



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO



FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y
BIOTECNOLOGÍA

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

Tema: Evaluación de la capacidad fitorremediadora de *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* en efluentes secundarios de industrias textiles y de curtiembre de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A).

Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención de título de Ingeniera Biotecnóloga, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Autor: María de los Angeles Buitrón Arellano

Tutor: PhD. Nelly Esther Flores Tapia

Ambato – Ecuador

Febrero – 2024

APROBACIÓN DEL TUTOR

Ph.D. Nelly Esther Flores Tapia

CERTIFICA:

Que el presente Informe Final del Trabajo de Titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción de Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el reglamento de Titulación y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 05 de enero del 2024

Ph.D. Nelly Esther Flores Tapia

1716253305

Tutor

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, María de los Ángeles Buitrón Arellano, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Biotecnóloga, son absolutamente originales, auténticos y personales, a excepción de las citas bibliográficas.



María de los Ángeles Buitrón Arellano

1804848198

Autor

DERECHOS DE AUTOR

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Informe Final del Trabajo de Titulación o parte de él un documento disponible para su lectura, consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los Derechos en línea patrimoniales de mi Informe Final del Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'M. de los Angeles Buitron Arellano', written over a horizontal line.

María de los Ángeles Buitrón Arellano

1804848198

Autor

APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, opción Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Por constancia firman:

Presidente del Tribunal

Mg. Lander Vinicio Pérez Aldás

1802706596

Dr. Pablo Vinicio Tuza Alvarado

1104063241

Ambato, 22 de enero del 2024

DEDICATORIA

Dedico este logro a Dios, fuente inagotable de fortaleza y guía

A la Virgen de Guadalupe, por su protección maternal

A mi padre Antonio, quien desde el cielo sigue siendo mi mayor inspiración

A mi madre Katerine, pilar incansable de apoyo

A mis abuelitos Tere, Holman y Margoth, cuyos valores perduran en mi corazón

A mi querido novio Daniel, cómplice en cada logro

Este trabajo es un tributo a quienes, desde el cielo y la tierra, han iluminado mi camino

con su incondicional apoyo y amor.

AGRADECIMIENTO

Con gratitud sincera, inicio estas palabras de reconocimiento a aquellos seres excepcionales que han sido mi soporte inquebrantable en la culminación de este proyecto académico. En primer lugar, agradezco a Dios, por ser la brújula que ha guiado mis esfuerzos y fortalecido mi determinación. A la Virgencita de Guadalupe, cuya presencia ha sido mi refugio y consuelo en este viaje académico.

Agradezco a mi padre, que desde el cielo ha sido mi inspiración silenciosa y mi guía eterna, tu memoria vive en cada logro y en cada paso que doy. A mi madre, que siempre ha estado a mi lado con su amor incondicional y apoyo incansable, siendo mi roca en momentos difíciles.

A mis amados abuelos, como un tributo a la herencia de amor y sabiduría que han construido en nuestra familia. A mis tíos por ser ejemplos de paciencia y apoyo constante, y a mis primos, compañeros de risas y cómplices en cada desafío.

A mi novio, gracias por ser mi refugio en los días difíciles, por celebrar mis triunfos y compartir las cargas. Tu presencia ha hecho que cada desafío sea más llevadero y cada logro más significativo.

A la empresa EP-EMAPA-A por permitirme realizar parte de mis análisis en sus laboratorios, de manera muy especial al Ingeniero Samuel Haro y las Ingenieras Victoria Salazar, Inés Bustos y Consuelo Ramos por su apoyo y sus consejos.

Agradezco a aquellos que, con su sabiduría y experiencia, me han guiado en momentos de incertidumbre. A quienes, con su amor y aliento, han sido el sustento emocional que necesitaba. A todos los que han compartido su tiempo, conocimientos y energía positiva conmigo.

ÍNDICE GENERAL DE CONTENIDOS

APROBACIÓN DEL TUTOR.....	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	iii
DERECHOS DE AUTOR	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
ÍNDICE GENERAL DE CONTENIDOS.....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
ÍNDICE DE TABLAS	xii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xiii
RESUMEN EJECUTIVO.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO.....	1
1.1. Antecedentes Investigativos.....	1
1.1.1. Efluentes de industrias textiles y de curtiembre.....	1
1.1.2. Industrias textiles y de curtiembre en Ecuador	3
1.1.3. Contaminantes de las industrias textiles y de curtiembre en el agua	5
1.1.4. Toxicología de los diferentes contaminantes de las industrias textiles y de curtiembre	7
1.1.5. Tratamientos convencionales usados para la descontaminación del agua .	10
1.1.6. Normativa ambiental para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce	12

1.1.7.	Fitorremediación como alternativa para el tratamiento de aguas residuales	13
1.1.8.	Mecanismos vegetales para la descontaminación	16
1.1.9.	Macrófitas acuáticas hiperacumuladoras de contaminantes de aguas residuales	19
1.2.	Objetivos	21
1.2.1.	Objetivo general	21
1.2.2.	Objetivos específicos	21
1.3.	Hipótesis.....	21
1.3.1.	Hipótesis nula.....	21
1.3.2.	Hipótesis alternativa.....	22
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA.....		23
2.1.	Materiales	23
2.2.	Métodos	25
2.2.1.	Recolección y obtención de las plantas acuáticas <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i>	25
2.2.2.	Aclimatación y limpieza de las plantas <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i> en las peceras artificiales.....	25
2.2.3.	Toma de muestras de aguas contaminadas de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo previo al proceso de fitorremediación, transporte y conservación	26
2.2.4.	Medición de parámetros físicos iniciales para la caracterización de efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo	27
2.2.5.	Medición de parámetros químicos iniciales para la caracterización de efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo	30
2.2.6.	Tratamiento del agua residual de Puerto Arturo por fitorremediación	37
CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		38

