



**EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO BASADO EN LA NATURALEZA
PARA LA REMOCIÓN DE PESTICIDAS ASOCIADOS A UNA FUENTE DE
CONTAMINACIÓN DIFUSA**

**DANIELA MONTOYA CÁSERES
MARIAN VALERIA OBREGON ARISMENDI**

**Director
Ph.D. CARLOS ARTURO MADERA PARRA**

**Codirector
Ph.D. ELIANA MARCELA JIMÉNEZ BAMBAGUÉ**

**Programa Académico Ingeniería Sanitaria y Ambiental
Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente
Facultad de Ingeniería
Universidad del Valle
Santiago de Cali
2025**

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestros padres y familiares por su apoyo incondicional y por las palabras de aliento.

Agradecemos a la Universidad del Valle y al proyecto “Contribuir a la recuperación de la cuenca alta del Río Cauca como sistema socio-ecológico mediante el mejoramiento de la calidad del agua a través de la mitigación de la contaminación puntual y difusa”, gracias al cual fue financiado nuestro trabajo de investigación y se nos brindaron las herramientas necesarias para el desarrollo de la tesis y la ejecución de este estudio.

Agradecemos, de la manera más sincera a la profesora Eliana Jiménez por su acompañamiento durante todo el proceso investigativo de este trabajo; desde soportar las elevadas temperaturas en RUT, hasta las observaciones para mejorar el presente documento.

Agradecemos al profesor Carlos Madera por su confianza y permitirnos participar en este proyecto, así como la revisión de este trabajo.

Agradecemos al profesor Jaime Mosquera, por dirigir y dedicar toda su paciencia y buena disposición en el análisis estadístico de este proyecto.

Agradecemos a nuestros compañeros y amigos por su cálido acompañamiento en este proceso.

¡Gracias!

DEDICATORIA

A mi mamá, por ser siempre la luz de mi camino y demostrarme cada día que la dedicación es una de las mayores virtudes, y ser el ejemplo de que con trabajo y esfuerzo se logran los sueños. A mi abuela, por su apoyo incondicional y hacerme sentir la niña más querida de este planeta. Y a Melody, por haberme acompañado durante tantas madrugadas.

A mi mamá por haber sido mi pilar más firme a lo largo de este camino, por brindarme su apoyo constante y por recordarme la importancia de la perseverancia para alcanzar las metas, su presencia y palabras de ánimo fueron claves para seguir adelante y completar el ciclo. A mi compañera por su apoyo y compañía, no solo en el trabajo de grado, si no en mi etapa universitaria.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	7
2. OBJETIVOS	9
2.1. Objetivo general.....	9
2.2. Objetivos específicos	9
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	10
4. JUSTIFICACIÓN	12
5. MARCO TEÓRICO.....	14
5.1. Tipos de contaminación	14
5.1.1. Puntual.....	14
5.1.2. Difusa.....	14
5.1.3. Escorrentía agrícola.....	14
5.2. Pesticidas	15
5.3. Soluciones basadas en la naturaleza	19
5.4. Humedales construidos.....	19
5.4.2. Componentes de los humedales construidos.....	21
5.4.3. Parámetros de operación	23
5.4.4. Eliminación de contaminantes	23
5.5. Índice de amenaza ecológica	25
6. ANTECEDENTES	26
7. METODOLOGÍA.....	31
7.1. Zona de estudio	31
7.2. Humedal subsuperficial de flujo horizontal.....	32
7.3. Metodología Objetivo 1	34
7.3.1. Medición de pesticidas	34
7.3.2. Medición de parámetros de seguimiento.....	35
7.3.3. Medición de parámetros in situ	36
7.3.4. Seguimiento a especies macrófitas.....	36
7.4. Metodología Objetivo 2: Índice de amenaza ecológica	38
8. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	40
8.1. Comportamiento de parámetros in-situ del humedal construido	40
8.2. Comportamiento de la eliminación de materia orgánica en el humedal.....	52
8.3. Adaptación de especies macrófitas	56
8.4. Eliminación de pesticidas	61
8.5. Evaluación del índice de amenaza ecológica	69

9. CONCLUSIONES.....	72
10. RECOMENDACIONES.....	74
11. REFERENCIAS.....	75

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1.....	15
Figura 2.....	20
Figura 3.....	21
Figura 4.....	24
Figura 5.....	24
Figura 6.....	31
Figura 7.....	32
Figura 8.....	33
Figura 9.....	34
Figura 10.....	35
Figura 11.....	37
Figura 12.....	38
Figura 13.....	40
Figura 14.....	41
Figura 15.....	43
Figura 16.....	44
Figura 17.....	46
Figura 18.....	47
Figura 19.....	48
Figura 20.....	50
Figura 21.....	51
Figura 22.....	52
Figura 23.....	54
Figura 24.....	55
Figura 25.....	56
Figura 26.....	59
Figura 27.....	60
Figura 28.....	60
Figura 29.....	61
Figura 30.....	62
Figura 31.....	64
Figura 32.....	65
Figura 33.....	66
Figura 34.....	67

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1.....	16
Tabla 2.....	18
Tabla 3.....	25
Tabla 4.....	26
Tabla 5.....	33

Tabla 6.....	36
Tabla 7.....	36
Tabla 8.....	37
Tabla 9.....	38
Tabla 10.....	58
Tabla 11.....	61
Tabla 12.....	69
Tabla 13.....	69

RESUMEN

Los pesticidas comprenden un grupo de agroquímicos utilizados para mejorar el rendimiento de cultivos en el sector agrícola, los cuales surgen como una solución ante la creciente demanda para la producción de alimentos, no obstante, estos compuestos terminan en diferentes cuerpos hídricos, alterando su calidad fisicoquímica y microbiológica. Bajo esta premisa, la implementación sistemas basados en la naturaleza (SbN) son una alternativa viable para su remoción y/o degradación, pues estos sistemas son considerados de bajo costo y pocos requerimientos operacionales. Es por ello que, en el presente trabajo de investigación, se llevó a cabo la evaluación de un humedal construido de flujo horizontal subsuperficial a escala piloto para la remoción de pesticidas, plantado con 3 especies macrófitas: *Heliconia Psittacorum*, *Colocasia Esculenta* y *Sagittaria Latifolia*, las cuales demostraron buena aclimatación y resiliencia a las condiciones ambientales y la calidad del agua del canal de descarga de ASORUT. Este canal recibe las aguas de escorrentía del distrito de riego de ASORUT, el cual cuenta con un área 10000 Ha y está ubicado en los municipios de Rodanillo, La Unión y Toro en el Valle del Cauca.

El humedal fue alimentado de forma semicontinua, tres días a la semana en un periodo de 20 semanas. A partir de una priorización se seleccionaron cinco pesticidas con la mayor frecuencia de detección en el canal de descarga, monitoreados mediante muestreadores pasivos que fueron dispuestos en las cámaras de entrada y salida con intervalos de 2 semanas para luego ser analizados mediante cromatografía de gases. Los pesticidas seleccionados fueron metalaxil, 2-fenilfenol, bifenilo y 3,4-dicloroanilina, los cuales reportaron eficiencias de eliminación en el humedal de 32,72%, 23,43%, 21,49%, 16,67% y -6,73%, respectivamente. Se encontró que su eficiencia de eliminación por parte del sistema podía estar asociada a sus características fisicoquímicas, no obstante, se demostró que esta también se vio fuertemente influenciada por el régimen hidrológico de la zona objeto de estudio. Su determinación también fue clave para el cálculo del índice de amenaza ecológica (HQ), evidenciado que no se esperan afectos adversos para algunos pesticidas y un nivel bajo de riesgo para otros.

Por otro lado, el régimen de flujo demostró ser uno de los principales parámetros de influencia sobre el sistema, pues este reportó eficiencias de 20,77% para DQO y 14,40% para el COD, debido a que la acumulación de los pesticidas durante los días en que no se alimentó el sistema permitió su posible transformación en metabolitos tóxicos para el microbiota presente, la cual tampoco encontró suficiente fuente de alimento debido al flujo semicontinuo. No obstante, logró garantizarse un pH óptimo para su desarrollo, así como la prevalencia de un medio oxidativo debido a la buena transferencia de oxígeno desde las raíces de las macrófitas.

Palabras clave: pesticidas, sistemas basados en la naturaleza, humedal construido, macrófitas, contaminación difusa.

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento poblacional ha incrementado la demanda sobre los recursos hídricos y la producción de alimentos, siendo la agricultura un sector económico altamente dependiente del agua, con un requerimiento de hasta el 70% del agua que se extrae en el mundo (Banco Mundial, 2022). Además, para abastecer a la población actual y los patrones de consumo cambiantes de la sociedad, la aplicación de compuestos químicos tales como fertilizantes y pesticidas es una práctica común para el mejoramiento del rendimiento en los cultivos y el control biológico (Molina, 2021). Sin embargo, estos compuestos terminan en las fuentes hídricas, ocasionando su contaminación y generando consecuencias negativas en el ambiente y en la salud de los individuos, debido a su uso continuo y resistencia en el ambiente (Taheran *et al.*, 2018).

La presencia de pesticidas en las fuentes hídricas se debe a su movimiento en el ambiente, donde, por medio de la escorrentía agrícola, pueden ser arrastrados hasta fuentes subterráneas por infiltración o hasta fuentes superficiales por lixiviación (Sasakova *et al.*, 2018). Esto provoca que los requerimientos tecnológicos para su tratamiento sean mayores, poniendo en riesgo a las poblaciones que dependen de su consumo para el desarrollo de sus actividades (Gebru & Werkneh, 2023).

Esta situación representa uno de los principales desafíos de la sociedad actual, debido a que el agua desempeña un papel fundamental e indispensable como recurso vital para todos los seres vivos, al brindar diferentes servicios ecosistémicos necesarios para la supervivencia (Banco Mundial, 2023). Un ejemplo notable es la contribución de los ríos, cuyo funcionamiento nos ayuda, no solo en la mitigación de diversos desafíos, sino que también facilita la obtención de dichos servicios ecosistémicos como el suministro del agua para los seres humanos, autopurificación, control de inundaciones y hábitat de vida silvestre (Encalada, 2010; Hernández & Nélida, 2018).

De modo que, el tratamiento de estas fuentes de contaminación es vital para la conservación de los recursos hídricos, para lo cual diferentes investigaciones han reportado la implementación de sistemas de tratamiento basados en la naturaleza, como una alternativa factible, los cuales han demostrado ser eficientes para tal fin, destacando entre ellos a los sistemas de humedales construidos (HC) (Pavlidis *et al.*, 2022). De estos también se resalta su fácil operación y poco o nulo requerimiento energético como principales ventajas (Choi *et al.*, 2018). Estos sistemas cuentan con diferentes subdivisiones, de los cuales los HC de flujo horizontal subsuperficial destacan por su buena conservación de temperatura y una circulación del agua dentro del sistema de manera más eficiente, mejorando así la hidráulica de este, además de que se pueden integrar de manera fácil en el paisaje de su entorno (Pozo-Morales *et al.*, 2013; Arteaga-Cortez *et al.*, 2019).

Aunque la aplicación de HC en el tratamiento de diversos contaminantes es amplia, se considera que aún hay limitaciones en las investigaciones sobre el tratamiento de la contaminación difusa proveniente de la escorrentía agrícola, lo cual se asocia a su estacionalidad, variabilidad inherente y las diferentes fuentes que le dan origen (FAO, 2018). Por tanto, un gran número de investigaciones previas se han realizado usando muestras sintéticas que simulan la presencia de pesticidas. Por ejemplo, las investigaciones de Zhao *et al.* (2014) reportan eficiencias superiores al 85% para un sistema a escala de laboratorio

mientras que la de Echeverri & Peñuela (2013) evidencian eficiencias de hasta el 98% para un sistema a escala piloto, ambos tratando muestras sintéticas.

En Colombia, el Distrito de Riego y Adecuación de Tierras ASORUT, ubicado en los municipios de Roldanillo, La Unión y Toro en el departamento del Valle del Cauca, representa una de las principales fuentes de alimentos en el occidente colombiano, destacándose por sus cultivos de granos, frutas y hortalizas (ASORUT, 2020). Las plantaciones en el distrito emplean agroquímicos con el propósito de controlar y mejorar la calidad de sus cultivos, lo que resulta en la descarga de compuestos contaminantes al río Cauca a través de la contaminación difusa (Toro, 2021).

El río Cauca es una de las fuentes hídricas de mayor importancia a nivel nacional, pues en su recorrido desde su nacimiento en el cerro El Español en el departamento del Cauca, hasta su desembocadura en el río Magdalena en el departamento de Bolívar, atraviesa nueve departamentos (CONPES 3624, 2009). Esto lo convierte en el actor principal en el desarrollo económico de estas regiones, no obstante, su calidad se ve deteriorada por la descarga de diferentes fuentes de contaminación, puntuales y difusas, esta última se ha asociado a la presencia de diferentes pesticidas producto de la escorrentía agrícola (Toro, 2021).

Es así como evaluar alternativas capaces de tratar este tipo de contaminación se convierte en un eje de acción crucial para evitar que las fuentes superficiales sigan deteriorándose, afectando a las poblaciones que se abastecen de ellas. Por lo tanto, en la presente investigación se llevó a cabo la evaluación de un sistema basado en la naturaleza por medio de un humedal subsuperficial de flujo horizontal como alternativa de tratamiento para la eliminación de pesticidas provenientes de la contaminación difusa de la escorrentía agrícola de los diferentes cultivos asentados en el Distrito de Riego y Adecuación de Riego ASORUT.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

- Evaluar un humedal construido subsuperficial de flujo horizontal como sistema de tratamiento basado en la naturaleza a escala piloto para la eliminación de pesticidas provenientes de contaminación difusa.

2.2. Objetivos específicos

- Evaluar la capacidad de un humedal construido subsuperficial de flujo horizontal para la eliminación de cinco pesticidas priorizados de acuerdo con la concentración y frecuencia de detección en la zona de estudio.
- Evaluar el efecto del humedal construido en la disminución de la amenaza ecológica asociada a los pesticidas.

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La agricultura representa una de las principales fuentes de contaminación hídrica a nivel mundial (FAO, 2018; Evans *et al.*, 2019). De manera histórica, este sector ha sido pilar en el desarrollo de las naciones y transformación de los territorios rurales (Perfetti *et al.*, 2013). Sin embargo, el acelerado crecimiento poblacional y los cambios actuales sobre la dieta alimenticia han generado una fuerte demanda hacia el sector, el cual ha respondido con un incremento en el uso de agroquímicos, entre ellos los pesticidas como medida de control biológico (Perfetti *et al.*, 2013; SADER, 2019).

Los agroquímicos son compuestos orgánicos e inorgánicos utilizados en el sector agrícola para mejorar la producción en cultivos, ya sea por medio de fertilizantes o de pesticidas (Guzmán-Plazola *et al.*, 2016). Mientras que los fertilizantes son usados con el objetivo de generar un aporte nutricional a los suelos y así mejorar el crecimiento de los cultivos, de acuerdo con el ICA (2003), los pesticidas pertenecen al grupo de los plaguicidas, los cuales son empleados con el fin de prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, ya sea de plantas, hongos y/o animales (insectos) que puedan interferir en los procesos agrícolas (Bhandari, 2014).

La clasificación de los diferentes pesticidas o plaguicidas se da según el grupo químico al que pertenezcan, por ejemplo, los insecticidas pueden clasificarse como clorados, piretroides, organofosforados, carbamatos, benzoilureas y nitroguanidinas según su grupo químico, mientras que los fungicidas se clasifican en Metoxiacrilatos, Triazoles, Bencimidazoles, Derivado del benceno y Ditiocarbamato, y los herbicidas en sulfitos, imidazolinonas, Triazinas, Acetanilidas, Derivados benzoicos, Benzonitrilos y Diazinas (CVC & Universidad del Valle, 2022). De acuerdo con su composición, y dado el objetivo de su uso, este tipo de compuestos se consideran importantes en la categoría de contaminantes emergentes, los cuales pueden encontrarse en distintos medios gracias a la escorrentía agrícola, siendo esta un tipo de contaminación difusa, donde las fuentes hídricas superficiales actúan como receptoras de la contaminación.

Una vez estos contaminantes llegan a las fuentes superficiales, se pueden desencadenar diferentes impactos y alteraciones en las propiedades fisicoquímicas del medio acuoso (Kaushal *et al.*, 2018; Evans *et al.*, 2023). Entre otros impactos se encuentran los del tipo social, los cuales se ven reflejados en una latente escasez del recurso hídrico que limita su uso, dada su pobre calidad fisicoquímica y microbiológica (Biswas *et al.*, 2012).

En cuanto a los impactos sobre la salud pública, se reporta que la bioacumulación de estos compuestos en plantas y tejidos animales, y su posterior consumo humano, generan enfermedades del tipo crónicas y agudas (Lai, 2017; Meneses, 2022). La exposición de pesticidas puede ocasionar diferentes tipos de cáncer, parkinson, alzheimer, asma, alergias, trastornos del desarrollo, trastornos hormonales y esterilidad; además, de efectos neurológicos como pérdida de memoria, pérdida de coordinación y disminución de la capacidad visual (Pardo, 2017; Lai, 2017). En el caso de los herbicidas como el glifosato, puede causar encefalopatía, malformaciones congénitas, autismo y distintos tipos de cáncer; sumado a ello, impacta el sistema nervioso, digestivo, cardiovascular, hepático, reproductivo e inmunológico (Meneses, 2022).

En Colombia, el río Cauca representa una de las principales fuentes hídricas para la población aledaña, proporcionando diferentes servicios ecosistémicos, por lo cual en el año 2019 fue declarado río sujeto de derechos mediante la sentencia T-038 (Corte Constitucional, 2019). No obstante, en su paso de sur a norte del país, ha visto vulnerado por diferentes fuentes de contaminación, entre ellas la originada por la escorrentía agrícola. Se reporta que anualmente recibe alrededor de 2500 toneladas de pesticidas, dando lugar a la presencia de diferentes compuestos como el insecticida metomil (carbamato), atrazina, glifosato, entre otros, (Tobar, 2011; Jiménez & Soto, 2014; Bueno-Zabala *et al.*, 2014; Echeverri-Sánchez *et al.*, 2016; Sarria-Villa *et al.*, 2023). Además, en la investigación realizada por Toro (2021), se encontró la presencia de pesticidas que han sido prohibidos en Colombia, tales como el DDT, Metoxicloro, α -HCH, β -HCH, Lindano, Heptacloro, Endrín, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD, con concentraciones más altas en el área aferente a las descargas no puntuales de cultivos de caña de azúcar.

Lo anterior pone en evidencia la necesidad de implementar sistemas de tratamiento que logren eliminar o minimizar dichos contaminantes, para lo cual se han encontrado experiencias de aplicación de Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN). Por medio de este tipo de sistemas de tratamiento se ha buscado hacer símil a los procesos que se dan de forma natural en el ambiente, y dentro de las tecnologías propuestas se encuentran los humedales construidos, lagunas de estabilización, lagunas algales, entre otros, los cuales presentan como principales ventajas su bajo costo de implementación y altas eficiencias reportadas para países tropicales (Peña & Lara, 2012).

En Colombia, Barba *et al.* (2009) evaluó la eficiencia de un humedal subsuperficial de flujo horizontal para la eliminación de plaguicidas con una muestra de agua sintética con la mezcla de Diurón, Ametrina y 2,4-D, encontrando eficiencias de hasta 35.4%, mientras que la investigación de Arriaga (2012), reporta eficiencias superiores al 55% para el SBN.

La zona de estudio correspondiente al Distrito de Riego y Adecuación de Tierras ASORUT abarca un área de 11,000 ha donde se encuentran cultivos de caña de azúcar en más de la mitad de su extensión, representando un 52.73%, seguido por maíz (21.26%), VID (4.89%), por lo que el 21.12% corresponden a demás frutas, verduras y hortalizas. Este distrito de riego es de gran importancia para el desarrollo económico de la región, sin embargo, se ha reportado también que estas actividades generan estrés sobre el río Cauca. Algunos estudios previos se ha reportado el uso común de pesticidas tales como el Diurón, Ametrina y 2,4-D, donde este último compuesto es objeto de prohibición en Europa debido a sus impactos sobre la salud, sin embargo, en Colombia su implementación no presenta restricciones (Barba *et al.*, 2009; Arriaga, 2012; Toro, 2021).

En la actualidad, ASORUT actúa potencialmente como gran emisor de la contaminación difusa proveniente del uso de agroquímicos, especialmente pesticidas, los cuales son vertidos hacia el río Cauca mediante el sistema de drenaje, el cual recibe la escorrentía agrícola de los diferentes cultivos de este sector productivo. Los pesticidas, así como otros compuestos presentes en la escorrentía agrícola, generan detrimento en la calidad del río, su uso conlleva impactos negativos en la salud de quienes los manipulan y en la biodiversidad de este recurso, de allí que sea imprescindible tratar este tipo de contaminación.

4. JUSTIFICACIÓN

La escorrentía agrícola es una de las diferentes fuentes de contaminación difusa, donde el arrastre de agroquímicos (pesticidas y fertilizantes) puede ocasionar su presencia en diferentes fuentes superficiales, donde los constituyentes de estos contaminantes contribuyen a la degradación del ecosistema, generan toxicidad en la fauna y flora acuática (FAO, 2018); además, desde la salud pública, se han establecido relaciones entre pesticidas y diferentes enfermedades (Meneses, 2022).

En Colombia, el Distrito de Riego y Adecuación de Tierras ASORUT es una zona de producción de insumos agrícolas y, además, opera como un sistema de suministro de agua para riego, drenaje y control de inundaciones (ASORUT, 2020). Sin embargo, las plantaciones en el distrito emplean agroquímicos con el propósito de controlar y mejorar la calidad de sus cultivos, lo que resulta en la descarga de compuestos contaminantes presentes en el río Cauca a través de la contaminación difusa (Toro, 2021). Una situación que previamente fue identificada en el CONPES 3624 (2009), donde se indicó que una de las principales problemáticas que afronta el río Cauca, es la contaminación difusa proveniente de la escorrentía agrícola.

Diversos estudios han demostrado la presencia de agroquímicos a lo largo del río Cauca, en la matriz líquida y en sus depósitos sedimentarios. Se han caracterizado agroquímicos como la atrazina, glifosato, metomil y DDT, todos pesticidas. El DDT fue prohibido en Colombia por motivos sanitarios (Bueno-Zabala *et al.*, 2014; Toro, 2021), lo cual plantea una necesidad inminente frente a la implementación de alternativas de tratamiento para este tipo de contaminación. Es por lo que en la presente investigación se realizó la evaluación de un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal como sistema basado en la naturaleza para la remoción de pesticidas de la escorrentía agrícola originada en el Distrito ASORUT.

La elaboración de esta investigación permitirá proporcionar información relacionada con el tipo de compuestos químicos que son vertidos al río Cauca desde el Distrito ASORUT, la cual será de utilidad para las entidades gubernamentales y partes interesadas por el distrito, pues por medio de la recopilación de información sobre la caracterización de los diferentes agroquímicos empleados en los cultivos de la zona de estudio se podrá generar su reconocimiento, cumplimiento o incumplimiento de la normatividad, y los posibles efectos que estos puedan traer sobre la salud pública de las poblaciones en el área de influencia, además de las afectaciones que estos traen sobre el ambiente, lo cual estará determinado por el índice de amenaza ecológica que genere cada compuesto. Así mismo, se generará un reconocimiento sobre las prácticas agrícolas actuales, lo cual permitirá a las autoridades competentes generar mejoras sobre las mismas.

Se espera que la implementación de un humedal subsuperficial de flujo horizontal contribuya a mitigar la contaminación por pesticidas que drenan hacia el río Cauca, favoreciendo así a su preservación y protección, reconociendo su importancia como fuente abastecedora de los nueve departamentos que atraviesa a lo largo del país (Cauca, Valle del Cauca, Quindío, Risaralda, Caldas, Antioquia, Córdoba, Sucre y Bolívar), donde es utilizado para el desarrollo de diferentes actividades, tales como la generación de energía, extracción de minerales del lecho, uso del agua para diferentes propósitos (agrícola, doméstico e industrial) y hasta drenaje de aguas residuales (DAGMA, 2006; Pérez *et al.*, 2015; Duque, 2019).

Además, el río Cauca desempeña un papel fundamental en el desarrollo de la actividad biológica de la fauna y flora, siendo así un ente regulador de los ciclos biogeoquímicos (CVC, 2001; Duque, 2019). Por todo ello, su valor ecosistémico ha sido merecedor de la sentencia T038 de 2019, por medio de la cual el Tribunal Superior de Medellín lo declaró como sujeto de derechos para su protección y recuperación. Por otra parte, este río abastece a múltiples poblaciones a lo largo de su recorrido, por lo que es necesario reconocer los diferentes impactos del tipo social que la contaminación difusa por escorrentía agrícola puede traer para las mismas, donde la caracterización de los diferentes compuestos drenados es esencial para establecer los requerimientos tecnológicos para su tratamiento de potabilización, pues su uso para consumo humano representa el 29% (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021).

De modo que, por medio de esta investigación, se pretende aportar al conocimiento técnico referente a la operación de sistemas de humedal construido horizontal subsuperficial a escala piloto, empleado como SBN, para el tratamiento de una fuente de contaminación difusa con una muestra de escorrentía agrícola extraída directamente desde el canal interceptor de descargas de riego del conglomerado de ASORUT, con el objetivo de analizar su eficiencia en remoción de los pesticidas metalaxil, bifenilo, 2-fenilfenol, 3,4-dicloroanilina y difenilamina, reconociendo que este tipo de contaminación puede arrastrar consigo otro tipo de compuestos que pueden alterar las condiciones de operación del sistema y la eficiencia del mismo, siendo así imprescindible determinar la efectividad de la tecnología de tratamiento.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. Tipos de contaminación

La contaminación se define como cualquier tipo de alteración que pueda provocar efectos negativos en el entorno, incluyendo la salud humana, la flora y fauna, así como el equilibrio de los ecosistemas. En el ecosistema, las fuentes hídricas se destacan por ser receptoras de contaminación, siendo afectadas por descargas tanto puntuales como difusas.

5.1.1. Puntual

La contaminación puntual se caracteriza por descargas fácilmente identificables como aquellas que provienen de tuberías y canales, lo que simplifica su reconocimiento y caracterización. El monitoreo de este tipo de contaminación es más sencillo y eficaz, lo que facilita su vigilancia y regulación (Bravo *et al*, 2009; OECD, 2017).

5.1.2. Difusa

La contaminación difusa, también conocida como contaminación no puntual, son las descargas que se generan sin conocimiento preciso de su origen, el responsable de la contaminación o su contribución específica. Son difíciles de gestionar y controlar debido a la falta de observabilidad y cuantificación a costos razonables, así como la dificultad para monitorearla, ya que la identificación del responsable de la descarga es complicada y la falta de información, generalmente, no está disponible, lo que se traduce a mayores costos y a la necesidad de observancia obligatoria (Bravo *et al*, 2009; OECD, 2017). Un ejemplo de actividades que generan contaminación difusa son la ganadería y la agricultura, siendo este último el mayor generador de este tipo de contaminación (Aguilar & Pérez, 2007; OECD, 2017).

5.1.3. Escorrentía agrícola

La estrecha relación entre el suelo y el agua está claramente representada por el ciclo hidrológico. Desde hace varios años la intensificación en el sistema productivo agrícola ha demandado el uso de diferentes compuestos como pesticidas y fertilizantes, así como granos para la siembra de cultivos (FAO, 2019). Diversas sustancias aplicadas en el suelo pueden llegar al medio acuático por medio de la irrigación de plantaciones. Las cuales finalmente son descargadas a las corrientes superficiales y/o las aguas subterráneas, a través de la infiltración (Tiryaki & Temur, 2010).

Algunos de los procesos de transformación que sufren los pesticidas en el suelo se presentan en la *Figura 1*. Estos pueden ser tanto físicos como químicos y biológicos, donde se da lugar a procesos como la adsorción y absorción por parte de las raíces de la vegetación presente y de los materiales que componen el suelo, así como bioconcentración en el medio por acumulación en las plantas, degradación gracias a la actividad biológica y volatilización en la atmósfera, logrando que se transporten dada la propagación del viento (Sarmah *et al.*, 2004; Tiryaki & Temur, 2010; CVC & Universidad del Valle, 2022). Por otro lado, la erosión del suelo también puede provocar el transporte de sedimentos en el agua, dentro de los cuales puede haber diferentes contaminantes contenidos en los mismos (Guevara, 2016).

Figura 1.**Comportamiento de pesticidas en el ambiente**

Nota. Adaptado de CVC & Universidad del Valle. (2022).

Algunos de los efectos por escorrentía agrícola sobre fuentes hídricas son la eutrofización, debido al incremento de nutrientes (provenientes de los fertilizantes), y particularmente de nitrógeno, pues el fósforo se encuentra unido a los componentes del suelo, sin embargo, este último es fácilmente encontrado cuando se trata de contaminación por procesos erosivos (Khan & Mohammad, 2013). Esta problemática es reconocida como una de las principales amenazas sobre la seguridad del agua, debido al incremento excesivo en el crecimiento de algas y otras plantas acuáticas (Huang *et al.*, 2017). Mientras que los efectos asociados a la presencia de pesticidas pueden ser tanto del tipo ambiental como social, incrementando la inseguridad hídrica debido a estos tóxicos.

5.2. Pesticidas

Un pesticida, también llamado plaguicida, se refiere a una sustancia o combinación de sustancias diseñadas para prevenir, destruir o controlar cualquier plaga o agente perjudicial para las plantas. Entre las principales plagas se encuentran las especies vegetales no deseadas (malezas), agentes patógenos (hongos, virus y bacterias) y organismos nocivos o indeseables (insectos), que causan daño e interfieren de alguna manera en la producción o comercialización de alimentos y productos agrícolas (Barutal & Berenguer, 1983; Bedmar *et al.*, 2011; CVC & Universidad del Valle, 2022).

Dado que los insectos, los hongos y la maleza son los principales problemas para los cultivos (Bedmar *et al.*, 2011), entre las clasificaciones de los pesticidas se encuentra su grupo químico dividiéndose en distintas categorías. Entre ellas se encuentran los insecticidas, que son efectivos contra los insectos y están subdivididos en clorados, organofosforados, carbamatos, piretroides, nitroguanidinas y benzoilureas; los fungicidas, que se aplican para combatir infestaciones de hongos y están clasificados en metoxiacrilatos, triazoles, bencimidazoles, derivado del benceno y ditiocarbamato; y herbicidas, utilizados para eliminar las malezas y se encuentra dividido en sulfitos, imidazolinonas, triazinas, acetanilidas, derivados benzoicos, benzonitrilos y diazinas (Ramiro, 2014; Amigos de la Tierra *et al.*, 2023).

En la *Tabla 1*, se encuentra una lista de algunos de los pesticidas más usados en Colombia y Valle del Cauca con sus respectivos efectos sobre la salud y el medio ambiente.

Tabla 1

Pesticidas usados en Colombia y Valle del Cauca

Grupo	Pesticida	Efecto en la salud	Efecto en el ambiente
Herbicida	Glifosato (Fosfonoglicina)	Tóxico para los mamíferos. Irritante para la piel, los ojos y el tracto respiratorio. Cancerígeno. Parkinson	Tóxico para las aves, la mayoría de los organismos acuáticos, las abejas, las algas y las lombrices. Afecta la biota del suelo y altera los procesos vegetales. Degradación del suelo
	2,4-D	Tóxico para los mamíferos, incidencia en tumores malignos. Irritante para los ojos y la piel. Parkinson	Tóxico para la biota del suelo, peces, crustáceos y aves
	Atrazina	Altera el funcionamiento hormonal, neurotóxico	Contaminación de las napas freáticas y tóxico para la biota del suelo, peces y algas
	Difenilamina (organonitrogenado)	Tóxico para el aparato digestivo, cardiovascular, renal y hepático. Puede causar metahemoglobinemia y congestión esplénica	Tóxico para peces, invertebrados y algas
	3,4-Dicloroanilina (organonitrogenado)	Carcinógeno y mutagénico, irritante para la piel y tracto respiratorio	Tóxico para fitoplancton, zooplancton, insectos, aves, anfibios y crustáceos
Insecticida	Metomil (carbamato)	Tóxico para los mamíferos e inhibidor de la acetilcolinesterasa	Tóxico para las aves, invertebrados, acuáticos y abejas, peces, lombrices y algas
	DDT (Clorado)	Cancerígeno, neurotóxico, disrupción endocrina	Baja tasa de degradación, tóxico para los organismos acuáticos, aves y lombrices
	Metoxicloro (Clorado)	Efecto en la reproducción y el desarrollo	Baja tasa de degradación, efectos

		sobre el sistema nervioso, la reproducción y desarrollo de los animales
	Lindano (Clorado)	Irritabilidad en los ojos y piel. alergénica, neurotóxico, cancerígeno
		Baja tasa de degradación, tóxico en organismos acuáticos, aves y lombrices.
	Bifentrina (Piretroide)	Tóxico para mamíferos, disruptor endocrino, neurotóxico y sensibilizante de la piel
		Toxicidad crónica en aves y daphnia, aguda en peces y crustáceos.
	Mancozeb (Carbamato)	Genera dificultades en la reproducción, sensibilizador de la piel e irritante para ojos y tracto respiratorio. Parkinson
		Tóxico para peces invertebrados acuáticos, algas, abejas y lombrices.
	Flutriafol (Triazol)	Efectos en la reproducción y el desarrollo, irritante de vías respiratorias, ojos y piel. Degeneración grasa del hígado.
		Tóxico para peces, aves, daphnia, abejas y lombrices
Fungicida	2-Fenilfenol (Organofosforado)	Corrosivo, daño caústico en ojo, piel, boca y tracto gastrointestinal. Neurotóxico.
		Tóxico para peces, crustáceos, algas y helechos acuáticos.
	Bifenilo (Organonitrogenado)	Neurotóxico, irritante para la piel, ojos y vías respiratorias.
		Tóxico para peces y daphnia
	Metalaxil (Metil éster)	Genotóxico, hepatotóxico, irritante para los ojos y la piel
		Tóxico para peces, crustáceos, aves, algas y helechos acuáticos.

