teniendo en cuenta los momentos iniciales y finales

Tabla 3. Test de Wilcoxon para las variables (REDOX, SDT, Conductividad, pH y altura de las plantas) que presentaron diferencias significativas con la

prueba de Kruskal Wallis aplicada a la concentración del contaminante al 0%, 0.5% y 2% en el método 1.

		0%	0.5%
REDOX	0.5%	0.5489	N.A.
	2%	0.0184	0.0025
SDT	0.5%	0.0018	N.A.
	2%	0.5077	0.0051
Conductividad	0.5%	0.00307	N.A.
	2%	0.93399	0.00089
pH	0.5%	0.49	N.A.
	2%	0.06	0.06
Altura Planta	0.5%	0.92	N.A.
	2%	0.03	0.000013

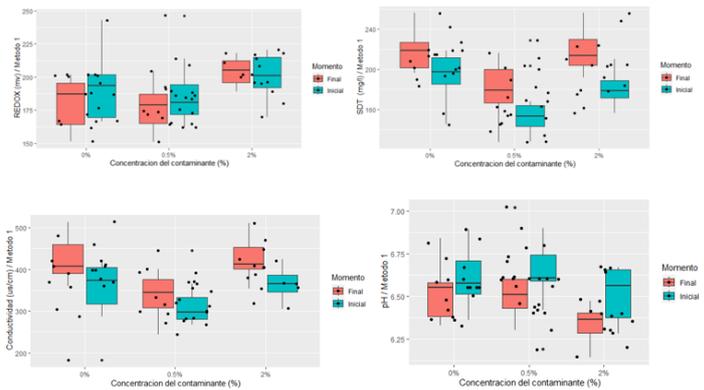


Figura 5. Promedio de variables físicas (REDOX, SDT, Conductividad y pH) que presentaron, en el método 1, significancia estadística con las diferentes concentraciones del contaminante (0%, 0.5% y 2%), teniendo presente los momentos iniciales y finales.

Por otro lado, los tiempos de retención (Tr) no presentaron diferencias significativas (DS) con las variables físicas analizadas. Teniendo en cuenta los promedios de estas variables, se revela que tanto el pH como el oxígeno disuelto (O₂) no presentaron variaciones considerables (Tabla 2). Los sólidos disueltos totales (SDT) y la conductividad aumentaron con los Tr y del momento inicial al final (Tabla 2). Finalmente, el REDOX presentó un pequeño incremento entre el momento inicial y final con un Tr de 3 días, y una disminución del 10% con un Tr de 4 días (Tabla 2). Las variables físicas que presentaron DS en relación con el momento inicial y final fueron los SDT, la conductividad y el pH, con un p-valor correspondiente de 0.0022, 0.0083 y 0.0041, respectivamente. Además, se revela que el pH disminuye levemente en todos los tratamientos, siendo el más estable el tratamiento B (Figuras 4 y 6).

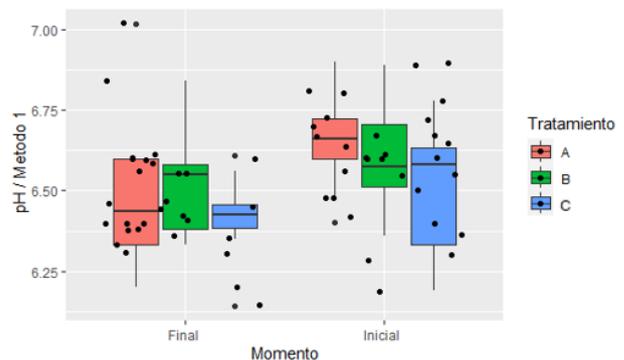


Figura 6. Promedio del pH en el método 1 analizando según el momento inicial y final, y los tratamientos A (humedal con plantas y el contaminante a

una concentración específica), B (testigo de las plantas) y C (testigo del contaminante a una concentración puntual).

Solo se tuvo en cuenta una variable biológica en el método 1, la cual fue la altura de cada planta. Según los promedios, las plantas tuvieron un crecimiento del 16% y 27% para los humedales A y B, respectivamente (Tabla 2). La altura de las plantas presentó un p-valor de 0.0012 en relación con las concentraciones del contaminante, donde la concentración al 2% y 0% (p-valor = 0.03), y también la dilución al 2% y 0.5% (p-valor = 0.000013) presentan DS (Tabla 3). A pesar de que las plantas pudieron crecer en presencia de las diferentes concentraciones del contaminante y que la altura promedio de las plantas al 2% fue la mayor, esta última concentración tuvo el menor incremento en la talla de las plantas con un 1% (Tablas 2 y 3). Por otro lado, la concentración al 0.5% tuvo un efecto en el crecimiento de las plantas (22%) levemente superior a la concentración de 0% (Tabla 1).

Se presentaron diferencias significativas entre la altura de las plantas y las semanas en el método 1, con un p-valor de 0.0017. La semana 1 mostró diferencias con las semanas 4, 5, 6 y 7, con un p-valor respectivo de 0.0211, 0.0026, 0.0033 y 0.0029. De igual manera, en la semana 2 se halló significancia estadística con las semanas 5, 6 y 7, con un p-valor correspondiente de 0.0163, 0.0211 y 0.0094 (Tabla 5). El mayor crecimiento promedio de las plantas se presentó de la semana 2 a la 3 (20%) y el menor crecimiento de la semana 5 a la 6 (2%). Adicionalmente, se nota el crecimiento sostenido de las plantas en concentraciones de 0%, y el poco progreso en el crecimiento de las plantas de la semana 3 a la 7 bajo las concentraciones de 0.5% y 2% (Tabla 4 y Figuras 5 y 7).

Tabla 4. Media y desviación estándar de la altura de las plantas en los humedales A y B teniendo en cuenta las diferentes semanas del método 1.

Semana	Altura Planta
1	27,38 ± 7,96
2	33,13 ± 10,27
3	39,63 ± 14,03
4	44,06 ± 14,42
5	48,87 ± 12,69
6	49,44 ± 14,64
7	52,31 ± 15,72

Tabla 5. Test de wilcoxon aplicado a la altura de las plantas en los diferentes humedales (A y B) y las semanas de aplicación del método 1.