3.1. Análisis y discusión de resultados.....	38
3.1.1. Aclimatación de <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i> para la fitorremediación	38
3.1.2. Caracterización de efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo.....	39
3.1.3. Medición de parámetros durante el tratamiento individual y combinado de fitorremediación.....	44
3.1.3. Verificación de hipótesis	67
CAPÍTULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	69
4.1. Conclusiones	69
4.2. Recomendaciones	70
MATERIAL DE REFERENCIA	71
ANEXOS	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Consumo de agua de red pública industrias Ecuador (millones de m ³ /año).4	4
Figura 2. Industrias que poseen registro de descargas de aguas residuales en Ecuador. ...5	5
Figura 3. Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo11	11
Figura 4. Principales procesos de fitorremediación realizadas por las plantas para la remediación de ambientes contaminados.....14	14
Figura 5. Mecanismos y vías para la absorción y transporte del Cr ⁶⁺ , Cr ³⁺ y sulfatos. ...18	18
Figura 6. Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>).20	20
Figura 7. Lechuga de agua (<i>Pistia stratiotes</i>).20	20
Figura 8. Comportamiento del color durante el tratamiento de fitorremediación.44	44
Figura 9. Comportamiento del pH durante el tratamiento de fitorremediación.....47	47
Figura 10. Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el tratamiento de fitorremediación.49	49
Figura 11. Comportamiento de la turbidez durante el tratamiento de fitorremediación. 50	50
Figura 12. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) durante el tratamiento de fitorremediación.52	52
Figura 13. Comportamiento de los sólidos totales (ST) durante el tratamiento de fitorremediación.54	54
Figura 14. Comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el tratamiento de fitorremediación.56	56
Figura 15. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) durante el tratamiento de fitorremediación.58	58
Figura 16. Comportamiento del nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N) durante el tratamiento de fitorremediación.60	60
Figura 17. Comportamiento del cromo hexavalente (Cr ⁶⁺) durante el tratamiento de fitorremediación.62	62
Figura 18. Comportamiento de los sulfatos (SO ₄ ²⁻) durante el tratamiento de fitorremediación.64	64
Figura 19. Comportamiento de los tensioactivos aniónicos durante el tratamiento de fitorremediación.66	66

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Procedimientos para la descontaminación de efluentes implementado por EMAPA en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo.	12
Tabla 2. Material fungible empleado en la investigación.	23
Tabla 3. Equipos de laboratorio.	24
Tabla 4. Reactivos empleados.	24
Tabla 5. Métodos, rangos de precisión y de detección de los diferentes parámetros.	31
Tabla 6. Volúmenes de muestra simplificados.	32
Tabla 7. Proceso de aclimatación de las plantas.	38
Tabla 8. Caracterización fisicoquímica del efluente secundario de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo.	39
Tabla 9. Cambios en el color de efluente fitorremediado.	45

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Límites de descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce.	87
Anexo 2. Peceras artificiales para el tratamiento de fitorremediación de las aguas residuales de Puerto Arturo.....	88
Anexo 3. Peceras artificiales después del tratamiento de fitorremediación (Día 60).	88
Anexo 4. Cambios en las plantas fitorremediadoras con el paso de los días.....	89
Anexo 5. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el color.....	90
Anexo 6. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para la turbidez.....	90
Anexo 7. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para los SST.	91
Anexo 8. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para los ST.....	92
Anexo 9. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para la DQO.	93
Anexo 10. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para la DBO ₅	94
Anexo 11. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para (NH ₃ -N).....	94
Anexo 12. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el Cr ⁶⁺	95
Anexo 13. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el SO ₄ ²⁻	96
Anexo 14. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el tensioactivos aniónicos.	97

RESUMEN EJECUTIVO

La creciente problemática de la contaminación del agua debido a vertidos industriales ha llevado a una necesidad urgente de encontrar soluciones efectivas en las plantas de tratamiento de aguas residuales a nivel mundial. En este estudio, se pretende investigar la capacidad fitorremediadora de *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* en aguas residuales de industrias textiles y de curtiembre, contribuyendo a la mejora del proceso de tratamiento en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Puerto Arturo (EP-EMAPA-A).

Se llevaron a cabo experimentos utilizando las plantas de forma individual y en combinación, posteriormente se realizó análisis fisicoquímicos de los parámetros establecidos por un periodo de 2 meses, las muestras eran tomadas cada 7, 15, 30 y 60 días. Luego se analizó las aguas residuales durante el proceso de descontaminación mediante protocolos establecidos por Hanna y Hach adaptados del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Los resultados revelaron que, de manera individual, *E. crassipes* y *P. stratiotes* demostraron notables habilidades para remover contaminantes, alcanzando niveles óptimos en el día 30 de estudio. Específicamente, *E. crassipes* destacó en la remoción de turbidez, sulfatos y tensioactivos con porcentajes entre el 80 y 90 por ciento, mientras que *P. stratiotes* se mostró efectiva en sólidos suspendidos totales, sólidos totales, DQO y DBO₅ con porcentajes también situados entre el 80 y 90 por ciento. La combinación de ambas plantas exhibió sinergia únicamente en la remoción del color, con un porcentaje del 87,08 por ciento, aunque no se observó resultados favorables en los demás parámetros.

Palabras clave: Biotecnología ambiental, contaminación ambiental, tratamiento de aguas, aguas residuales, fitorremediación de aguas, EP-EMAPA-A.

ABSTRACT

The growing issue of water pollution due to industrial discharges has led to an urgent need to find effective solutions in wastewater treatment plants worldwide. This study aims to investigate the phytoremediation capacity of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in wastewater from textile and tanning industries, contributing to the improvement of the treatment process at the Puerto Arturo Wastewater Treatment Plant (EP-EMAPA-A).

Experiments were conducted using the plants individually and in combination. Subsequently, physicochemical analyses of the parameters were carried out over a period of 2 months, with samples taken every 7, 15, 30, and 60 days. Wastewater was then analyzed during the decontamination process using protocols established by Hanna and Hach, adapted from the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

The results revealed that, individually, *E. crassipes* and *P. stratiotes* demonstrated notable abilities to remove contaminants, reaching optimal levels on the 30th day of the study. Specifically, *E. crassipes* excelled in the removal of turbidity, sulfates, and surfactants with percentages between 80 and 90 percent, while *P. stratiotes* proved effective in total suspended solids, total solids, COD, and BOD₅, with percentages also ranging between 80 and 90 percent. The combination of both plants exhibited synergy only in color removal, with a percentage of 87,08 percent, although favorable results were not observed in other parameters.

Keywords: Environmental biotechnology, environmental pollution, water treatment, wastewater, water phytoremediation, EP-EMAPA-A.

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes Investigativos

1.1.1. Efluentes de industrias textiles y de curtiembre

Más del 80 % de las aguas residuales del mundo, y más del 95 % en algunos países menos desarrollados, se liberan al medio ambiente sin un tratamiento previo (UNESCO, 2017). El agua es un recurso vital que sufre las consecuencias de la rápida y excesiva industrialización en todo el mundo, siendo la principal generadora de desechos líquidos que, a su vez, resultan en la disminución de los niveles naturales de agua en diferentes fuentes hídricas (Mohammadpour et al., 2022).