Nota. Adaptado de PISSQ, 1993; ATSDR, 2002; Bedman *et al.*, 2011; González, 2015; CVC & Universidad del Valle, 2022; Amigos de la Tierra *et al.*, 2023; IRET, s.f.

Considerando los impactos negativos que los pesticidas generan, tanto en el medio ambiente como en la salud humana, es importante explorar alternativas para su tratamiento. Entre estas alternativas se encuentran las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) que se destacan por la eficiencia de remoción que ofrece para el tratamiento de este tipo de compuestos. Lo anterior, tiene la finalidad de disminuir los riesgos asociados a los pesticidas y el aprovechamiento de los beneficios inherentes de los SBN para un equilibrio sostenible entre la agricultura y el entorno.

5.2.1. Propiedades fisicoquímicas de pesticidas

La eliminación de contaminantes en un SBN está asociado a las condiciones hidráulicas, ambientales y a las características fisicoquímicos de los contaminantes a tratar. Para el caso de los pesticidas, así como otro tipo de contaminantes, se reportan propiedades que son de interés sanitario por el riesgo que representan a la salud pública, como lo es su tiempo de vida media (DT_{50}), este representa el tiempo que tarda en desaparecer ya sea del suelo o el agua en un 50% de su cantidad inicial, ya sea debido a su transformación por procesos biológicos o fisicoquímicos (University of Hertfordshire, 2024).

Dos de las propiedades físicas más importantes son la solubilidad y el coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}), siendo esta primera la capacidad que tiene una sustancia (también referida como soluto) de disolverse en un solvente, en este caso, agua (National Academy of Sciences, 2014), mientras que el coeficiente K_{ow} representa la razón entre la concentración de un compuesto en dos líquidos no mezclados, octanol y agua, de modo que aquellos que presenten un valor de K_{ow} alto son menos solubles en agua (características hidrofóbicas) y pueden acumularse en organismos vivos (FAO, 2000).

Otra propiedad asociada a la movilidad de los contaminantes en el ambiente es el coeficiente de partición suelo/agua (K_{oc}), el cual refiere a la relación entre la concentración de un compuesto en estado de adsorción (adherido a partículas del suelo) y la fase acuosa (disuelto en agua), de modo que, a menor K_{oc} , mayor será la concentración del compuesto en el agua, teniendo así mayor probabilidad de lixiviar hacia aguas subterráneas (FAO, 2000).

Para los contaminantes objeto de estudio en esta investigación, dichas propiedades se registran en la *Tabla 2*.

Tabla 2
Propiedades físicas y químicas de pesticidas evaluados.

Propiedad	Pesticida				
	Metalaxil	3,4-Dicloroanilina	Bifenilo	2-Fenilfenol	Difenilamina
Fórmula química	$C_{15}H_{21}NO_4$	$C_6H_5Cl_2N$	$C_{12}H_{10}$	$C_{12}H_{10}O$	$C_{12}H_{11}N$
Solubilidad en agua (mg/L)	8400	580	6.94	560	25.8
Coeficiente de partición suelo/agua (K_{oc}) (mg/L)	162	-	2085	-	4104
Coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow})	5.62×10^{01}	4.90×10^{02}	9.55×10^{03}	1.51×10^{03}	6.61×10^{03}
DT_{50} en agua	56	4.7	-	8.65	-
DT_{50} en suelo	36	33.4	3	0.14	-

Nota. Donde “-”: No Reportado. Tomado de IUPAC (2024a, b, c, d) y IUPAC. (2025).

5.3. Soluciones basadas en la naturaleza

El concepto de soluciones basadas en la naturaleza (SBN) apareció por primera vez en los años 2000's como alternativa ante problemáticas relacionadas con la agricultura, sin embargo, hoy en día es ampliamente usado para informar sobre políticas públicas de mitigación y la eterna discusión sobre la adaptabilidad al cambio climático (Potschin *et al.*, 2015; O'Hogain & McCarton, 2018).

No obstante, el concepto ha encontrado definiciones variadas según la literatura consultada. Por ejemplo, la Comisión Europea (2015) establece que el concepto de SBN *“se basa y apoya en otros estrechamente relacionados, como lo son el enfoque ecosistémico, servicios ecosistémicos, la adaptación y mitigación basada en los ecosistemas y la infraestructura verde y azul, por lo que incluye la aplicación innovadora del conocimiento sobre la naturaleza, inspirada y apoyada por la misma.”*

Por otro lado, visto desde la gestión del recurso hídrico, O'Hogain & McCarton (2018) definen a los SBN como sigue: *“las soluciones basadas en la naturaleza son tanto naturales como sistemas construidos, los cuales utilizan y refuerzan procesos de tratamiento físicos, químicos y microbiológicos. Dichos procesos forman los principios científicos y de ingeniería para el tratamiento del agua y aguas residuales, así como de infraestructura hidráulica. Los SBN pueden ser de bajo costo, requieren poca energía para su operación y mantenimiento, generan bajos impactos ambientales y proveen de valor agregado a través de beneficios que aportan a la humanidad, como lo son los servicios ecosistémicos. Estos beneficios incluyen biodiversidad, mitigación ante el cambio climático, restauración de ecosistemas, entre otros.”*

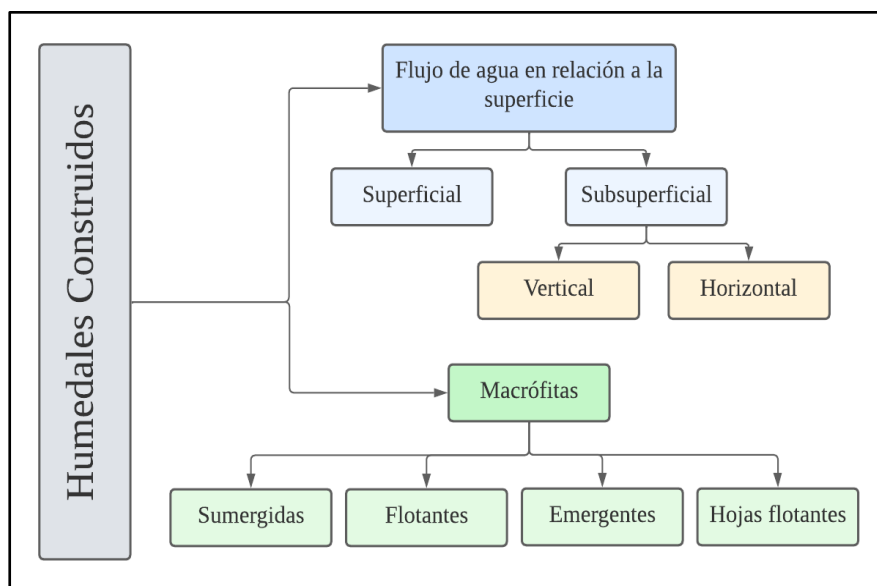
En ese sentido, una de las tecnologías más destacables en el marco de los SBN han sido los humedales construidos, empleados para el tratamiento de aguas residuales y escorrentía agrícola.

5.4. Humedales construidos

Los humedales han sido definidos por la Convención Ramsar (2016) como zonas donde el agua es el ente regulador del medio y la vida asociada a él, presentándose donde la capa freática se halla en la superficie terrestre o cerca de ella, o donde la tierra esté cubierta por aguas poco profundas, pudiendo ser de régimen natural o artificial. Por su parte, los humedales artificiales o construidos (HC) para el tratamiento de aguas residuales se han categorizado según el flujo, ya sea superficial o subsuperficial y, sobre estos últimos, se encuentra otra clasificación inmersa que es según el sentido del flujo, el cual puede ser vertical o horizontal; también se han clasificado según su vegetación, la cual puede ser flotante, emergente, sumergida o de hojas flotantes (Vymazal, 2010). La *Figura 2* ejemplifica las diversas clasificaciones.

Figura 2

Clasificación de humedales construidos.



Nota. Adaptado de Delgadillo *et al.* (2010) & Masharqa *et al.* (2023).

Estos sistemas han demostrado ser efectivos para el tratamiento de aguas residuales gracias a que permiten largos tiempos de retención y un área extensa de contacto de los sedimentos con el agua que permiten una correcta remoción del material particulado, además de que allí se encuentra la actividad microbiana, responsable de la oxidación de la materia orgánica y transformación de nutrientes (Jiménez, 2018). En estos sistemas, los contaminantes pueden ser removidos por diversos mecanismos, ya sean físicos (sedimentación, adsorción, precipitación), químicos (oxidación, reducción, intercambio catiónico, hidrólisis, fotodegradación, absorción) o biológicos (degradación microbial, actividad enzimática o absorción por la vegetación) (Tournebize *et al.*, 2017; Marican & Durán-Lara, 2018).

Como principales ventajas de la aplicación de estos sistemas, se reporta su simple construcción y pocos requerimientos para operación y mantenimiento, siguiendo los principios de los SBN, así como provisión de servicios recreativos al poder implementar plantas ornamentales, dando así un valor paisajístico agregado a su localización e implementación (Vymazal, 2011). No obstante, como desventajas se encuentran los grandes requerimientos de área y que un diseño hidráulico deficiente puede alterar la eficiencia de todo el sistema (Wang *et al.*, 2018).

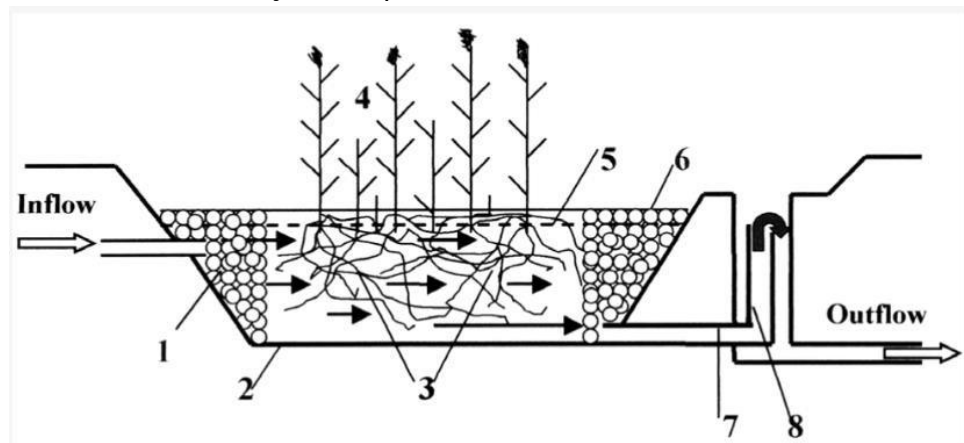
5.4.1. Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal

En los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal el nivel de agua se encuentra por debajo de la superficie superior del lecho filtrante, entre 0.05 – 0.1 m, entrando así en

contacto con las raíces y rizomas de la vegetación sembrada (Morales *et al.*, 2013), de allí que estos prevengan el riesgo por contacto humano con el agua, haciéndolos más factibles para proyectos de restauración ambiental, donde las comunidades pueden jugar un papel importante. Además, de acuerdo con Rivera (2015), se adaptan de mejor manera a las condiciones del trópico pues pueden tratar una mayor carga orgánica. En estos, como su nombre lo indica, la dirección del flujo tiene un recorrido horizontal en el humedal, de modo que la distribución de caudal y la recolección de este se encuentran en los extremos opuestos del sistema, como se observa en la *Figura 3*.

Figura 3

Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.



Nota. Donde: 1) Zona de distribución del afluente, 2) Capa de impermeabilización, 3) Material filtrante, 4) Vegetación, 5) Nivel de agua en el lecho, 6) Zona de recolección del efluente, 7) Tubería de recolección, 8) Estructura de recolección del efluente con adaptador de nivel. Tomado de Vymazal. (2011).

5.4.2. Componentes de los humedales construidos

Los humedales cuentan con tres principales componentes responsables de la degradación de la materia orgánica y contaminación a tratar, los cuales son: vegetación, lecho filtrante y microorganismos.

5.4.2.1. Vegetación

Las plantas presentes en los humedales son también referidas en la literatura como macrófitas. Su correcta elección es un parámetro crucial en el diseño de HC, pues estas estabilizan la superficie del lecho y funcionan como medio de soporte para el crecimiento de microorganismos (Ruiz, 2020). Dentro de sus funciones, también se destaca que actúan como amortiguadoras ante las variaciones ambientales, ya que estas, cuando se encuentran desarrolladas, previenen los gradientes de temperatura que se pueden presentar en profundidad que inciden sobre el medio granular, ya que estas reducen la intensidad de la luz, además, en climas fríos protegen el sistema de la congelación (Cárdenas, 2012; Ruiz, 2020).

Dentro de las consideraciones para la incorporación de las plantas, se debe tener en cuenta las condiciones ambientales locales pues el clima determinará su adaptabilidad, aceptabilidad ecológica y tolerancia ante la contaminación a tratar (Wu *et al.*, 2015), donde la principal

recomendación es utilizar macrófitas locales (Qadiri *et al.*, 2021). Así mismo, se debe considerar su resistencia ante especies invasoras y rápida recuperación ante perturbaciones (resiliencia) (Hernández-Crespo *et al.*, 2016). Por ejemplo, si son utilizadas para el tratamiento de escorrentía agrícola, se deben considerar especies tolerantes al amoníaco (Knight *et al.*, 2000; Vymazal, 2011b).

Las plantas se dividen en tres grupos: sumergidas, flotantes y emergentes. Las primeras se caracterizan por tener todo su cuerpo sumergido en el agua, y algunas especies destacables son la *Egeria*, *Hydrilla* y *Myriophyllum* (David *et al.*, 2023); sobre las flotantes, las especies *Lemna*, *Eichhornia* y *Spirodelia* son las más destacadas, sobre todo la *Eichhornia*, también conocida como jacinto de agua, por sus flores; estas se encuentran flotando en el agua excepto por sus raíces, ya que estas permanecen sumergidas (David *et al.*, 2023). Mientras que en las emergentes algunas pueden encontrarse bien sea sumergidas o flotando en la superficie, de las cuales Kurniawan *et al.* (2021) destaca las especies *Phragmites*, *Eleocharis* y *Typha*.

Otras especies de macrófitas emergentes son las *Sagittaria Latifolia*, *Heliconia Psittacorum* y *Colocasia Esculenta*. La primera es una planta herbácea, perenne por la formación de rizomas, estolones y tubérculos con un tamaño de hasta 45 cm y una profundidad de raíz mínima de 0.45 m, es una especie nativa del continente norteamericano, distribuida desde Canadá hasta Sudamérica, creciendo en regiones tropicales y templadas a una altura entre 0 y los 2600 metros sobre el nivel del mar (msnm), en hábitats acuáticos y palustres, mayormente en pantanos o ciénagas de agua dulce y poca corriente (Zepeda & Lot, 2005; Duenas, 2010; Miranda, 2014).

Por otro lado, la *Heliconia psittacorum* alcanza 1 metro de altura, es una especie neotropical que se distribuye desde el sur de México hasta el norte de Argentina, en Colombia se encuentra mejor distribuida en las regiones Andina y Pacífica en regiones más húmedas, entre los 0 y los 2400 msnm (Kress & Betancur, 2009; Alarcón & Octavio, 2012; Sosa, 2013). Para la última especie, la *Colocasia esculenta*, se encuentra que es una especie palustre que forma un tubérculo y alcanza hasta los 3 metros de altura originaria del sureste de Asia. Fue introducida en Colombia creciendo en zonas cálidas y húmedas, mayormente en la región pacífica del Valle del Cauca desde los 0 hasta los 2000 msnm (Cubells, 2013; Sinisterra, 2014; Ararat *et al.*, 2014; Lasso, 2020).

5.4.2.2. Lecho filtrante

El lecho filtrante en los HC tiene dos funciones principales: eliminar los sólidos suspendidos y servir como medio de soporte para los microorganismos, en conjunto con la vegetación. Este define la conductividad hidráulica del sistema, pues de él dependerá la porosidad y permeabilidad al interior de este. Por ello la grava ha sido el material más utilizado pues, se reporta que bien a menores diámetros hay mayor eficiencia, estos pueden colmatarse con facilidad (García *et al.*, 2004), su tamaño varía entre 2 - 4 mm (Chang *et al.*, 2022). Adicionalmente, de acuerdo con Jiménez *et al.* (2018), la conductividad hidráulica es de especial cuidado, ya que esta puede poner en evidencia el funcionamiento del sistema en términos de la presencia de zonas preferenciales o zonas muertas en su interior.

5.4.2.3. Microorganismos

La degradación de la materia orgánica y contaminantes agregados al sistema por medio del sustrato es realizada gracias a la acción de microorganismos, donde las bacterias juegan un rol fundamental y hacen parte de toda la comunidad microbiana compuesta, además, por hongos y protozoarios, los cuales forman una biopelícula alrededor del lecho (Ruiz, 2020). Factores como la disponibilidad de nutrientes, oxígeno y temperatura determinarán la presencia de las diferentes especies existentes (Rodríguez, 2003; Nivala *et al.*, 2012).

5.4.3. Parámetros de operación

Alrededor del proceso se encuentran dos parámetros de operación que definirán la eficiencia del sistema, los cuales son el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la carga hidráulica (CH).

5.4.3.1. Tiempo de retención hidráulico

Según lo establecido anteriormente, los HC pueden alcanzar largos tiempos de retención hidráulico, de acuerdo con David *et al.* (2023), este puede estar entre 3 - 12 días, para el caso de los humedales subsuperficiales de flujo horizontal un TRH de 3.1 d ha sido reportado como el óptimo entre diferentes estudios (Athaydes *et al.*, 2019). Está bien establecido que, a altos tiempos de retención, la degradación microbial se ve favorecida, mientras que a bajos TRH se presenta menor eficiencia y existe posibilidad de taponamiento (He *et al.*, 2021).

5.4.3.2. Carga hidráulica

La actividad microbial en los HC se ve altamente influenciada por la carga hidráulica, de modo que esta aumenta ante una mayor carga hidráulica debido a un mayor aporte de materia orgánica en el sistema (David *et al.*, 2023), no obstante, esta no puede ser tan alta para que no se reduzca el tiempo de contacto entre los microorganismos y los contaminantes a tratar, ya que ahí es cuando la eficiencia se reduce (Rahman *et al.*, 2020; Ilyas *et al.*, 2021), además de que se puede taponar rápidamente, por lo que Fadanelli *et al.* (2019) establecen que lo ideal es que este parámetro se mantenga en el rango de 2 - 30 cm/d. Por otro lado, una baja CH promueve mayores tiempos de retención, así como la degradación microbial (Guan *et al.*, 2017).

5.4.4. Eliminación de contaminantes

5.4.4.1. Eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos

Gracias a que en los HC se logran largos tiempos de retención hidráulica, los sólidos tanto sedimentables como suspendidos logran ser removidos fácilmente del sistema por sedimentación (Stefanakis *et al.*, 2014). Se reporta también que las raíces de las plantas proveen mecanismos de infiltración a través de las capas superiores del lecho, asegurando así que la superficie no se colmate (Martelo & Lara, 2012).

Por otra parte, la remoción de materia orgánica se presenta gracias a los mecanismos de biodegradación efectuados por microorganismos, los cuales se encuentran adheridos a las raíces de las plantas, utilizándose, así como medio de soporte, y también a la superficie de los sedimentos (Delgadillo *et al.*, 2010). Sin embargo, una pequeña fracción también puede ser removida por sedimentación o filtración debido a la fijación de la materia orgánica en los sólidos suspendidos (Ruiz, 2020).

Vymazal (2010) reporta que, en los humedales de flujo superficial y subsuperficial vertical, la degradación microbial está regida principalmente por procesos aerobios, mientras que, en los HC de flujo subsuperficial horizontal, los procesos anóxicos y anaerobios predominan. De acuerdo con Díaz y Romero (2013), este tipo de humedales alcanzan eficiencias de remoción de hasta el 50% en DQO bajo una carga hidráulica de 480 m³/ha·d y 85% para sólidos suspendidos totales (SST).

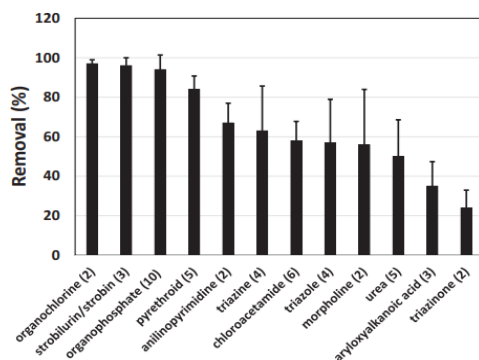
5.4.4.2. Eliminación de pesticidas

La eliminación de pesticidas en HC puede darse a través de diferentes procesos o mecanismos, dentro de los cuales, Vymazal & Březinová (2015) reportan que los principales son la sedimentación, fotólisis, hidrólisis, adsorción, degradación microbial y absorción por la vegetación, los cuales dependen de diferentes factores como el tiempo de retención, la concentración de agroquímicos a tratar, pH, medio filtrante, condiciones redox y demás, así como las condiciones climáticas del sitio (Nan *et al.*, 2023; Wu *et al.*, 2023). De acuerdo con Tang *et al.* (2021), bajo una carga hidráulica de 10 - 30 cm/d y tiempo de retención de 6 - 10 días la remoción de agroquímicos es efectiva. Mientras que, sobre los componentes del humedal, Choudri & Charabi (2019) reportan que las especies de macrófitas *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, *Typha latifolia* y *Phalaris arundinacea* presentan altas eficiencias de remoción.

Si bien las eficiencias de remoción varían de acuerdo con el compuesto a evaluar, estos pueden ser analizados en conjunto cuando se observan desde su grupo químico. La investigación de Vymazal & Březinová (2015) ponen en evidencia que existen grupos de pesticidas que son de fácil remoción en comparación a otros, siendo los organoclorados los que han alcanzado la eficiencia máxima según este reporte (97%), seguidos por el grupo estrobina (96%) y organofosfatos (94%), como se muestra en la *Figura 4*, resaltando que estos presentan una baja solubilidad, y de allí su fácil remoción, como lo respalda la investigación realizada por Vallée *et al.* (2014), quienes demostraron que los pesticidas con propiedades hidrofóbicas presentan mejor retención por parte del sistema, como se ve en la *Figura 5*.

Figura 4

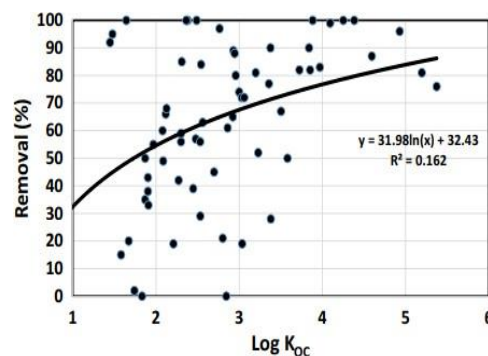
Eficiencia de remoción de diferentes pesticidas según su grupo químico en HC.



Nota. Vymazal & Březinová, 2015.

Figura 5

Eficiencia de remoción de pesticidas de acuerdo con su solubilidad.



Nota. Vymazal & Březinová, 2015.

5.5. Índice de amenaza ecológica

El índice de amenaza ecológica implica la identificación y evaluación de amenazas mediante el análisis de variables cuantitativas. La metodología EEC (2003) se fundamenta en la relación entre la concentración ambiental medida (MEC) y la concentración predicha en la cual no se manifiesta ningún tipo de efecto (PNEC). Este último valor corresponde al límite de concentración más alto en el cual no se detectan efectos adversos en organismos indicadores como algas, crustáceos y/o peces. Esta razón se denomina amenaza ecológica (HQ) (Toro, 2021), cuyo cálculo está expresado por medio de la ecuación 1.

$$HQ = \frac{MEC}{PNEC} \quad \text{Ec. 1}$$

La *Tabla 3* es una representación esquemática de las valoraciones correspondientes para cada valor de HQ obtenido.

Tabla 3

Clasificación del índice de amenaza ecológica.

Rango de HQ	Interpretación
< 0,1	No se esperan efectos adversos predecibles
0.1 – 1.0	Nivel bajo → Es necesario considerar posibles efectos adversos potenciales
1.0 - 10	Nivel medio → Probabilidad de efectos moderados
> 10	Nivel alto → Sugiere que se anticipan efectos adversos significativos.

Nota. Adaptado de ECC (2003).

6. ANTECEDENTES

En la *Tabla 4* se muestran experiencias sobre humedales subsuperficiales a manera de recopilación sobre revisión bibliográfica.

Tabla 4

Estudios sobre humedales construidos para la remoción de pesticidas

País / Escala	Tipo de matriz	Pesticidas evaluados	Eficiencia	Especies vegetales	Substrato	Parámetros de operación	Autor
Colombia / Laboratorio	Mezcla de agua residual doméstica sintética y agua residual agroindustrial sintética en una proporción 1:9.	Herbicidas: Ametrina, Diurón y 2,4-D	35.4%	<i>Phragmites Communis</i>	Grava	Q: 20 mL/min TRH: 2 días pH: 6.91 – 7.87 CH: 800 m ³ /ha-día CO: 0.23 Kg DQO/ha-día DQO afluente: 300 mg O ₂ /L Tipo de flujo: Continuo Temperatura: 20.1 – 24.0 °C	Barba <i>et al.</i> (2009).
Colombia / Laboratorio	Muestra de agua residual agroindustrial sintética pretratada por fotocátalisis con TiO ₂ .	Herbicidas: Ametrina, Diurón y 2,4-D	81.5 – 95.5%	<i>Heliconia psittacorum</i>	Grava (½ - 1 ½") y carbonilla en la capa superior (0.02 – 0.04")	Q: 15 L/día	Arriaga. (2012).
Colombia / Laboratorio	Muestra de agua residual proveniente del baño de ganado de una finca agropecuaria, pretratada por un	Insecticida: Cipermetrina	Humedal 1: 97.9% Humedal 2: 90.7% Humedal 3: 89.3%	Humedal 1: <i>Limnocharis flava</i> Humedal 2: <i>Cyperus papyrus</i> Humedal 3:	Grava (1 - 3 cm)	Q: 7 mL/min CH: 3.15cm/día TRH: 4.5 días Tipo de flujo: Continuo	Marrugo-Negrete <i>et al.</i> (2016).

País / Escala	Tipo de matriz	Pesticidas evaluados	Eficiencia	Especies vegetales	Substrato	Parámetros de operación	Autor
	filtro grueso dinámico y un filtro grueso ascendente.			<i>Alpinia purpurata</i> sp.			
Colombia / Piloto	Muestra sintética.	Insecticida: Clorpirifos	96.2%	<i>Phragmites australis</i>	Roca ígnea (3.9 – 6.4 mm)	Q: 4.6 cm ³ /min	Agudelo <i>et al.</i> (2010).
Brasil / Laboratorio	Muestra sintética.	Herbicida: Ametrina	39%	<i>Typha latifolia</i>	Grava (D ₆₀ : 7.0 mm y Cu: 1.6)	4 celdas operando en paralelo. La Celda 4 corresponde al blando. TRH: 3.8 días Celda 1: 0.77 m ³ /d Celda 2: 0.60 m ³ /d Celda 3: 0.45 m ³ /d Tipo de flujo: Continuo	Borges <i>et al.</i> (2009).
España / Piloto	Muestra de agua residual doméstica mezclada con los compuestos químicos evaluados.	Herbicida: Simazina, Alacloro, Diurón, Mecoprop. Insecticida: Clorpirifos, Endosulfan, Lindano, Pentaclorofenol Fungicida: Pentaclorobeno	Simazina: 25% Alacloro: 80% Diurón: 0% Mecoprop: 22% Clorpirifos: 83% Endosulfan: >99% Lindano: >99% Pentaclorofenol : 94% Pentaclorobenceno: >99%	<i>Phragmites australis</i>	Grava (3.5 mm)	CH: 36 mm/d TRH: 5 - 6 días CO: 6.8 g DBO ₅ /m ² -día	Matamoras <i>et al.</i> (2007).

País / Escala	Tipo de matriz	Pesticidas evaluados	Eficiencia	Especies vegetales	Substrato	Parámetros de operación	Autor
		nceno.					
Italia / Real ¹	Muestra sintética.	Fungicida: Dimetomorf Herbicida: Glifosato Insecticida: Imidacloprid	50%	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Carex spp.</i> y <i>Iris pseudacorus</i>	-	TRH: 6.7 días	Braschi <i>et al.</i> (2022).
USA / Real	Escorrentía agrícola y drenaje urbano	170 compuestos evaluados. Fungicidas: 59 Herbicidas: 41 Insecticidas: 70	52%* *Refiere a la eficiencia conjunta del humedal y el sistema de filtración con carbón activado.	<i>Hydrocotyle spp.</i>	-	Q: 360 L/min TRH: 2 días Tipo de flujo: Batch. El efluente del HC tuvo post tratamiento por sistema de carbón activado.	McCalla <i>et al.</i> (2022).
China / Laboratorio ²	Muestra sintética de agua residual con 100 µg/L de pesticida.	Insecticida: Endosulfán	89.24 – 97.62%	<i>Phragmites australis</i>	Grava (1 - 3 cm) en la parte inferior y arena (0 - 3 mm) en la parte superior.	TRH: 20 días CH: 0.108 m ³ /m ² -batch Tipo de flujo: Batch	Zhao <i>et al.</i> (2014).
Colombia / Piloto ²	Agua residual sintética mezclada con 2,4-D y glucosa	Herbicida: 2,4-D	73 - 98%	<i>Phragmites australis</i>	Grava (3,9 - 6,4 mm)	TRH: 4.2 días Tipo de flujo: Continuo	Echeverri & Peñuela. (2013)

País / Escala	Tipo de matriz	Pesticidas evaluados	Eficiencia	Especies vegetales	Substrato	Parámetros de operación	Autor
México / Laboratorio	Agua sintética mezclada con lindano y nutrientes (N, P)	Insecticida Lindano	93%	<i>Sagittaria lancifolia</i>	Arena de cuarzo (1-2 mm) y grava de dióxido de sílice	TRH: 6 días	Mejía. (2014)

Nota. Elaboración propia. ¹Humedal de flujo vertical. ²Humedal de flujo superficial. Q: Caudal, CO: Carga orgánica.

Se puede evidenciar que los estudios realizados por Braschi *et al.* (2022) en humedales a escala real en Italia, evaluando un fungicida, un herbicida y un insecticida, así como el estudio de McCalla *et al.* (2022) en EE. UU., evaluando 59 fungicidas, 41 herbicidas y 70 insecticidas, muestran los porcentajes de remoción más bajos (50% y 52% respectivamente) en comparación con otros resultados obtenidos en humedales a escala de laboratorio y piloto, lo que podría atribuirse a que los humedales a escala real están expuestos a condiciones ambientales variables, lo que puede afectar la eficiencia del tratamiento en comparación con los sistemas en condiciones controladas, por ejemplo, Matamoros *et al.* (2007) en España, Zhao *et al.* (2014) en China y Mejía (2014) en México, presentaron porcentajes de remoción superiores al 80% en los humedales a escala de laboratorio (China y México) y piloto (España), con excepciones para algunos pesticidas como el diurón con un 0%, mecoprop con un 22% y simazina con un 25% en esta última investigación. Por su parte, Borges *et al.* (2009) con su estudio en Brasil, registró el porcentaje más bajo de remoción (39%) en un humedal a escala de laboratorio al evaluar la ametrina mediante una muestra sintética.

Este último compuesto resulta útil para resaltar las características moleculares de cada compuesto pues, como se pudo observar, la ametrina es un herbicida de uso común en el contexto nacional y latinoamericano, encontrando que en las investigaciones donde menor remoción se obtuvo fueron los sistemas sin tratamiento preliminar, resaltando así que este herbicida cuenta con características de alta solubilidad, mientras que la mayor eficiencia la obtuvo Arraiga (2012) con un sistema de tratamiento preliminar al humedal construido.