Semana	Altura Planta					
	1	2	3	4	5	6
2	1	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
3	0.1413	1	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
4	0.0211	0.2096	1	N.A.	N.A.	N.A.
5	0.0026	0.0163	0.4342	1	N.A.	N.A.
6	0.0033	0.0211	0.3958	1	1	N.A.
7	0.0029	0.0094	0.1413	0.5318	1	1

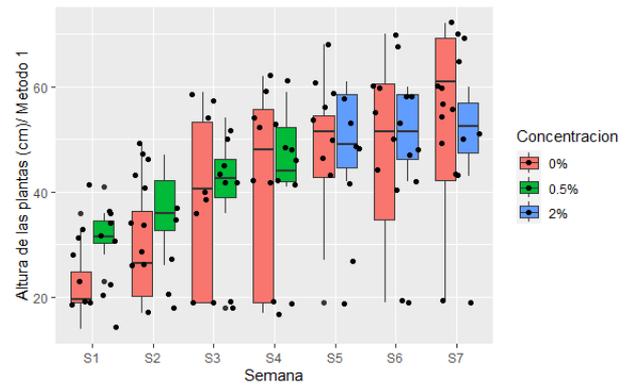


Figura 7. Promedio de la altura de las plantas en los humedales A (concentración al 0.5 y 2%) y B (concentración al 0%) según las semanas del método 1 y las diferentes concentraciones.

Los parámetros de remoción de turbiedad, DQO y color no presentaron diferencias significativas (DS) en el método 2. El tratamiento con mejores resultados en cuanto a la remoción de la turbiedad fue el C con un $51,7 \pm 13,6\%$, y el menos efectivo fue el B con un valor de $34,7 \pm 1,2\%$ (Tabla 6). Por otro lado, el humedal más eficiente para la reducción de la DQO fue el A, con un promedio de $40,8 \pm 13,7\%$, y el menos favorable fue el B con $11,3 \pm 24,5\%$ (Tabla 6). Finalmente, los tratamientos A ($45,5 \pm 7,3\%$) y C ($23,3 \pm 21,6\%$) fueron, respectivamente, el más y el menos conveniente para la eliminación del color (Tabla 6).

Las variables físicas que presentaron significancia estadística con los diferentes tratamientos fueron los sólidos disueltos totales (SDT) y la conductividad, con un p-valor respectivo de 0.00068 y 0.00082. Los humedales que presentaron diferencias en los SDT y la conductividad fueron el B y A (con un p-valor igual de 0.004), y de igual manera el B y C (con un p-valor respectivo de 0.004 y 0.0043). Esto se constata con los promedios superiores de los parámetros en los humedales A y C, donde también se observa el aumento general de las variables del momento inicial al final, a excepción de los SDT en el tratamiento A, el cual presenta una leve disminución del 1.3% (Figura 6, y Tablas 6 y 7). El humedal que presentó un mayor aumento en SDT y conductividad fue el B con un 10% y 15%, respectivamente (Tabla 6). Por otro lado, las variables físicas que no presentaron DS fueron el REDOX, pH y oxígeno disuelto (O_2), donde los tratamientos que presentaron mejores reducciones fueron C (16%), A (5%) y A (2%), respectivamente. Aunque en el caso del pH y oxígeno disuelto también se presentaron incrementos en los humedales B (1.21%), C (10.5%) y B (8%), respectivamente (Tabla 6).

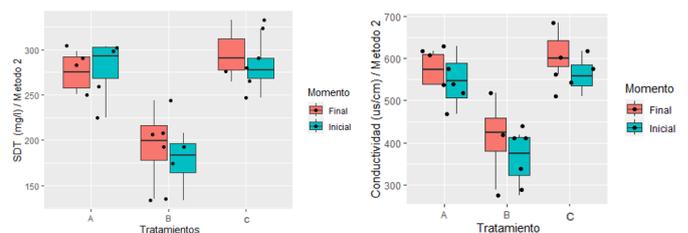


Figura 8. Promedio de las variables físicas, SDT y conductividad, que presentaron significancia estadística en el método 2, junto con los tratamientos A (humedal con plantas y el contaminante a una concentración específica), B (testigo de las plantas) y C (testigo del contaminante a una concentración puntual), y teniendo presente los momentos iniciales y finales.

Tabla 6. Media y desviación estándar en todas las variables analizadas en el método 2 (divididas en remociones, variables físicas y biológicas), teniendo en cuenta el Momento, los tratamientos y las concentraciones aplicadas del contaminante.

Tratamiento	Momento	Remocion (%)							Variable físicas							Variables biológicas		
		%Remocion T	%Remocion DOO	%Remocion Color	REDOX(mv)	SDI (mg/l)	Conductividad (us/cm)	pH	O2 (mg/l)	Altura Planta	Ejes Planta	Ejes Planta						
A	Final	37,5 ± 12,2	40,8 ± 13,7	45,5 ± 7,3	189,7 ± 13,7	274,8 ± 23,1	575,2 ± 43,2	6,3 ± 0,3	5,5 ± 0,6	53,0 ± 7,6	7 ± 1,1							
	Inicial	N.A	N.A	N.A	213,1 ± 17,4	278,5 ± 37,3	547,2 ± 69,5	6,6 ± 0,2	5,6 ± 0,5	52,5 ± 6,7	6 ± 1,1							
B	Final	34,7 ± 1,2	11,3 ± 2,45	24,7 ± 50,1	186,5 ± 6,0	194,5 ± 45,3	414,0 ± 95,0	6,7 ± 0,2	6,2 ± 0,6	47,0 ± 29,8	8 ± 6,9							
	Inicial	N.A	N.A	N.A	201,3 ± 20,1	177,1 ± 31,9	360,5 ± 67,5	6,6 ± 0,1	5,8 ± 0,6	47,5 ± 26,6	7 ± 5,8							
D	Final	51,7 ± 13,6	31,3 ± 22,5	23,3 ± 21,6	194,3 ± 13,6	296,3 ± 34,3	615,7 ± 63,3	6,3 ± 0,2	6,2 ± 0,3	N.A	N.A	N.A	N.A					
	Inicial	N.A	N.A	N.A	231,5 ± 39,5	281,5 ± 31,3	561,3 ± 45,4	6,6 ± 0,3	5,6 ± 0,4	N.A	N.A	N.A	N.A					
Concentracion Momento																		
0%	Final	34,7 ± 1,2	11,3 ± 2,45	24,7 ± 50,1	186,5 ± 6,0	194,5 ± 45,3	414,0 ± 95,0	6,7 ± 0,2	6,2 ± 0,6	47,0 ± 29,8	8,4 ± 6,9							
	Inicial	N.A	N.A	N.A	201,3 ± 20,1	177,1 ± 31,9	360,5 ± 67,5	6,6 ± 0,1	5,8 ± 0,6	47,8 ± 26,3	7,3 ± 5,7							
5%	Final	43,6 ± 13,9	36,7 ± 17,0	36,0 ± 18,0	191,7 ± 12,7	284,0 ± 28,1	592,6 ± 52,3	6,3 ± 0,2	5,8 ± 0,6	53,0 ± 7,6	7,0 ± 1,1							
	Inicial	N.A	N.A	N.A	222,3 ± 30,0	280,0 ± 31,9	554,2 ± 54,9	6,6 ± 0,2	5,6 ± 0,4	51,5 ± 13,1	6,4 ± 2,8							