La generación de cantidades significativas de sustancias contaminantes en los cuerpos de agua puede causar problemas ambientales y de salud (Alizadeh et al., 2020). Las descargas de aguas residuales provenientes del uso agrícola e industrial contienen sustancias nocivas que afectan a la calidad del agua, haciendo imposible su reutilización, siendo parte de esta problemática diversas industrias, que generan volúmenes significativos de aguas residuales (Fouda et al., 2021). El manejo de aguas residuales se presenta como una preocupación primordial en el contexto de las industrias relacionadas con la producción textil y el procesamiento de cuero (Alizadeh et al., 2020).

La industria textil se considera una de las industrias más antiguas de la civilización humana, más importantes y una de las más grandes generadoras de aguas residuales (Khan et al., 2023). En el proceso de coloración y acabado de las prendas se usan grandes cantidades de agua y productos químicos biodegradables y no biodegradables, tales como colorantes, sustancias dispersantes y agentes niveladores; lo que causa un elevado volumen de efluentes textiles y estos por lo general se vierten en cuerpos de agua o

terrenos baldíos provocando una gran contaminación en los suelos y aguas (**Bidu et al., 2023**).

De acuerdo con los datos estadísticos del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) para la fabricación de un par de jeans se requiere el uso de 3 781 litros de agua (**ONU, 2019**). Por lo que, cada año la industria de la moda emplea 93 mil millones de metros cúbicos de agua, lo cual equivale a la cantidad necesaria para abastecer el consumo de agua de cinco millones de personas, siendo esta industria la que produce alrededor del 20 % de aguas residuales en todo el mundo (**ONU, 2020**).

Por otro lado, las industrias del procesamiento de cuero forman parte del sector manufacturero que transforma el cuero bruto en productos procesados como calzados, bolsos, prendas de vestir, etc. (**R. Kumar et al., 2023**). Esta industria también representa una de las más contaminantes del mundo, la materia prima usada para las curtiembres son los desechos de los mataderos; las pieles y cueros de los animales, estos desechos presentan un elevado contenido de humedad que desencadena en una desintegración y su incorporación en los desechos líquidos (**Saira & Shanthakumar, 2023**). En las industrias de curtido se utiliza una cantidad significativa de agua, calculándose un consumo promedio de 10 kg agua por cada kg de cuero; además a esto se suma que el método más usado para el curtido de pieles se realiza utilizando cromo, lo que causa una alta presencia de este metal en los efluentes de 3 a 10 g/L (**C. Zhao & Chen, 2019**).

Los efluentes de las curtidurías tienen una concentración elevada de carga orgánica (DQO), así como compuestos inorgánicos como el amoníaco, sulfatos, cromo y sales que se usan para la conservación de la piel, de igual manera la presencia de sólidos suspendidos es elevado (**J. Zhao et al., 2022**). El proceso de curtiembre genera diferentes

tipos de efluentes como: efluentes resultantes del desengrasado, del proceso de blanqueo, del teñido, de la igualación y pulido del cuero curtido y del lavado (**Younas et al., 2022**).

Anualmente, se manufacturan cerca de un millón de metros cuadrados de cuero en el mundo, lo que conlleva la generación de alrededor de 41 millones de litros de efluentes contaminados con cromo en el proceso de curtido (**Liu et al., 2022**). Las aguas residuales de esta industria se usan generalmente para el riego de cultivos alimentarios, lo que provoca riesgos en la salud pública y en la seguridad alimentaria en todo el mundo (**C. Zhao & Chen, 2019**).

1.1.2. Industrias textiles y de curtiembre en Ecuador

En Ecuador, en el año 2020 se registraron 315 empresas dedicadas a la producción textil, del 74 % del total de las empresas, un 40 % ubicadas en la provincia de Guayas, 34 % en Pichincha y 5 % en Tungurahua (**Banco Central del Ecuador, 2021b**). Mientras que, en el año 2019, se reportaron 8 empresas que se dedican al curtido de cueros, siendo Tungurahua el lugar con mayor concentración de empresas de curtido de cueros correspondiente a un 75 % del total nacional (**Banco Central del Ecuador, 2021a**).

Estas industrias utilizan el agua como un requerimiento indispensable para sus actividades de producción, según **INEC (2021)** un importante indicador de acoplamiento económico ambiental es la intensidad de uso del agua, con respecto a este indicador en el año 2018 y 2019 en Ecuador se clasificaron en 3 grupos a las actividades económicas con alto impacto ambiental, entre ellas se encuentran las industrias manufactureras que abarca textiles, curtiembre, cosméticas, farmacéuticas, automotriz, etc. Con un impacto ambiental del +22,17 % y un valor agregado bruto del -10,63 %.

Para el año 2021, alrededor de 66,4 % de las industrias ecuatorianas utilizaron cerca de 83 millones de metros cúbicos de agua proveniente de la red pública, siendo el sector manufacturero el que más agua consumió (**Figura 1**), llegando a los 20 millones de metros cúbicos al año (**INEC, 2023**).

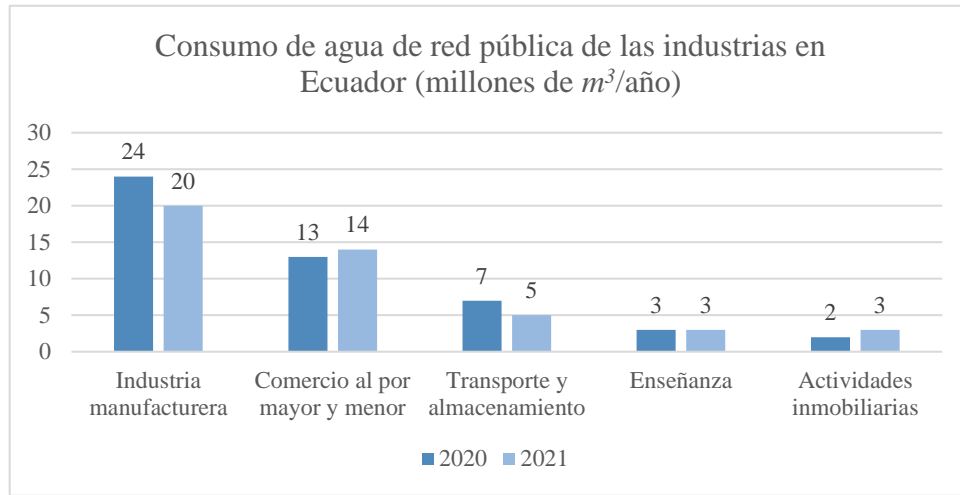


Figura 1. Consumo de agua de red pública industrias Ecuador (millones de m³/año).