Las investigaciones realizadas dentro del contexto nacional, llevadas a cabo por Arriaga (2012) y Marrugo-Negrete *et al.* (2016), obtuvieron mejores resultados que la de Barba *et al.* (2000), teniendo como factor común en ambas investigaciones que las muestras contaron con un pretratamiento previo a la unidad de humedal. Para el caso de las investigaciones a escala piloto de Agudelo *et al.* (2010) y Echeverri & Peñuela (2013), las eficiencias de remoción estuvieron en un orden superior al 96% utilizando muestras sintéticas y *Phragmites australis* como especie vegetal, que en comparación con la de Matamoros *et al.* (2007), presenta eficiencia superior en la remoción del insecticida Clorpirifos (83% en esta última investigación).

Además, la investigación de Arriaga (2012) utilizando muestras de una fuente agroindustrial pone en evidencia la importancia de contar con sistemas que puedan tratar este tipo de contaminación dada la eficacia de los humedales para la remoción no solo de contaminantes orgánicos (COT, DQO y DBO), si no de pesticidas de interés sanitario como lo son la Ametrina, Diuron y el 2,4-D con una remoción entre 81.5 – 95.5%, teniendo en cuenta los efectos nocivos para la salud pública y ambiental de estos mismos.

7. METODOLOGÍA

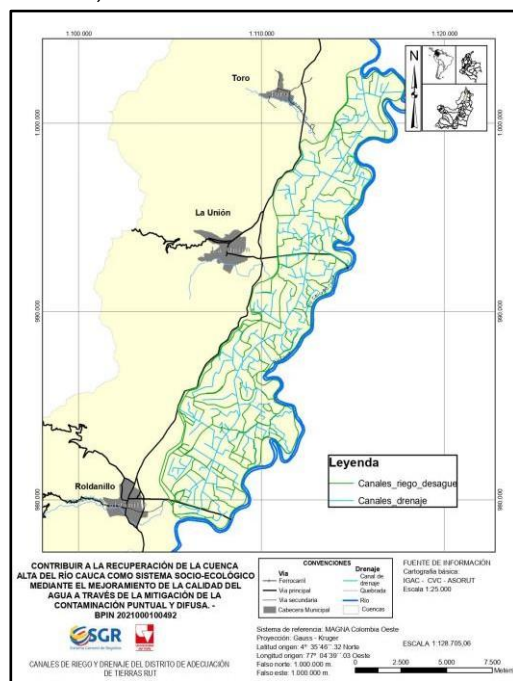
7.1. Zona de estudio

El Distrito de Riego y Adecuación de Tierras ASORUT, zona objeto de estudio, abarca 11000 ha a lo largo de los municipios de Roldanillo, La Unión y Toro (Valle del Cauca), siendo las principales despensas del occidente colombiano. Se destaca por la producción de granos, frutas y hortalizas, y al mismo tiempo cumple con tres servicios principales que son el suministro de agua por riego, drenaje y control de inundaciones por medio de la administración, operación, conservación, construcción, rehabilitación y renovación de infraestructura y equipamiento para garantizar que las actividades agropecuarias de sus asociados se lleven a cabo de manera eficiente (ASORUT, 2020).

Por su parte, el municipio de La Unión ocupa 125 Km² del distrito, la cabecera municipal se asienta sobre los 975 msnm, sin embargo, la altitud promedio del municipio es de 1150 msnm; sus pisos térmicos van desde el cálido y templado hasta el frío, con una temperatura promedio de 24°C, con una precipitación promedio anual de 1117 mm. Se encuentra que al norte limita con el municipio de Toro, al sur con Roldanillo, al oriente con el río Cauca y los municipios de La Victoria y Obando y sobre el occidente con los municipios de El Dovio y Versalles. En la Unión se encuentran diferentes fuentes hídricas como quebradas (El Rincón, Grande, La Unión, Violetas), el río Cauca, el zanjón de los muertos, además del Distrito ASORUT. Sobre la actividad económica, resalta que la agricultura tiene la mayor participación, siendo el municipio reconocido por su producción de vinos y pulpas frutales. (Alcaldía Municipal de La Unión Valle del Cauca, 2012). En la *Figura 6* se observa la ubicación del municipio.

Figura 6

Ubicación del municipio La Unión, Valle del Cauca.



Nota. Sistema General de Regalías & Universidad del Valle (2024).

El sistema evaluado se ubicó en la zona aferente a las descargas de contaminación difusa hacia el canal principal de drenaje, del cual se suministró el caudal a tratar por el humedal mediante un sistema de bombeo, como se observa en la *Figura 7*. Este sistema de drenaje, que viaja de sur a norte, cuenta con una longitud total de 26 Km para la red principal (ASORUT, 2020), mientras que las redes de drenaje secundarias y terciarias abarcan una longitud total de 118.2 Km (Calderon, 2019) .

Figura 7

Vista área del sistema y su ubicación en el área de influencia.



Nota. Elaboración propia. (2025).

7.2. Humedal subsuperficial de flujo horizontal

El sistema evaluado fue un humedal de flujo subsuperficial horizontal operado de manera semicontinua y alimentado 3 días a la semana con un caudal promedio de 1 L/s, dejando intermedios de dos días en los cuales el sistema quedaba en batch. Los parámetros de diseño del reactor biológico se observan en la *Tabla 5*. Para la medición de parámetros de seguimiento *in situ* y la toma de muestras para análisis en laboratorio, al interior del humedal se instalaron tuberías de 2" para hacer seguimiento en una división de tres tercios del humedal, nombradas como H1, H2 y H3, en dirección del flujo, existiendo así una diferenciación entre línea izquierda (HI) y línea derecha de flujo (HD), como se observa en la *Figura 8*, donde también se puede observar la distribución de siembra de las diferentes especies macrófitas por cada tercio del humedal, encontrando así un total de 280 *Sagittaria latifolia*, 289 *Heliconia psittacorum* y 289 *Colocasia esculenta*. Las macrófitas sembradas en el humedal se observan en la *Figura 9*.

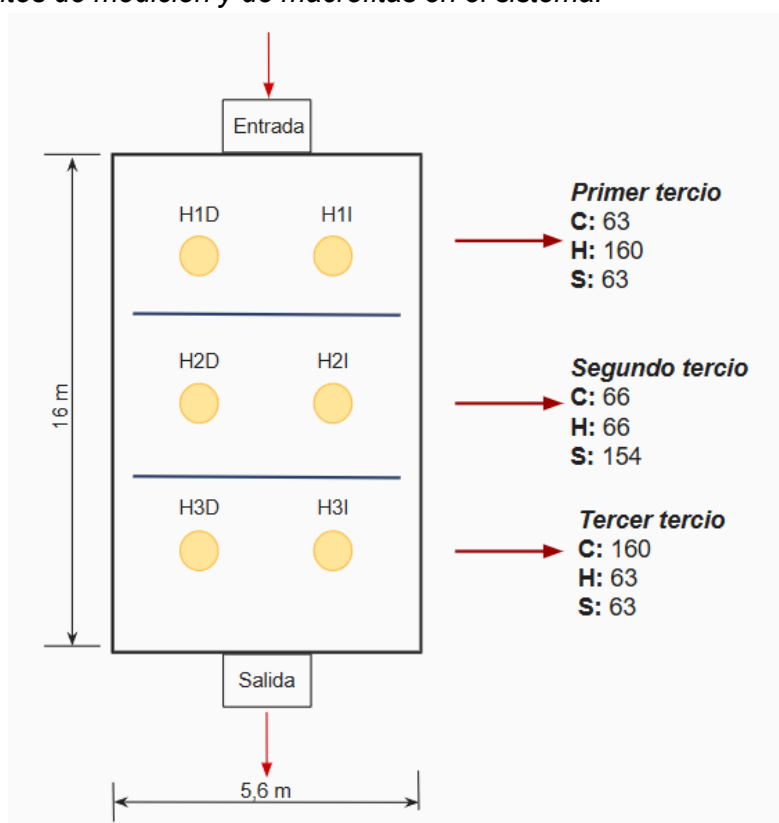
Tabla 5

Características del humedal construido de flujo horizontal subsuperficial.

Parámetro	Valor
Área superficial (m ²)	89.6
Largo (m)	16
Ancho (m)	5.6
Profundidad (m)	1.1
Caudal (L/s)	1 L/s
Operación	Semicontinuo
Tamaño de grava (")	1 – 1.5"
Vegetación	<i>Heliconia psittacorum</i> , <i>Sagittaria latifolia</i> y <i>Colocasia esculenta</i>

Figura 8

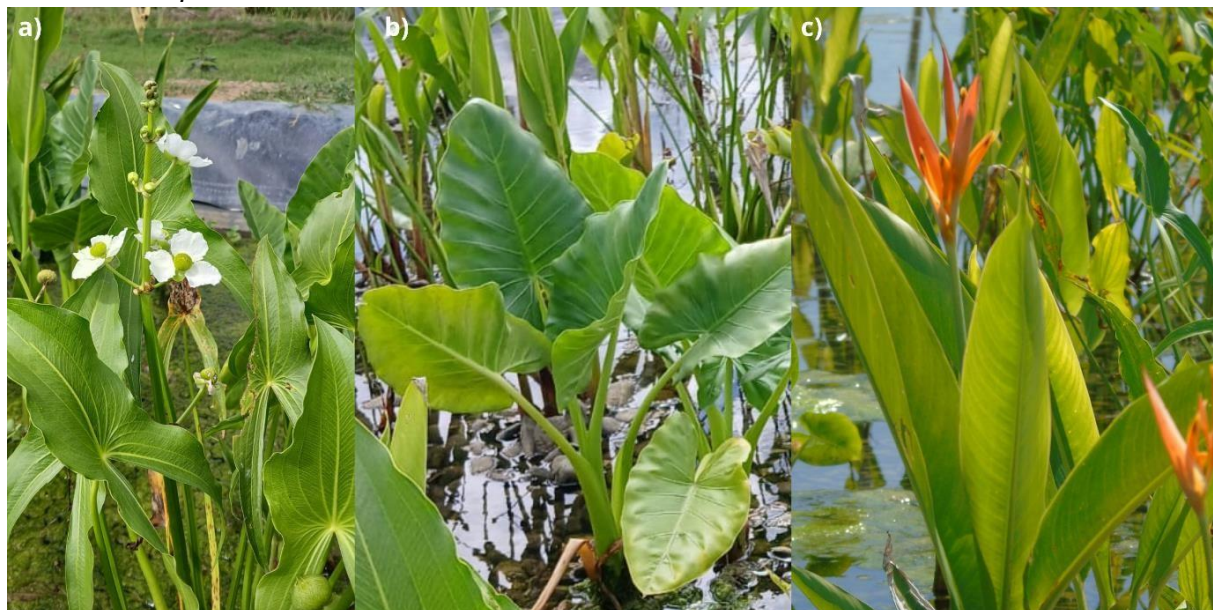
Distribución puntos de medición y de macrófitas en el sistema.



Nota. C: Colocasia Esculenta, S: Sagittaria Latifolia, H: Heliconia Psittacorum. Elaboración propia. (2025).

Figura 9

Macrófitas implementadas en el humedal.



Nota. a) Sagittaria latifolia. b) Colocasia esculenta. c) Heliconia psittacorum. Elaboración propia. (2025).

7.3. Metodología Objetivo 1

7.3.1. Medición de pesticidas

Los pesticidas objeto de estudio fueron escogidos a partir de una caracterización en el canal de descarga del distrito de riego. Esta priorización se realizó considerando la concentración y frecuencia de detección en el canal. Los pesticidas evaluados fueron el Metalaxil, Bifenilo, 2 - Fenilfenol, Difenilamina y 3,4 Dicloroanilina, siendo los tres primeros fungicidas y los dos últimos herbicidas, respectivamente. Estos fueron analizados mediante la técnica de cromatografía acoplada a gases y masas.

La técnica de medición comprendió la implementación de muestreadores pasivos químicos orgánicos polares (POCIS, por sus siglas en inglés) de la referencia POCIS.HLB.90.55.kit.50.DIA, los cuales se colocaron en los puntos de afluente y efluente del humedal durante dos semanas, después de este periodo se cambiaron por POCIS nuevos. Al final se obtuvieron cinco registros representativos para pesticidas.

Estos muestreadores se componen de dos aros metálicos en su exterior que soportan en el medio dos capas de membranas de polietersulfona, en medio de las membranas se dispone de una capa de adsorbente HLB que es un copolímero mono dispersivo basado en Divinilbenceno y N-Vinilpirrolidona, en el cual se lleva a cabo la captación de los micro contaminantes. Una vez cumplido el ciclo de cada medición, los muestreadores fueron transportados a los laboratorios del Grupo de investigación por Contaminación Ambiental de Metales Pesados y Agroquímicos (GICAM) para ser analizados. Su estructura y ubicación en el sistema se observan mediante la *Figura 10*.

Figura 10*Muestreadores POCIS.*

Nota. a) Estructura de muestreadores POCIS. b) Ubicación de muestreadores en cajas de entrada y salida del humedal. Elaboración propia. (2025).

Una vez en el laboratorio, se extrae el adsorbente Balance hidrofílico-lipofílico (HLB, por sus siglas en inglés), el cual se transfiere a un cartucho de extracción de vacío y se le adiciona disolvente (5 mL de hexano y 5 mL de acetonitrilo) para aplicar vacío y recolectar el solvente que se eluye de la muestra. A partir de esta extracción, se concentra todo el solvente con nitrógeno gaseoso ultrapuro y se realiza un cambio por uno compatible con la técnica de cromatografía requerida según la naturaleza del pesticida objeto de análisis, en este caso la cromatografía de gases acoplada a masas.

7.3.2. Medición de parámetros de seguimiento

Como parámetros de seguimiento en laboratorio se consideró la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y el Carbono Orgánico Disuelto (COD), medidos a partir de muestreos integrados y compuestos. Para realizar el muestreo integrado se tomó como referencia los diferentes tercios del humedal (H1, H2 y H3), de forma que para las líneas derecha e izquierda se combinaron los volúmenes de muestra extraídos, obteniendo así un total de 5 muestras por jornada de monitoreo (Entrada, H1, H2, H3 y Salida).

Por otro lado, la muestra se conformó a partir de alícuotas tomadas a lo largo del día en los siguientes horarios: 8:00, 10:00, 12:00, 14:00 y 16:00. Por cada punto de monitoreo se obtuvo un volumen final de muestra de 120 mL, almacenados en botellas de plástico ámbar y debidamente refrigeradas a 4 °C para su posterior transporte hacia el laboratorio GICAM de la Universidad del Valle. Para la medición de COD, las muestras fueron pasadas de manera previa por un filtro de 0,45 μm de Poli vinilideno Fluoruro (PVDF). Su frecuencia y técnica de medición a lo largo de la fase de arranque y evaluación del sistema se registran en la *Tabla 6*.

Tabla 6*Medición de parámetros de seguimiento en laboratorio.*

Parámetro	Frecuencia	Técnica/Equipo
DQO (mg/L O ₂)	Una vez por semana	Método de reflujo cerrado (IDEAM, 2017) / Kits Hanna Rango medio – HI 93754B-25
COD (mg/L)	Una vez por semana	Equipo analizador de Carbono Orgánico Total TOC-Vcph-Shimadzu-ASI-V

7.3.3. Medición de parámetros *in situ*

Para la medición de los diferentes parámetros de evaluación y seguimiento *in situ* se utilizó un equipo multiparámetro de la marca Hanna Instruments modelo HI 9829. El seguimiento, tanto en la fase de arranque como en la evaluación del sistema, se realizó a diferentes horas del día: 8:00 am, 10:00 am, 12:00 pm, 14:00 pm y 16:00 pm. Tanto la fase de arranque como la fase de evaluación comprendieron un período de diez semanas cada una.

En la *Tabla 7* se enlistan los diferentes parámetros de seguimiento y sus puntos de medición al interior del humedal construido, donde, para el análisis estadístico de los resultados obtenidos entre las líneas izquierda y derecha del humedal (ver *Figura 10*), se realizó el promedio de los datos, obteniendo así un único resultado por cada segmento del sistema (H1, H2 y H3).

Tabla 7*Medición de parámetros in situ de seguimiento.*

Parámetro	Frecuencia de medición	Punto de medición
pH (Unidades de pH)	Una vez por semana	Entrada, H1D, H1I, H2D, H2I, H3D, H3I, Salida (ver <i>Figura 10</i>)
ORP (mV)		
Saturación de oxígeno (% O ₂)		
Oxígeno disuelto (mg/L O ₂)		
Conductividad eléctrica (μS/cm)		
Sólidos disueltos totales (ppm)		
Salinidad (UPS)		
Turbiedad (UNT)		
Temperatura (°C)		

7.3.4. Seguimiento a especies macrófitas

Para realizar una evaluación integral del sistema de humedal construido, se hace necesario conocer el desarrollo y crecimiento de las especies macrófitas del mismo. Por lo tanto, durante el período de arranque y de evaluación, se determinaron diferentes parámetros morfológicos (ver *Tabla 8*), entre ellos la longitud y ancho de hoja, para los cuales, por cada hoja, se tomó como punto de referencia su base foliar a partir de la cual se extiende su longitud, y el registro

de ancho de hoja se realizó según el ancho mayor de la misma, procedimiento descrito en la *Figura 11*.

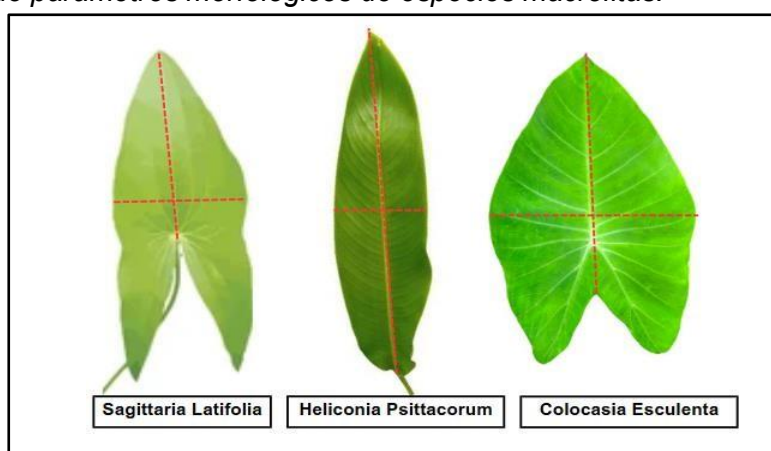
Tabla 8

Parámetros morfológicos de seguimiento.

Parámetro	Frecuencia
Longitud de hoja (cm)	Una vez por semana
Ancho de hoja (cm)	
Área foliar (cm ²)	
Número de brotes	

Figura 11

Determinación de parámetros morfológicos de especies macrófitas.



Nota. Elaboración propia. (2025).

El seguimiento se realizó teniendo en cuenta los diferentes segmentos del humedal, donde cada semana se monitorearon 39 plantas, 13 por cada tercio. Durante la fase de arranque se realizó seguimiento a lo largo de 8 semanas, mientras que en la fase de evaluación el seguimiento fue continuo durante 10 semanas.

Previo a la siembra de las macrófitas en el humedal, la especie *Colocasia Esculenta* permaneció en estado de aclimatación durante 3 semanas al interior de bolsas con tierra (ver *Figura 12*), así mismo, para la siembra en el humedal, esta fue introducida con tierra mientras que las especies *Heliconia Psittacorum* y *Sagittaria Latifolia* fueron plantadas directamente en la grava.

Figura 12

Aclimatación de especie Colocasia esculenta.



Nota. Elaboración propia. (2025).

7.3.5. Análisis estadístico especies macrófitas

Como análisis estadístico para conocer la aclimatación de cada especie, se realizó un Test de Bonferroni mediante el cual se planteó la siguiente hipótesis: las especies vegetales responden a dos variables, tercio y semana, la primera representa su ubicación en el humedal y la segunda el transcurso del tiempo, a través del cual aumentaría su área foliar. De ser demostrada nula la hipótesis, los valores p serían > 0.05 . La normalidad de los datos se verificó mediante un test de ANOVA.

7.4. Metodología Objetivo 2: Índice de amenaza ecológica

Para la determinación del índice de amenaza ecológica se realizó una revisión bibliográfica sobre datos de ecotoxicidad según los pesticidas priorizados en organismos como algas, crustáceos y peces; así mismo, se buscaron datos de toxicidad a largo plazo (NOEC) y a corto plazo (EC_{50}) para estimar el parámetro de PNEC con ayuda del factor de evaluación para cada pesticida (ver *Tabla 9*). Posteriormente, se aplicó la *ecuación 1*, cuyos resultados luego fueron clasificados según los rangos establecidos para HQ presentados en la *Tabla 3*. Los datos de ecotoxicidad se buscaron en la base de datos TOXNET de la EPA.

Tabla 9

Factores de evaluación para derivar una PNEC_{acuática}

Datos disponibles	Factor de evaluación
Al menos un valor $L(E)C_{50}$ a corto plazo de cada uno de tres niveles tróficos (peces, invertebrados -preferiblemente <i>Daphnia</i> - y algas)	1000
Un resultado a largo plazo (EC_{10} o NOEC) (ya sea en peces o <i>Daphnia</i>)	100
Dos resultados a largo plazo (EC_{10} o NOEC) de especies que representen dos niveles tróficos (peces y/o <i>Daphnia</i> y/o algas)	50

Resultados a largo plazo (EC ₁₀ o NOEC) de al menos tres especies (normalmente peces, <i>Daphnia</i> y algas) representando tres niveles tróficos	10
Método de distribución de sensibilidad de especies (SSD)	5 – 1
Datos de campo o ecosistemas modelo	Se revisa caso por caso

Nota. Adaptado de ECHA, 2008.

8. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

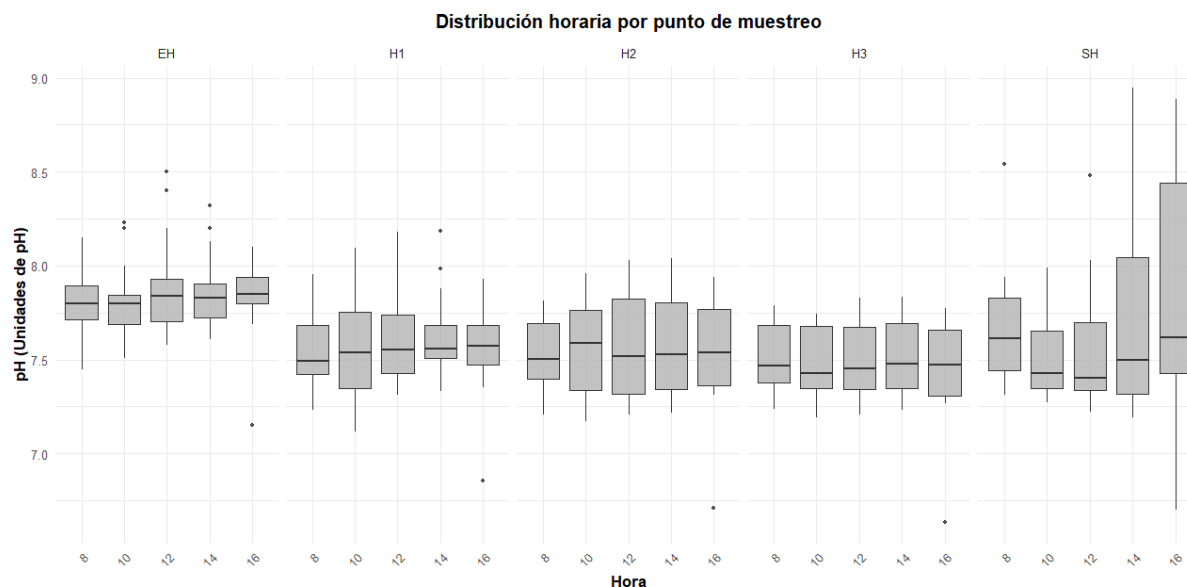
8.1. Comportamiento de parámetros in-situ del humedal construido

8.1.1. pH

Durante la evaluación del humedal, se evidenciaron diferencias significativas en los valores de pH entre la entrada y la salida y, a su vez, con diferencias notorias entre las horas de la jornada de muestreo. Por su parte, los valores de entrada se mantuvieron en un rango de 7.15 – 8.50, con una mediana de 7.81, mientras que los valores de salida estuvieron en el rango de 6.70 – 8.95, siendo este último el valor máximo de pH reportado a lo largo de todo el estudio, con una mediana de 7.56. Sin embargo, como se puede observar en la *Figura 13* respecto a la salida del humedal, que a partir de las 14:00 horas este parámetro aumenta, por lo que durante las dos últimas horas de monitoreo este tiende a ser alcalino, contrario a lo que sucede en su recorrido previo a llegar al punto de salida, donde en los puntos de monitoreo H1, H2 y H3 se observa que el pH tiende a disminuir, cerca de la neutralidad.

Figura 13

Variación del pH en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Dicha tendencia en la disminución del pH a lo largo del humedal se debe al tratamiento efectuado en su interior, donde la mineralización de la materia orgánica produce un descenso en el pH (Gearheart *et al.*, 1999; Nyieku *et al.*, 2021), pues es en el último tercio del sistema (H3) donde se reportan los valores de pH más bajos.

Además, también es importante, además, considerar la naturaleza de la muestra. Teniendo en cuenta que se trata de aguas de escorrentía agrícola, contaminadas no solo por pesticidas

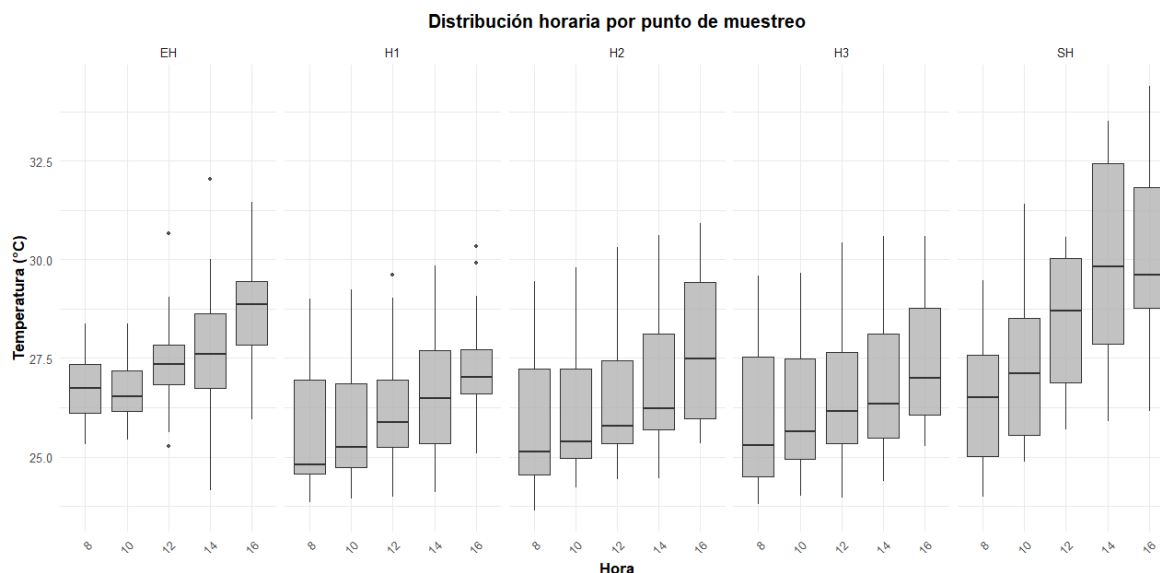
sino también por fertilizantes, la presencia de sustancias nitrogenadas no se puede obviar. Fertilizantes compuestos por amoníaco pueden provocar una transformación del ión NH_4^+ a NO_3^- , y en este proceso liberar iones H^+ que reducen los niveles de pH, mientras que fertilizantes ricos en nitratos liberan iones OH^- , de naturaleza alcalinizante (Metcalf & Eddy, 2003; Liu *et al.*, 2018). Otros estudios demuestran que la vegetación también influye en los cambios de pH que se presentan en un HC, pues durante la fotosíntesis hay un consumo de CO_2 , lo que provoca un aumento en el pH (Silva & Valverde, 2012). Esto se hace más evidente sobre el rango de pH expuesto a la salida del humedal en horas de la tarde (entre las 14:00 – 16:00), donde se espera mayor actividad fotosintética, pues en la mañana, a pesar de haber mayor radiación solar, se puede generar un estrés hídrico en las plantas que, provocando el cierre de sus estomas para evitar la pérdida de agua (Lancher, 2003; Taiz *et al.*, 2015).

8.1.2. Temperatura

La temperatura es uno de los parámetros ambientales más importantes en los procesos de tratamiento biológico, pues determina las condiciones óptimas para el hábitat de diferentes microorganismos responsables de la degradación de los contaminantes, así como su tasa de crecimiento, donde a mayor temperatura hay una mayor tasa de crecimiento. Sin embargo, una temperatura fuera del rango óptimo puede dar lugar a una caída abrupta debido a la desnaturalización de las proteínas (López *et al.*, 2017). La temperatura presentada en el humedal se mantuvo entre 23.75 – 34.40 °C, como se observa en la *Figura 14*, indicando que se presentaron condiciones óptimas para el desarrollo de microorganismos que habitan en el rango mesofílico (15 – 40 °C) (López *et al.*, 2017).

Figura 14

Comportamiento de la temperatura en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

La variación entre los diferentes puntos de monitoreo muestra que la mediana de temperaturas se mantuvo menor a la entrada que a la salida (27.25 y 27.98°C, respectivamente). Las variaciones más significativas están relacionadas con la hora de monitoreo, pues la mediana en la entrada al sistema es más alta que al interior de los

segmentos H1, H2 y H3, donde la mediana de los datos registrados en el gráfico arrojó valores de 26.14, 26.02 y 26.40 °C, respectivamente. Esto puede relacionarse con la intensidad de la radiación solar, pues el agua que ingresa al sistema es bombeada directamente desde el canal de escorrentía, lo que sugiere que esta puede verse afectada por dicho parámetro, no obstante, el rango de temperaturas a lo largo de todo el estudio sugiere una buena conservación de la temperatura en el interior del humedal, con incrementos en la salida en horas de la tarde (14:00 – 16:00).

Si bien la remoción de nutrientes puede estar asociada a los mecanismos de fitorremediación efectuados por las plantas, la temperatura también influye de manera directa sobre los procesos de transformación de nutrientes efectuados por microorganismos. Se ha reportado que las bacterias responsables de la amonificación, nitrificación y desnitrificación se encuentran en el sustrato del humedal, sin embargo, su abundancia y actividad se ve influenciada por la temperatura; cuando la temperatura es superior a 10 °C, la nitrificación es estable (Huang *et al.*, 2013).

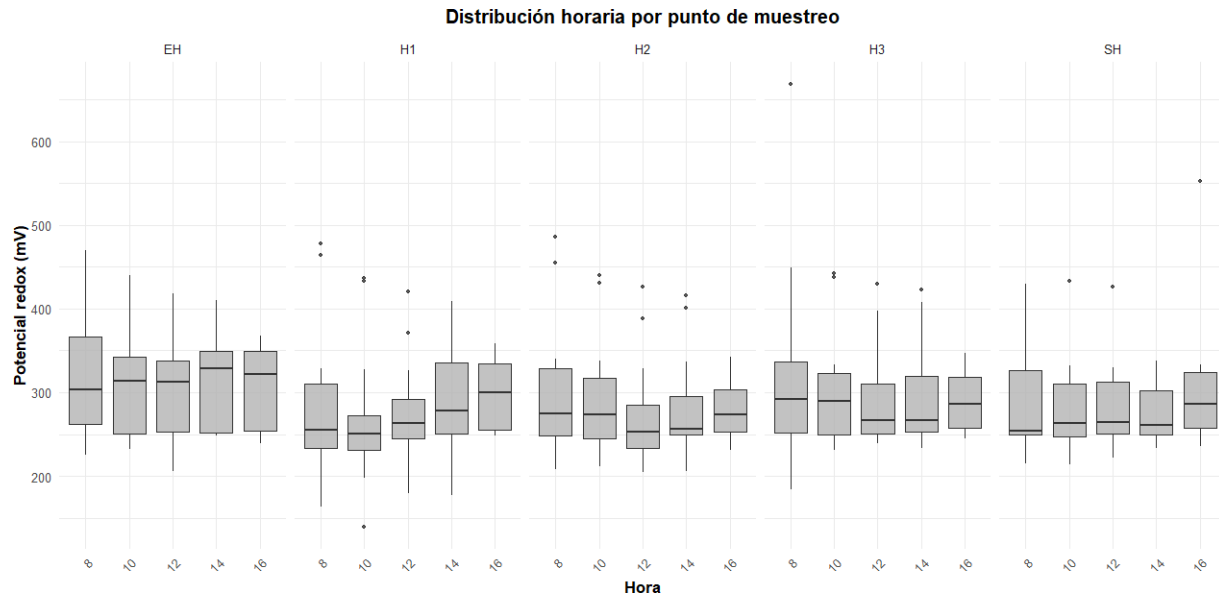
De acuerdo con Kumar *et al.* (2020), en humedales de flujo subsuperficial, el rango de temperaturas óptimo para la nitrificación es de 16.5 – 32°C, mientras que un descenso de 5°C y un aumento por encima de 40°C puede provocar la inhibición de las bacterias nitrificantes (Shi *et al.*, 2018). Resultados similares se han encontrado sobre el proceso de desnitrificación, encontrando que el rango de temperatura óptima es de 20 – 25°C (Shi *et al.*, 2018). En cuanto al fósforo, Wang *et al.* (2016) afirman que la remoción de ortofosfatos (PO_4) y de fósforo total son aún más dependiente de la temperatura, de manera que, a medida que la temperatura aumenta, se promueve la acción de los microorganismos consumidores de polifosfato. De modo que, de acuerdo con los rangos de temperatura evidenciados en el humedal, se esperarían condiciones óptimas para el desarrollo de los diferentes microorganismos responsables de la remoción de nutrientes, y que las mismas perduren durante el año, considerando la baja variación climática en la zona de estudio, la cual pertenece al trópico.