Tabla 7. Test de Wilcoxon para las variables SDT y conductividad las cuales presentaron diferencias significativas en el método 2 con la prueba de Kruskal Wallis aplicada a los tratamientos A (humedal con plantas y el contaminante a una concentración específica), B (testigo de las plantas) y C (testigo del contaminante a una concentración puntual).

	A	B
SDT	B 0.004	N.A.
	C 0.779	0.004
Conductividad	B 0.0040	N.A.
	C 0.5625	0.0043

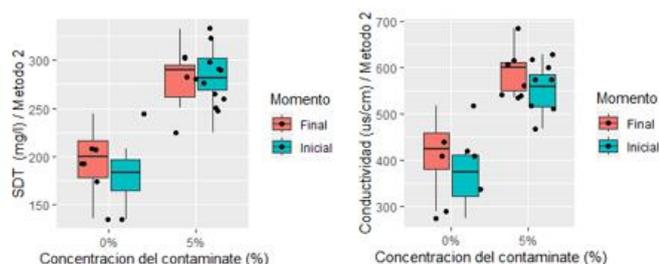


Figura 9. Promedio de variables físicas (SDT y Conductividad) que presentaron, en el método 2, significancia estadística con las diferentes concentraciones del contaminante al 0% y 5%, teniendo presente los momentos iniciales y finales.

De igual manera, las variables físicas que presentaron diferencias significativas (DS) en relación con las concentraciones de 0% y 5% fueron los sólidos disueltos totales (SDT) (p-valor = 0.00014) y la conductividad (p-valor = 0.00018). Se hacen evidentes las diferencias entre los promedios de estos dos parámetros; los SDT a diluciones de 5% varían entre $280 \pm 31,9$ mg/L y $284 \pm 28,1$ mg/L (aumento de 1.4%), y al 0% oscilan entre $177,1 \pm 31,9$ mg/L y $194,5 \pm 45,3$ mg/L (incremento de 10%). Asimismo, la conductividad en concentraciones de 5% presenta valores entre $554,2 \pm 54,9$ μ S/cm y $592,6 \pm 52,3$ μ S/cm (con un aumento de 7%), y al 0% promedios de $360,5 \pm 67,5$ μ S/cm y $414,0 \pm 95,0$ μ S/cm (crecimiento de 15%) (Figuras 7 y 9, y Tabla 6). Los parámetros restantes que no presentaron significancia estadística obtuvieron algunas diferencias en sus promedios. En el caso del REDOX, se observó una disminución en la dilución al 5% (14%) y al 0% (7%). Por su parte, el pH alcanzó un incremento en la concentración de 0% (1.2) y una disminución al 5% (4.5%). Por último, el oxígeno disuelto (O_2) logró un aumento de 8% y 3.4% en las disoluciones de 0% y 5%, respectivamente (Tabla 6).

Ninguna de las dos variables biológicas, altura y ejes de las plantas, obtuvieron DS con los tratamientos (A y B) y las concentraciones (0% y 5%) del método 2. La altura promedio en el humedal A ($52,5 \pm 6,7$ cm y $53,0 \pm 7,6$ cm) fue superior a la del humedal B ($47,5 \pm 26,6$ cm y $47,0 \pm 29,8$ cm), con un crecimiento y decrecimiento respectivo de 1% (Tabla 6). Por otro lado, el número de ejes medios en los tratamientos B ($7,4 \pm 5,8$ y $8,4 \pm 6,9$) y A ($6,1 \pm 1,1$ y $7 \pm 1,1$) aumentaron 13.5% y 14.8%, respectivamente (Tabla 6).

Las plantas sometidas a la concentración de 5% obtuvieron una mayor altura que las sometidas a diluciones de 0%, con medias que oscilaban entre el momento inicial y final,

respectivamente, de $51,5 \pm 13,1$ cm y $53,0 \pm 7,6$ cm (incremento del 3%), y $47,8 \pm 26,3$ cm y $47,0 \pm 29,8$ cm (disminución del 1.8%) (Tabla 6). Los números de ejes por planta incrementaron en las dos concentraciones, presentándose un mayor número en concentraciones de 0% ($7,3 \pm 5,7$ y $8,4 \pm 6,9$) y un menor número de ejes a 5% ($6,4 \pm 2,8$ y $7,0 \pm 1,1$), con aumentos correspondientes de 14% y 9% (Tabla 6).

La altura promedio de las plantas tendió a disminuir en un 4% de la semana 8 a la 12 ($51 \pm 18,4$ cm hasta $49 \pm 21,2$ cm) y obtuvo un leve aumento de 2% entre la semana 12 y la 13 ($49 \pm 21,2$ cm a $50 \pm 21,3$ cm) (Tabla 8). Por otro lado, los ejes de las plantas fueron propensos a incrementar (33%) de la semana 8 a la 13, con una media inicial y final de $6 \pm 3,5$ y $8 \pm 4,9$ (Tabla 8).

Tabla 8. Media y desviación estándar para las variables biológicas (Altura de las plantas y número de ejes) dividido por las semanas de aplicación del método 2.