Fuente: (INEC, 2023)

En el año 2021, estadísticas revelaron que, en las industrias de textilera y curtiembre, solo el 46,3% registró sus descargas de desechos líquidos, mientras que un 53,7% carece de dichos registros. Estos datos subrayan la necesidad de una mayor conciencia ambiental y regulaciones efectivas para garantizar la sostenibilidad en estas industrias, impulsando así la responsabilidad empresarial y la protección del medio ambiente. (**Figura 2**) (**INEC, 2023**).

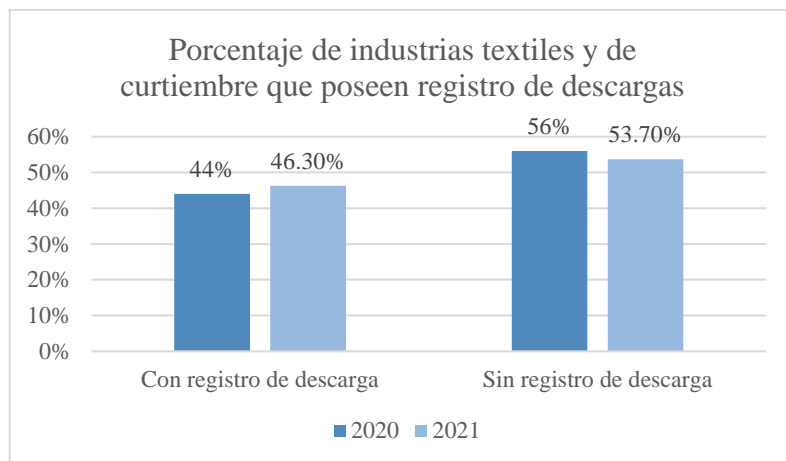


Figura 2. Industrias que poseen registro de descargas de aguas residuales en Ecuador.

Fuente: (INEC, 2023)

1.1.3. Contaminantes de las industrias textiles y de curtiembre en el agua

Los efluentes de las industrias textiles y de curtiembres son un complejo de varios componentes que incluyen materia orgánica e inorgánica disuelta y en suspensión. Las aguas residuales contienen aproximadamente un 99,9 % de materia orgánica e inorgánica (nitratos, sulfatos, amoníaco, sulfuros, cloruros), microorganismos y sólidos en suspensión, así como metales pesados (Cd, Pb, Cr, Ni y Hg), estos constituyentes le otorgan al agua residual diferentes cualidades físicas, químicas y biológicas dependiendo del destino de esta (Rafique et al., 2022).

Los efluentes de industrias textiles o TIWW por sus siglas en inglés, incluyen una diversidad de agentes contaminantes principalmente: tintes persistentes, formaldehído, ftalatos, fenoles, tensioactivos, ácido perfluorooctanoico (PFOA), pentaclorofenol y metales pesados como plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), zinc (Zn) y níquel (Ni), estos son causantes de una demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) elevada (Zhu et al., 2019). También están muy presentes

en los recursos hídricos de las industrias textiles los aniones, como son los nitratos y sulfatos, dos contaminantes usados para fijar los colores de las telas; además usan amoníaco líquido que es básico en la producción de tejidos sintéticos, permitiendo que la tela tome cualquier coloración **(Kishor et al., 2021)**.

Para el tratamiento del cuero se utiliza compuestos inorgánicos y nitrogenados, metales y ácidos **(Masindi et al., 2023)**. De la misma manera que en las TIWW, el agua residual liberada por las curtiembres contiene una abundancia de sales disueltas, materia orgánica en términos de DQO y DBO₅, compuestos orgánicos, tintes, partículas sólidas en suspensión y sustancias químicas altamente perjudiciales para el medio ambiente **(Shekhar et al., 2023)**. El cromo, un metal pesado altamente perjudicial, se emplea en el proceso de curtido del cuero, ya que las sales de cromo facilitan la transformación de la piel en cuero. A pesar de la disponibilidad del curtido vegetal, que implica una menor presencia de contaminantes químicos, las industrias siguen prefiriendo el cromo **(Sankaranarayanan et al., 2023)**.

Varios parámetros que reflejan cualitativamente el impacto de varios contaminantes en el agua pueden usarse para caracterizar estos efluentes, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y la demanda química de oxígeno (DQO) son considerados parámetros clave de control ampliamente utilizados **(Aghdam et al., 2023)**. Las características de las aguas residuales son esenciales e incluyen una serie de variables que pueden ser utilizados para describir de mejor manera la calidad del agua como la materia sólida, la turbidez, el color, el sabor, el olor y la temperatura **(Brinkmann, 2023)**. Por otro lado, la presencia de contaminantes tóxicos como los metales pesados, el amoníaco, el sulfuro pueden llegar a dañar las alcantarillas por un proceso de corrosión e incluso disminuir el rendimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales **(Wang et al., 2021)**.

1.1.4. Toxicología de los diferentes contaminantes de las industrias textiles y de curtiembre

1.1.4.1. Cromo hexavalente (Cr⁶⁺)

En el agua residual de las industrias, el cromo (Cr) se puede encontrar en dos estados de oxidación: trivalente (Cr³⁺) y hexavalente (Cr⁶⁺), los cuales son estables en el medio acuático, sin embargo, el Cr⁶⁺ es el causante de preocupaciones en los últimos años por su elevada toxicidad (Alam et al., 2020). Los metales pesados como el Cr⁶⁺ producido por la quema de los cueros y el cromado, causan complicaciones en la salud de las personas como vómitos y diarrea severa, cuando se presenta en bajas cantidades; hasta toxicidad reproductiva, cáncer de pulmón, mutagenicidad, estrés oxidativo celular y disfunción sistémica multiorgánica (Xie et al., 2023).

1.1.4.2. Nitrógeno amoniacal (NH₃- N)

El uso de nitrógeno amoniacal es otra dificultad que enfrentan estas industrias, en un principio se presenta como un gas que al ser comprimido y bajo presión se puede transformar en un líquido, el cual se utiliza para que la tela pueda tener el color deseado, de igual forma se usa en la curtiduría para la limpieza de los poros de la piel de los animales (Katayama, 2020). El nitrógeno amoniacal tiene efectos dañinos para la salud de las personas y animales, causando daños en la mucosa que recubre los riñones, problemas gastrointestinales, diarreas, vómitos, irritación en la piel y ojos (Yilmaz et al., 2023).

1.1.4.3. Nitratos (NO₃⁻)

El nitrato es un nutriente que ayuda al crecimiento de vida silvestre, plantas y humanos en proporciones necesarias, pero cuando este se encuentra disuelto en los efluentes de

industrias a elevadas cantidades provocan efectos devastadores para los ecosistemas, la salud de las personas y la vida acuática (**Alagha et al., 2020**), el ion nitrato es usado en la industria textil como un fijador de color para las telas en el proceso de teñido (**Singhpon et al., 2023**).