8.1.3. Potencial de óxido reducción

El potencial de óxido-reducción (E_H) representa un parámetro crucial en cuanto a la eficiencia del tratamiento, siendo este una medida de la actividad de electrones en el sistema, valores altos y positivos en magnitud son característicos de un medio con capacidad oxidante (receptor de electrones), mientras que valores más bajos y hasta negativos son representativos de un medio reductor, capaz de donar electrones (Albarrán, 2008; Mérida, 2018). A la entrada del humedal, el potencial redox reportó un promedio de 310.45 mV, mientras que en su recorrido fue disminuyendo a 280.89 mV en el primer tercio del humedal, y aumentó progresivamente hasta 298.36 mV en H3, mientras que la salida reportó un promedio ligeramente menor (285.62 mV), comportamiento representado en la *Figura 15*.

Figura 15

Comportamiento del potencial redox en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Estos valores presentan prevalencia de un medio anóxico donde las formas oxidadas del nitrógeno pueden actuar como receptor de electrones (100 – 350 mV), aunque también se da lugar a procesos aeróbicos de degradación de la materia orgánica (300 – 700 mV) (Andreo, 2014). Si bien hay factores ambientales que pueden alterar el E_H , también hay parámetros de diseño que podrían generar variabilidad, principalmente la longitud y profundidad del sistema, pues a medida que el agua hace su recorrido longitudinal el potencial redox puede aumentar como consecuencia de la degradación de contaminantes y la filtración de sólidos en suspensión (Andreo, 2014), comportamiento presentado en el sistema, mientras que en el recorrido vertical se dice que el potencial redox es mayor en la superficie debido a la difusión pasiva desde la atmosfera y el suministro desde las plantas, contrario al comportamiento en las zonas más profundas donde este puede ser más bajo (Faulwetter *et al.*, 2009). Dicha variabilidad está ligada a la capacidad de la vegetación de aportar oxígeno al sistema radicular gracias a su proceso fotosintético (Valverde, 2012).

Faulwetter *et al.* (2009) han establecido que la difusión de oxígeno gracias a las raíces de las plantas puede generar gradientes redox que van desde 500 mV en la superficie hasta -250 mV en las raíces más profundas, de allí que la profundidad del humedal y el desarrollo de las raíces de las macrófitas seleccionadas determine las condiciones a prevalecer en el sistema.

Es de considerar, igualmente, que en sistemas con más tiempo de operación ya existe una acumulación de materia orgánica en el lecho filtrante que favorece la estabilidad del sistema y, así mismo, representa un medio más negativo (reductor), mientras que el sistema de la presente investigación fue evaluado inmediatamente después de su construcción, es decir, desde su fase de arranque, lo que según la investigación de Dušek *et al.* (2008) representaría

poca acumulación de materia orgánica en el lecho de grava y su prevalencia en un estado mineral.

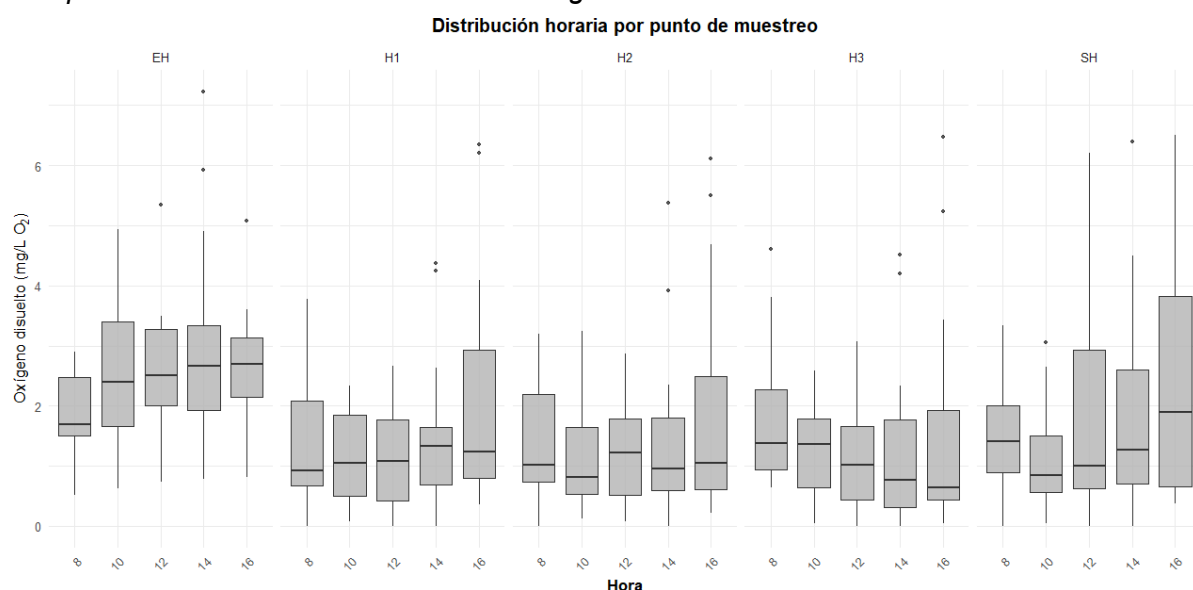
8.1.4. Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto (mg/L O_2) es considerada como uno de los principales factores que alteran la capacidad de remoción de contaminantes en sistemas de tratamiento biológico como los humedales construidos (Sewwandi *et al.*, 2010). En el sistema evaluado, las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) presentaron alta variabilidad entre los puntos de monitoreo y entre las horas de la jornada de monitoreo, como resultado de la técnica de medición y el tipo de operación del sistema, pues su medición *in situ* se realizó paralelo a la alimentación del humedal, introduciendo el equipo multiparámetro hasta la profundidad de fondo del sistema, lo que pudo demostrar la transferencia de oxígeno por acción de las raíces de las macrófitas.

Las concentraciones de oxígeno disuelto en la entrada al sistema oscilaron entre 0.52 y 7.23 mg/L O_2 , con los valores más bajos registrados a las 12:00. En la salida, el rango fue de 0 - 6.50 mg/L O_2 , con una mediana de 1.25 mg/L O_2 . A partir de esa hora se observó un aumento en las concentraciones de oxígeno disuelto, lo cual podría estar relacionado con una disminución en la intensidad de la radiación solar. Esta menor radiación favorecería la actividad fotosintética al reducir el estrés hídrico en las especies vegetales, permitiéndoles liberar más oxígeno al medio. En consecuencia, el valor de mediana registrado a las 12:00 a la salida es de 1.0 mg/L O_2 , mientras que, en la mañana, entre las 8:00 y 10:00, los valores fueron ligeramente más altos: 1.42 mg/L O_2 y 0.85 mg/L O_2 , respectivamente. Esta tendencia también puede explicarse porque, en la mañana, las plantas consumen oxígeno para la respiración celular antes de que se active completamente el proceso fotosintético, liberando oxígeno al medio posteriormente (Carrasco, 2009; Sewwandi *et al.*, 2010), como se observa en la *Figura 16*.

Figura 16

Comportamiento de la concentración de oxígeno disuelto en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Por otro lado, en los puntos intermedios del humedal, el comportamiento no fue diferente; entre las 8:00 y las 10:00 las concentraciones de oxígeno disuelto mantuvieron un rango similar entre los puntos H1, H2 y H3, con una mediana de 1.02 mg/L O₂ y 1.06 mg/L O₂ para cada hora, respectivamente, mientras que a partir de las 12:00 las concentraciones comenzaron a presentar mayor variación. A las 12:00 el promedio de concentraciones de oxígeno disuelto comienza a disminuir a medida que el agua hace un recorrido longitudinal en el humedal, es decir que la concentración de oxígeno disuelto es menor en H3 (1.02 mg/L O₂) que en H1 (1.09 mg/L O₂). Esta tendencia prevalece a las 14:00, pues mientras la concentración media de H1 fue de 1.33 mg/L O₂, en H3 fue de 0.76 mg/L O₂, teniendo una mayor variabilidad en los valores registrados.

En los humedales, el suministro de oxígeno puede estar influenciado por factores bióticos y abióticos. En principio, la disminución de oxígeno disuelto a lo largo del humedal está asociada a la oxidación de compuestos carbonáceos y nitrogenados por acción de los microorganismos presentes (Kadlec & Reddy, 2001). Además, factores como la vegetación pueden contribuir a la transferencia de oxígeno. La influencia de la vegetación está dada por la fotosíntesis, donde el oxígeno se transfiere desde las hojas hasta las raíces a través de fenómenos de difusión y convección (Huang *et al.*, 2013).

La profundidad de la zona de medición también puede representar un factor de influencia pues, a mayor profundidad, menor será la concentración de oxígeno en el humedal, debido a que la transferencia de oxígeno ocurre en las zonas superficiales e intermedia donde las raíces y rizomas de las plantas pueden hacer difusión de este (Sewandi *et al.*, 2010). De acuerdo con Huang *et al.* (2013), los humedales de flujo horizontal no deberían tener una profundidad mayor a 0.70 m pues en las zonas inferiores se pueden producir microambientes anaerobios que limitan los procesos de remoción de nitrógeno. No obstante, para este estudio se encontró que la mediana global de oxígeno disuelto es de 1.27 mg/L O₂, y los valores de potencial redox demostraron la prevalencia de un medio oxidativo a pesar de su profundidad de 1.1 m.

Esto es importante de resaltar pues, como ya se describió en la metodología empleada para el monitoreo de parámetros *in situ*, el equipo multiparámetro se introdujo hasta la profundidad de fondo del humedal y en este punto se realizó el monitoreo, de allí que los segmentos intermedios siempre registraron menor concentración de oxígeno que la entrada y salida del sistema, pues la degradación de la materia orgánica en dicha zona de profundidad consumió el oxígeno disponible, mientras que, una vez llegada la salida del sistema, pudo presentarse una re aireación (Liang *et al.*, 2017).

Adicional a la vegetación sembrada, entre las observaciones realizadas sobre el humedal, se encontró que alrededor de algunas plantas de la especie *Colocasia esculenta* crecieron de manera adjunta especies de maleza y arbustos (ver *Figura 17*), logrando la identificación de especies como *Ludwigia grandiflora*, *Heterantea multiflora* y *Cyperus odoratus*, lo cual pudo intensificar la transferencia de oxígeno al sistema mediante su fotosíntesis. El impacto de estas sobre la especie *Colocasia esculenta* es discutido en la sección 8.3

Figura 17

Identificación de malezas alrededor de especie Colocasia esculenta.



Nota. a) Heterantea multiflora, b) Ludwigia grandiflora, c) Cyperus odoratus. Elaboración propia. (2025).

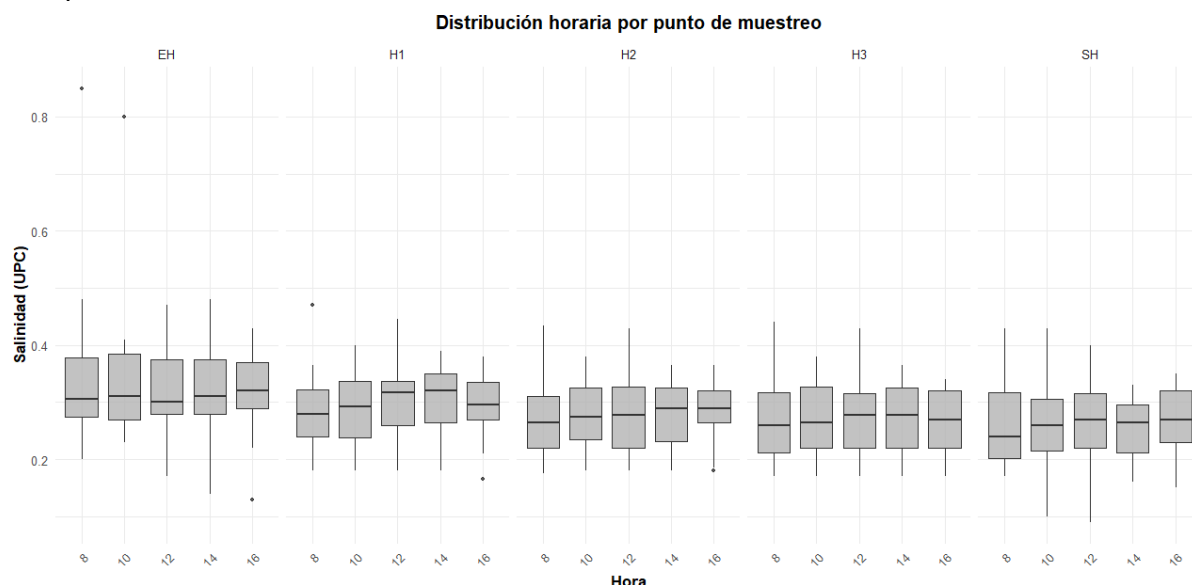
8.1.5. Salinidad

Este parámetro, que mide el contenido de sales en una fuente, puede afectar el crecimiento de las plantas del humedal interfiriendo en la toma de cationes esenciales tales como el potasio y el calcio, afecta la germinación de semillas, así como su actividad enzimática y se desarrollan alteraciones en el crecimiento tanto vertical como horizontal de la planta, lo cual trae como consecuencias un inadecuado proceso fotosintético, evaporación y síntesis de proteínas (Valencia, 2014).

En este estudio, la mediana de los datos a la entrada arrojó un valor de 0.31 PSU y esta fue disminuyendo de manera progresiva durante su recorrido en el humedal, de modo que en H1 presentó un valor de mediana de 0.30 PSU, 0.28 PSU en H2 y 0.27 PSU tanto en H3 como en la salida, como se observa en la *Figura 18*.

Figura 18

Comportamiento de la salinidad en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Los niveles de salinidad a la entrada del humedal pueden estar asociados al tipo de suelo que se encuentra en los cultivos de ASORUT. En un estudio realizado por Echeverri-Sánchez *et al.* (2017) se encontró que los suelos de este distrito tienen una clasificación media-alta de riesgo por salinización, lo cual está influenciado tanto por la tolerancia de los cultivos sobre el contenido de sales del agua de irrigación, como por las condiciones climatológicas, pues la zona es considerada seca por su baja precipitación y alta evapotranspiración, lo que incrementa las necesidades de irrigación y así mismo la acumulación de sales cuando no se tiene un manejo correcto del suelo.

Esta reducción en la salinidad a la salida del sistema, aunque pequeña, está relacionada a diferentes mecanismos, tales como su absorción por parte de las plantas, inmovilización por parte de los microorganismos, precipitación de sales insolubles y hasta su volatilización (Leocádio, 2022). De acuerdo con Tuttolomondo *et al.* (2016), la evapotranspiración en climas cálidos presenta una influencia mayor en cuanto a la variación de la salinidad que la precipitación, pues esta última puede generar dilución del contenido de sales, mientras que la evapotranspiración fomenta su concentración debido a la pérdida de agua (Leocádio, 2022). A lo largo de la jornada de monitoreo se puede observar como a las 12:00 las concentraciones promedio son mayores que las demás horas, lo cual puede estar asociado con que, a dicha hora, la intensidad de la radiación solar fue mayor, aumentando así la evapotranspiración.

En cuanto a su impacto sobre las plantas emergentes, se ha reportado que la especie *Heliconia psittacorum* presenta tolerancia moderada a la salinidad (University of Florida, 2021), mientras que estudios realizados sobre la especie *Colocasia esculenta* bajo diferentes concentraciones de NaCl con el objetivo de identificar su adaptabilidad ante diferentes condiciones de salinidad, encontraron que esta puede soportar condiciones con salinidad moderada, mientras que un aumento puede afectar negativamente su crecimiento y

producción de biomasa (Lloyd *et al.*, 2021). Sobre la especie *Sagittaria latifolia*, estudios reportan que su tolerancia ante ambientes salinos es baja y el crecimiento de la biomasa subterránea (rizomas) se ve afectado (Martin & Shaffer, 2005), lo cual va acorde a su clasificación como especie no tolerante a ambientes salinos (Florida Native Plant Society, 2021). De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, las condiciones de salinidad fueron favorables para las macrófitas emergentes, pues las concentraciones de salinidad se mantuvieron en un rango moderado, permitiendo que las plantas presentaran buena adaptación.

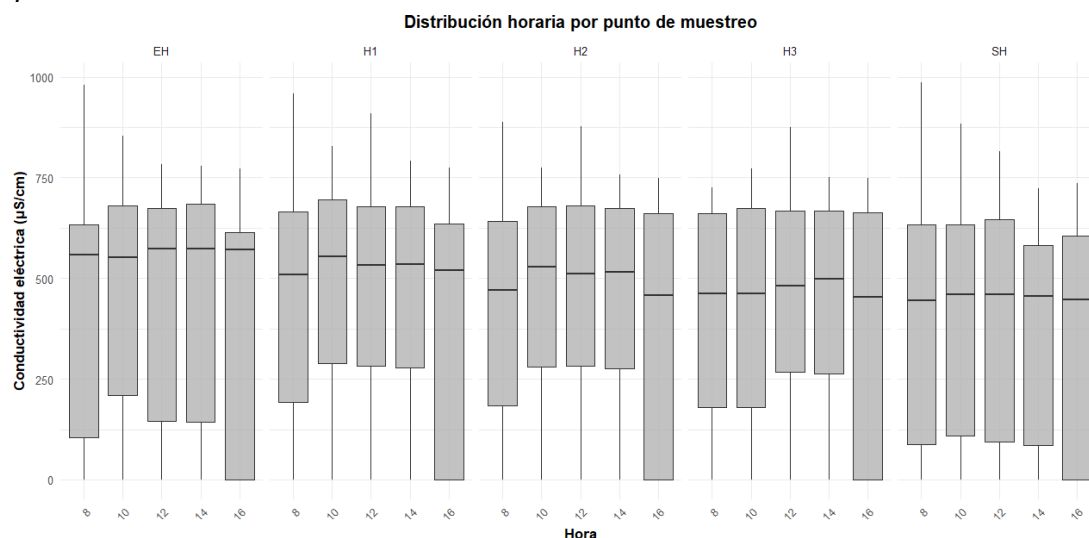
8.1.6. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) refiere a la presencia de iones en el agua que tiene la capacidad de transportar corriente eléctrica (Aguirre, 2009; Madrid & Socorro, 2015). Como se observa en la *Figura 19*, los datos de conductividad obtenidos en campo no muestran mayores cambios, oscilando entre 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, manteniéndose dentro de este rango en la mayoría de las mediciones. Según Ayers & Westcot (1985), este rango se asocia con un agua con media salinidad, mientras que los valores altos ya se registran como salinidad alta. Estos valores se deben a la presencia de fertilizantes y plaguicidas químicos, los cuales llegan por la escorrentía agrícola. Los fertilizantes están compuestos por nutrientes esenciales para los cultivos (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y azufre) que al disolverse en el agua incrementan su concentración de iones disueltos elevando así la CE (Pastor, Vera & Martínez, 2015; Esquivel, 2017; Barzan, *et al.*, 2020).

Además, esta variabilidad en la CE puede estar sujeta tanto a los procesos de degradación que ocurren dentro del sistema, especialmente por la liberación de iones durante la descomposición de materia orgánica y otros compuestos, como por las características del afluente mencionadas anteriormente. Dado que el afluente no siempre tiene las mismas concentraciones de materia orgánica y otros contaminantes, es posible que la CE varíe a lo largo del tiempo (Espejo, 2017).

Figura 19

Comportamiento de la conductividad eléctrica en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Por hora, no se evidenció una variación significativa en los valores de mediana con los datos registrados durante el muestreo, ya que estos se mantuvieron en un rango de 568 $\mu\text{S/cm}$ y 605 $\mu\text{S/cm}$ entre las 8:00 a las 16:00. Sin embargo, los cambios significativos se observaron al analizar los datos semanalmente indicando que no existe un patrón constante en su comportamiento. Durante las primeras dos semanas los valores variaron entre los 694 y 987 $\mu\text{S/cm}$, mientras que, en la tercera, cuarta y quinta semana el rango disminuye notablemente presentando valores entre los 318 $\mu\text{S/cm}$ y 629 $\mu\text{S/cm}$. A partir de la sexta semana los valores vuelven a elevarse nuevamente, repitiendo este comportamiento fluctuante en las siguientes semanas. Esta variabilidad se debe al patrón en la aplicación de pesticidas y fertilizantes que está influenciado por las necesidades de cada cultivo con el fin de mejorar la eficiencia de crecimiento (Vicente & Calle, 2024; FAO, 2025). Además, el riego en los cultivos y los factores ambientales como la precipitación también pueden cambiar y afectar la variabilidad de estos parámetros, debido a que el ingreso de agua con baja conductividad eléctrica neutraliza la CE alta del agua contaminada (Chang, *et al.*, 1997).

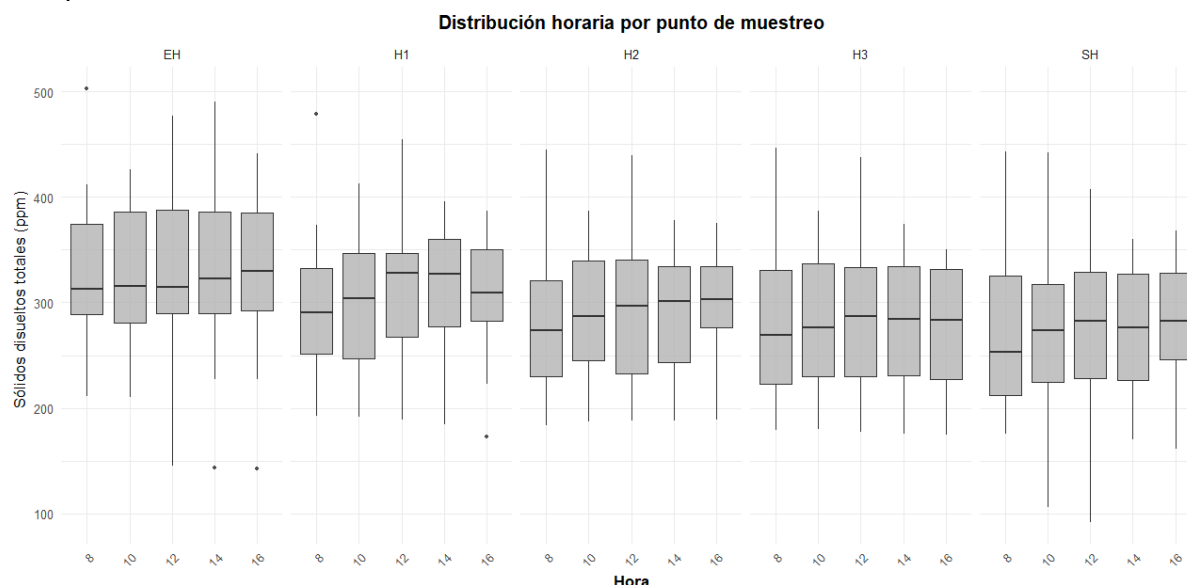
Por otra parte, se puede observar que en las mediciones por día la CE generalmente tienden a disminuir progresivamente a lo largo del recorrido en el humedal donde la entrada del sistema presentó una mediana de 632 $\mu\text{S/cm}$, seguida por H1 con 611 $\mu\text{S/cm}$, H2 con 581 $\mu\text{S/cm}$, H3 con 664 $\mu\text{S/cm}$ y finalmente la salida con 556 $\mu\text{S/cm}$. Esta disminución que se da por sección se presenta debido a los procesos que ocurren dentro del humedal tales como la filtración, sedimentación, absorción, sorción, degradación microbiana y asimilación de iones por parte de las plantas lo que reduce la concentración de contaminantes en el agua, y así, la CE (Guido & Durán, 2008; Jimenez, *et al.*, 2018; Nava, *et al.*, 2023). Este comportamiento se ha observado en otros estudios donde los valores de CE pasaron de 1083 a 490 $\mu\text{S/cm}$, presentando una disminución entre el afluente y el efluente del humedal (Shukla, *et al.*, 2021).

8.1.7. Sólidos disueltos totales

Como se observa en la *Figura 20*, los sólidos disueltos totales (SDT) se mantienen dentro de un rango estable entre 200 y 400 ppm presentando una variabilidad similar a la de la CE. Esto se debe a que la CE y los SDT están estrechamente ligados, pues la CE suele emplearse como un indicador indirecto de la concentración de SDT (Selvaraj & Kurian, 2009; Jimenez, *et al.*, 2024).

Figura 20

Comportamiento de los sólidos disueltos totales en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

En el día, los valores de mediana en los SDT no varían significativamente, manteniéndose en un rango estrecho entre 284 ppm y 304 ppm entre las 8:00 y las 16:00. Sin embargo, los cambios más relevantes se evidencian semanalmente, donde se observan fluctuaciones marcadas. Por ejemplo, durante las primeras dos semanas los valores oscilaron entre 352.5 ppm y 503 ppm, mientras que en las siguientes 3 semanas se registraron entre 92 ppm y 315 ppm. Esta tendencia de aumento y disminución se repite a lo largo de las 20 semanas, reflejando un comportamiento fluctuante similar al observado en la CE.

Por otra parte, en cuanto al paso a través del humedal, se observa que la concentración de SDT tiende a disminuir, donde en la entrada la mediana de SDT fue de 316 ppm, en H1 de 306.3 ppm, en H2 de 291.8 ppm, H3 de 283 ppm y finalmente en la salida de 278 ppm. Teniendo en cuenta que los SDT y la CE están determinados por la cantidad de sustancias disueltas en el agua, predominantemente especies iónicas, las razones de sus fluctuaciones en el transcurso de las semanas y su disminución a lo largo del humedal son las mismas que en el caso de la CE, es decir, los procesos físicos y biológicos que ocurren en estos sistemas (filtración, sedimentación, absorción, sorción y degradación de la materia orgánica) (Brusasco, 2014; Jimenez, *et al.*, 2024).

8.1.8. Turbiedad

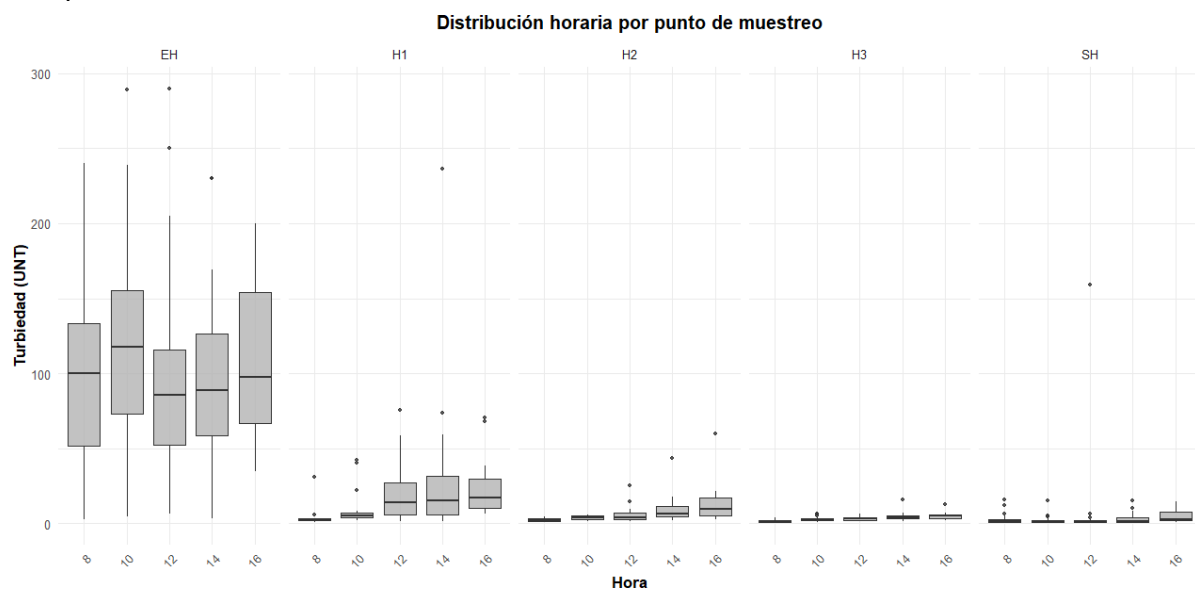
La turbiedad es un efecto visual que se genera en una muestra de agua por la dispersión e interferencia de los rayos de luz sobre esta misma (Romero, 2009). Los humedales de flujo subsuperficial horizontal suelen tener una remoción alta de turbiedad debido a los diferentes parámetros físicos y biológicos que se presentan, como la filtración debido al medio poroso, la sedimentación, la actividad biológica mediante la degradación de partículas orgánicas por parte de las plantas y los microorganismos (García & Corzo, 2009; Rivera, 2015). En el caso del sistema estudiado, se obtuvo una remoción promedio del 96.9% evidenciando el efecto

del tratamiento gracias a los procesos físicos que se generan en el interior, esta remoción concuerda con los resultados de Quintero *et al.* (2021) y Solís *et al.* (2016) donde obtuvieron una remoción del 90% y 94.8% en la turbiedad, respectivamente.

En la *Figura 21* se observa como los valores de turbiedad tienden a reducirse a medida que el agua atraviesa el humedal empezando con la entrada que tuvo una mediana de turbiedad de 95.4 UNT, seguido de H1 con 7.6 UNT, luego H2 con 4.28 UNT, H3 con 3.3 UNT y la salida del humedal con un 1.3 UNT.

Figura 21

Comportamiento de la turbiedad en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Entre los puntos de muestreo, se observa como H1 presenta una mayor turbiedad, esto puede estar asociado a su ubicación al inicio del sistema, una zona que tiende a colmatarse con mayor facilidad debido al crecimiento de los sólidos en suspensión y la biopelícula (Forero, 2009). A lo largo de la jornada de medición se evidenció una variación en los valores de turbiedad del humedal. A las 8:00 el valor de la mediana es de 2.35 UNT mientras que el resto del día (10:00, 12:00, 14:00) los valores oscilaron entre 4.55 UNT y 6.15 UNT. Esta diferencia puede explicarse por el arranque de la bomba para la alimentación, ya que esta fue encendida después de la primera medición de las 8:00. En consecuencia, la primera medición corresponde al agua estancada que permaneció en el sistema por dos días, presentando menor turbiedad, mientras que, al encenderse la bomba, el ingreso de agua nueva y el movimiento podría haber aumentado este parámetro. A las 16:00 el valor de la mediana fue de 10.2 UNT, lo cual podría estar asociado a los vientos característicos que se generan a esa hora en el lugar de estudio, ya que estos pueden provocar la resuspensión de sedimentos en la columna de agua incrementando la turbiedad (Vidart *et al.*, 2022).

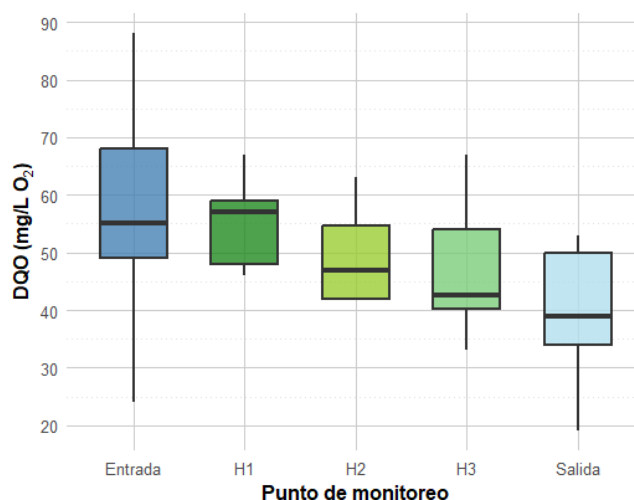
8.2. Comportamiento de la eliminación de materia orgánica en el humedal

8.2.1. Eliminación de DQO

En los sistemas de humedales construidos existen diferentes mecanismos de fitorremediación responsables de la remoción de materia orgánica, donde la vegetación sembrada, el sustrato y el microbiota existente juegan un papel crucial en el desarrollo de estos. Para el sistema evaluado, la eficiencia promedio de eliminación de DQO fue de 20.77%, la mediana de concentraciones de entrada y salida fue de 55 mg/L O₂ y 39 mg/L O₂, respectivamente (ver *Figura 22*).

Figura 22

Comportamiento de la concentración de DQO en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Se resalta, además, que en las primeras mediciones hubo un incremento en la concentración de DQO a la salida, dando un porcentaje de remoción negativo de -65.38%, esto puede estar relacionado con la fase de arranque y puesta en marcha del sistema. Varios autores reportan que estos fenómenos, también llamados cortos circuitos (al no ocurrir ningún tratamiento), pueden estar influenciados por una falta de control en la operación del sistema, ya sea de caudal o de la carga orgánica aplicada (EPA, 1988; CONAGUA, 2015; Flores & Ocaña, 2023), variables que no fueron controladas durante este estudio.