Semana	Altura Planta	Ejes Planta
8	$51 \pm 18,4$	$6 \pm 3,5$
9	$51 \pm 18,1$	$6 \pm 3,7$
10	$50 \pm 21,0$	$7 \pm 4,2$
11	$49 \pm 20,7$	$7 \pm 4,6$
12	$49 \pm 21,2$	$7 \pm 5,2$
13	$50 \pm 21,3$	$8 \pm 4,9$

5. DISCUSIÓN

En el presente estudio se determinó la eficiencia de *E. elegans* en el mejoramiento de las características del agua coloreada provenientes de floricultivos, mediante la medición de diferentes variables fisicoquímicas. También se tuvieron en cuenta parámetros biológicos que ayudaron a determinar la afectación del contaminante en la salud de las plantas. La mayoría de las variables se consideraron en la aplicación de los dos métodos propuestos. Con estos métodos se logró una remoción cercana al 50% en la DQO y el color.

La DQO es un parámetro que se suele usar para evaluar la calidad del agua, especialmente residual, ya que indica el contenido de materia orgánica en el agua que se puede oxidar, pudiendo afectar otros parámetros, la vida acuática y la salud humana (J. Li et al., 2018). El color y los elementos que lo componen suelen ser tóxicos para los organismos, y si el color es demasiado oscuro, podría bloquear la luz solar, afectando considerablemente a las comunidades biológicas (Ratna & Padhi, 2012).

Otros trabajos con humedales artificiales reportan mejores remociones de DQO, que van desde el 62% hasta el 97.4% (Bowmer, 1987; Hussein & Scholz, 2018; M. Li et al., 2011; Montoya et al., 2010). Asimismo, para el color o colorantes, las remociones reportadas estuvieron en un rango de 80.5% a 86% (Imron et al., 2019; Obando Arango & Villegas, 2018). Evidentemente, las reducciones logradas en otros estudios fueron muy superiores a las registradas en el presente trabajo; esto podría deberse a la afectación negativa del contaminante

en las plantas, que se evidenció a través de la reducción en crecimiento y número de ejes de estas. Dietz & Schnoor (2001) mencionan que la presencia de contaminantes orgánicos, nutrientes o metales puede afectar el aumento de la longitud del eje de las plantas, además de su capacidad para tratar los mismos elementos polucionantes.

El agua coloreada usada en el presente trabajo contenía metales pesados, los cuales pudieron interferir con la absorción de nutrientes esenciales, causar toxicidad en las plantas y afectar su crecimiento (Etim, 2012). Además, la sal presente en este fluido residual puede provocar estrés osmótico y toxicidad iónica en las plantas, lo que dificulta la incorporación de agua y nutrientes en su sistema, influyendo en su desarrollo, además de interferir con diversos procesos fisiológicos y bioquímicos (Ali et al., 2013; Sharma, 2021). Asimismo, los tensioactivos existentes pueden ser nocivos para el material vegetal al dificultar la absorción de líquido y nutrientes por medio de las raíces.

Adicionalmente se ha reportado que la variabilidad en términos de la eficiencia y remoción en los humedales artificiales puede estar influenciada por otro tipo de factores como el diseño, las condiciones operativas y las especies de plantas utilizadas. En este sentido Wang et al., (2023) encontró que los humedales artificiales que utilizaban coque como relleno electroconductor lograron una tasa de eliminación de la DQO del 74,9%, superando a los diseños tradicionales en un 14% y un 7,3%, respectivamente.

El tipo de planta como el *Cyperus alternifolius* en el tratamiento de aguas residuales domésticas dio como resultado una alta eficiencia de eliminación de varios contaminantes, lo que indica que la selección de plantas afecta significativamente al rendimiento del tratamiento (Qomariyah et al., 2022). Por otro lado, se han encontrado otras especies de plantas que cuentan con buenos porcentajes de remoción en cuanto a colorantes o tintes, como es el caso de *Phragmites australis* (Cav.) y *Lemna minor*, con remociones de 85 a 100% y 80%, respectivamente (Hussein & Scholz, 2018; Imron et al., 2019).

Complementariamente, otras investigaciones ponen de manifiesto una fuerte correlación entre la eficiencia hidráulica y la eliminación de la DQO, lo que sugiere que la optimización del diseño hidráulico puede mejorar los resultados del tratamiento (Idris et al., 2024). Si bien muchos CW consiguen eliminar de forma sustancial la DQO, factores como el diseño, las especies vegetales y el rendimiento hidráulico desempeñan un papel crucial a la hora de determinar su eficacia. Se necesita más investigación para estandarizar estos sistemas a fin de lograr un rendimiento óptimo en diferentes contextos.

En el método 1 se presentaron aumentos en los sólidos disueltos totales (SDT) y la conductividad. Esto posiblemente se debió a que en este primer método no se repuso el agua perdida por evapotranspiración, lo que permitió que las partículas presentes en el agua de los humedales se concentraran (Olmos-Márquez et al., 2020). Esta hipótesis se confirma con el método 2, donde sí se repuso el agua perdida por evapotranspiración, y en este caso los SDT y la

conductividad se mantuvieron relativamente estables. La remoción de turbiedad fue más efectiva en los humedales que no contaron con plantas. Esto pudo haber sucedido por el aumento de partículas orgánicas o sólidos suspendidos producidos por las mismas plantas, ya que estos pueden aumentar el valor de la turbiedad en el agua (Postolache et al., 2007). El pH obtuvo una disminución leve del momento inicial al final en todas las variables independientes, lo que también podría indicar la liberación de sustancias por las plantas, como metabolitos o sustancias ácidas (Olmos-Márquez et al., 2020; Reichenauer & Germida, 2008). Todos los valores de pH obtenidos indicaban tendencia a la neutralidad, lo que también fue reportado por Bowmer (1987) y Hussein & Scholz (2018) en trabajos relacionados con humedales artificiales como método de tratamiento de aguas residuales. Esta relativa neutralidad se atribuyó a las interacciones bioquímicas entre el agua residual con las plantas y microorganismos, la temperatura, y la precipitación y absorción de elementos en los humedales.