La ingesta de nitratos podría desarrollar linfomas y cánceres, enfermedades coronarias, infecciones del tracto respiratorio, y malformaciones en los recién nacidos, así como el síndrome del bebé azul (**Costa et al., 2018**).

1.1.4.4. Sulfatos (SO_4^{2-})

En las industrias textiles y de curtiembre se usa el sulfato de cromo, el mismo que actúa como mordiente para fijar los colores de las telas, mientras que en las curtidurías se usa en el proceso de curtido y recurtido del cuero (**Ding & Zeng, 2022**). Las aguas residuales con un elevado contenido de sulfatos causan la acidificación de aguas subterráneas y superficiales y estas al ser ingeridas por los humanos actúan como un laxante, provocando vómitos y diarreas descontroladas (**Costa et al., 2018**).

1.1.4.5. Tensioactivos aniónicos

También llamados surfactantes, usados constantemente en la industria textil y curtiembre para reducir la tensión superficial del agua lo que permite la absorción de los productos químicos, debido a que presenta en su estructura una cabeza hidrofílica y una cola hidrofóbica (**Luo et al., 2022**). A concentraciones bajas son seguros para la salud humana, sin embargo, su uso en concentraciones excesivas puede causar irritación cutánea y ocular, problemas en el sistema respiratorio (**Y. Li et al., 2023**).

1.1.4.6. Color

El color del agua se ve afectado por los tintes y colorantes que emiten las industrias textiles y de cuero en sus procesos, las moléculas de los tintes imposibilitan el paso de la luz solar al agua, disminuyendo la actividad fotosintética y destruyendo a los ecosistemas acuáticos (**Musa & Idrus, 2021**), el consumo de estos tintes causa carcinogenicidad y mutagenicidad con anomalías o mal funcionamiento en el cerebro, los riñones, el hígado y el sistema nervioso (**Zhou et al., 2019**).

1.1.4.7. DQO Y DBO₅

Con la DBO₅ se mide la cantidad de oxígeno que los microorganismos necesitan para la descomposición de materia orgánica del agua, una cantidad alta de DBO₅ puede significar la presencia de contaminantes orgánicos de desechos de industrias y de humanos (**Tardy et al., 2021**).

Con la DQO se mide la cantidad de oxígeno presente en el agua para oxidar los compuestos químicos, una DQO elevada es un indicador de una cantidad excesiva de sustancias químicas tóxicas de industrias en el agua (**Agudelo et al., 2020**). A pesar de que estos parámetros no afectan de forma directa a la salud de los humanos, son indicadores fundamentales de la calidad del agua (**Kaur, 2021**).

Todos estos contaminantes también afectan a la vida acuática de los cuerpos de agua dulce donde son arrojados, provocando la disminución de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua y dificultando la vida acuática (**Shaibur, 2023**).

1.1.5. Tratamientos convencionales usados para la descontaminación del agua

Las empresas que tratan sus aguas contaminadas aplican diferentes tipos de procesos, en Ecuador, en el año 2019 se realizó un estudio estadístico donde concluyeron que, del total de las empresas generadoras de aguas residuales, un 71,21 % usan un tratamiento físico, 53,14 % un tratamiento químico y solo un 35,72 % un tratamiento biológico, cuando lo ideal para que disminuya la mayor cantidad de contaminantes presentes en el agua, sería que las empresas apliquen los tres niveles de tratamientos en procesos diferentes (INEC, 2021).

Entre los tratamientos convencionales que presentan la mayoría de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) se tiene: el tratamiento primario por lo general son procesos físicos que tratan de eliminar materia orgánica particulada, mediante el uso de un sistema de rejillas de filtrado, trampas de grasa, tanques desarenadores y tratamientos químicos como floculadores (Maziotis et al., 2023). Luego el tratamiento secundario que incluye los biológicos y químicos, que eliminan materia orgánica disuelta, usando biorreactores que realizan una fermentación de biomasa, gracias a los microorganismos que se ubican en esta etapa. Por último, como tratamiento terciario el más común es la cloración, en la que se intenta matar el mayor número de microorganismos presentes en el agua (Barbera & Gurnari, 2018).

Los tratamientos fisicoquímicos pueden llegar a ser muy costosos y presentar ciertas desventajas como el uso de aditivos que producen una cantidad aun mayor de lodos residuales (Yi et al., 2023). Es por ello, que la ventaja principal de los tratamientos biológicos se basa en la degradación de los contaminantes cuando se trabaja con microorganismos y cuando se usan plantas donde se aprovecha la capacidad de absorción que poseen las raíces de las plantas, denominado proceso de fitorremediación (De Carluccio et al., 2023).

1.1.5.1. Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A)

Puerto Arturo es un pueblo ubicado en Unamuncho, cantón Ambato, provincia de Tungurahua, varias industrias encargadas de la producción de textiles y de curtiembre se sitúan en este pueblo, las cuales eliminan sus efluentes hacia la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Puerto Arturo (**Figura 3**), propiedad de la Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato (EP-EMAPA-A), esta PTAR se encarga de eliminar los contaminantes de las aguas residuales de dichas empresas mediante tres tratamientos (**Tabla 1**), para alcanzar los límites permisibles por la normativa (**EMAPA, 2023**). Posteriormente el agua es descargada a la quebrada Patulata que desemboca en el río Cutuchi.



Figura 3. *Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A).*

Tabla 1. *Procedimientos para la descontaminación de efluentes implementado por EMAPA en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo.*

Tratamiento	Proceso	Función
Primario	Rejilla	Retener material sólido grueso.
	Desarenador	Retener arenas, piedras y material inorgánico.
	Trampa de grasas	Retener grasas y aceites.
Secundario	Reactor biológico	Contiene microorganismos que realizan la descomposición de la materia orgánica.
	Filtro biológico	Contiene piedras de coco, en las cuales se adhieren microorganismos que descomponen parte de la materia orgánica que no ha sido eliminada en el reactor.
Terciario	Tanque de cloración	Añadir hipoclorito de sodio para la desinfección final de las aguas residuales (eliminación de microorganismos patógenos).

1.1.6. Normativa ambiental para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce

Contribuir al desarrollo sostenible del agua requiere el cuidado de la calidad y cantidad de agua que se distribuye. Los cuerpos de agua dulce además de: suministrar agua potable, facilitar el transporte, ofrecer zonas recreativas; también son hábitats de varias especies de plantas y animales. Para mantener el estado de los cuerpos de agua dulce se debe cumplir con sus normas biológicas, fisicoquímicas y morfológicas (**Bogardi et al., 2020**).