Los cambios tanto de caudal como de carga orgánica que ingresan al sistema pueden estar asociados con los fenómenos hidrológicos que ha experimentado el país, sobre todo teniendo en cuenta que la matriz de agua corresponde a una fuente de contaminación difusa, pues la escorrentía agrícola no es función única de la irrigación de los cultivos, sino también de la precipitación en el área de influencia. Estos cambios en los fenómenos hidrológicos pueden generar un efecto de dilución de la carga orgánica a tratar, cuando se presenta un aumento en la precipitación, de allí que las concentraciones de DQO a la entrada del sistema presentaran un rango tan amplio (24 – 88 mg/L O₂).

La baja eficiencia en remoción de DQO también se encuentra asociada al tipo de operación del sistema, pues este se alimentó únicamente durante tres días de la semana, lo que hizo que el agua permaneciera en el reactor biológico durante una condición de batch de 2 días previo al monitoreo, pues el seguimiento se realizó los días lunes a la par de su alimentación, y la última alimentación de la semana correspondía a los días viernes. Este almacenamiento de agua en el humedal puede provocar que los metabolitos, resultados de la biotransformación de los pesticidas presentes, se adhieran al sustrato generando acumulación, aumentando así su toxicidad sobre los microorganismos ya que pueden inhibir a las poblaciones microbiales encargadas de la degradación de la materia orgánica (McDonald *et al.*, 1999; Becerra & Durán, 2004). En un reactor de flujo continuo se asegura alimento constante para los microorganismos, por lo que estos pueden presentarse en una fase de crecimiento exponencial durante el consumo del sustrato, mientras que una operación discontinua hace que los microorganismos permanezcan en una fase endógena, pues el sustrato solo estará disponible de manera instantánea mientras se alimenta el reactor, por lo que el sustrato comienza a escasear y la fracción biodegradable de los pesticidas se transforma en metabolitos tóxicos y poco biodegradables ante su acumulación y permanencia en el medio (Metcalf & Eddy, 2003; Romero, 2004; Barba *et al.*, 2009).

Otros factores por considerar en cuanto al desarrollo y permanencia de los microorganismos en sistemas de tratamiento biológico son el pH y el suministro de nutrientes; el pH, por su parte, presentó un promedio de 7.59 a lo largo de todo el estudio, considerando todas las secciones del humedal, mientras que el rango de tolerancia para los microorganismos se sitúa en 5.0 – 9.0 y el rango óptimo en 6.5 – 7.5 unidades (García, 2001; Metcalf & Eddy, 2003), por lo que las condiciones fueron favorables. Por otro lado, se puede considerar que, debido a la naturaleza de la muestra, la cantidad de nutrientes no representa un factor limitante en el sistema, pues en la escorrentía agrícola también se arrastra consigo cantidades considerables de fertilizantes (compuestos ricos en N y P, macronutrientes esenciales para el desarrollo celular) (López *et al.*, 2017).

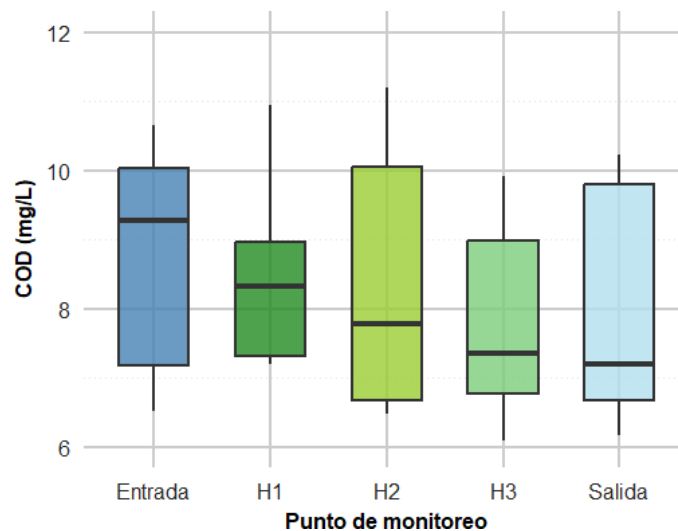
De acuerdo con Amábilis-Sosa *et al.* (2023), una baja eficiencia de eliminación de compuestos orgánicos puede estar asociada a la presencia de halógenos tales como el cloro y flúor, debido a su capacidad para atraer electrones, lo cual dificulta su degradación al ser más recalcitrantes. Se reporta que desde el 2010, más del 90% de los agroquímicos del mercado contienen compuestos halogenados, por ejemplo, una gran parte de fungicidas y herbicidas contienen átomos de flúor, mientras que los insecticidas contienen, en la mayoría de los casos, átomos de halógenos mixtos de cloro y flúor (Jeschke, 2017).

8.2.2. Eliminación de COD

Respecto al carbono orgánico disuelto (COD), el rango de eficiencias de remoción estuvo entre -1.86% y 37.31%, con una eficiencia promedio de 14.40%, encontrando eficiencias negativas en dos ocasiones y un valor de eficiencia casi nulo de 0.21%, demostrando que entre las concentraciones de entrada y salida no hubo variación significativa, como se observa en la *Figura 23*.

Figura 23

Comportamiento de la concentración de COD en el humedal.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Las eficiencias de remoción de COD son bajas comparadas con otras investigaciones como la realizada por Agudelo *et al.* (2010), quienes reportaron eficiencias de hasta el 93.2% en la evaluación de cuatro HC de flujo subsuperficial horizontal para tratar una muestra de agua residual sintética contaminada con el insecticida Clorpirifos y *Phragmites australis* como especie macrófita. Por otra parte, Díaz *et al.* (2010) evaluaron cuatro HC de flujo superficial, cada uno con parámetros de diseño diferente, donde encontraron resultados similares a los obtenidos en el presente estudio, con eficiencias que oscilaron entre -20.93% y -154.54%. El incremento del carbono orgánico disuelto a la salida del humedal se asoció a su largo tiempo de retención hidráulico, el cual pudo promover mecanismos como la evapoconcentración y la lixiviación de COD por parte de la vegetación (Díaz *et al.*, 2009).

En la literatura se ha reportado que el crecimiento de la vegetación puede tener influencia sobre los aportes de materia orgánica al humedal. En un estudio realizado por Gray (1997) se demostró los cambios que sufre la materia orgánica a través de un humedal, donde la materia orgánica asociada a fuentes antropogénicas sí logro ser removida por el sistema, mientras que hubo un aumento debido a la fracción asociada a las plantas y algas. En un estudio posterior, realizado por Pinney *et al.* (2000) también se encontraron resultados similares; en él se evaluó un humedal dividido en tres celdas, donde las concentraciones de COD aumentaron en el recorrido longitudinal del humedal, como resultado de la degradación del componente vegetal muerto más la solubilidad abiótica de los compuestos orgánicos de las plantas y su acumulación a lo largo del sistema, comportamiento similar al reportado en este estudio pues, a pesar de que la mediana de concentraciones disminuye, el rango se amplía en el segundo tercio (H2) en comparación al primero (H1).

Por otro lado, como se observa en la *Figura 24*, durante la evaluación del humedal se identificó el crecimiento de algas adheridas al medio filtrante y en suspensión sobre el agua cuando el sistema se operó bajo una condición de inundación en las primeras semanas de monitoreo durante la fase de arranque y aclimatación de este. Las algas comprenden un tipo de microorganismos acuáticos fotosintéticos unicelulares, en aguas dulces superficiales se

dividen en tres grupos: microcíticas, fotosintéticas y filamentosas (Zhao *et al.*, 2023). Si bien no se comprobó mediante pruebas de laboratorio el tipo de algas presente, se estableció como hipótesis que estas podrían ser algas filamentosas, debido a su estructura morfológica similar a hilos alargados, características típicas de este género (López *et al.*, 2017).

Figura 24

Crecimiento superficial de algas en el humedal.



Nota. a) Crecimiento adherido al lecho de grava, b) Crecimiento sobre el nivel de agua superficial. Elaboración propia. (2025).

Esta observación sobre el crecimiento superficial de algas en el humedal se dio en las zonas del primer y segundo tercio, demostrando que su aparición está asociada a la carga orgánica y de nutrientes disponible en dichos segmentos del humedal, favoreciendo las condiciones para su proliferación, ya que estos organismos, tanto en su forma macro como microscópica, requieren una concentración mayor de nutrientes para la formación de biomasa en comparación a las bacterias heterotróficas (Truong *et al.*, 2024). No obstante, si bien estas pueden tener una relación simbiótica con la vegetación sembrada, también se pueden dar relaciones de antagonismo, como la competencia por nutrientes, impedimento en el paso de la luz debido a la sombra y efectos alelo químicos (Zhang *et al.*, 2023).

Aunque el crecimiento de algas en la superficie del humedal representa un aporte en la materia orgánica disuelta, este no fue una constante a lo largo del estudio, por lo que otras fuentes de aporte de COD pueden considerarse como las hojas muertas de la misma vegetación (Pinney *et al.*, 2000), lo cual sí se presentó de manera continua. Este mecanismo de aporte de COD ha sido estudiado por Moran & Hodson (1994) y Huang *et al.* (2018), donde la descomposición bacteriana de los detritos vegetales puede transformar el material orgánico particulado en disuelto debido a la liberación de sustancias húmicas, asociado también a las características de crecimiento estacional de las plantas, además que el mismo rizoma y las raíces de las plantas pueden liberar carbono orgánico disuelto (Schnitzer & Khan, 1972; Thurman, 1985; Ma *et al.*, 2022).

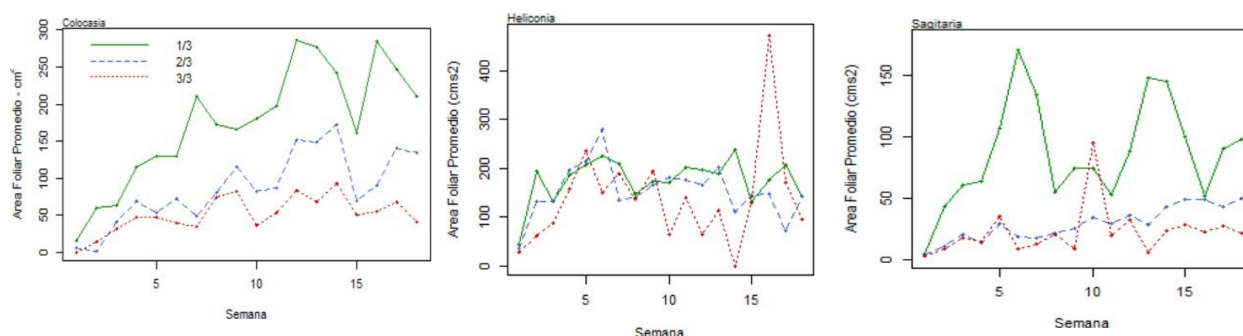
8.3. Adaptación de especies macrófitas

Se realizó un seguimiento continuo a las plantas macrófitas, esto permitió conocer su aclimatación en el sustrato y las condiciones del medio. Su crecimiento se registró en función del área foliar promedio (cm^2) por cada especie y en cada uno de los tercios que conformaron el humedal.

En la *Figura 25* se observa el comportamiento de este parámetro por cada especie, encontrando así que la especie *Heliconia psittacorum* presentó el mayor crecimiento en comparación a las otras dos especies, reportando un valor promedio de 159.56 cm^2 , mientras que los valores promedio para *Colocasia esculenta* y *Sagittaria latifolia* reportaron ser de 104.58 cm^2 y 46.30 cm^2 , respectivamente. Este resultado se asocia a la naturaleza morfológica de la planta, pues la *Heliconia psittacorum* presenta hojas alargadas que pueden medir más de medio metro de longitud, incrementando el área foliar (Hapsari *et al.*, 2019).

Figura 25

Área foliar promedio por cada especie.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Además, la especie *Heliconia psittacorum* ha sido implementada como macrófita en diferentes estudios de humedales construidos que van desde muestras de aguas residuales domésticas hasta efluentes industriales o contaminados con pesticidas. En la investigación realizada por Henny *et al.* (2022) se evaluó la implementación de esta especie en el tratamiento de un efluente de agua residual textil, la cual contiene diferentes compuestos contaminantes, tales como colorantes, metales tóxicos, surfactantes, nutrientes y sólidos disueltos totales, encontrando que esta tuvo un buen crecimiento con germinación de nuevos brotes en el sistema. En otro estudio se evaluó la remoción del herbicida glifosato, donde se encontró que su eficiencia de remoción fue del 97.10%, siendo esta la eficiencia máxima entre las otras dos especies evaluadas (*Canna indica* y *Alpinia purpurata*), demostrando así su aclimatación al sustrato, pues esta presentó buen crecimiento a pesar de la presencia del pesticida evaluado (Aguilar-Cortés *et al.*, 2025). De modo que la implementación de la especie *H. psittacorum* en este estudio, así como en otras investigaciones, reafirman su capacidad como especie fitorremediadora, siendo resiliente ante diversidad de contaminantes y condiciones ambientales.

Por su parte, la especie *C. esculenta* ha sido empleada en diferentes investigaciones para el tratamiento de diversas fuentes de contaminación en HC, por ejemplo, Rani *et al.* (2025)

emplearon esta especie para el tratamiento de efluentes de fábricas de papel, los cuales tienen una alta concentración de metales pesados como el Al, Cd, Cu, Cr, Mn, Fe, Pb, Hg y Zn, demostrando que estos no representaron inhibición en su crecimiento y tienen la capacidad de acumulación de metales pesados, lo cual también fue reportado en el estudio realizado por Madera-Parra *et al.* (2014), donde evaluaron una muestra de lixiviados en un policultivo de *C. esculenta*, *H. psittacorum* y *G. sagittatum*. Esto se resalta pues, al igual de contener agroquímicos, la escorrentía agrícola puede arrastrar consigo metales pesados presentes en el suelo de los cultivos, así como de los mismos agroquímicos que se aplican (Ouyang *et al.*, 2018), de modo que su caracterización como especie acumuladora de metales pesados, al igual que la especie *H. psittacorum*, contribuyeron a su permanencia en el sistema.

En cuanto a la especie *S. latifolia*, su implementación como macrófita en HC ha sido limitada, sin embargo, resultados demuestran su adaptabilidad ante condiciones de carga orgánica y nutrientes típicos de aguas residuales domésticas, con remociones superiores al 95% en DQO y adaptabilidad a condiciones ligeramente alcalinas, reportando su permanencia bajo condiciones de pH de 7.9 – 8.4 (López-Ocaña & Magaña-Flores, 2023), por lo que las condiciones del presente estudio fueron favorables para su adaptabilidad. Otro estudio realizado por McKnight *et al.* (2021) reportó la eficiencia de esta especie en la remoción del fungicida Azoxystrobin y el insecticida Imidacloprid en una muestra de agua sintética, reportando rendimientos de 28.7% y 79.3% para cada compuesto, respectivamente, siendo resiliente ante variaciones en la concentración de dichos pesticidas. Esto indica que la especie se pudo adaptar a las condiciones de contaminación y demostró potencial como especie fitorremediadora de contaminación por escorrentía de pesticidas.

Todos estos estudios, en concordancia con los resultados de esta investigación, demuestran que las especies *H. psittacorum*, *C. esculenta* y *S. latifolia* presentan adaptabilidad a diferentes condiciones de sustrato y constituyen una excelente alternativa para el tratamiento de escorrentía agrícola, la cual contiene diversidad de contaminantes. No obstante, garantizar condiciones ambientales propicias para cada especie representa uno de los principales factores de influencia sobre su desarrollo y crecimiento, lo cual puede ser una limitante cuando se trata de sistemas que operan bajo condiciones reales tanto de operación como de muestra, por lo que la selección de plantas nativas o naturalizadas a la zona de estudio puede favorecer su permanencia y aclimatación en el sistema. Para la presente investigación, las macrófitas estudiadas corresponden al tipo naturalizadas, condición que hace alusión a que, si bien no son nativas de la región, se han adaptado a las condiciones del hábitat y forman parte de la biodiversidad del ecosistema (Gómez-Serrano & García-Berlanga, 2007).

Como observaciones sobre el sistema se encontró que el crecimiento adherido de especies de maleza y arbustos sobre la especie *C. esculenta* está asociado directamente con el tipo de sustrato sobre el cual esta se sembró, pues a diferencia de las especies *H. psittacorum* y *S. latifolia*, cuyas raíces fueron sembradas directamente sobre el medio de grava, la especie *C. esculenta* se sembró en tierra, lo que permitió que este medio incorporara otras especies que fueron consideradas como invasoras durante el estudio (*Ludwigia grandiflora*, *Heterantea multiflora* y *Cyperus odoratus*), las cuales fueron removidas del sistema cada semana durante el período de evaluación como actividad de mantenimiento. Si bien este crecimiento adherido puede limitar la absorción de nutrientes debido a la competencia entre especies (Aguilar-

Cortés *et al.*, 2025), su presencia pudo aportar oxigenación al medio, lo cual se corroboró con las condiciones de oxígeno disuelto y E_H presentadas.

Por otro lado, en cuanto al comportamiento diferenciado por segmento del humedal, se observa también que hay un mayor crecimiento en el primer tercio, pues es donde se reportan los valores máximos de área foliar para cada especie, exceptuando la especie *Heliconia psittacorum*, donde el valor máximo se presentó en el tercer tercio, sin embargo, esta variación se puede asociar a que este valor se reportó en las últimas semanas de monitoreo (semana 16), para la cual ya se encontraba una adaptación de las macrófitas hacia el sustrato y el medio, además, se debe tener en cuenta el factor de aleatoriedad entre las especies objeto de monitoreo, pues no se midió una única especie de manera continua sino el universo completo de forma aleatoria.

Dicha tendencia llevó al planteamiento de la siguiente hipótesis: el crecimiento de las macrófitas está asociado a su ubicación en el humedal, al igual que el tiempo. De modo que, en el primer tercio se presenta el mayor crecimiento y este aumenta a lo largo de las semanas de monitoreo. Esta hipótesis sobre el mayor crecimiento en el primer tercio del humedal se corroboró mediante el Test de Bonferroni, encontrando así que los valores p para las especies *Colocasia esculenta* y *Sagittaria latifolia* fueron inferiores a 0.05 (ver *Tabla 10*), corroborando este planteamiento, donde la variable “Tercio” refiere a su ubicación en el humedal y la variable “Semana” al tiempo. Esto ha sido comprobado de igual manera en otros estudios, donde se reportó mayor crecimiento y actividad fotosintética de las plantas en el área más cercana a la entrada del humedal, pues es allí donde se concentra la carga orgánica y nutrientes a lo largo del sistema, de forma que son consumidos de manera más rápida por las plantas (Lara, 1999).

Tabla 10

Valores p sobre comprobación de hipótesis del crecimiento vegetal en el humedal.

Variable	Especie		
	<i>C. esculenta</i>	<i>H. psittacorum</i>	<i>S. latifolia</i>
Tercio	$2.8e^{-12}$	0.119	$2.18e^{-08}$
Semana	$6.81e^{-09}$	0.312	0.013

En contraste, en los dos tercios posteriores (H2 y H3), se evidencia una disminución en el crecimiento de las plantas asociada a la reducción de nutrientes a lo largo del humedal, pues en su recorrido longitudinal se produce la mineralización de la materia orgánica y consumo de los nutrientes por las plantas sembradas en el primer tercio. Cuando la disponibilidad de nutrientes es deficiente las plantas tienen una tasa de crecimiento mucho más lenta, son más sensibles a las enfermedades y no completan su ciclo vital (World Agroforestry Centre, s.f.; Mengel & Kirkby, 1987).

Si bien la hipótesis fue nula para la especie *Heliconia psittacorum* ($p > 0.05$) tanto para la variable Tercio como Semana, representando la ubicación en el humedal y el transcurso del tiempo, respectivamente, esto demuestra que su crecimiento fue uniforme en todos los segmentos del sistema, sin importar la carga de nutrientes que estuviese presente en cada uno, mientras que el análisis temporal indica que su crecimiento fue fluctuante; no obstante, la especie presentó resiliencia al medio, pues en diferentes ocasiones la planta sembrada

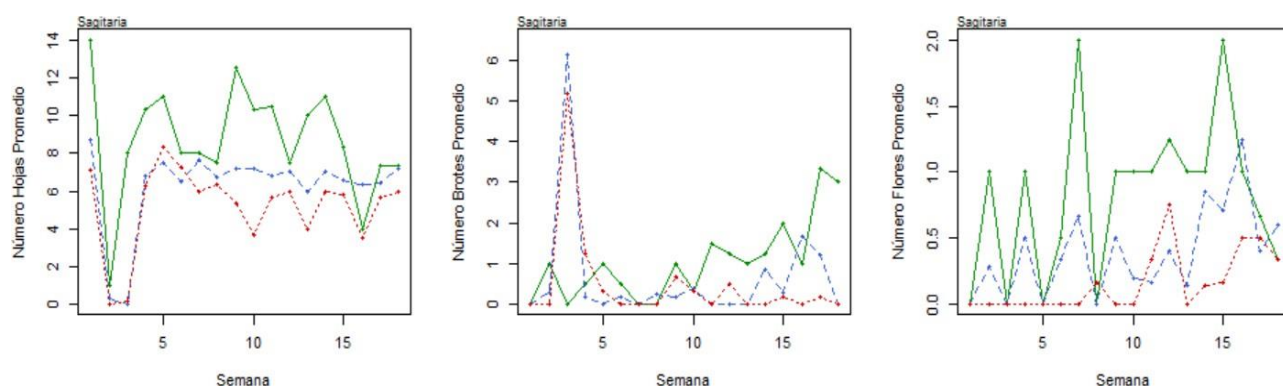
originalmente ya se encontraba muerta pero sus brotes prevalecían, por lo que la medición de largo y ancho de la hoja se realizaba sobre las hojas del brote en crecimiento que todavía no alcanzaba el valor de área foliar promedio del tercio a evaluar, de allí que se presenten variaciones semanales.

El crecimiento y desarrollo de las plantas depende de varios factores externos e internos presentes en su entorno tales como: el agua, el suelo, el aire, el calor, radiaciones, nutrientes, entre otras. Al cumplirse estos requisitos, las plantas tienen la habilidad para responder y ajustarse a los cambios en los que se encuentra (Courtis, 2014; Moreno, 2015). Entre ellos, uno de los factores esenciales para el ciclo de vida de la planta son los nutrientes, que desempeñan funciones clave en su crecimiento y desarrollo (Raven, *et al.* 2016; Esquivel, 2017; World Agroforestry Centre, s.f.). Existen 13 nutrientes necesarios que requieren las plantas, entre ellos están los macronutrientes, que son esenciales en grandes cantidades entre los cuales se encuentra el nitrógeno, fósforo, potasio. Estos nutrientes son los utilizados mediante los fertilizantes que se aplican a los cultivos en ASORUT para su crecimiento (Mengel & Kirkby, 1987; Salamanca & Baquero, 2009; Valencia & Rodríguez, 2015; Raven, *et al.* 2016; World Agroforestry Centre, s.f.).

Respecto a los resultados de los demás parámetros de seguimiento, en la *Figura 26* se observa un mayor número de brotes por parte de la *Sagittaria latifolia* con un promedio de 6 brotes, y con valores registrados en campo que variaron hasta 10 brotes siendo el valor más alto observado entre las 3 especies. Por otro lado, la especie *Heliconia psittacorum* ocupó el segundo lugar con un número promedio de 4 brotes (ver *Figura 27*), mientras que la *Colocasia esculenta* arrojó un valor promedio de 3 (ver *Figura 28*). Las tres comparten un mecanismo común de propagación vegetativa: el crecimiento rizomatoso simpodialmente ramificado, es decir, que se propagan mediante rizomas subterráneos que actúan como estructuras que originan nuevos brotes permitiendo su expansión. No obstante, la *S. latifolia* se distingue por tener un crecimiento agresivo formando grandes parches de plantas en cuerpos hídricos, lo cual se traduce en una mayor formación de brotes (Zepeda & Lot, 2005; Jerez, 2007; Duenas, 2010; Sosa, 2013; Generalitat Valenciana, 2013).

Figura 26

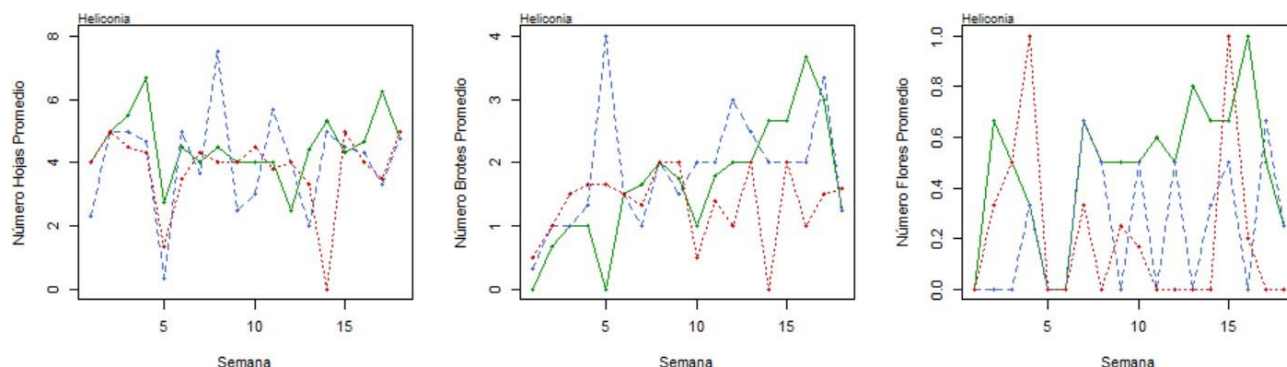
Resultados de seguimiento a especie Sagittaria latifolia.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Figura 27

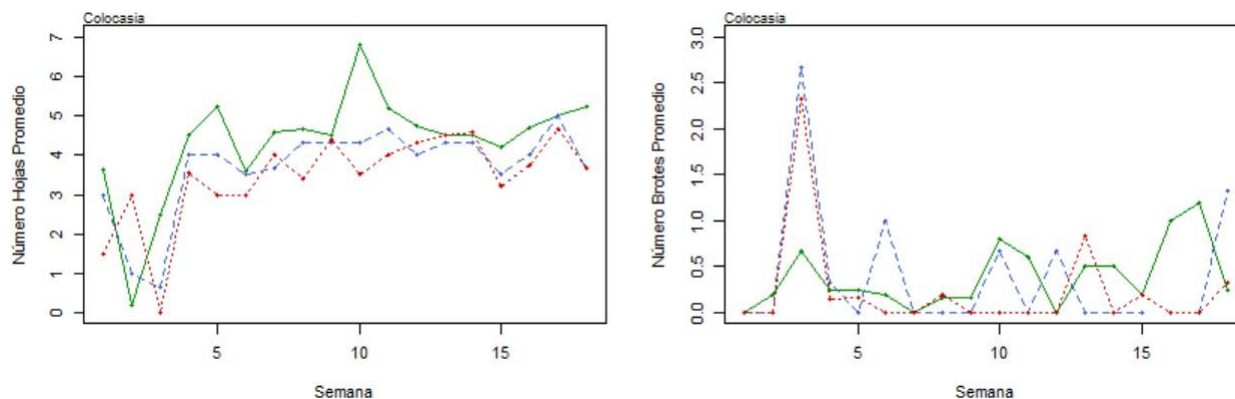
Resultados de seguimiento a especie Heliconia Psittacorum.



Nota. Elaboración propia. (2025).

Figura 28

Resultados de seguimiento a especie Colocasia esculenta.



Nota. Elaboración propia. (2025).

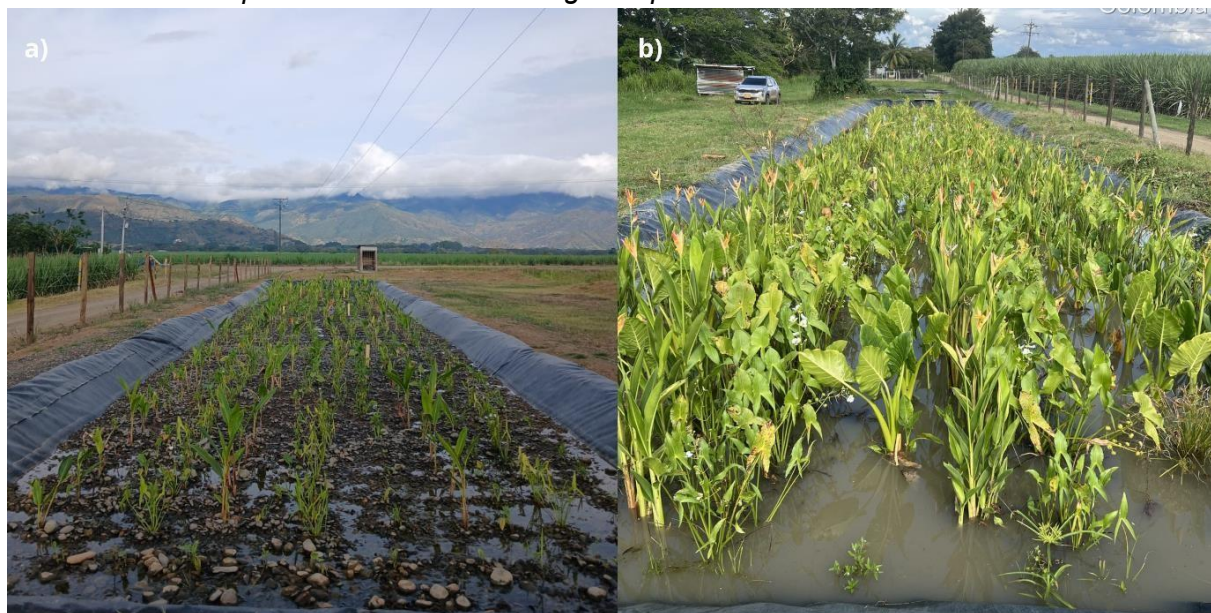
Es importante destacar que no se evidenció un patrón para el crecimiento de los brotes a lo largo de las semanas para ninguna de las especies evaluadas. Este comportamiento sugiere que la formación de brotes está más arraigada a las características propias de cada especie que por un ritmo de crecimiento predecible por las características del sistema, además evidencia que en estas hubo una buena adaptación hacia el sustrato al formar nuevo crecimiento de biomasa.

Por otro lado, en cuanto a la floración de las especies, este proceso está directamente relacionado con la prevalencia de condiciones ambientales óptimas para su desarrollo, de allí la importancia de escoger especies nativas para que su adaptación al tipo de sustrato se vea favorecida. Factores como la radiación solar y la temperatura se han reportado como los de mayor incidencia (Erwin, 2005). La floración para la especie *H. psittacorum* se reporta como continúa durante todas las temporadas del año, no obstante, para este estudio el promedio de flores fue mínimo, viendo así el impacto que la presencia de los diferentes contaminantes pudo tener sobre la especie. Este comportamiento de limitado número de flores también se presentó en la investigación de Aguilar-Cortés *et al.* (2025) para una muestra contaminada con glifosato. Por otro lado, la floración en la especie *S. latifolia* fue ligeramente superior que,

para la *Heliconia p.*, no obstante, su cantidad de flores puede aumentar con el transcurso del tiempo pues, se reporta que su período de floración corresponde a los meses de Julio – Septiembre (Missouri Botanical Garden, s.f.), mientras que el estudio se llevó a cabo en los meses de Enero – Abril. El crecimiento de las especies macrófitas se observa en la *Figura 29*, como comparación entre la puesta en marcha y la finalización del período de evaluación.

Figura 29

Crecimiento de especies macrófitas a lo largo del período de evaluación.



Nota. a) Vista del humedal al inicio del estudio. B) Vista del humedal finalizado el período de evaluación. Elaboración propia. (2025).

8.4. Eliminación de pesticidas

Para realizar la evaluación de la eliminación de pesticidas en el humedal construido se tomaron muestras por medio de POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Sampler*). En la *Tabla 11* se observan las diferentes concentraciones encontradas para cada agroquímico junto a las fechas entre las cuales se realizó el monitoreo por cada muestreo, las cuales iniciaron el 24 de febrero y finalizaron el 19 de mayo, encontrando así que, en diversas ocasiones, las concentraciones fueron inferiores al límite de detección de la técnica analítica usada, (0.002 µg/L).

Tabla 11

Concentraciones de los pesticidas.