Bajo mayores tiempos de retención se evidenciaron aumentos en las remociones de turbiedad, DQO y color. Esto podría ocurrir por diversos motivos, como por ejemplo, si se presenta un incremento en el Tr, mayor sería el tiempo de exposición y contacto del contaminante con las plantas, los microorganismos presentes en la rizosfera y la atmósfera (a través del sistema de recirculación), y mayor tiempo de sedimentación para las partículas presentes en los humedales (Bulc & Ojstršek, 2008). Estos autores también obtuvieron una mayor reducción en la turbiedad (70%), DQO (45%) y color (70%) con el incremento hasta 12 horas del tiempo de retención. Etim (2012), en su trabajo con humedales artificiales, documentó un aumento en la remoción de turbiedad (89.5%), DQO (82.5%) y color (90.5%) con el incremento de Tr de 7 días. Otros autores como J. Li et al. (2018) y Saier & Trevors (2010), de igual modo, registraron aumentos en la remoción de contaminantes con Tr prolongados de hasta 7 días.

El oxígeno disuelto no presentó variaciones considerables en ninguna de las variables independientes, indicando estos valores una calidad de agua aceptable. Aunque los valores de oxígeno relativamente constantes fueron medidos en la superficie de los humedales sugieren que el oxígeno disuelto en el agua proviene en mayor medida de la transferencia con la atmósfera y el movimiento turbulento desde la bomba de impulsión, que del generado por el metabolismo vegetal. Esto es coherente debido a que los menores valores de oxígeno en un humedal artificial se encuentran dentro del lecho. Además, la mayoría de las referencias también reportan valores bajos de oxígeno al interior del sustrato (Butterworth et al., 2013; Montoya et al., 2010).

Por otro lado, los valores de Redox tendieron a permanecer constantes e indicaban un entorno oxidativo no muy alto, con una estimación promedio de 196 mV. Esto también podría indicar que las plantas no proporcionaban las cantidades de oxígeno aptas para generar un entorno lo suficientemente oxidativo para una degradación considerable del contaminante (Hussein & Scholz, 2018).

Uno de los mayores desafíos con respecto a la efectividad en la remoción de contaminantes mediante la fitorremediación podría ser la composición y variabilidad de los contaminantes, así como las especies vegetales utilizadas en los humedales artificiales. En algunos casos, la fitorremediación puede no ser adecuada para tratar contaminantes altamente tóxicos o persistentes (Etim, 2012). Además, la extrapolación de los resultados de un estudio de laboratorio o piloto a escala real puede ser problemática debido a las diferencias en las condiciones ambientales y operativas. Lo que funciona bien en un entorno controlado quizás no sería tan efectivo en un humedal a escala real debido a factores como la carga del contaminante, la humedad, el flujo de agua, la presencia de otros organismos, la tolerancia de las plantas a los contaminantes, la disponibilidad de agua, la luz solar, la temperatura, los nutrientes y un pH adecuado en el suelo (Dietz & Schnoor, 2001; Sharma, 2021). Además, la duración del estudio y el seguimiento a largo plazo son aspectos importantes que se podrían pasar por alto (Arthur et al., 2005). La fitorremediación puede ser un proceso lento, ya que depende del crecimiento de las plantas para la absorción y acumulación de contaminantes en sus tejidos (Sharma, 2021). Otra preocupación es la gestión de la biomasa resultante de este proceso de tratamiento, ya que algunas plantas pueden acumular contaminantes en sus tejidos sin degradarlos por completo (Pilon-Smits, 2005). Por lo tanto, un estudio que se centre únicamente en una ventana de tiempo limitada podría proporcionar una imagen incompleta de la eficacia real de la planta en cuestión.

Adicionalmente, se ha reportado que el tratamiento con plantas acuáticas logra un buen porcentaje de remoción de metales en aguas residuales. Burgos-Tapuy y Vallejo-Vallejo (2019) resaltan la capacidad de *E. elegans* para la absorción de aluminio. Diversas investigaciones han demostrado la efectividad del género *Eleocharis* en la remoción de metales, a pesar de la afectación negativa en su crecimiento (A.G. et al., 2017; Alderete-Suarez et al., 2019; Duim-Ferreira et al., 2019; Menezes et al., 2020; Sharma, 2021).

Los metales biodisponibles para la planta se absorben en las raíces a través de dos procesos: apoplástico (entre las paredes celulares) y simplástico (dentro de las células) (Sharma, 2021). Este tipo de contaminante ingresa a la raíz a través de la membrana celular y pueden formar complejos con moléculas como ácidos orgánicos, o los iones metálicos pueden ser quelados en el citosol (Alderete-Suarez et al., 2019; Sharma, 2021). Estos elementos se pueden inmovilizar en áreas como las vacuolas (Alderete-Suarez et al., 2019; Ali et al., 2013; Sharma, 2021). A bajas concentraciones, los metales y metaloides pueden conservarse en la raíz de las plantas (Alderete-Suarez et al., 2019; Menezes et al., 2020). Sin embargo, al aumentar las concentraciones, estos elementos pueden comenzar a transportarse a la parte aérea de la planta (como brotes, tallos y hojas) a través de la corriente de transpiración del xilema (Alderete-Suarez et al., 2019; Duim-Ferreira et al., 2019).

Además de los metales, las especies de este género podrían eliminar eficazmente la materia orgánica, sólidos en suspensión y otros contaminantes del agua al acumular estos

compuestos tóxicos en sus tejidos (Lakshmi et al., 2017). La capacidad de *E. elegans* para absorber y acumular metales pesados como el aluminio, junto con su potencial para tratar otros contaminantes, la convierte en una macrófita prometedoras para la remoción de metales en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Estudios dirigidos a comprender mejor la interacción entre las plantas y los microorganismos en el proceso de fitorremediación podrían ayudar a mejorar la eficacia de la fitorremediación al optimizar las asociaciones planta-microorganismo (Sharma, 2021). La implementación y evaluación de plantas transgénicas en la fitorremediación podría ser una de las alternativas más prometedoras a evaluar, ya que se espera que el material vegetal pueda tener una mayor capacidad de acumulación y resistencia frente a los contaminantes (Arthur et al., 2005; Saier & Trevors, 2010). Finalmente, algunos aspectos a mejorar identificados en este estudio para su aplicación en próximos trabajos serían la filtración de la muestra de agua tomada para la medición de la turbiedad, la medición del oxígeno en el lecho o inmediatamente a la salida del sistema de recirculación, y el tratamiento con contaminantes menos tóxicos o metales que se adecuen mejor a las características de las plantas usadas.