La Evaluación Global IPBES dio a conocer que la biodiversidad en ecosistemas de agua dulce cada vez está disminuyendo conforme a otros tipos de ecosistemas a nivel mundial (IPBES, 2019). Varios países adoptan sus respectivas restricciones y normas para la eliminación de aguas residuales a diferentes cuerpos de agua. En Ecuador la normativa vigente para la descarga de efluentes al recurso agua es el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA) el cual fue aprobado en el año 2002 por el Decreto Ejecutivo N° 3516. En la tabla 10 (**Anexo 1**) del TULSMA reportan los límites máximos permisibles de los diferentes parámetros presentes en el agua para la descarga a un cuerpo de agua dulce (TULSMA, 2017).

1.1.7. Fitorremediación como alternativa para el tratamiento de aguas residuales

La fitorremediación ha surgido significativamente en los últimos años como un tratamiento para purificar tanto suelos como recursos hídricos expuestos a contaminación, pero esta práctica surgió en la década de 1980 con estudios acerca de la absorción de metales pesados en plantas hiperacumuladoras (Hejna et al., 2021). La fitorremediación presenta características de bajo costo dado que no requiere de una mano de obra especializada mucho menos de equipos difíciles de manejar (Wilkinson et al., 2023), además es ecológico y sostenible frente a otros procesos biológicos y aún más a los fisicoquímicos. Son tratamientos ideales, al ser rentables y no tener efectos negativos frente al medioambiente y mucho menos presentar riesgos para la salud humana (Hu et al., 2020).

La fitorremediación ayuda a la descontaminación de suelos y aguas mediante el uso de plantas como árboles, arbustos, pastos, macrófitas, etc. Sin embargo, el factor crucial para un buen tratamiento está en la elección adecuada de especies vegetales que presenten características idóneas como una elevada capacidad para la acumulación y absorción de contaminantes orgánicos, minerales y metales (Mirzaee et al., 2021).

Para la descontaminación de aguas residuales, en las PTAR, la fitorremediación debe aplicarse como tratamiento secundario para tener una mejor disminución de DBO₅ y otros compuestos solubles, las plantas utilizan diversas maneras de absorción y translocación de los metales pesados presentes en las aguas residuales hacia las células vegetales, mediante su sistema radicular con la implementación de humedales artificiales que simulen las condiciones de humedales naturales (Musa & Idrus, 2021). La biomasa que es absorbida por las plantas se puede utilizar para posteriormente generar biogás por un proceso de fermentación anaeróbica (Nam et al., 2023).

La fitorremediación se realiza por medio de diferentes vías de la planta (Figura 4), desde la absorción por sus raíces hasta su tallo y hojas, además de la asociación de ciertos microorganismos con la planta, los cuales ayudan con la acumulación de contaminantes tóxicos (Raklami et al., 2022).

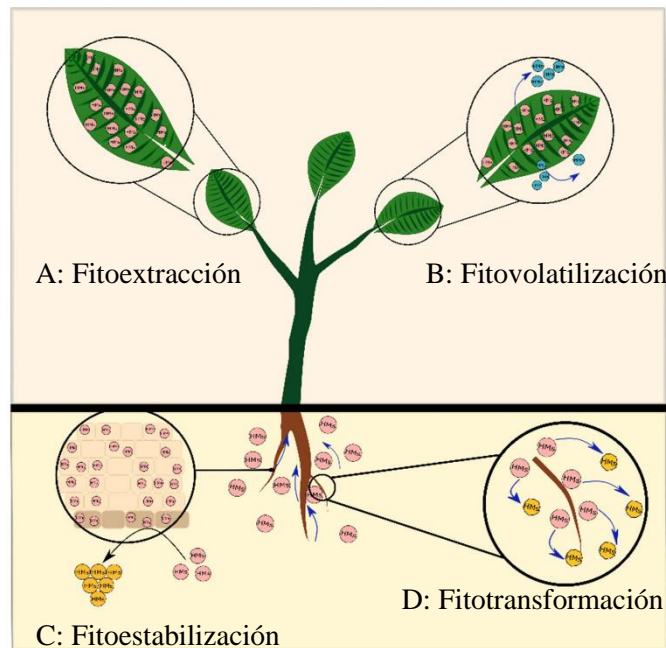


Figura 4. Principales procesos de fitorremediación realizadas por las plantas para la remediación de ambientes contaminados.

Fuente: (Raklami et al., 2022)

1.1.7.1. Fitoextracción

Se realiza por medio de plantas hiperacumuladoras que absorben los contaminantes por sus raíces y las depositan en sus partes aéreas (tallos y hojas) (**Figura 4 A**). Las características que deben tener las plantas para entrar en esta técnica es una reproducción rápida, una extensa red de raíces y una alta capacidad de soportar concentraciones elevadas de metales pesados y otros contaminantes (**Simmer & Schnoor, 2022**). Dentro de este grupo se encuentra *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*, macrófitas acuáticas que tienen la capacidad de eliminación y acumulación de contaminantes de aguas residuales (**Tabinda et al., 2020**).

1.1.7.2. Fitovolatilización

Se basa en la descontaminación de suelos, las plantas absorben los contaminantes presentes en el suelo para posteriormente realizar la conversión a sustancias volátiles con una mínima toxicidad, hasta su descarga en la atmósfera por medio de evapotranspiración realizadas por las estomas de las hojas (**Figura 4 B**), la ventaja de dicha técnica es que no es necesario la cosecha de la planta, después de su proceso (**Simmer & Schnoor, 2022**).

1.1.7.3. Fitoestabilización

Es una estrategia emergente, no se la puede denominar una técnica de limpieza total únicamente inmoviliza los contaminantes que se encuentran en el suelo o agua por medio de la acumulación en sus raíces, permitiendo que estos contaminantes tengan una menor solubilidad y sean menos tóxicos y dañinos para el medio ambiente (**Figura 4 C**). Las plantas que realizan este proceso tienen una alta simbiosis con rizobacterias (**Raklami et al., 2022**).

1.1.7.4. Fitotransformación

También conocida como fitodegradación permite la eliminación de compuestos orgánicos y no de metales pesados, debido a que estos no son biodegradables, se realiza mediante enzimas vegetales (**Figura 4 D**). Un estudio reciente expuso que las plantas son capaces de degradar diversos contaminantes orgánicos, algunas de las enzimas adecuadas son: deshalogenasa, peroxidasa, nitrilasa y nitroreductasa (**Kaushal et al., 2021**).