Pesticida	Punto muestreo	Fecha				
		Feb 24 - Mar 10	Mar 10 – Mar 24	Mar 24 - Abr 7	Abr 7 - Abr 21	May 5 - May 19
Metalaxil	Entrada	0.109	0.093	0.190	0.152	0.178
	Salida	0.112	0.117	0.052	0.054	0.080
3,4-Dicloroanilina	Entrada	0.162	0.321	<LD	0.096	<LD
	Salida	0.164	0.210	<LD	<LD	<LD
Bifenilo	Entrada	0.123	0.163	0.545	1.449	<LD

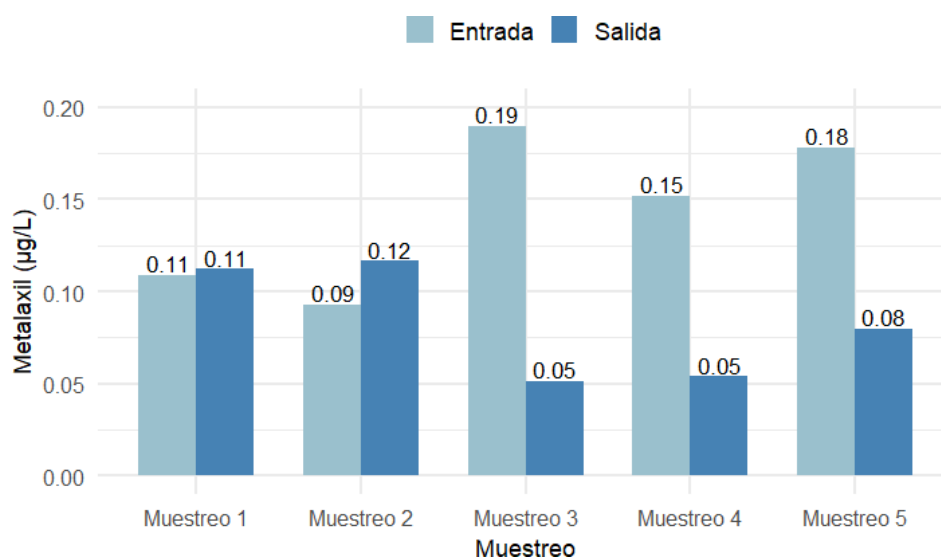
2-Fenilfenol	Salida	0.138	0.201	0.332	0.255	<LD
	Entrada	<LD	0.013	0.013	0.054	0.023
	Salida	0.008	0.011	<LD	0.037	<LD
Uretilamina	Entrada	0.098	0.176	0.161	-	-
	Salida	0.104	0.215	0.148	-	-

Nota. <LD: Límite detección

Para observar de manera comparativa las concentraciones entre la entrada y la salida, en los gráficos posteriores (ver *Figura 30 - 34*) se observan los resultados obtenidos de los muestreos por cada pesticida evaluado.

Figura 30

Concentraciones del pesticida Metalaxil.



Entre todos los pesticidas, el metalaxil reportó la mayor eficiencia promedio entre todos los compuestos evaluados, siendo, además, el que presentó la mayor frecuencia de detección. Se encontraron concentraciones promedio a la entrada de 0.144 µg/L, mientras que a la salida esta fue de 0.083 µg/L para una eficiencia promedio de 32.72%. No obstante, hay que resaltar que se registraron dos eficiencias negativas, una de -2.75% y otra de -25.81%, correspondientes a los muestreos 1 y 2, respectivamente.

Este comportamiento resulta algo inesperado, ya que sus propiedades fisicoquímicas, como un DT₅₀ en agua de 56 días, una alta solubilidad (8400 mg/L), y valor bajo de K_{oc} (162 mg/L) no favorecen particularmente su retención en el sistema (Vymazal, 2015; Tang, *et al.* 2021), por lo que su remoción en el sistema obedece a diferentes fenómenos como la biodegradación por medio de microorganismos, los cuales tuvieron condiciones óptimas en el humedal.

En una investigación, evaluando un HC de flujo superficial y simulando aguas de escorrentía agrícola contaminadas con metalaxil, acetamiprid, S-metolachlor y terbutilazina, se encontró

que la eliminación del metalaxil corresponde a un modelo cinético de primer orden, logrando una reducción de su tiempo de vida media en agua (DT_{50}) de 56 a 5.8 días, presentando aumentos notorios durante el verano, así mismo las eficiencias de remoción fueron superiores al 90%, con condiciones ambientales de 13.7°C de temperatura (Buscaroli *et al.*, 2024). En comparación, para el presente estudio, el rango de temperatura estuvo siempre por encima de los 20°C, lo que sugiere tasas de degradación mucho más rápidas, además, Buscaroli *et al.* (2024) encontraron en la fotodegradación uno de los principales mecanismos de remoción de este compuesto, dado que el sistema operó con flujo superficial.

Para este estudio, el mecanismo de fotodegradación, pudo haber sido limitado debido a la operación bajo un flujo subsuperficial y, cuando su funcionamiento se dio bajo condiciones de inundación (columna de agua 6 cm por encima del lecho de grava), se presentó el crecimiento superficial de algas, como ya se describió anteriormente, lo que provocó limitaciones en la penetración de la luz solar directa.

Es así como la degradación gracias a los microorganismos presentes puede tomar protagonismo, Buscaroli *et al.* (2024) encontraron que, de acuerdo con su estructura molecular, las bacterias y hongos primero hidrolizan el enlace éster del metalaxil, usándolo como fuente de carbono, liberando ácido metalaxílico, y luego degradan el anillo aromático, favoreciendo que su degradación fuese más rápida que los demás pesticidas, pues este carece de halógenos que lo conviertan en un compuesto recalcitrante (Buscaroli *et al.*, 2024).

No obstante, la presencia en su estructura de un anillo aromático y enlace éster, los cuales son más estables, hacen que para su degradación se requieran de microorganismos especializados. Por ejemplo, en un estudio realizado por Massoud *et al.* (2008) se encontró que los microorganismos responsables de su degradación son bacterias y hongos, logrando la identificación y aislamiento específico de las bacterias del género *Pseudomonas sp.*, las cuales lograron la mayor remoción, y los hongos *Aspergillus niger*, *Cladosporium herbarum* y *Penicillium sp.*, los cuales se adaptaron a condiciones de pH que variaron entre 4 – 8, prefiriendo un pH neutro. Wang *et al.* (2016) realizaron un estudio que tuvo por objetivo la identificación de los microorganismos presentes en un HC alimentado con agua residual sintética, encontrando así gran abundancia de los filos proteobacteria, actinobacteria, bacteroidetes y cyanobacteria durante el verano (temperatura promedio de 26.90°C), donde la mayor abundancia se encontró en las raíces de las macrófitas, superior a su presencia en el medio de soporte. En ese sentido, las macrófitas juegan un rol de gran importancia en los sistemas de HC pues proveen de un medio de soporte para el crecimiento de microorganismos y sirven como fuente de carbono (Vymazal, 2011). No obstante, por otro lado, Lv *et al.* (2017) sugieren que el medio de soporte puede contener bacterias capaces de degradar fuentes complejas de carbono orgánico.

Estos resultados, en relación con los reportados por Massoud *et al.* (2008), sugieren que las *pseudomonas* son comunes entre la microbiota de humedales construidos, de la cual se resalta que requieren de un medio bien oxigenado, condiciones que fueron registradas en la presente investigación, por lo que su remoción puede estar asociada a la presencia de esta especie. No obstante, la presencia de pesticidas puede alterar significativamente la presencia y abundancia de las comunidades microbianas de un HC, por lo que su permanencia y participación en los mecanismos de degradación es dependiente de las condiciones

ambientales que se presenten en el mismo para garantizar su permanencia y adaptación en el sistema, siendo este fenómeno la vía principal para su eliminación.

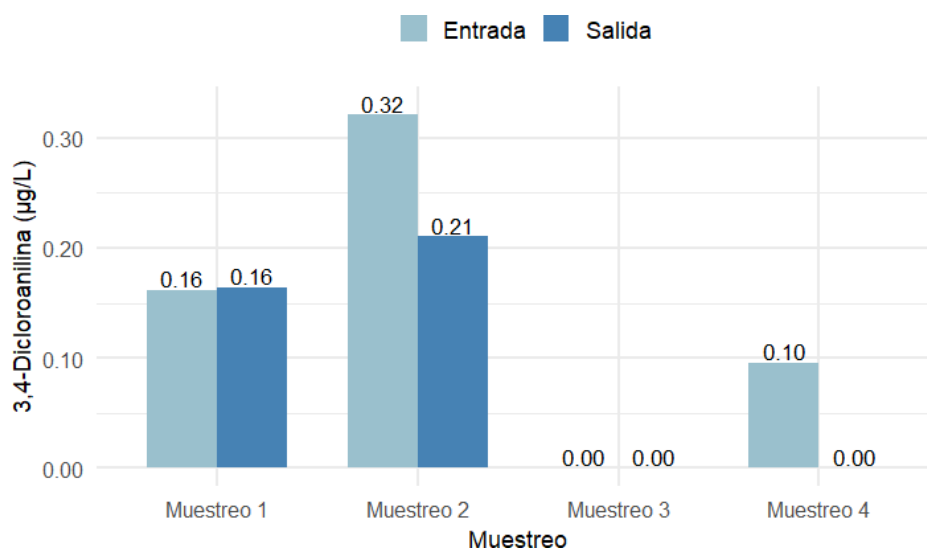
Cuando se analiza la estructura de los pesticidas evaluados en este estudio, se encuentra, por ejemplo, que la 3,4-Dicloroanilina y la dicloroanilina sí poseen compuestos recalcitrantes (CI), por lo que requieren de microorganismos deshalogenadores para su degradación. En ese sentido, You & Bartha. (1982) realizaron un estudio donde encontraron que la especie *Pseudomonas putida* puede mineralizar el 3,4-D en presencia de sustratos análogos no clorados, los cuales podrían ser, para el caso de este estudio, el bifenilo y el 2-fenilfenol, que al ser menos tóxicos logran generar una adaptación de la especie antes de lograr la mineralización del 3,4-D, por lo que su presencia en el sistema, según las características descritas anteriormente, también pudo verse beneficiada.

Otro género de microorganismos de gran importancia que suelen estar presentes en sistemas de HC son las algas, pues presentan la habilidad de bioacumular y degradar contaminantes orgánicos, sobre las cuales Wang *et al.* (2013) encontraron que la especie *Chlorella pyrenoidosa* resulta efectiva en la degradación de este pesticida, encontrando para la especie una eficiencia superior al 70% en la remoción de 3,4-D. De modo que, la degradación vía microorganismos puede ser uno de los principales mecanismos en su remoción, no obstante, al tratarse de un compuesto con una estructura compleja (dos átomos de cloro y un anillo bencénico), los grupos electronegativos repelan los ataques nucleofílicos de enzimas bacterianas (Cuesta *et al.*, 2021).

Si bien en el presente estudio se pudieron garantizar condiciones para la posible presencia de microorganismos capaces de degradar este compuesto, su eficiencia promedio fue del 16.67%, cuya variación entre las concentraciones de entrada y salida se observa en la *Figura 31*.

Figura 31

Concentraciones del pesticida 3,4-Dicloroanilina.

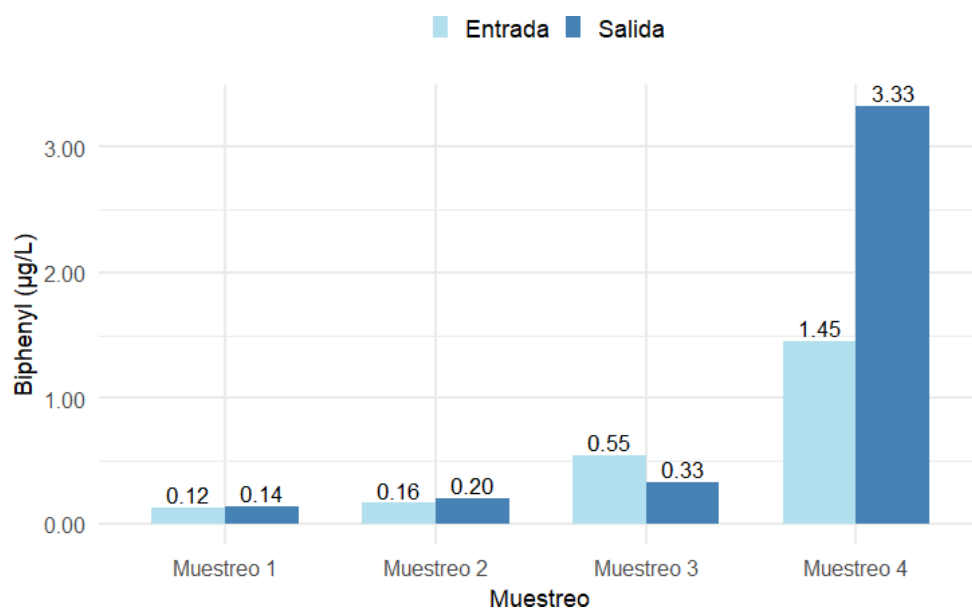


Se puede observar que este fue captado por los POCIS durante tres de los monitoreos, y en uno de ellos su concentración solo fue captada a la entrada más no a la salida (Muestreo 4), no obstante, esto no quiere decir que su eficiencia de remoción para tal muestreo haya sido del 100%, pero sí que su concentración fue inferior al límite de detección. En cuanto a su eficiencia, durante el primer monitoreo su concentración incrementa ligeramente en su recorrido por el humedal, pasando de 0.162 $\mu\text{g/L}$ en la entrada a 0.164 $\mu\text{g/L}$ en la salida, para el segundo monitoreo sí se observa una reducción significativa, obteniendo así una eficiencia del 34.58%.

Por otro lado, las concentraciones del bifenilo (ver *Figura 32*) demuestran que su concentración presenta una tendencia al aumento durante su recorrido por el HC en todos los muestreos donde su concentración fue superior al límite de detección, pues a la entrada las concentraciones promedio son de 0.57 $\mu\text{g/L}$, mientras que a la salida son de 0.99 $\mu\text{g/L}$, para obtener así una eficiencia promedio de 21.49%, superior al 3,4-D. Esto podría estar relacionado a su estructura, pues el bifenilo no tiene compuestos halogenados que lo conviertan en recalcitrante y retarden su degradación, haciéndolo susceptible al ataque de la dioxigenasa y convertirlo en ácido benzoico (Furukawa & Fujihara, 2008).

Figura 32

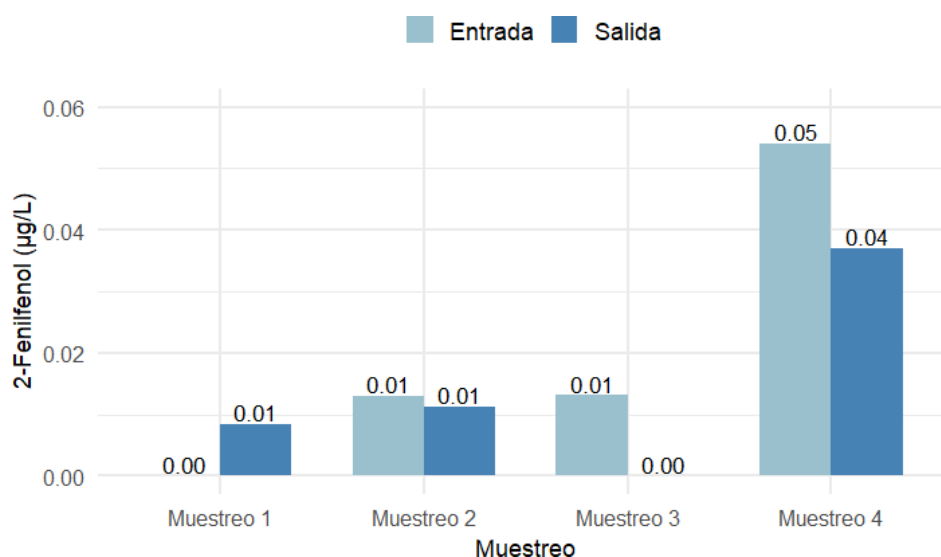
Concentraciones del pesticida Bifenilo.



En cuanto al 2-Fenilfenol, al igual que la mayoría de los pesticidas, no se obtuvo su detección durante el último monitoreo. Sus concentraciones, por otro lado, fueron inferiores al límite de detección durante la entrada del primer monitoreo y la salida del cuarto monitoreo, y se resalta que en el primer monitoreo su concentración aumento en la salida respecto a la entrada (ver *Figura 33*). Con estos datos, la eficiencia promedio reportada para este compuesto es de 23.43%.

Figura 33

Concentraciones del pesticida 2-Fenilfenol.

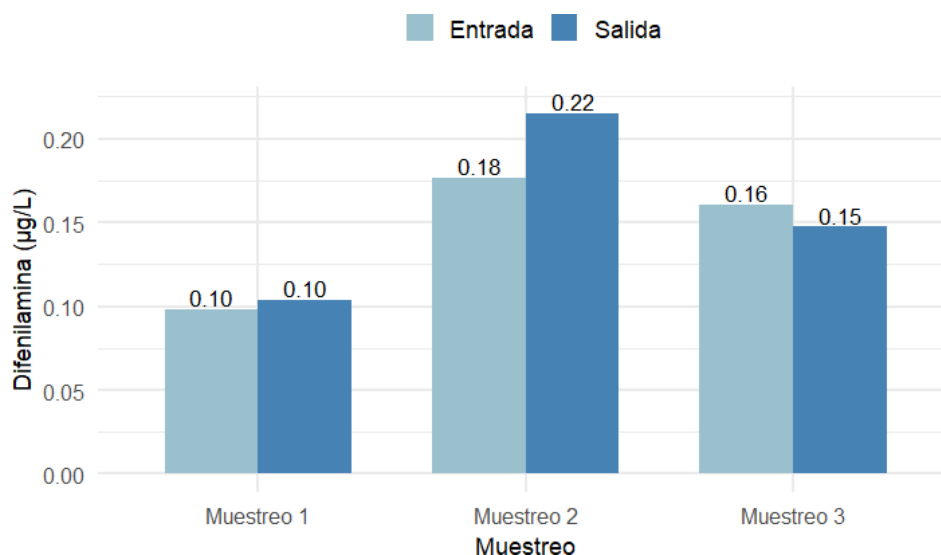


Su remoción puede estar asociada a sus propiedades fisicoquímicas: presenta una solubilidad moderadamente baja (560 mg/L), un coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}) alto, y un tiempo de degradación en agua (DT_{50}) bajo. Estas características favorecen su retención en el sistema, ya que los compuestos más hidrofóbicos tienden a adherirse con mayor facilidad a los suelos, sedimentos o coloides en suspensión, lo que facilita su remoción del agua (Budd, 2009; Tang, *et al.* 2021; McCalla, *et al.* 2022).

La difenilamina, por último, no fue detectada durante los dos últimos monitoreos, encontrando una tendencia a su acumulación respecto a los muestreos donde fue detectada pues su concentración aumentó en la salida durante los dos primeros monitoreos; las concentraciones en el humedal fueron en promedio de 0.145 µg/L y 0.155 µg/L para la entrada y salida, respectivamente, obteniendo así una eficiencia de remoción promedio de -6.73%, comportamiento representado en la *Figura 34*.

Figura 34

Concentraciones del pesticida Difenilamina.



Se puede observar que para los pesticidas Metalaxil, Bifenilo y Difenilamina las concentraciones aumentan a la salida durante los dos primeros monitoreos, mientras que la Dicloroanilina aumenta en el primer monitoreo, reportando así una acumulación de dichos agroquímicos; este fenómeno puede estar asociado a las características propias de cada pesticida. Se ha reportado que pesticidas con valores de K_{oc} superiores a 1,000 mg/L presentan gran capacidad para adsorberse a partículas de suelo, por lo que mediante este mecanismo pueden ser removidas en los sistemas de humedal gracias al medio de soporte empleado (Wu *et al.*, 2004; Poissant *et al.*, 2008; Vymazal, 2015). No obstante, la difenilamina y el bifenilo, ambos con K_{oc} superiores a este valor (4,104 mg/L y 2,085 mg/L, respectivamente), no mostraron las mayores eficiencias de remoción. En estos dos pesticidas, durante los dos primeros monitoreos, sus concentraciones fueron incluso mayores en la salida que en la entrada del humedal, lo que indica que no hubo eliminación en esa etapa, posiblemente debido a procesos de liberación desde los sedimentos o aportes internos. Sin embargo, en los monitoreos posteriores sí se observó una disminución de su concentración, lo que sugiere que el compuesto pudo haber sido retenido en el sistema por mecanismos como la adsorción a sólidos y la acumulación en sedimentos, favorecida por su hidrofobicidad y su baja solubilidad en agua (Budd, 2009; Tang, *et al.*, 2021).

Este comportamiento de concentración acumulada a la salida del humedal se debe a su capacidad de retención mediante mecanismos de sedimentación y filtración que, bajo condiciones ambientales no contraladas, como fuertes lluvias, pueden ocasionar una movilización de los pesticidas acumulados, provocando así una descarga retardada de los contaminantes retenidos (Budd *et al.*, 2011).

Para los períodos de funcionamiento de los muestreadores pasivos (febrero 24 – mayo 19), los informes hidrológicos reportaron que durante el mes de febrero el promedio de precipitaciones estuvo un 55% por encima de las precipitaciones históricas, con un

acumulado de 156 mm (CVC, 2025a). Luego, para el mes de marzo, siendo este un mes de transición entre la temporada de lluvias ligeras a la temporada lluviosa del país, las precipitaciones en el departamento presentaron un exceso general frente a los promedios históricos, siendo esta una anomalía climática húmeda generalizada, dentro de la cual clasifica la región RUT (CVC, 2025b).

Este comportamiento durante estos dos meses, correspondientes a los dos primeros monitoreos, se relaciona con los resultados obtenidos para las concentraciones de salida de los pesticidas, para los cuales, durante el primer monitoreo, se reportó un aumento en las concentraciones de salida de todos los pesticidas respecto a sus concentraciones de entrada, mientras que en el segundo monitoreo se reportó un aumento en las concentraciones de salida para tres de los cinco pesticidas evaluados respecto a las concentraciones de entrada, por lo que las lluvias de este período desplazaron los pesticidas concentrados en el sistema.

Por otro lado, para el mes de abril se reportó un aumento en la concentración de las precipitaciones del departamento hacia el inicio y final de mes, influenciadas por el ingreso de humedad desde el suroriente del país y la región Pacífica; para la zona norte del departamento en el distrito RUT, el promedio de lluvias acumuladas fue de 188 mm, lo cual se encuentra dentro de los registros históricos promedio (CVC, 2025c). Durante este mes, el cual abarcó parte del tercer y cuarto monitoreo, las concentraciones registradas no presentaron mayor variación, pues no hubo una tendencia de acumulación excepto por el cuarto monitoreo del Bifenilo, el cual sí presentó este comportamiento.

Por último, durante el mes de mayo, el promedio de lluvias acumuladas fue menor respecto al mes previo (156 mm), manteniéndose dentro de los registros históricos para este mes (CVC, 2025d). Para este período el muestreo correspondiente fue el último, donde no se logró la detección de concentración de cuatro de los cinco pesticidas, lo que indica que los períodos de lluvia sí tuvieron gran impacto sobre el funcionamiento y eficiencia del sistema.

De acuerdo con Maillard *et al.* (2011), la remoción de pesticidas en humedales que tratan fuentes de escorrentía, las eficiencias varían según el régimen de escorrentía y las características hidroquímicas, así mismo, se dice que una operación con flujo intermitente controla la efectividad de los mecanismos de sedimentación y degradación biológica (Budd *et al.*, 2009), esto último asociado a la disponibilidad de alimento para los microorganismos presentes (Barba *et al.*, 2009). En consecuencia, diversos estudios afirman que contar con largos tiempos de retención hidráulico facilitan la remoción de estos compuestos, pues permiten una mejor adaptación de los microorganismos y así mismo la degradación biológica, además de garantizar la sedimentación de las partículas finas de los pesticidas (Budd *et al.*, 2011).

Debido a que las condiciones prevalentes en humedales de flujo subsuperficial horizontal son anóxicas/anaerobias, se dice que la remoción de contaminantes mediante la hidrólisis aeróbica y la fotólisis es limitada (Vymazal & Březinová, 2015), no obstante, para este estudio las condiciones redox y concentraciones promedio de oxígeno disuelto se mantuvieron en rangos característicos de un medio oxidativo, por lo que dichos mecanismos sí pudieron ser de importancia para la remoción de los compuestos evaluados. Igualmente se resalta que el contacto entre las raíces de las macrófitas y el sustrato permite que estas absorban los pesticidas (Vymazal & Březinová, 2015).

Si bien el análisis comparativo de la capacidad de remoción de cada pesticida por parte del humedal respecto a sus características fisicoquímicas está ligado a lo que reporta la literatura bajo condiciones controladas de laboratorio, se debe tener en cuenta que en condiciones de campo los diferentes parámetros ambientales (pH, temperatura, materia orgánica disuelta) y el tiempo de contacto pueden afectar la distribución de un agroquímico en las fases sólido-líquido, es decir, su adherencia al medio y su solubilidad en agua (Reichenberg & Mayer, 2006). Por ello, para conocer cuáles son los mecanismos que mayor representatividad tienen en su remoción, se hace necesario realizar estudios sobre su concentración en sedimentos o absorción por parte de las macrófitas, para así conocer su potencial fitorremediador de manera más integral.

8.5. Evaluación del índice de amenaza ecológica

Los resultados correspondientes a la recopilación de los valores consultados para la toxicidad a largo plazo (NOEC) se reportan en la *Tabla 12*, así como los factores de evaluación para el cálculo del PNEC.

Tabla 12

Variables para la determinación del índice de amenaza ecológica.

	Pesticida				
	Metalaxil	3,4-Dicloroanilina	Bifenilo	2-Fenilfenol	Difenilamina
NOEC (mg/L)	0.10	0.005	0.0956	0.036	0.04
AF	10	10	10	100	50
PNEC (μg/L)	10	0.5	9.56	0.36	0.8
Ref	Chen & Lu, 2008.	Kluttgen <i>et al.</i> 1996	Walter <i>et al.</i> 2002	Urrestarazy <i>et al.</i> 1999	Skalski, 2002

De acuerdo con lo planteado desde la *ecuación 1* y los resultados obtenidos para la caracterización de concentraciones de los pesticidas, en la *Tabla 13* se observan los resultados del índice de amenaza ecológica (HQ), calculados tanto para los valores de entrada como de salida del humedal, con el objetivo de observar el impacto que este tuvo en su tratamiento.

Tabla 13

Resultados de la determinación del índice de amenaza ecológica.

Pesticida	HQ	Fecha				
		Feb 24 - Mar 10	Mar 10 – Mar 24	Mar 24 - Abr 7	Abr 7 – Abr 21	May 5 - May 19
Metalaxil	Entrada	0.011	0.009	0.019	0.015	0.018
	Salida	0.011	0.012	0.005	0.005	0.008
3,4 – Dicloroanilina	Entrada	0.323	0.642	-	0.192	-
	Salida	0.328	0.420	-	-	-
Bifenilo	Entrada	0.013	0.017	0.057	0.152	-
	Salida	0.015	0.021	0.035	0.027	-

2-Fenilfenol	Entrada	-	0.036	0.036	0.150	0.064
	Salida	0.023	0.031	-	0.103	-
Difenilamina	Entrada	0.123	0.221	0.201	-	-
	Salida	0.130	0.269	0.184	-	-

El metalaxil no presenta amenaza ni en la entrada ni en la salida del humedal ya que se mantiene con valores HQ inferiores a 0.1. Generalmente este fungicida se clasifica de riesgo moderado en cuanto a la ecotoxicidad para la biota acuática. En invertebrados de agua dulce (*Daphnia magna*), se ha determinado una CE_{50} aguda de 3.47 mg/L y un NOEC crónico mayor a 1 mg/L, valores que indican un riesgo ecotoxicológico moderado. En algas, se observa un riesgo similar con una EC_{50} aguda de 0.42 mg/L. Para los peces de agua dulce y crustáceos, el riesgo también se clasifica como moderado con una CL_{50} aguda mayor a 0.6 mg/L. Respecto a su destino ambiental, el metalaxil presenta también un riesgo moderadamente móvil en cuanto a su flujo de drenaje, lo que significa que puede desplazarse a través del drenaje con relativa facilidad, aumentando así su potencial de dispersión en el ecosistema (IUPAC, 2024).

Además, en un estudio de prueba de toxicidad aguda (48 horas), se encontró que los mejillones de agua dulce tuvieron una baja sensibilidad a los pesticidas analizados, entre los cuales se encontraba el metalaxil y que se necesitaron concentraciones altas ($> 161 \mu\text{g/L}$) para que pudieran causar efectos letales, valor considerablemente más bajo a los hallados en el estudio (Salerno *et al.*, 2018).

Para la 3,4-Dicloroanilina se observa una prevalencia categorizada de riesgo bajo, sobre el cual se hace necesario considerar posibles efectos adversos. A lo largo de los monitoreos, los valores de HQ siguen el mismo comportamiento que el reporte de concentraciones, siendo mayor el valor de HQ en la salida del humedal comparado con la entrada (Muestreo 1), pero manteniéndose en el mismo nivel. Estos resultados corresponden a los efectos evaluados sobre las especies de invertebrados *Ceriodaphnia quadrangula* y *Daphnia magna*, no obstante, la IUPAC (2024) clasifica este metabolito como de alta toxicidad pues en sus estudios de toxicidad aguda se reporta un valor de EC_{50} de 0.019 mg/L sobre la especie *Ceriodaphnia dubia*, un invertebrado de aguas dulces tropicales. Es de resaltar sobre este metabolito sintético que también actúa como disruptor endocrino, siendo esta otra categoría de los micro contaminantes o contaminantes emergentes de gran preocupación, pues afectan la salud reproductiva; el conocimiento sobre sus mecanismos de acción y la diversidad física y química de estas sustancias es limitada, por tanto, se requiere un espectro de investigación más amplio al respecto (Tasca & Fletcher, 2017).

Por otro lado, se logró observar un efecto positivo sobre el humedal ante la reducción del índice de amenaza ecológica durante el cuarto monitoreo del bifenilo, pasando de un nivel bajo ($HQ= 0.152$) a un nivel sobre el cual no se presentan efectos adversos ($HQ= 0.027$), en el cual se mantuvieron la mayoría de los datos. Este fungicida ha sido categorizado con anterioridad como de alta toxicidad, pues en estudios anteriores se ha reportado un valor de EC_{50} crónico en *Daphnia magna* de 0.36 mg/L (Government of Canada, 2014), sin embargo, las bajas concentraciones sobre las cuales se reportó lograron que este no representara una amenaza constante.

Sobre el 2-Fenilfenol, los resultados no presentaron ningún tipo de amenaza en tres de los cuatro monitoreos donde se dio su detección, sin embargo, para el cuarto monitoreo se encontró una amenaza baja ($HQ > 0.1$), siguiendo el comportamiento de las concentraciones que se hallaron durante el período hidrolclimatológico de dicho muestreo, sobre todo en los valores de salida. En comparación con la literatura reportada, 2-Fenilfenol es altamente tóxico para organismos acuáticos como peces y algas, para los cuales se ha encontrado un LC_{50} de 4.55 mg/L para la especie *Danio rerio* y un EC_{50} de 0.85 mg/L sobre la especie *Pseudokirchneriella subcapitata* (ECHA, 2023). Este, al igual que el 3,4-D, también ha sido clasificado como un disruptor endocrino (Australian Government, 2022). Sin embargo, un estudio australiano concuerda con que este no presenta un riesgo elevado, pues no es un compuesto persistente ni bioacumulativo (Australian Government, 2022), lo cual se relaciona con las concentraciones reportadas en este estudio, pues no presentó tendencia de acumulación a la salida del humedal respecto a la entrada, como en los demás pesticidas evaluados, dicho fenómeno solo se presentó una vez.

En cuanto a la difenilamina, presenta una amenaza baja en los puntos iniciales del sistema al igual que en la salida, generando que no haya una variación en el riesgo debido a que los valores por semana se mantienen entre 0.1 – 1.0 mg/L. Según la IUPAC (2025), este compuesto presenta una ecotoxicidad de riesgo moderado. Para peces de agua dulce, se ha reportado una CL_{50} aguda de 2.2 mg/L y un NOEC crónico de 0.71 mg/L. En invertebrados acuáticos (*Daphnia magna*), el riesgo también es moderado, con una CE_{50} aguda de 1.2 mg/L y un NOEC crónico para concentraciones mayores a 0.38 mg/L. Para las algas, se observa un riesgo comparable, con una EC_{50} aguda de 0.3 mg/L y un NOEC crónico de 0.04 mg/L. Los valores de las concentraciones son, en general, mayores que los obtenidos en el presente estudio, la única excepción fue el NOEC crónico para las algas, cuyo valor (0.04 mg/L) fue menor que los calculados ya que todos estaban por encima de 0.1 mg/L.

Sobre su destino ambiental, la difenilamina presenta una alerta baja y no es móvil en el caudal de drenaje, lo que limita su dispersión en el ambiente. En cuanto al destino ambiental, presenta una alerta baja y no tiene movilidad a través del drenaje (IUPAC, 2025). Por otra parte, la ficha de seguridad de Carlroth (2024) advierte que la difenilamina representa un peligro crónico provocando efectos nocivos duraderos para los organismos acuáticos. Asimismo, puede contaminar los cuerpos de agua en caso de derrame, pero a concentraciones mucho mayores a las reportadas en este estudio.