6. CONCLUSIONES

La investigación sobre el tratamiento de aguas residuales coloreadas de floricultivos en el oriente antioqueño destaca la fitorremediación con humedales artificiales como una solución viable. Aunque se logró una remoción de alrededor del 50% en DQO y color, los resultados fueron inferiores a otros estudios, posiblemente debido a la afectación negativa de los diferentes compuestos del contaminante en las plantas, evidenciada en el crecimiento y número de ejes.

El desarrollo metodológico de este estudio resalta la importancia de considerar diversos factores que pueden influir en la eficacia de la fitorremediación, como la composición y variabilidad de los contaminantes, las condiciones ambientales y operativas, y la duración del estudio. Los resultados obtenidos sugieren que la fitorremediación con *E. elegans* tiene un potencial significativo para ser aplicada en el tratamiento de otros tipos de aguas residuales, siempre y cuando se optimicen las condiciones de operación y se seleccionen adecuadamente las especies vegetales.

Para futuras investigaciones, se recomienda una colaboración interdisciplinaria que permita mejorar la identificación de contaminantes y la selección de plantas adecuadas. Además, es fundamental implementar estudios a largo plazo y explorar el uso de plantas transgénicas, que podrían ofrecer una mayor capacidad de acumulación y resistencia frente a los contaminantes. Estos ajustes podrían contribuir a mejorar la eficacia de los humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales.

REFERENCIAS

- A.G., N., Masayuki, S., & Koichiro S. (2017). Phytoremediation of Heavy Metal-Polluted Mine Drainage by *Eleocharis acicularis*. *An Indian Journal*, 13(1), 1–11. www.tsijournals.com
- Alderete-Suarez, B. M., Valles-Aragón, M. C., Canales-Reyes, S., Peralta-Pérez, M. D. R., & Orrantia-Borunda, E. (2019). Bioconcentración de pb, cd y as en biomasa de *eleocharis macrostachya* (Cyperaceae). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(Special Issue 3), 93–101. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.esp03.11>
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 13. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Alvares-Lopez, J. diego, & Rojas-Rodas, F. (2019). Diseño y evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial, para el tratamiento de residuos líquidos químicos generados en el laboratorio de la universidad católica de oriente. *Universidad católica de oriente*.
- American Public Health Association. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington [ESTADOS UNIDOS], 23.
- Amin, M. M., Hashemi, H., Bovini, A. M., & Hung, Y. T. (2013). A review on wastewater disinfection. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 2(1). <https://doi.org/10.4103/2277-9183.113209>
- Arthur, E. L., Rice, P. J., Rice, P. J., Anderson, T. A., Baladi, S. M., Henderson, K. L. D., & Coats, J. R. (2005). Phytoremediation - An overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(2), 109–122. <https://doi.org/10.1080/07352680590952496>
- Benjumea-Hoyos, C. A., Giraldo Restrepo, S., & Gutiérrez Monsalve, J. (2024). Electro-Fenton method for dye removal of agro-industrial wastewater from flower production. *Advances in Environmental Technology*, 10(2), 118-130. DOI: 10.22104/aet.2024.6395.1750
- Luna, J.M. & Benjumea-Hoyos, C.A. Evaluación de la descomposición de imágenes digitales, para la estimación indirecta de la turbidez en muestras de agua de cuerpos naturales. *Bionatura.*, 2019, 4(2), pp. 861–871. DOI: 10.21931/RB/2019.04.02.8.
- Benjumea-Hoyos, C. A., Villada, A., & Castaño, J. D. (2020). Comportamiento de la estructura térmica y características morfológicas de un humedal de montaña tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 329-343. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1046>.
- Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 353-363. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.777>
- Benjumea-Hoyos, C.A. (2018). Determinación de coeficientes de degradación de materia orgánica en el río Negro (municipio de Rionegro, Colombia). *Bionatura*, 3(1), pp. 537–543. <http://dx.doi.org/10.21931/RB/2018.03.01.10>
- Bowmer, K. H. (1987). Nutrient removal from effluents by an artificial wetland: influence of rhizosphere aeration and preferential flow studied using bromide and dye tracers. *Water Res.*, 21(5), 591–599.
- Bulc, T. G., & Ojstršek, A. (2008). The use of constructed wetland for dye-rich textile wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 155(1–2), 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.068>
- Burgos-Tapuy, I. A., & Vallejo-Vallejo, J. C. (2019). Determinación de la remoción de aluminio por la especie *eleocharis elegans* (junquillo) y su absorción en un humedal artificial mediante análisis de espectrofotometría de absorción atómica. *Universidad estatal amazónica*.
- Butterworth, E., Dotro, G., Jones, M., Richards, A., Onunkwo, P., Narroway, Y., & Jefferson, B. (2013). Effect of artificial aeration on tertiary nitrification in a full-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 54, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.034>
- CORNARE. (2012). Evaluación y zonificación de riesgos por avenida torrencial, inundación y movimiento en masa y dimensionamiento de procesos erosivos en el municipio de rionegro. In *Cornare y Gobernación de Antioquia* (Issue 5). http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7130/1/LUZA_RDO-BUIATRIA-2017.pdf
- Correa-Villegas, D. (2023). Concepto Economico Oriente Antioqueño (p. 86). <https://coa.org.co/wp-content/uploads/2022/02/Concepto-Economico-2021-1.pdf>
- Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandova, O. (2011). Phytoremediation: An alternative to eliminate pollution. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(2), 597–612.
- Demirbas, A., Edris, G., & Alalayah, W. M. (2017). Sludge production from municipal wastewater treatment in sewage treatment plant. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 39(10), 999–1006. <https://doi.org/10.1080/15567036.2017.1283551>
- Dietz, A. C., & Schnoor, J. L. (2001). Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, 109(1), 163–168. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109s1163>
- Doğruel, S., & Orhon, D. (2021). Particle size distribution of chemical oxygen demand in industrial effluents: impact on effective filtration size and modelling of membrane bioreactors. *Journal of Chemical Technology and*