1.1.7.5. Absorción asistida por rizobacterias

La combinación de la fitorremediación con la técnica de rizorremediación es uno de los procesos de biorremediación en el cual las raíces se inoculan con diferentes microorganismos benéficos que dependen también del tipo de planta o agua residual, para aumentar la eficiencia de los contaminantes en el proceso de extracción (**Fan et al., 2023; Nazli et al., 2020; Novo et al., 2018; Sodhi et al., 2021**). La actividad microbiana es otro medio importante para la absorción de contaminantes por las plantas, en este se da una relación de simbiosis o mutualismo entre microorganismos que llegan a colonizar la rizosfera y proporcionan diversos beneficios a las plantas, en el caso de la fitorremediación ayudan con la degradación de mucho de los contaminantes que en un principio por su estructura compleja no puede ser absorbido por la planta sin antes causarle algún tipo de daño como su retraso de crecimiento, rápido marchitamiento, clorosis, etc (**Y. Li et al., 2020**).

1.1.8. Mecanismos vegetales para la descontaminación

A pesar de que la translocación de metales pesados se realiza principalmente por fitoextracción en las plantas vasculares acuáticas, no es el único proceso para la descontaminación, cuando se trata de aguas residuales la rizofiltración es la técnica que

permite la contención, inmovilización y acumulación de metales en la parte radicular de las plantas (**X. Li et al., 2022**).

Los iones metálicos se absorben activamente por las raíces a través de la plasmalema y se absorben en las paredes celulares por medio de difusión pasiva o mediante transporte acrópeto, que juega un papel importante dentro del tejido radicular sumergido de macrófitas para el transporte de iones metálicos (**Sytar et al., 2021**). La acumulación de los iones metálicos en las hojas y tallos se puede dar por el cambio iónico entre los tejidos de la planta (**Malaviya et al., 2020**).

Las plantas recurren a diferentes mecanismos de defensa cuando se encuentran en un estrés por la acumulación de metales como la exclusión, inmovilización y quelación en el citosol por medio de ligandos como ácidos orgánicos y compartimentación de iones metálicos por vacuolas centrales, las cuales son insensibles a la toxicidad que producen los metales (**Raklami et al., 2022**).

La compartimentación vacuolar es importante en la desintoxicación y tolerancia a los metales pesados (**Figura 5**). En un estudio identificaron que el Cr se quela con ácidos orgánicos, se transporta y acumula en las vacuolas y en pequeñas vesículas de la célula vegetal. El Cr^{6+} se traslada por transporte activo con la ayuda de transportadores de sulfato, mientras que el Cr^{3+} se transporta de forma pasiva por medio de sitios de intercambio catiónico que se encuentran en las paredes celulares, de igual manera puede existir una reducción de Cr^{6+} a Cr^{3+} en las raíces por la enzima Fe^{3+} reductasa o por otros agentes reductores como nicotinamida adenina dinucleótido fosfato (NAD(P)H), flavina adenina dinucleótido (FADH_2), pentosas y glutatión, los cuales reducen la movilidad desde las raíces hacia las partes aéreas de la planta (**Malaviya et al., 2020**).

La acumulación excesiva de metales pesados dentro de la célula genera un estrés oxidativo (**Figura 5**) que conlleva a un trastorno de la homeostasis celular, afectando a la estructura y función del ADN, causando daños al cloroplasto y pigmentos de la planta, hasta que por último puede destruir a la célula al producir especies reactivas de oxígeno (ROS) (**Malaviya et al., 2020**). La generación de ROS causa un deterioro de las biomoléculas como lípidos, proteínas y ácidos nucleicos, ante este estrés las plantas pueden usar enzimas antioxidantes como catalasas, peroxidasas, superóxido dismutasas, glutatión reductasa y ascorbato peroxidasa (**Raklami et al., 2022**).

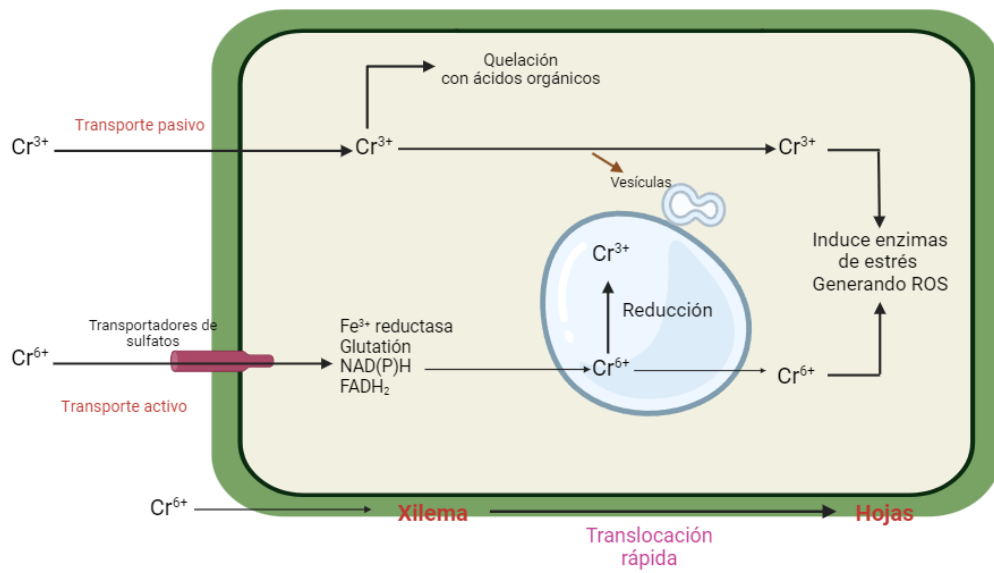


Figura 5. Mecanismos y vías para la absorción y transporte del Cr^{6+} , Cr^{3+} y sulfatos.

Fuente: (Malaviya et al., 2020)

1.1.9. Macrófitas acuáticas hiperacumuladoras de contaminantes de aguas residuales

Las macrófitas acuáticas son plantas que crecen y se desarrollan en cuerpos de aguas como ríos, lagos, lagunas, pantanos, etc. (Sytar et al., 2021). Generalmente son consideradas como mala hierba debido a su rápida reproducción, causando el recubrimiento de la superficie de los cuerpos de agua, sin embargo, en los últimos años se han realizado estudios acerca del desempeño de estas plantas en los ecosistemas acuáticos. Varios de estos estudios destacan la capacidad de estas plantas para mejorar la calidad del agua mediante la absorción y acumulación de elementos tóxicos en el interior de ellas (X. Li et al., 2022).