9. CONCLUSIONES

- Mediante este estudio se logró identificar que el sistema de humedal construido se vio directamente afectado por los patrones hidrológicos de la zona objeto de estudio, generando acumulación en los pesticidas evaluados y su posterior descarga con concentraciones retenidas por el humedal, indicando que los mecanismos de sedimentación y adsorción fueron de gran importancia en su desempeño. Además, se evidenció el impacto que el tipo de régimen hidráulico tiene sobre el mismo, encontrando así que una operación discontinua no permite una correcta adaptación de los microorganismos hacia el sustrato, pues carecen de fuentes de alimento y se pueden ver afectados por los metabolitos tóxicos producto de la transformación de los agroquímicos presentes en la muestra.

Es así como se presentaron eficiencias promedio del siguiente orden: Metalaxil (32.72%), 2-Fenilfenol (23.43%), Bifenilo (21.49%), 3,4-Dicloroanilina (16.67%) y Difenilamina (-6.73%), producto de las concentraciones registradas durante 5 monitoreos con muestreadores pasivos y las especies *Heliconia psittacorum*, *Colocasia esculenta* y *Sagitaria latifolia* como macrófitas del sistema. Sobre estas últimas, se encontró que tuvieron buena adaptación al humedal, con patrones de crecimiento que obedecieron a su cambio a través del tiempo y la carga de nutrientes asociada a cada tercio del humedal, destacando que la especie *Heliconia psittacourm* presentó un crecimiento uniforme sin importar el segmento del humedal ni la posible carga de nutrientes de cada tercio.

Estos hallazgos confirmaron la capacidad fitorremediadora de las macrófitas evaluadas, teniendo en cuenta que la especie *Heliconia psittacorum* ya ha sido protagonista en diferentes estudios de humedales construidos tratando diversos tipos de muestras, al igual que *Colocasia esculenta* (aunque esta en menor medida), y sobre todo para la especie *Sagitaria latifolia*, la cual hasta ahora presenta una implementación limitada, por lo que esta investigación permite conocer su comportamiento y adaptación a condiciones ambientales no controladas típicas del trópico en un humedal a escala piloto.

- El índice de amenaza ecológico (HQ) indica que no existen riesgos asociados al metalaxil, pues este reportó valores de $HQ < 0.1$, mientras que la difenilamina y la 3,4-Dicloroanilina reportaron un riesgo bajo ($HQ > 0.1$) durante todos los muestreos, lo cual está relacionado con su promedio de remoción, donde ambos reportaron las menores eficiencias del estudio, pues esto demuestra su característica como sustancias bioacumulativas y de lenta degradación.

Si bien el nivel de amenaza es bajo, esto no significa que no se requieran monitoreos sobre los mismos, por el contrario, se deben reconocer todos los efectos que representa para la vida acuática, además de considerar que la 3,4-Dicloroanilina, así como el 2-Fenilfenol, han sido categorizados como disruptores endocrinos, lo cual podría poner en evidencia una brecha en el conocimiento sobre todos los posibles efectos que estos, así como los demás pesticidas, puedan tener en diferentes ámbitos de la salud pública. Sobre el 2-Fenilfenol, al igual que el bifenilo, se observó con los valores de HQ que no existe amenaza según reportes de los tres primeros muestreos, comportamiento que cambia en el cuarto monitoreo; en este se vio reflejado un impacto positivo por parte del humedal, pues la amenaza ecológica a la entrada del sistema arrojó un nivel bajo para el bifenilo, el cual se logró disipar a la salida. Para el 2-Fenilfenol no ocurrió este cambio, pues si bien en el cuarto monitoreo se logró disminuir el valor de HQ de 0.150 en la entrada a 0.103 en la salida, ambos pertenecen a la categoría de riesgo bajo.

10. RECOMENDACIONES

- Realizar estudios sobre la concentración de los pesticidas en sedimentos o por la absorción de las macrófitas, con el fin de conocer su potencial fitorremediador de manera más integral y, además, cuáles son los mecanismos que tienen mayor representatividad en la remoción de estos.
- Extender el periodo de medición de los pesticidas con el fin de obtener datos más representativos de sus concentraciones, lo que permitirá obtener un análisis más completo y preciso de la dinámica de los pesticidas en el sistema y su cambio con el paso del tiempo e hidrología de la zona.
- Se recomienda que el humedal opere bajo condiciones de flujo continuo con el fin de suministrar continuamente tanto nutrientes como materia orgánica para los microorganismos responsables de los procesos de degradación.
- Llevar a cabo un protocolo de mantenimiento que permita eliminar las algas visibles que crecen en el humedal en condiciones de inundación para dar paso a la luz solar directa y evitar competencia por nutrientes con las macrófitas.
- Controlar el bombeo del sistema, el cual actualmente se realiza cada 3 días, con el fin de evitar condiciones de inundación.

11. REFERENCIAS

- Agudelo, R., Peñuela, G., Aguirre, N., Morató, J. & Jaramillo, M. (2010). Simultaneous removal of chlorpyrifos and dissolved organic carbon using horizontal sub-surface flow pilot wetlands. *Ecological Engineering*, 36(10). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.019>
- Aguilar, A. & Pérez, R. (2007). La contaminación agrícola del agua en México: retos y perspectivas, vol. 39, núm. 153. Problemas del Desarrollo: Revista Latinoamericana de Economía. <https://www.scielo.org.mx/pdf/prode/v39n153/v39n153a9.pdf>
- Aguilar-Cortés, G., Martínez-Castellanos, G., Martínez-Reséndiz, G., Zamora-Castro, S. A., Monroy-Pineda, M. C., & Sandoval Herazo, L. C. (2025). Removal of Glyphosate in Agricultural Runoff Using Subsurface Constructed Wetlands in Monocultures and Polycultures of Tropical Plants. *Processes*, 13(3), 860. <https://doi.org/10.3390/pr13030860>
- Aguirre, A. (2009). El manejo de la conductividad eléctrica en fertirriego. Centro de Investigación en Química Aplicada. <https://ciga.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1025/344/1/Alberto%20Aguirre%20Hernandez.pdf>
- Alarcón, J. & Octavio, M. (2012). El cultivo de heliconias, medidas para la temporada invernal. ICA. <https://www.ica.gov.co/getattachment/34fbeece-8f6f-4692-97ef-2ca1e8e73967/-nbs;El-cultivo-de-heliconias.aspx>
- Albarrán, E. (2008). El potencial redox y la espontaneidad de las reacciones electroquímicas. Universidad Tecnológica de México.
- Alcaldía Municipal de La Unión Valle. (2012). Plan de Desarrollo La Unión Valle del Cauca 2012-2015: PD La Unión Valle del Cauca 2012-2015. <https://repositoriocdim.esap.edu.co/handle/123456789/20809>
- Alexander, W. & Wood, A. (1987). Experimental investigations into the use of emergent plants to treat sewage in South Africa. *Water Science Technology*, 19(10), 9-51.
- Amábilis-Sosa, L.E., Roé-Sosa, A., Andrade, J.M.B., Borja-Urzola, A.C., Salinas-Juárez, M.G. (2023). Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands for Toxic Pollutants Removal. In: Shah, M.P. (eds) Recent Trends in Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment. Springer, Singapore. https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1007/978-981-99-2564-3_11
- Amigos de la Tierra, Fundación Heinrich Böll & Pesticide Action Network Europa. (2023). Atlas de los pesticidas: hechos y cifras sobre químicos tóxicos en nuestra agricultura, primera edición. Creative Commons. <https://www.tierra.org/wp-content/uploads/2023/04/Atlas-pesticidas-Amigos-Tierra.pdf>
- Andreo, D. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*. [Tesis doctoral, Universidad de Murcia].
- Ararat, M., Sinisterra, C. & Hernández, C. (2014). Valoraciones agronómicas y de rendimiento en la cosecha de “papa china” (*colocasia esculenta* L.) en el trópico húmedo colombiano.

- Revista de investigación Agraria y Ambiental, vol 5, no. 2.
<https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/1335/1672>
- Arriaga, T. (2012). Tratamiento de pesticidas mediante un sistema acoplado de fotocátalisis solar y humedal subsuperficial. [Trabajo de grado de Maestría, Universidad del Valle].
<https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/8b0e7df2-9de1-41f9-8645-44b497597a9d/content>
- Arteaga-Cortez, V., Quevedo-Nolasco, A., Del Valle-Paniagua, D., Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., & Ramírez-Zierold, J. (2019). State of art: A current review of the mechanisms that make the artificial wetlands for the removal of nitrogen and phosphorus. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(5), 319-342. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-12>
- ASORUT. (2020). Asociación de Usuarios del Distrito de Adecuación de Tierras de los Municipios de Roldanillo, La Unión, Toro. <https://etatechsas.co/>
- Athaydes, L., Andrade, A., Wiecheteck, G. & Ribas, M. (2019). Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. *Eng. Sanit. Ambient*, 24(04).
<https://www.scielo.br/j/esa/a/Pf9rGSSYsk6skw3LCmJSRZf/?lang=en>
- ATSDR [Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades]. (2002). Metoxicloro. Resumen de Salud Pública. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs47.pdf
- Australian Industrial Chemicals Introduction Scheme (AICIS). (2022). *Evaluation statement: 2-Phenylphenol and its salts* (EVA00085). Australian Government, Department of Health. <http://cdnservices.industrialchemicals.gov.au/statements/EVA00085%20-%20Evaluation%20Statement%20-%2030%20May%202022.pdf>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29 Rev. 1). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <https://www.fao.org/4/T0234E/T0234E00.htm>
- Baldoví, A., de Barros, A., Benassi, R., Vymazal, J. & Araujo de Jesus, T. (2021). Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. *Chemosphere*, 266.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128939>
- Banco Mundial. (2022). Riego resiliente frente al clima. <https://www.bancomundial.org/es/topic/climate-resilient-irrigation>
- Banco Mundial. (2023). Agua. <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview#:~:text=El%20agua%20afecta%20todos%20los,es%20fundamental%20para%20la%20vida>
- Barba, L., Becerra, D. & Gutiérrez, H. (2009). Alternativas de tratamiento biológico de plaguicidas usados en caña de azúcar para el acople con sistemas fotocatalíticos. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 8.
- Bartual, J. & Berenguer, M. (1983). NTP 143: Pesticidas: clasificación y riesgos principales. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales España <https://es.scribd.com/document/257656060/NTP-143-Pesticidas-Clasificacion-y-Riesgos-Principales-PDF-168-Kbytes>
- Barzan, et al. (2020). Manejo de nutrientes en solución basado en la conductividad eléctrica y concentración de iones en lixiviados de cultivo de tomate. *Acta Agronómica*, vol. 69, núm. 3, 2020, Julio-Septiembre, pp. 196-202 Universidad Nacional de Colombia. DOI: <https://doi.org/10.15446/acag.v69n3.81441>
- Becerra, D. & Durán, L. (2004). *Factibilidad de biodegradación del insecticida Imidacloprid y evaluación de su movilidad en el suelo* [Tesis de pregrado, Universidad del Valle].
- Bedmar, F., Ferraro, D., Rositano, F., Wolansky, M. & Martínez, A. (2011). *Informe especial*

- sobre plaguicidas agrícolas., Vol. 21 número 122.
<https://www.agro.uba.ar/users/semmarti/Usotierra/CH%20Plaguicidas%20fin.PDF>
- Bhandari, G. (2014). An Overview of Agrochemicals and Their Effects on Environment in Nepal. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 2(2), 66-73.
<https://pubs.sciepub.com/aees/2/2/5/>
- Bigalke, M., Fieber, M., Foetisch, A., Reynes, J. & Tollan, P. (2022). Microplastics in agricultural drainage water: A link between terrestrial and aquatic microplastic pollution. *Science of The Total Environment*, 806(4). <https://www.scopus-com.bd.univalle.edu.co/record/display>
- Biswas A. K., Tortajada C., Izquierdo R. (2012). *Water Quality Management: Present Situations, Challenges and Future Perspectives*. Routledge London and New York.
- Borges, A., Calijuri, M., Teixeira de Matos, A. & Lopes, M. (2009). Horizontal subsurface flow constructed wetlands for mitigation of ametryn-contaminated water. *Water SA*, 35(4).
<https://journals.co.za/doi/epdf/10.10520/EJC116637>
- Boxall, A. (2012). *New and Emerging Water Pollutants arising from Agriculture*. University of York, United Kingdom. <https://eprints.whiterose.ac.uk/id/eprint/75319/1/oecdreport.pdf>
- Braschi, I., Blasioli, S., Lavrnić, S., Buscaroli, E., Di Prodi, K., Solimando, D. & Toscano, A. (2022). Removal and fate of pesticides in a farm constructed wetland for agricultural drainage water treatment under Mediterranean conditions (Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 29. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16033-4>
- Bravo-Inclán, L., Saldaña-Fabela, P., Izurieta-Dávila, J., & Mijangos-Carro, M. (2009). La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo. https://www.cmic.org.mx/comisiones/sectoriales/infraestructurahidraulica/noticias_principales/contaminacion_difusa/contaminacion.pdf
- Brusasco, C. (2014). Uso de la conductividad para valorar sólidos disueltos totales en agua potable. *La Alimentación Latinoamericana*, N° 309.
<https://www.ms.gba.gov.ar/sitios/institutobiologico/wp-content/uploads/sites/202/2017/03/Uso-de-la-conductividad-para-valorar-solidos-disueltos-totales-en-agua-potable.pdf>
- Budd, R. (2009). Constructed Wetlands as a Mitigation Strategy to Reduce Pesticide Loads in Agricultural Tailwater. UC Riverside <https://escholarship.org/uc/item/68q2p8xp#main>
- Budd, R., O'geen, A., Goh, K. S., Bondarenko, S., & Gan, J. (2011). Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands. *Chemosphere*, 83(11), 1581–1587.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.012>
- Bueno-Zabala, K. A., Pérez-Vidal, A., & Torres-Lozada, P. (2014). Identificación de peligros químicos en cuencas de abastecimiento de agua como instrumento para la evaluación del riesgo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 13(24), 59-75.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=75036967004>
- Buscaroli, E., Lavrnić, S., Blasioli, S., Gentile, S., Solimando, D., Mancuso, G., Anconelli, S., Braschi, I., & Toscano, A. (2024). Efficient dissipation of acetamiprid, metalaxyl, S-metolachlor and terbuthylazine in a full-scale free water surface constructed wetland in Bologna province, Italy: A kinetic modeling study. *Environmental Research*, 247, 118275.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.118>
- Calderon, M. (2019). Plan de mejoramiento al proceso misional de conservación en el distrito de riego de los municipios de Roldanillo – La Unión – Toro “ASORUT”, ubicado en el municipio de La Unión - Valle del Cauca. [Tesis de especialización, Universidad Libre de Pereira].
<https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/20098/PLAN%20DE%20MEJOR>

- [AMIENTO%20AL%20PROCESO%20MISIONAL.pdf?sequence=1](#)
- Cárdenas, A. (2012). Evaluación del desempeño de humedales construidos con plantas nativas tropicales para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Proyecto fin de Maste Sevilla: Universidad de Sevilla.
- CarlRoth. (2024). Ficha de datos de seguridad. <https://www.carlroth.com/medias/SDB-9865-ES-ES.pdf>
- Carrasco, L. (2009). Efectos de la radiación Ultravioleta-B en las plantas. *Ideisa*, 7(3). <https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0.>
- Carrasquero, J., Pire, M., Rincón, N., Díaz, R. (2014). Monitoreo de la remoción biológica de nitrógeno en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial, *Ing. invest. y tecnol.* [online]. 2014, vol.15, N° 2. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-77432014000200011
- Chang, J., Peng, D., Deng, S., Chen, J. & Duan, C. (2022). Efficient treatment of mercury(II)-containing wastewater in aerated constructed wetland microcosms packed with biochar. *Chemosphere*, 290:133302. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133302>
- Chang, T., Yu, W., Liu, Y., Wu, C. y Lee, P. (1997). Decreasing electrical conductivity of irrigation water by dilution. *Revista de Ciencias Ambientales y Salud. Parte A: Ciencias Ambientales, Ingeniería y Toxicología*, 32 (6), 1861-1872. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529709376649>
- Chen, S. & Liu, W. (2008). Toxicidad del pesticida quiral rac- metalaxil y R- metalaxil en *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol* 81, 531–534. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9567-6>
- Choi, J., Geronimo, F.K.F., Park, B., Hong, J., Kim, L.-H. (2018). Formulation of design guidelines for the cost-effectiveness of constructed wetlands in improving water quality. *Desalination and Water Treatment* 101:108-115
- Choudri, B. & Charabi, Y. (2019). Pesticides and herbicides. *Water Environment Research*, 91(10), 1342-1349. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/wer.1227>
- Comisión Europea. (2015). Towards an EU research and innovation policy agenda for nature-based solutions & re-naturing cities. Final report of the Horizon 2020 expert group on nature-based solutions and re-naturing cities. <http://bookshop.europa.eu/en/towards-an-eu-research-and-innovation-policy-agenda-for-nature-based-solutions-re-naturing-cities-pbKI0215162/>
- Comité local para la prevención y atención de desastres. (2011). Documento de caracterización general de escenarios de riesgo. http://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/bitstream/handle/20.500.11762/28636/Caracterizacion_UnionValle_2011.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- CONAGUA [Comisión Nacional Del Agua]. (2015). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Datos básicos para proyectos de agua potable y alcantarillado.* <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/sgapds-1-15-libro4.pdf>
- CONPES 3624. (2009). Programa para el Saneamiento, Manejo y Recuperación Ambiental de la Cuenca Alta del Río Cauca. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/3624.pdf>
- Courtis, A. (2014). Crecimiento y desarrollo. Universidad Nacional de Nordeste. <https://exa.unne.edu.ar/biologia/fisiologia.vegetal/Gu%C3%ADa%20de%20Estudio-Crecimientoydesarrollo.pdf>
- Cubells, F. (2013). Colocasia esculenta, ficha n° 30, Generalitat Valenciana. <https://mediambient.gva.es/documents/91061501/166569699/Ficha+n%C2%BA+30+Red+Alerta+EEl+Colocasia+esculenta+sep+2013.pdf/be052562-f49a-415e-bf1c->

- [a91cc27bc7ff?t=1645444019958](https://doi.org/10.3390/ijms22136876)
- Cuesta, S., Torres, F., Rincón, L., Paz, J., Márquez, E., & Mora, J. (2021). Effect of the nucleophile's nature on chloroacetanilide herbicides cleavage reaction mechanism. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(13), 6876. <https://doi.org/10.3390/ijms22136876>
- CVC & Universidad del Valle. (2001). Caracterización del río Cauca y tributarios: Tramo Salvajina - La Virginia, Informe ejecutivo. PMC. https://ecopedia.cvc.gov.co/sites/default/files/archivosAdjuntos/informe_ejecutivo_proyecto_modelacion_del_rio_cauca_cvc-univalle_0.pdf
- CVC y Universidad del Valle. (2022). *Buenas prácticas agrícolas para proteger el agua y el suelo de los agroquímicos*. Diagnóstico y evaluación de situaciones ambientales derivadas de la agricultura, industria y minería en cuencas priorizadas del Valle del Cauca.
- CVC. (2025a). Reporte Hidroclimatológico Mensual. Febrero 2025. https://portal-hidroclimatologico.cvc.gov.co/sites/default/files/informe_hidroclimatologico_febrero_2025.pdf
- CVC. (2025b). Reporte Hidroclimatológico Mensual. Marzo 2025. <https://portal-hidroclimatologico.cvc.gov.co/sites/default/files/Informe%20Hidroclimatologico%20Marzo%202025.pdf>
- CVC. (2025c). Reporte Hidroclimatológico Mensual. Abril 2025. <https://portal-hidroclimatologico.cvc.gov.co/sites/default/files/Informe%20Hidroclimatologico%20Abril%202025.pdf>
- CVC. (2025d). Reporte Hidroclimatológico Mensual. Mayo 2025. <https://portal-hidroclimatologico.cvc.gov.co/sites/default/files/Informe%20Hidroclimatologico%20Mayo%202025.pdf>
- DAGMA. (2006). Modelo piloto de recuperación del río Cauca en el sector urbano, en límites con el corregimiento de Navarro y la desembocadura del río Cali, municipio de Santiago de Cali. Fundación Río Cauca.
- David, G., Rana, M., Saxena, S., Sharma, S., Pant, D. & Prajapati, D. (2023). A review on design, operation, and maintenance of constructed wetlands for removal of nutrients and emerging contaminants. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20, 9249-9270. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04442-y>
- Delgadillo, O., Camacho, A., Perez, L., Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro andino para la gestión y uso del agua (Centro Agua), Cochabamba, Bolivia.
- Díaz, F., Chow, A., O'Green, A., Dahlgren, R. & Wong, P. (2009). Effect of constructed wetlands receiving agricultural return flows on disinfection byproduct precursors. *Water Research*, 43(10), 2750-2760. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.027>
- Díaz, F., O'Green, A. & Dahlgren, R. (2010). Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. *Agricultural Water Management*, 97(11), 1813-1821. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.06.015>
- Duenas, M. (2010). *Sagittaria latifolia* (broadleaf arrowhead), CABI compendium. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.109160>
- Dušek, J., Pick, T., & Čížková, H. (2008). Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering*, 34(3), 223–232. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.003>
- Duque, G. (2019). El río Cauca en el desarrollo de la región. Ponencia para la 4ª Cátedra de Historia Regional de Manizales y Caldas. Universidad de Caldas. Manizales. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/77027/elriocaucaeneldesarrollodelar>

- [egion.pdf](#)
- European Chemicals Agency (ECHA). (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Characterisation of dose [concentration]- response for environment. European Chemicals Agency, Cap. 10. https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7_9036-d866b8ddce69
- European Chemicals Agency (ECHA). (2023). *Substance information: 2-phenylphenol*. Retrieved June 22, 2025, from <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.003.330>
- Echeverri, G., Facundo, C., Angulo, P. & Urrutia, N. (2016). A Methodological Approach for Assessing Soil Salinity Hazard in Irrigated Areas. Case Study: The rut Irrigation District, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 15(29), 13-26. [https://repository.udem.edu.co/bitstream/handle/11407/3533/Revista Ingenierias UdeM_286.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://repository.udem.edu.co/bitstream/handle/11407/3533/Revista_Ingenierias_UdeM_286.pdf?sequence=2&isAllowed=y)
- Echeverri-Sanchez, A., Angulo-Rojas, P., Saavedra-Corredor, D., Pérez, C. & Urrutia-Cobo, N. (2017). Assessing Soil Salinity Risk in the RUT Irrigation District, Colombia. *Orinoquia*, 21(1). http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S012137092017000300076
- EEC-European Commission (2003). Technical guidance document on risk assessment, Part I–IV, European Chemicals Bureau (ECB), JRC-Ispra (VA). European Commission Joint Research Centre. EUR, 20418.
- Encalada, A. (2010). Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos: Reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador. *Polémika*, 2(5). Recuperado a partir de <https://revistas.usfq.edu.ec/index.php/polemika/article/view/370>
- Environment and Climate Change Canada & Health Canada. (2010). *Screening assessment for the challenge: Biphenyl*. Government of Canada. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment1.html>
- EPA. (1988). *Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. Design Manual*. <https://acortar.link/98qmnI>
- Espejo, M. (2017). Determinación de la calidad fisicoquímica del agua del Humedal el Juncal y su reconocimiento como ecosistema estratégico dentro de la educación básica primaria. Universidad de los Andes. https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/bitstream/handle/20.500.12010/2398/Document_o%20Tesis%20Maestria%20en%20Ciencias%20Ambientales%20Eliana%20Espejo.pdf?sequence=6&isAllowed=n
- Esquivel, G. (2017). Nutrientes esenciales para las plantas. Drokasa, Peru. [http://www.drokasa.pe/application/webroot/imgs/notas/Nutrientes Esenciales para las Plantas.pdf](http://www.drokasa.pe/application/webroot/imgs/notas/Nutrientes_Esenciales_para_las_Plantas.pdf)
- Erwin, J. (2005). Factors Affecting Flowering in Ornamental Plants. En McDonald, M. & Kwong, F. *Flower Seeds: Biology and Technology* (87 - 117).
- Evans, A., Mateo, J., Qadir, M., Boelee, E. & Ippolito, A. (2019). Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 20-27. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343518300873#aep-article-footnote-id6>
- Fanadelli, L., Filho, A., Wiecheteck, G. & Ribas, M. (2019). Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, 24(4), 809–819.

- <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019102334>
- FAO. (s.f.). *Integrated pest management (IPM)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado el 6 de mayo de 2025, de <https://www.fao.org/agriculture/crops/thematic-sitemap/theme/spi/scpi-home/managing-ecosystems/integrated-pest-management/ipm-how/en/>
- FAO. (2000). Evaluación de la contaminación del suelo: Manual de referencia. <http://openknowledge.fao.org/items/029e8f26-779b-43b0-9e7e-a6501b4ab090>
- FAO. (2018). More people, more food, worse water? a global review of water pollution from agriculture. <https://www.fao.org/3/CA0146EN/ca0146en.pdf>
- Flauwetter, J., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M., Brisson, J., Camper, A. & Stein, O. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35(6), 987-1004. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.030>
- Flores, A. & Ocaña, G. (2023). Domestic wastewater treated with *Sagittaria latifolia* in constructed wetlands. *Revista Facultad Nacional de Minas*, 90(226). http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S001273532023000200027&script=sci_arttext&lng=en#B29
- Florida Native Plant Society. (2021). *Sagittaria latifolia*. <https://www.fnps.org/plant/sagittaria-latifolia>
- Forero, I. (2009). Estudio del comportamiento de humedales artificiales de flujo sub-superficial en la planta experimental de Carrión de los Cespedes, (Sevilla, España). Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga. https://repository.upb.edu.co/bitstream/handle/20.500.11912/525/digital_17959.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Furukawa, K., & Fujihara, H. (2008). Microbial degradation of polychlorinated biphenyls: Biochemical and molecular features. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 105(5), 433–449. <https://doi.org/10.1263/jbb.105.433>
- García, N. (2001). *Biorremediación*. Editorial Universidad de Cuenca. Centro de estudios ambientales, 15-17.
- García, J., Chiva, J., Aguirre, P., Álvarez, E., Sierra, J. Mujeriego, R. (2004). Hydraulic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecological Engineering*, 23, 177-187. https://www.researchgate.net/publication/223468927_Hydraulic_behavior_of_horizontal_subsurface_flow_constructed_wetlands_with_different_aspect_ratio_and_granular_medium_size
- García, J. & Corzo, A. (2009). Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Catalunya. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Gebru, S. & Werkneh, A. (2023). Applications of constructed wetlands in removing emerging micropollutants from wastewater: Occurrence, public health concerns, and removal performances - a review. *South African Journal of Chemical Engineering*, 48. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2024.03.004>
- Generalitat Valenciana. (2013). Ficha especies exóticas invasoras. Ficha N° 30 Colocasia Esculenta. Francesc Cubells, 7. <https://mediambient.gva.es/documents/91061501/166569699/Ficha+n%C2%BA+30+Red+Alerta+EEL+Colocasia+esculenta+sep+2013.pdf/be052562-f49a-415e-bf1c-a91cc27bc7ff?t=1645444019958>

- Gómez-Serrano, M. & García-Berlanga, O. (2007). El origen de las especies naturalizadas en las floras valencianas (E de la Península Ibérica). *Dugastella*, 4, 15 - 25. <https://www.uv.es/miangose/pdf/Articulos/Plantas/Dugastella%204,%20El%20origen%20de%20las%20especies%20naturalizadas%20en%20las%20floras%20valencianas.pdf>
- González, A. F. E., & Mesa, G. P. (2013). Remoción del herbicida 2, 4-d utilizando humedales construidos de flujo subsuperficial a escala piloto. *Índice*, 82, 152. https://www.researchgate.net/profile/NormaMunoz/publication/308207289_DINAMICA_2_DINTERFASE_SALOBRE_ESTUDIO_DE_CASO/links/57de245b08aeea195938cd2c/DINAMICA-2D-INTERFASE-SALOBRE-ESTUDIO-DE-CASO.pdf#page=155
- González, J. (2015). Estudios de biodegradación y mineralización a elevadas concentraciones del herbicida diuron empleando cepas bacterianas degradadoras específicas en condiciones de estrés. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. https://digital.csic.es/bitstream/10261/130814/1/Estudios_biodegradacion_mineralizacion_tesisMRB2015.pdf
- Gray, A. (1997). Probing DOC character in natural waters with pyrolysis GC-MS, handouts and presented at a Sunday Seminar (New Developments in Characterizing and Monitoring NOM in Water Treatment). AWWA Water Quality and Technology Conference.
- Guevara, E. (2016). Transporte y transformación de contaminantes en el ambiente y contaminación de las aguas. <https://repositorio.ana.gob.pe/bitstream/handle/20.500.12543/3941/ANA0002523.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Guan, Y., Wang, B., Gao, Y., Liu, W., Zhao, X., Huang, X. & Yu, J. (2017). Occurrence and fate of antibiotics in the aqueous environment and their removal by constructed wetlands in China: a review. *Pedosphere* 27, 42–51. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60295-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60295-9)
- Guido, A. & Durán, C. (2008). Remoción de contaminantes en un sistema modelo de humedales artificiales a escala de laboratorio. *Tecnología, Ciencia, Educación*, vol. 23, núm. 1, pp 15-22. <https://www.redalyc.org/pdf/482/48223103>
- Guzmán-Plazola, P., Guevara-Gutiérrez, R., Olguín-López, J. & Mancilla-Villa, O. (2016). Perspectiva campesina, intoxicaciones por plaguicidas y uso de agroquímicos. *IDESIA*, 34(3), 69-80. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/idesia/v34n3/art09.pdf>
- Hapsari, L., Trimanto, & Wahyudi, D. (2019). Species diversity and phylogenetic analysis of *Heliconia* spp. collections of Purwodadi Botanic Garden (East Java, Indonesia) inferred by rbcL gene sequences. *Biodiversitas*, 20(5), 1266-1283. https://www.researchgate.net/publication/332603747_Species_diversity_and_phylogenetic_analysis_of_Heliconia_spp_collections_of_Purwodadi_Botanic_Garden_East_Java_Indonesia_inferred_by_rbcL_gene_sequences
- He, Y., Zhang, L., Jiang, L., Wagner, T., Sutton, N., Ji, R. & Langenoff, A. (2021). Improving removal of antibiotics in constructed wetland treatment systems based on key design and operational parameters: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 407. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420323761?via%3Dihub>
- Henny, C., Rohaningsih, D., Susanti, E., Sumi, F. & Waluyo, A. (2022). Evaluation of *Heliconia psittacorum* in a Horizontal Flow Constructed Wetland (HFCW) System for the Treatment of Textile Wastewater. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*,
- Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Bixquert, J., Gargallo, S. & Martín, M. (2016). Comparison of three plants in a surface flow constructed wetland treating eutrophic water in a Mediterranean climate. *Hydrobiologia*, 774, 183-192.