- Biotechnology, 96(7), 1777–1784. <https://doi.org/10.1002/jctb.6735>
- Duim-Ferreira, A., Gomes-Viana, D., Egreja-Filho, F. B., Ribeiro-Pires, F., Bonomo, R., Martins, L. F., Pinto-Nascimento, M. C., & Silva Cruz, L. B. (2019). Phytoremediation in flooded environments: Dynamics of barium absorption and translocation by *Eleocharis acutangula*. *Chemosphere*, 219, 836–844. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.074>
- Etim, E. E. (2012). Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *International Journal of Environment and Bioenergy*, 2(3), 120–136.
- Fonnegra-Gómez, R., & Villa-Londoño, J. (2011). Plantas medicinales usadas en algunas veredas de municipios del altiplano del Oriente antioqueño, Colombia. *Actual Biol*, 33(95), 219–250. <https://doi.org/https://doi.org/10.17533/udea.acbi.14320>
- Gil, A. dos S. B., & Bove, C. P. (2004). O Gênero *Eleocharis* R. BR. (Cyperaceae) nos Ecossistemas Aquáticos Temporários da Planície Costeira. *Arquivos Do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 62(2), 131–150.
- Girlando-Raigoza, M., & Medina-Arroyave, J. D. (2017). Remoción de colorantes de aguas residuales resultantes del tinturado de flores. *Ingeniería de Procesos*, 1–28. https://repository.eafit.edu.co/bitstream/handle/10784/13228/Manuela_GirlandoRaigoza_2017.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Gobena, B., Kinfu, A., & Berhanu, M. (2020). Social and Environmental Concerns of Flower Farms in Central Ethiopia. *International Journal of Environmental & Agriculture Research*, 6(12), 70–78. https://www.academia.edu/download/65428875/IJOEAR_DE_C_2020_23.pdf
- Holdridge, L. R. (1982). *Ecología basada en zonas de vida* (M. De la cruz (ed.); Segunda reimp.). IICA. <http://www.cct.or.cr/contenido/wp-content/uploads/2017/11/Ecologia-Basada-en-Zonas-de-Vida-Libro-IV.pdf>
- Hussein, A., & Scholz, M. (2018). Treatment of artificial wastewater containing two azo textile dyes by vertical-flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 6870–6889. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-017-0992-0>
- Ilyas, S. Z., Khattak, A. I., Nasir, S. M., Qurashi, T., & Durrani, T. (2010). Air pollution assessment in urban areas and its impact on human health in the city of Quetta, Pakistan. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 12(3), 291–299. <https://doi.org/10.1007/s10098-009-0209-4>
- Imron, M. F., Kurniawan, S. B., Soegianto, A., & Wahyudianto, F. E. (2019). Phytoremediation of methylene blue using duckweed (*Lemna minor*). *Heliyon*, 5(8), e02206. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02206>
- Iturbe-Arguelles, R. (2010). *¿Qué es la biorremediación?* (Primera edición). Fundacion Telmex.
- Jaramillo-Gallego, M. L., Agudelo-Cadavid, R. M., & Peñuela-Mesa, G. A. (2016). Optimización del tratamiento de aguas residuales de cultivos de flores usando humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 34(1), 20–29. <https://doi.org/10.17533/UDEA.RFNSP.V34N1A03>
- Kishor, R., Purchase, D., Saratale, G. D., Saratale, R. G., Ferreira, L. F. R., Bilal, M., Chandra, R., & Bharagava, R. N. (2021). Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105012. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.105012>
- Krull, R., & Döpkens, E. (2004). Recycling of dyehouse effluents by biological and chemical treatment. *Water Science and Technology*, 49(4), 311–317. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0293>
- Kruskal, W. H., Wallis, W. A., & Kruskal, W. H. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *American Statistical Association*, 47(1), 583–621. <https://doi.org/10.2307/2280779>
- Lakshmi, K. S., Sailaja, V. H., & Reddy, M. A. (2017). Phytoremediation - A Promising Technique in Waste Water Treatment. *International Journal of Scientific Research and Management*, 5(06), 5480–5489. <https://doi.org/10.18535/ijstrm/v5i6.20>
- Levene, H. (1960). Robust Tests for Equality of Variances. In I. Olkin (Ed.), *Contributions to Probability and Statistics* (pp. 278–292). Stanford University Pres.
- Li, J., Luo, G., He, L. J., Xu, J., & Lyu, J. (2018). Analytical Approaches for Determining Chemical Oxygen Demand in Water Bodies: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 48(1), 47–65. <https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670>
- Li, M., Zhang, W., Xia, Y., & Gao, Y. (2011). Study on removal efficiencies of pollutant from constructed wetland in aquaculture waste water around Poyang Lake. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 2444–2448. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.380>
- Lucena, F., Duran, A. E., Morón, A., Calderón, E., Campos, C., Gantzer, C., Skraber, S., & Jofre, J. (2004). Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *Journal of Applied Microbiology*, 97(5), 1069–1076. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02397.x>
- Magalhães, A. F., Ruiz, A. L. T. G., Flach, A., Faria, A. D., Magalhães, E. G., & Amaral, M. D. C. E. (2005). Floral scent of *Eleocharis elegans* (Kunth) Roem. & Schult. (Cyperaceae). *Biochemical Systematics and Ecology*, 33(7), 675–679. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2004.12.004>