- <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2493-9>
- Hernández, V. & Nélida, C. (2018). El río y su territorio. Espacio de libertad: un concepto de gestión, *Terra Nueva Etapa*, vol. XXXIV, núm. 56. Universidad Central de Venezuela. <https://www.redalyc.org/journal/721/72157132006/72157132006.pdf>
- Higgins, M., Rock, C., Bouchard, R. & Wengrezynek, B. (1993). Controlling Agricultural Runoff by Use of Constructed Wetlands. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. (1st ed.).
- Huang, J., Cai, W., Zhong, Q. & Wang, S. (2013). Influence of temperature on micro-environment, plant eco-physiology and nitrogen removal effect in subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 60, 242-248. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.023>
- Huang, J., Xu, C., Ridoutt, B., Wang, W. & Ren, P. (2017). Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. *Journal of Cleaner Production*, 159, 171-179. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617309265>
- Huang, M., Li, Z., Huang, B., Luo, N., Zhang, Q., Zhai, X., & Zeng, G. (2018). Investigating binding characteristics of cadmium and copper to DOM derived from compost and rice straw using EEM-PARAFAC combined with two-dimensional FTIR correlation analyses. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 539-548. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.022>
- ICA (instituto Colombiano Agropecuario). (2003). Resolución No. 00150. (21 ENE 2003). Por la cual se adopta el Reglamento Técnico de Fertilizantes y Acondicionadores de Suelos para Colombia. <https://www.ica.gov.co/getattachment/27356680-bbc6-4e12-b757-1b62ac5b9068/2003R150.aspx>
- IDEAM. (2017). Instructivo de ensayo. Determinación demanda química de oxígeno por reflujo cerrado y volumetría, código M-S-LC-I016, versión 01. <http://sgi.ideam.gov.co/documents/412030/97658415/M-S-LC-I016+INSTRUCTIVO+DE+ENSAYO+DEMANDA+QU%C3%8DMICA+DE+OX%C3%8DG+ENO.pdf/c58c02a4-0861-4a59-a0c9-72393fc67733?version=1.0>
- IUPAC. (2024a). Metalaxyl (Ref: CGA 48988). <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/444.htm>
- IUPAC. (2024b). 3,4-dichloroaniline. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/923.htm>
- IUPAC. (2024c). Biphenyl. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/82.htm>
- IUPAC. (2025). Diphenylamine. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/1335.htm>
- IUPAC. (2025). 2-phenylphenol. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/1340.htm>
- Ilyas, H., Masih, I. & van Hullebush, E. (2021). Prediction of the removal efficiency of emerging organic contaminants based on design and operational parameters of constructed wetlands. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1). <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343720309416?via%3Dihub>
- IRET [Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas]. (s.f.). Manual de plaguicidas de Centroamérica. Universidad Nacional de Costa Rica. Recuperado el 9 de diciembre, 2023, de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu?start=30>
- Jerez, E. (2007). El cultivo de las heliconias. *Cultivos Tropicales*, vol. 28, núm. 1, pp. 29-35. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. <https://www.redalyc.org/pdf/1932/193215858005.pdf>
- Jeschke, P. (2017). Latest generation of halogen-containing pesticides. *Pest Management Science*, 73(6), 1053-1066. <https://scijournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ps.4540>

- Jiménez, G. & Soto, A. (2014). Análisis del riesgo ambiental potencial por compuestos orgánicos presentes en aguas del río Cauca, a su paso por la zona urbana de la ciudad de Cali (Colombia). [Trabajo de maestría, Universidad de Manizales]. https://ridum.umanizales.edu.co/bitstream/handle/20.500.12746/1519/Jimenez_Gloria_Amparo_2014.pdf?sequence=1
- Jimenez, J. (2018). Tratamiento de lixiviados utilizando humedales construidos y determinación de conductividades hidráulicas en clima tropical. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*. vol. 21 no. 2. DOI: <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.979>
- Jiménez, L., Arias, B., Arias, M. & Reyes, A. (2024). Relación empírica entre sólidos disueltos totales y conductividad eléctrica en las piscinas de cultivo piscícola del Centro Experimental de Investigación y Producción Amazónica de la Universidad Estatal Amazónica. *Technology Rain Journal*, Vol 3, N° 1. Doi: <https://doi.org/10.55204/trj.v3i1.e25>
- Jiménez, Y., Delgado, L., Fernández, C., Pino, H., Casas, J., Madera, C., Lara, J., Morató, J. & Rengifo, E. (2018). Tratamiento de lixiviados utilizando humedales construidos y determinación de conductividades hidráulicas en clima tropical. *Revista U.D.C.A*, 543-552. <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/979/1429>
- Kadlec, R. & Reddy, K. (2001). Temperature Effects on Treatment Wetlands. *Water Environment Research*, 73(5). <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2175/106143001X139614>
- Khan, M. & Mohammad, F. (2013). Eutrophication: Challenges and Solutions. In: Ansari, A., Gill, S. (eds) *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer, Dordrecht. https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1007/978-94-007-7814-6_1
- Kaushal, S., Likens, G., Pace, M., Utz, R., Haq, S., Gorman, J. & G, M. (2018). Freshwater salinization syndrome on a continental scale. *Biological Sciences*, 115(4), 574-583. <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1711234115>
- Kluttgen, B., Kuntz, N. & Ratte, H. (1996). Efectos combinados del 3,4-dicloroanilo y la concentración de alimentos en los datos de la tabla de vida de dos cladóceros relacionados, *Daphnia Magna* y *Ceriodaphnia Quadrangula*. *Chemosphete*, vol. 32, N° 10. 2015-2028. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00081-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(96)00081-1)
- Knight, R., Payne, W., Borer, R., Clarke, R. & Pries, J. (2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, 15(1-2), 41-55. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00034-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00034-8)
- Kress, W. & Betancur, J. (2009). Una especie nueva de heliconia (heliconiaceae) del Chocó biogeográfico colombiano, *Caldasia* vol.31 no.1. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322009000100008
- Kumar, S., Pratap, B., Dubey, D., & Dutta, V. (2020). Removal of nutrients from domestic wastewater using constructed wetlands: Assessment of suitable environmental and operational conditions. *Environmental Sustainability*, 3, 341–352. <https://doi.org/10.1007/s42398-020-00124-y>
- Kumar, S., Shrivastava, S., Avaish, M., Saruta, S., Yadav, S & Minj, N. (2023). Temperature effect on electrical conductivity (EC) & total dissolved solids (TDS) of water: a review. *International journal of research and analytical reviews (IJRAR)*, 10,(2). https://www.researchgate.net/publication/371539432_TEMPERATURE_EFFECT_ON_ELECTRICAL_CONDUCTIVITYEC_TOTAL DISSOLVED SOLIDS TDS OF WATER A REVIEW
- Kurniawan, S., Ahmad, A., Said, M. et al. (2021). Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular

- economy initiatives. *Science of The Total Environment*, 790. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721032903?via%3Dihub>
- Lai, W. (2017). Pesticide use and health outcomes: Evidence from agricultural water pollution in China. *Journal of Environmental Economics and Management*, 86, 93-120.
- Larcher, W. (2003). *Physiological Plant Ecology* (4th ed.). Springer.
- Lara, C. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. [Tesis de maestría, Universidad Politécnica de Cataluña].
- Lasso, N. (2020). La papa china: un cormo con potencial en el pacífico colombiano, PA 001, Universidad del Pacífico. <http://www.unipacifico.edu.co:8095/publicacionesunipa/documentos/FichaTecnicaPA-001.pdf>
- Leocádio, D. (2022). Influence of plants on the salinity of constructed wetlands effluents. *Water Science & Technology*, 85(5), 1648-1657. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.075>
- Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X. & Cheng, X. (2017). Constructed wetlands for saline wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering*, 98, 275–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.005>
- Lloyd, G., Uesugi, A. & Gleadow, R. (2021). Effects of Salinity on the Growth and Nutrition of Taro (*Colocasia esculenta*): Implications for Food Security. *Plants*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/plants10112319>
- López, C., Buitrón, G., García, H. & Cervantes, F. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales. Principios, modelación y diseño*. IWA Publishing.
- López-Ocaña, G. y Magaña-Flores, A. (2023). Domestic wastewater treated with *Sagittaria latifolia* in constructed wetlands. *DYNA*, 90(226), 27–35. <https://doi.org/10.15446/dyna.v90n226.105263>
- Lv, T., Carvalho, P., Zhang, L., Zhang, Y., Button, M., Arias, C., & Weber, K. (2017). Functionality of microbial communities in constructed wetlands used for pesticide remediation: Influence of system design and sampling strategy. *Water Research*, 110, 241–251. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.021>
- Ma, W., Tang, S., Denzeng, Z., Zhang, D., Zhang, T. & Ma, X. (2022). Root exudates contribute to belowground ecosystem hotspots: A review. *Frontiers in Microbiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.937940>
- Madera-Parra, C., Peña-Salamanca, J., Peña, M., Rousseau, D. & Lens, P. (2014). Phytoremediation of Landfill Leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 17(1), 16-24. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.828014>
- Madrid, N. & Socorro, D. (2015). Determinación de la condición ambiental del humedal conejera a partir del estudio de la materia orgánica. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. <https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/bitstream/handle/20.500.12010/1750/T064.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Maillard, É., Payraudeau, S., Faivre, E., Grégoire, C., Gangloff, S., & Imfeld, G. (2011). Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. *Science of the Total Environment*, 409(11), 2317–2324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.057>
- Marican, A. & Durán-Lara, E. (2018). A review on pesticide removal through different processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 2051–2064. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0796-2>
- Marrugo, J., Ortega, J., Navarro, A., Enamorado, G., Urango, I., Pinedo, J., Durango, J. & Estrada, A. (2016). Remoción de cipermetrina presente en el baño de ganado utilizando humedales construidos. *Revista Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 17(2). https://repository.agrosavia.co/handle/20_500.12324/1013
- Martelo, J. & Lara, J. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado de arte. *Ingeniería y Ciencia*, ing. Cienc, Vol. 8, N° 15.

- https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/MARTELO2012.%20Micr%C3%B3fitas%20flotantes%20en%20el%20tratamiento%20de%20aguas.pdf
- Martin, S. & Shaffer, G. (2005). Sagittaria Biomass Partitioning Relative to Salinity, Hydrologic Regime, and Substrate Type: Implications for Plant Distribution Patterns in Coastal Louisiana, United States. *Journal of Coastal Research*, 21(1), 167-174. <https://doi.org/10.2112/02110.1>
- Masharqa, A., Al-Tardeh, S., Mlih, R. & Bol, R. (2023). Vertical and Hybrid Constructed Wetlands as a Sustainable Technique to Improve Domestic Wastewater Quality. *Water*, 15. <https://doi.org/10.3390/w15193348>
- Massoud, A., Derbalah, A., & Belal, E. (2008). Microbial detoxification of metalaxyl in aquatic system. *Journal of Environmental Sciences*, 20(3), 262-267. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60043-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60043-0)
- Matamoros, V., Puigagut, J., García, J. & Bayona, J. (2007). Behavior of selected priority organic pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A preliminary screening. *Chemosphere*, 69(9). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.012>
- McCalla, L., Phillips, B., Anderson, B., Voorhes, J., Siegler, K., Faulkenberry, K., Goodman, M., Deng, X. & Tjeerdema, R. (2022). Effectiveness of a Constructed Wetland with Carbon Filtration in Reducing Pesticides Associated with Agricultural Runoff. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00909-0>
- McDonald, L., Jebellie, S., Madramootoo, C. & Dodds, G. (1999). Pesticide mobility on a hillside in St. Lucia. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 72(2), 181-188. https://www.researchgate.net/publication/248351580_Pesticide_mobility_on_a_hillside_soil_in_St_Lucia
- McKnight, A., Gannon, T. & Yelverton, F. (2021). Phytoremediation of azoxystrobin and imidacloprid by wetland plant species *Juncus effusus*, *Pontederia cordata* and *Sagittaria latifolia*. *International Journal of Phytoremediation*, 24(2), 196-204. <https://doi.org/bd.univalle.edu.co/10.1080/15226514.2021.1932726>
- Mengel, K. & Kirkby, E. (1987). Principios de nutrición vegetal. 4° edición. International Potash Institute Basel. <https://www.ipipotash.org/uploads/udocs/64-principios-de-nutricion-vegetal.pdf>
- Mejía, J. O. (2014). Remoción de lindano contenido en agua en un humedal artificial de flujo subsuperficial con recirculación bajo condiciones controladas. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://ru.dgb.unam.mx/bitstream/20.500.14330/tes01000708044/3/0708044.pdf>
- Meneses, L. (2022). Consumo e impactos de los agrotóxicos en Colombia: comunidades envenenadas. *Saúde em Debate*, 46(2), 75-88. <https://www.scielo.org/article/sdeb/2022.v46nspe2/75-88/#>
- Mérida, M. (2018). Propuesta de una metodología para el monitoreo de la calidad de agua a través del potencial de óxido reducción en una planta potabilizadora. Universidad de San Carlos de Guatemala. http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_0637_MT.pdf
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed.). McGraw Hill.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). Plan de Acción de la Plataforma Colaborativa para la Recuperación de la Cuenca Alta del Río Cauca. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/08/Plan-de-Accion-plataforma-colaborativa-rio-Cauca-pdf.pdf>
- Miranda, M. (2014). El género *Sagittaria* en el Código Florentino. Elementos 94, 45-48. <https://elementos.buap.mx/directus/storage/uploads/00000001147.pdf>
- Molina, J. (2021). La revolución verde como revolución tecnocientífica: artificialización de las prácticas agrícolas y sus implicaciones. *Revista Colombiana Filosófica de la Ciencia*, 21(42), pp. 175-204.
- Morales, G., López, D., Vera, I. & Vidal, G. (2013). Humedales Construidos con plantas

- ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria*, 22(1), 33-46. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK253965/pdf/Bookshelf_NBK253965.pdf
- Moran, M. & Hodson, R. (1994). Dissolved humic substances of vascular plant origin in a coastal marine environment. *Limnology and Oceanography*, 39(4), 762-771. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.4.0762>
- Moreno, E. (2015). Crecimiento y desarrollo de plantas. El mundo de la biología pp 127- 133. Fundación empresas polar. https://bibliofep.fundacionempresaspolarg.org/media/16993/libro_mundo_biologia_lw_13.pdf#:~:text=Efectivamente
- National Academy of Sciences. (2014). A Framework to Guide Selection of Chemical Alternatives. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK253965/pdf/Bookshelf_NBK253965.pdf
- Nan, X., Stevo, L., Giuseppe, M. & Attilio, T. (2023). Effects of Design and Operational Conditions on the Performance of Constructed Wetlands for Agricultural Pollution Control – Critical Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06380-y>
- Nava, J., Lango, F., Castañeda, M. & Reyes, C. (2023). Remoción de contaminantes en los humedales artificiales de flujo subsuperficial: Una revisión. *Terra Latinoamericana*, vol. 41. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1715>
- Nivala, J., Hoos, M., Wallase, S. & Cross, C. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated. Horizontal subsurface-flow constructed wetland. *The Science of the Total Environment*, 380 (1-3), 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.030>
- OECD. (2017). *Diffuse Pollution, Degraded Waters*. Emerging Policy Solutions. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2017/03/diffuse-pollution-degraded-waters_g1g75088/9789264269064-en.pdf
- O'Hogain, S., McCarton, L. (2018). Nature-Based Solutions. In: A Technology Portfolio of Nature Based Solutions. Springer, Cham. https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1007/978-3-319-73281-7_1
- Ouyang, W., Wang, Y., Lin, C., He, M., Hao, F., Liu, H., & Zhu, W. (2018). Heavy metal loss from agricultural watershed to aquatic system: A scientometrics review. *Science of the Total Environment*, 637–638, 208–220. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.337>
- Pardo, T. (2017). "Los pesticidas son los responsables de la muerte de 200.000 personas cada año": ONU. *El Espectador*. <https://www.elespectador.com/ambiente/los-pesticidas-son-los-responsables-de-la-muerte-de-200000-personas-cada-ano-onu-article-683570/>
- Pastor, J., Vera, M. & Martinez, A. Efecto de los plaguicidas sobre la calidad química y biológica del suelo en sistemas de producción de hortalizas del semiárido venezolano. *Química Viva*, vol. 14, núm. 1, abril, 2015, pp. 69-89 Universidad de Buenos Aires. <https://www.redalyc.org/pdf/863/86340672008.pdf>
- Pavlidis, G., Zotou, I., Karasali, H., Marousopoulou, A., Bariamis, G., Nalbantis, I. & Tsihrintzis, V. (2022). Experiments on Pilot-Scale Constructed Floating Wetlands Efficiency in Removing Agrochemicals. *Toxics*, 10(12), 790. <https://www.mdpi.com/2305-6304/10/12/790>
- Peña, C. & Lara, J. (2012). Tratamiento de aguas de escorrentía mediante humedales artificiales: Estado del arte. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 22(2), 39-61. <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v22n2/v22n2a03.pdf>
- Pérez, G., Arrieta, A. & Contreras, J. (2015). Río Cauca: la geografía económica de su área de influencia. Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana; No. 225. https://www.banrep.gov.co/sites/default/files/publicaciones/archivos/dtser_225.pdf
- Perfetti, J., Balcázar, A., Hernández, A. & Leibovich, J. (2013). *Políticas para el desarrollo de la agricultura en Colombia*. Fedesarrollo, Sociedad de Agricultores de Colombia (SAC),

- Incoder, Finagro, Banco Agrario.
<https://www.repository.fedesarrollo.org.co/bitstream/handle/11445/61/?sequence=1>
- PISSQ [Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas]. (1993). Ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4-D): Guía para la salud y la seguridad. Metepec, México.
<https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/31241/9275370621-spa.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Pinney, M., Westerhoff, P. & Baker, L. (2000). Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Research*, 34(6), 1897-1911.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00330-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00330-9)
- Poissant, L., Beauvais, C., Lafrance, P., & Deblois, C. (2008). Pesticides in fluvial wetlands catchments under intensive agricultural activities. *Science of the Total Environment*, 404(2–3), 182–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.035>
- Potschin, M., Kretsch, C., Haines-Young, R., Furman, E., Berry, P. & Baró F. (2015). Nature-based solutions. OpenNESS Ecosystem Service Reference Book. <http://www.openness-project.eu/library/reference-book>
- Pozo-Morales, L., Franco, M., Garvi, D. & Lebrato, J. (2013). Influence of the stone organization to avoid clogging in horizontal subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 54. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857413000232>
- Qadiri, R., Muzamil, K., Zaid, A., Aalam, T., Kazmi, A. & Khalil, N. (2021). Comparative evaluation of the macrophytes in the constructed wetlands for the treatment of combined wastewater (greywater and septic tank effluent) in a sub-tropical region. *Environmental Challenges*, 5.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010021002444?via%3Dihub>
- Quintero, K., Arroyave, J. & Anchila, A. (2021). Implementación de humedales artificiales de flujo subsuperficial para la remoción de nitrógeno y materia orgánica, acoplados a reactores con microalgas. Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia.
- Rahman, M., Effendi, M., Bin, M., Udin, M., Mahmud, K., Abd, M., Sheikh, S. & Shamsuzzaman, S. (2020). Design, Operation and Optimization of Constructed Wetland for Removal of Pollutant. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22). <https://www.mdpi.com/1660-4601/17/22/8339>
- Ramiro. (2014). Capítulo 2: Plaguicidas químicos, composición y formulaciones, etiquetado, clasificación toxicológica, residuos y métodos de aplicación. In Aplicación Eficiente de Fitosanitarios (INTA, p. capítulo 2).
<https://www.manualfitosanitario.com/InfoNews/INTA%20Aplicacion%20eficiente%20de%20fitosanitarios%20Cap%202.%20%20Formulaciones.pdf>
- Rani, S., Kumar, P. & Kumar, V. (2025). Removal of organic pollutants from paper mill effluent using Taro (*Colocasia esculenta* L. Schott) in an electro-assisted horizontal subsurface flow constructed wetland: Experimental and kinetic studies. *Environmental Monitoring Assessment*, 197(48). <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1007/s10661-024-13523-z>
- Raven, P., Johnson, G., Losos, J., Singer, S., & Mason, K. (2016). *Biología*, 11th edición. Editorial McGraw-Hill. <https://www.mheducation.es/bcv/guide/capitulo/8448180895.pdf>
- Reichenberg, F., & Mayer, P. (2006). Two complementary sides of bioavailability: Accessibility and chemical activity of organic contaminants in sediments and soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(5), 1239–1245. <https://doi.org/10.1897/05-458R.1>
- Rivera, D. (2015). Humedales de flujo subsuperficial como biofiltros de aguas residuales en Colombia. *Cuaderno Activa*, 7, 99-107.
<https://ojs.tdea.edu.co/index.php/cuadernoactiva/article/view/251/243>
- Rodríguez A. (2003). Humedales construidos. Estado del arte (I). En: Ingeniería Hidráulica y

- Ambiental, vol. XXIV.
- Romero, J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales: teoría y principios de diseño* (3ª ed.). Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero, J. (2009). Calidad del agua. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, 2ª Edición. https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siar-puno/archivos/public/docs/calidad_del_agua.pdf
- Ruiz, F. (2020). *Uso de humedales construidos subsuperficiales de flujo horizontal sembrados con policultivos de especies nativas bajo condiciones del trópico americano para la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y metales pesados de lixiviados de relleno sanitario*. [Trabajo de grado, Universidad del Valle]. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/792f2fbe-85bf-47f3-805b-c0b0985d1cf9/content>
- SADER [Secretaría de agricultura y desarrollo rural]. (2019). Manual para el buen uso y manejo de plaguicidas en el campo, 1a edición. SENASICA [Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria]. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/452645/MANUAL_PARA_EL_BUEN_USO_Y_MANEJO_DE_PLAGUICIDAS_EN_CAMPO.pdf
- Salamanca, C. & Baquero, J. (2009). Soya: alternativa para los sistemas de producción de la Orinoquía colombiana. Nutrición y fertilización con macro y micronutrientes pp.151- 161. CORPOICA. https://repository.agrosavia.co/bitstream/handle/20.500.12324/1663/41748_43729.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Salerno, J., Bennett, C., Holman, E., Gillis, P., Sibley, P. & Prosser, R. (2018). Sensitivity of multiple life stages of 2 freshwater mussel species (Unionidae) to various pesticides detected in Ontario (Canada) surface waters. *Environ Toxicol Chem*. DOI: 10.1002/etc.4248
- Schnitzer, M. & Khan, S. (1972). *Humic Substances in the Environment*. https://books.google.com.co/books/about/Humic_Substances_in_the_Environment.html?id=uz3CswEACAAJ&redir_esc=y
- Sarria-Villa, R., Gallo-Corredor, J. & Tobar, Y. (2023). Estudio de las mejores condiciones para determinar plaguicidas en aguas y sedimentos del Río Cauca-Colombia. *Revista EIA*, 20(39), 1-20. <https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/1608/1494>
- Sarmah, A., Müller, K. & Ahmad, R. (2004). Fate and behaviour of pesticides in the agroecosystem—a review with a New Zealand perspective. *Australian Journal of Soil Research*, 42(2). <http://dx.doi.org/10.1071/SR03100>
- Sasakova, N., Gregova, G., Tatacova, D., Mojziso, J., Papajova, I., Venglovsky, J., Szaboova, T. & Kovacova, S. (2018). Pollution of Surface and Ground Water by Sources Related to Agricultural Activities. *Frontiers. Sustainable Food Systems*, 2(42). <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00042>
- Selvaraj, T. & urian, J. (2009). Correlación entre la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales en aguas naturales. *Malaya de Ciencias*, Vol 28, N° 1. https://www.researchgate.net/publication/255578135_Correlation_between_Electrical_Conductivity_and_Total_Dissolved_Solids_in_Natural_Waters
- Sewwandi, B. N., Weragoda, S., Mowjood, M., Tanaka, N., & Sasikala, S. (2010). Effect of submerged and floating plants on dissolved oxygen dynamics and nitrogen removal in constructed wetlands. *Tropical Agricultural Research*, 21(4), 353–360. https://www.researchgate.net/publication/236857119_Effect_of_Submerged_and_Floating_Plants_on_Dissolved_Oxygen_Dynamics_and_Nitrogen_Removal_in_Constructed_W

etlands

- Sharpley, A., Bergstrom, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C., Borling, K., Djodjic, K., Jarvie, H., Schoumans, O., Stamm, C., Tonderski, K., Ulén, B., uusitalo, R. & Withers, P. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *AMBIO*, 44(2), 163-179. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0612-x#citeas>
- Shi, W., Li, H., & Li, A. (2018). Mechanism and influencing factors of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetland. *Applied Chemical Engineering*, 1(1). <https://systems.enpress-publisher.com/index.php/ACE/article/viewFile/344/189>
- Shukla, R., Gupta, D., Singh, G. & Kumar, V. (2021). Rendimiento de un humedal artificial de flujo horizontal para el tratamiento secundario de aguas residuales domésticas en una zona tribal remota de la India central. *Sustain Environ Res* 31, 13. <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7>
- Silva, J. & Valverde, A. (2012). Estimación de gases de efecto invernadero en humedales construidos de flujo subsuperficial. *Ingeniería y Universidad*, 15(2), 519-533. <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/iyu/article/view/2039/1304>
- Sinisterra, C. (2014). Evaluación del rendimiento de la papachina (*Colocasia esculenta* L.) en dos fincas del corregimiento no. 8 de Buenaventura, Valle del Cauca. Universidad del Pacífico. <https://repositorio.unipacifico.edu.co/bitstream/handle/unipacifico/206/Trabajo%20grado%20papachina.pdf?sequence=1>
- Sistema General de Regalías & Universidad del Valle. (2024). *Canales de Riego y Drenaje Sistema de Adecuación de Tierras RUT*.
- Skalski, C. (2002). Ohio epa surface water quality criterion fact sheet. See Ohio Administrative Code 3745-1-36. <https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2015>
- Solís, R., López, G., Bautista, R., Hernández, J., & Romellón, M. (2016). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América*, 41(1), 46. <https://www.ciba.org.mx/index.php/CIBA/article/view/54/253>
- Sosa, F. (2013). Cultivation of the kind *Heliconia*, *Cultivos Tropicales*, vol. 34, no. 1, p. 24-32.
- Stefanakis, A., Akratos, C. & Tschritzis, V. (2014). Constructed wetlands for wastewater treatment - Engineering and Design Considerations. In: *Vertical Flow Constructed Wetlands*. <https://www.sciencedirect.com/book/9780124046122/vertical-flow-constructed-wetlands#book-description>
- Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I., & Murphy, A. (2015). *Plant Physiology and Development* (6th ed.). Sinauer Associates. https://sirsyedcollege.ac.in/crm/public/uploads/download_image/H8aTDrHeKuTogIS07SE1r80giP2dmU.pdf
- Taheran, M., Naghdi, M., Brar, S., Verma, M. & Surampalli, R. (2018). Emerging contaminants: Here today, there tomorrow. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*. (10), 122-126. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2215153218300540>
- Tang, Z., Wood, J., Smith, D., Thapa, A. & Aryal, N. (2021). A Review on Constructed Treatment Wetlands for Removal of Pollutants in the Agricultural Runoff. *Sustainability*, 13(24). <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/24/13578>
- Tasca, A., & Fletcher, A. (2017). State of the art of the environmental behaviour and removal techniques of the endocrine disruptor 3,4-dichloroaniline. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 53(3), 260–270. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1394701>

- Thurman, E. (1985). *Organic geochemistry of natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-5095-5>
- Tiryaki, O. & Temur, C. (2010). The Fate of Pesticide in the Environment. *Journal of Biological & Environmental*, 4(10). <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/497788>
- Tobar, Y. (2011). *Determinación de plaguicidas en muestras de aguas y sedimentos del río Cauca por cromatografía líquida de alta resolución (CLAR)*. [Trabajo de grado, Universidad del Cauca]. <http://repositorio.unicauca.edu.co:8080/bitstream/handle/123456789/7292/Determinaci%C3%B3n%20de%20plaguicidas%20en%20muestras%20de%20aguas%20y%20sedimento%20del%20r%C3%ADo%20Cauca.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Toro, A. (2021). Evaluación integral de la presencia de microcontaminantes en la cuenca alta del río Cauca. [Tesis de Doctorado, Universidad del Cauca].
- Tourbezin, J., Chaumont, C. & Mander, U. (2017). Implications of constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103, Part B, 415-425. [tps://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014)
- Truong, H., Nguyen, T., Tran, Q., Lam, V., Nguyen, T. & Nguyen, X. (2024). Influence of nitrogen sources on wastewater treatment performance by filamentous algae in constructed wetland system. *Environmental Research*, 35. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116638>
- Tuttolomondo, T., Leto, C., La Bella, S., Leone, R., Virga, G. & Licata, M. (2016). Water balance and pollutant removal efficiency when considering evapotranspiration in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland in Western Sicily (Italy). *Ecological Engineering* 87, 295–304.
- University of Florida. (2021). *Heliconia spp. Heliconia*¹. <https://doi.org/10.32473/edis-sp249-1999>
- University of Hertfordshire. (2024). 2.3. General chemical properties related to environmental fate.
- Urrestarazu, E., Vaes, W., Mayer, P. & Hermens, J. (1999). Inhibición del crecimiento de algas de *Chlorella pyrenoidosa* por contaminantes narcóticos polares: concentraciones celulares tóxicas y modelado QSAR. *Aquatic Toxicology*, vol 46, N° 1. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00111-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00111-8)
- Vallée, R., Dousset, S., Billet, D. & Benoit, M. (2014). Sorption of selected pesticides on soils, sediment and straw from a constructed agricultural drainage ditch or pond. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 4895–4905. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1840-5>
- Valencia, J. (2014). *Evaluación de humedales evaporativos para el post tratamiento de aguas residuales domésticas*. [Tesis de maestría, Universidad Tecnológica de Pereira]. <https://repositorio.utp.edu.co/server/api/core/bitstreams/61b9b197-7aef-40b6-a999-2840a792f3bc/content>
- Valencia, O. & Rodríguez, A. (2015). Valoración de la vulnerabilidad a la salinización de los suelos del distrito de riego y drenaje RUT por las prácticas de fertilización. Universidad del Valle. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/0f75fdcc-cea3-444b-b5dc-58c62f897ad8/content>
- Valverde, A. (2012). Estimación de gases de efecto invernadero en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. [Tesis de maestría, Universidad del Valle]. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/f5007d36-5f60-49be-8d4a-4e9e1c2fbb51/content>
- Vicente, S. & Calle, M. (2025). Fertilizantes en la producción agrícola: un análisis de la percepción de uso. *Apuntes del Cenés* vol.43 no.78.

- <https://doi.org/10.19053/uptc.01203053.v43.n78.2024.17532>
- Vidart, G., Cechich, A., Buccella, A. & Montenegro, A. (2022). Análisis de turbidez basado en caracterización de contextos. Congreso de AgroInformática (CAI 2022) - JAIIO 51, pg 170-183. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/151915>
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530-549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Vymazal, J. (2011a). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, 45(1), 61-69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
- Vymazal, J. (2011b). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Wetland Restoration*, 674, 133-156. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0738-9>
- Vymazal, J. & Březinová, T. (2015). The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>
- Walter, H., Consolaro, F., Gramatica, P. et al. (2002). Toxicidad de la mezcla de contaminantes prioritarios a concentraciones sin efecto observado (NOEC). *Ecotoxicology* 11, 299–310. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1020592802989>
- Wang, S., Poon, K., & Cai, Z. (2013). Biodegradation and removal of 3,4-dichloroaniline by *Chlorella pyrenoidosa* based on liquid chromatography–electrospray ionization–mass spectrometry. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(1), 552–557. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-012-0995-9>
- Wang, Q., Xie, H., Ngo, H. H., Guo, W., Zhang, J., Liu, C., Liang, S., Hu, Z., Yang, Z., & Zhao, C. (2016). Microbial abundance and community in subsurface flow constructed wetland microcosms: Role of plant presence. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(15), 11663–11670. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-015-4286-0>
- Wang, W., Ding, Y., Wang, Y., Song, X., Ambrose, R. F., & Ullman, J. L. (2016). Intensified nitrogen removal in immobilized nitrifier enhanced constructed wetlands with external carbon addition. *Bioresource Technology*, 218, 1261–1265. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.079>
- Wang, M., Zhang, D., Dong, J. (2018). Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: a review. *Hydrobiologia*, 805, 1–31. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-017-3315-z>
- Wen, Y., Schoups, G. & van de Giesen, N. (2017). Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Sci Rep* 7, 43289. <https://doi.org/10.1038/srep43289>
- World Agroforestry Centre. (s.f.). Los nutrientes de las plantas. Recuperado el 25 de abril del 2025, de <https://apps.worldagroforestry.org/NurseryManuals/CommunityESP/LosNutrientes.pdf>
- Wu, Q., Riise, G., Lundekvam, H., Mulder, J., & Haugen, L. E. (2004). Influences of suspended particles on the runoff of pesticides from an agricultural field at Askim, SE-Norway. *Environmental Geochemistry and Health*, 26(3), 295–302. https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039591_57097.a8
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J. & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594-601. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852414014904>
- You, I. & Bartha, R. (1982). Metabolism of 3,4-dichloroaniline by *Pseudomonas putida*. *Journal*

- of *Agricultural and Food Chemistry*, 30(2). <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/jf00110a014>
- Zepeda, C. & Lot, A. (2005). Distribución y uso tradicional de *Sagittaria macrophylla* Zucc. y *S. latifolia* Willd. en el Estado de México, *Ciencia Ergo Sum*, vol. 12, núm. 3, pp. 282-290. Universidad Autónoma del Estado de México. <https://www.redalyc.org/pdf/104/10412308.pdf>
- Zhang, J., Yan, Q., Bai, G., Guo, D., Chi, Y., Li, B., Yang, L., & Ren, Y. (2023). Inducing root redundant development to release oxygen: An efficient natural oxygenation approach for subsurface flow constructed wetland. *Environmental Research*, 239(15). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117377>
- Zhao, C., Xie, H., Mu, Y., Zharg, J., Liu, C., Liang, S., Ngo, H., Guo, W., Xu, J. & Wang, Q. (2014). Bioremediation of endosulfan in laboratory-scale constructed wetlands: effect of bioaugmentation and biostimulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 21. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3107-1>

ANEXOS

Tabla 14

Resultados de comprobación de hipótesis sobre especie Colocasia esculenta.

	Df	Suma Sq	Media Sq	Valor F	Pr (>F)
Tercio	1	138.199	138.199	82.96	2.8e ⁻¹²
Semana	1	80.195	80.195	48.14	6.81e ⁻⁰⁹
Error aleatorio	51	84.955	1.666		

Tabla 15

Resultados de comprobación de hipótesis sobre especie Sagittaria latifolia.

	Df	Suma Sq	Media Sq	Valor F	Pr (>F)
Tercio	1	37.241	37.241	43.801	2.18e ⁻⁰⁸
Semana	1	5.628	5.628	6.619	0.013
Error aleatorio	51	43.361	850		

Tabla 16

Resultados de comprobación de hipótesis sobre especie Heliconia psittacorum.

	Df	Suma Sq	Media Sq	Valor F	Pr (>F)
Tercio	1	12.850	12.850	2.514	0.119
Semana	1	5.337	5.337	1.044	0.312
Error aleatorio	51	260.720	5.512		