- Ma, J., Wu, S., Shekhar, N. V. R., Biswas, S., & Sahu, A. K. (2020). Determination of Physicochemical Parameters and Levels of Heavy Metals in Food Waste Water with Environmental Effects. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/8886093>
- Maguiña-Castillo, L. F. (2017). Determinación de la capacidad fitorremediadora de *Lupinus mutabilis* Sweet “chocho o tarwi” en suelos contaminados con cadmio (Cd) [Universidad Ricardo Palma]. <https://1library.co/document/qo5m330y-determinacion-capacidad-fitorremediadora-lupinus-mutabilis-sweet-chocho-contaminados.html>
- Malik, A., & Khan, S. (2014). Environmental deterioration and human health: Natural and anthropogenic determinants. *Environmental Deterioration and Human Health*, 1–421. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7890-0>
- Mejía, D., Zegarra, R., Astudillo, A., & Moscoso, D. (2018). Análisis de partículas sedimentables y niveles de presión sonora en el área urbana y periférica de Cuenca. *Revista de La Facultad de Ciencias Químicas*. <https://www.virtualpro.co/biblioteca/analisis-de-particulas-sedimentables-y-niveles-de-presion-sonora-en-el-area-urbana-y-periferica-de-cuenca>
- Meng, X., Khoso, S. A., Jiang, F., Zhang, Y., Yue, T., Gao, J., Lin, S., Liu, R., Gao, Z., Chen, P., Wang, L., Han, H., Tang, H., Sun, W., & Hu, Y. (2020). Removal of chemical oxygen demand and ammonia nitrogen from lead smelting wastewater with high salts content using electrochemical oxidation combined with coagulation–flocculation treatment. *Separation and Purification Technology*, 235, 116233. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116233>
- Menezes, M. Â. de B. C., Falnoga, I., Šlejkovec, Z., Jaćimović, R., Couto, N., Deschamps, E., & Faganeli, J. (2020). Arsenic in sediments, soil and plants in a remediated area of the iron quadrangle, Brazil, and its accumulation and biotransformation in *eleocharis geniculata*. *Acta Chimica Slovenica*, 67(3), 985–991. <https://doi.org/10.17344/acsi.2019.5760>
- Montoya, J. I., Ceballos, L., Casas, J. C., & Morató, J. (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. *EIA*, 14, 75–84.
- Noreña-Acevedo, A. E., Osorio-Cortes, C. A., & Duran-Rivera, B. (2020). Evaluación de la remoción de color en efluentes de floricultura, por medio de la inmovilización del hongo *Orellana*. Universidad Católica de Oriente.
- Obando Arango, S., & Villegas, N. (2018). Estandarización de un método de laboratorio para la medición de la demanda béntica de oxígeno. *Revista Politécnica*, 14(27), 20–29. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v14n27a2>
- Olmos-Márquez, M. A., Ochoa-Rivero, J. M., Alarcón-Herrera, M. T., Santellano-Estrada, E., Vega-Mares, J. H., & Valles-Aragón, M. C. (2020). Performance of a pilot subsurface flow treatment wetland system, used for arsenic removal from reverse osmosis concentrate, in the municipality of Julimes, Chihuahua, Mexico. *Ingeniería y Universidad*, 24(1), 1–16. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.iued24.ppsf>
- Osorio-Loaiza, M. (2022). Perfil de Desarrollo Subregional Subregión Occidente de Antioquia. In Universidad de Antioquia (Vol. 15, Issue 6). https://ctpantioquia.co/wp-content/uploads/2023/11/Perfil-de-desarrollo-Occidente_compressed.pdf
- Padmavathiamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. *Water, Air, and Soil Pollution* 2007 184:1, 184(1), 105–126. <https://doi.org/10.1007/S11270-007-9401-5>
- Pandey, S. (2006). Water pollution and health. *Kathmandu University Medical Journal*, 4 NO. 1(13), 128–134.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pineda-Gómez, H. D., & Pimienta-Betancur, A. (2021). Recortes espaciales que configuran el Oriente antioqueño: de la región a la superposición de territorialidades. *Territorios*, 45, 41–62. <https://doi.org/10.12804/revistas.urosario.edu.co/territorios/a.9946>
- Postolache, O. A., Girão, P. M. B. S., Pereira, J. M. D., & Ramos, H. M. G. (2007). Multibeam optical system and neural processing for turbidity measurement. *IEEE Sensors*, 7(5), 677–684. <https://doi.org/10.1109/JSEN.2007.894896>
- Ratna, A., & Padhi, B. (2012). Pollution due to synthetic dyes toxicity & carcinogenicity studies and remediation. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(3), 940–955. <https://doi.org/10.6088/ijes.2012030133002>
- Reichenauer, T. G., & Germida, J. J. (2008). Phytoremediation of Organic Contaminants in Soil and Groundwater. *ChemSusChem*, 1(8–9), 708–717. <https://doi.org/10.1002/CSSC.200800125>
- Roy-Choudhury, A. K. (2013). Green chemistry and the textile industry. *Textile Progress*, 45(1), 3–143. <https://doi.org/10.1080/00405167.2013.807601>
- Saier, M. H., & Trevors, J. T. (2010). Phytoremediation. *Water Air and Soil Pollution*, 205(SUPPL.1), 2008–2010. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9673-4>
- Sanchez-Ortiz, C. (2022, August 6). La importancia del agua para la vida. <https://www.cespt.gob.mx/informa/importanciaagua.aspx>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591. <https://doi.org/10.2307/2333709>

Sharma, P. (2021). Efficiency of bacteria and bacterial assisted phytoremediation of heavy metals: An update. *Bioresource Technology*, 328, 124835. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124835>

Sonune, A., & Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167(1–3), 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.113>

Sumiahadi, A., & Acar, R. (2018). A review of phytoremediation technology: Heavy metals uptake by plants. *Earth and Environmental Science*, 142(1), 012023. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/142/1/012023>

Susarla, S., Medina, V. F., & McCutcheon, S. C. (2002). Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18(5), 647–658. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00026-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00026-5)

Team, R. C. (2021). R: A language and environment for statistical computing (3.3.0). R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>.

Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L., & Ghrabi, A. (2007). Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *Journal of Hazardous Materials*, 140(1–2), 316–324. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.023>

Wilcoxon, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. *Journal of Economic Entomology*, 1(6), 80–83. <https://doi.org/10.1093/jee/39.2.269>.

Wang, J., Zhang, Q., Zhang, Y. N., Fu, M., Ding, Y., Gao, X., ... & Bai, S. (2023). Efficient removal mechanism of an electrical conductivity-enhanced constructed wetlands under particle accumulated conditions. *Journal of Cleaner Production*, 411, 137257. doi: 10.1016/j.jclepro.2023.137257.

Qomariyah, S., Utomo, B., & Wahyudi, A. H. (2022, July). Constructed wetlands with *Cyperus alternifolius* as a sustainable solution for household greywater treatment. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1065, No. 1, p. 012025). IOP Publishing. doi: 10.1088/1755-1315/1065/1/012025.

Idris, N. N., Chua, L. H., Mustaffa, Z., Das, S., & Takaijudin, H. (2024). A review study on the association between hydraulic performance and treatment effectiveness in free surface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 203, 107258. doi: 10.1016/j.ecoleng.2024.107258.