En este grupo de plantas que presentan esta característica de bioacumulación variable para diversos metales se encuentra la *E. crassipes* y *P. stratiotes* (Tabinda et al., 2020). Estas plantas pueden modificar las propiedades físicas y químicas del agua con diversos contaminantes provenientes principalmente de actividades industriales. Ambas plantas presentan porcentajes altos de remoción de nitratos, sulfatos, DQO, DBO₅, nitrógeno amoniacal, colorantes, sólidos de aguas municipales, de textiles, de curtiembre (De Souza et al., 2021; Rezania et al., 2016; Sharma et al., 2020; Tanjung et al., 2019; Taufikurahman et al., 2020).

1.1.9.1. *Eichhornia crassipes*

El jacinto de agua (Figura 6) es una planta acuática con nombre científico *Eichhornia crassipes*, también conocida por ser una especie invasora, es originaria de América del Sur, en la cuenca del Amazonas y a lo largo del tiempo se ha extendido en todos los trópicos y subtrópicos (Aqdas & Hashmi, 2023). Esta planta se ha usado por muchos años como cultivo ornamental y pertenece a la familia Pontederiaceae, sus raíces son lo suficientemente largas lo que les permite suspenderse en el agua (Amalina et al., 2022).



Figura 6. *Jacinto de agua (Eichhornia crassipes).*

1.1.9.2. *Pistia stratiotes*

La lechuga de agua (**Figura 7**), una planta invasora de nombre científico *Pistia stratiotes*, es un género de planta acuática perteneciente a la familia Araceae, se caracteriza por tener una hoja perenne y su multiplicación rápida creando así colonias flotantes. Esta planta es originaria de África, pero se ha extendido en Sur América principalmente en ecosistemas pantanosos (**Mustafa & Hayder, 2021**).



Figura 7. *Lechuga de agua (Pistia stratiotes).*

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la capacidad fitorremediadora de *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* en efluentes secundarios de industrias textiles y de curtiembre de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A).

1.2.2. Objetivos específicos

- Efectuar ensayos de aclimatación para *E. crassipes* y *P. stratiotes* previo al proceso de descontaminación de los efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo.
- Comparar el impacto individual entre *E. crassipes* y *P. stratiotes* en la modificación de los parámetros fisicoquímicos de las aguas residuales.
- Analizar el efecto combinado de *E. crassipes* y *P. stratiotes* en la modificación de los parámetros fisicoquímicos de las aguas residuales.

1.3. Hipótesis

1.3.1. Hipótesis nula

H₀: La *E. crassipes* y *P. stratiotes* no tienen la capacidad de disminuir el DQO Y DBO₅ de los efluentes secundarios de industrias textiles y de curtiembre de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A) hasta un 10 %, por lo tanto, no se lo podrá considerar como un método apropiado para el tratamiento de aguas residuales.

1.3.2. Hipótesis alternativa

H_a: La *E. crassipes* y *P. stratiotes* tienen la capacidad de disminuir el DQO Y DBO₅ de los efluentes secundarios de industrias textiles y de curtiembre de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A) hasta un 10 %, por lo tanto, se lo podrá considerar como un método apropiado para el tratamiento de aguas residuales.

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

2.1. Materiales

Se incluyen las tablas de los materiales (**Tabla 2**), equipos (**Tabla 3**) y reactivos (**Tabla 4**) que detallan minuciosamente los componentes usados para la presente investigación.

Tabla 2. *Material fungible empleado en la investigación.*

Material	Cantidad
Balón de aforo (10 mL)	1
Botellas ámbar (1000 mL)	9
Vasos de precipitación (100 mL)	3
Vasos de precipitación (50 mL)	1
Tubos de centrifuga (50 mL)	8
Micropipetas (10-100 μ L)	1
Micropipetas (100-1000 μ L)	1
Probetas de plástico (50 mL)	1
Probetas de plástico (100 mL)	1
Matraz kitasato	1
Papel filtro fibra de vidrio	1 caja
Crisoles (30 mL)	6
Embudo de plástico	1
Cooler	1
Desecador	1
Pipeta (1 mL)	1

Tabla 3. Equipos de laboratorio.

Equipos	Cantidad
Fotómetro multiparamétrico HANNA con DQO HI83399	1
COD reactor HI839800	1
Horno Binder	1
Balanza analítica	1
pH/mV/Conductivity AB200	1
Espectrofotómetro DR 3900	1
BOD Track™ II HACH	1
Turbidity Meter 2020we	1

Tabla 4. Reactivos empleados.

Reactivos	Cantidad
Cromo VI rango alto HI93723-0	100 sobres
Sulfato HI93751-0	100 sobres
Tensioactivos aniónicos A HI 95769A-0	8 mL
Tensioactivos aniónicos B HI 95769B-0	4 mL
Amoniaco rango alto A HI93733A-0	4 mL
Amoniaco rango alto B HI93733B-0	200 mL
Nitrato HI 93728-0	100 sobres
DBO hidróxido de litio HACH 1416369	100 sobres
DBO Buffer de nutrientes HACH 141606	50 sobres
Inhibidor de nitrificación	0,2 mL
DQO rango bajo (vial 16 mm)	25 viales
DQO rango medio (vial 16 mm)	25 viales
DQO rango alto (vial 16 mm)	25 viales
Ácido sulfúrico 98%	1 L

2.2. Métodos

2.2.1. Recolección y obtención de las plantas acuáticas *E. crassipes* y *P. stratiotes*

Las *E. crassipes* y *P. stratiotes* se obtuvieron de un acuario en la ciudad de Quito, que disponen de las mismas permitiéndome su acceso y compra. Posterior a la obtención de la autorización de recolección sin fines comerciales del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE).

Se adecuaron las peceras artificiales para la colocación de las plantas en base al artículo de los autores **Rezooqi et al. (2021)**. Se usaron bidones de 30 L de polietileno, los cuales fueron recortados en su parte superior, con una capacidad posterior de 25 L con medidas de 14 x 30 cm.

2.2.2. Aclimatación y limpieza de las plantas *E. crassipes* y *P. stratiotes* en las peceras artificiales

Primero se lavaron las plantas con agua destilada, después se realizó 3 diluciones de 5:15, 10:10 y 15:5, de agua potable con agua residual para colocar en los bidones y una solo con agua residual. La dilución en la que mejor se acopló, fue la utilizada para la investigación con las plantas. Se realizó el estudio por triplicado en donde: se colocaron 750 g de plantas de *E. crassipes* en 3 bidones, en otros 3 bidones 300 g de plantas de *P. stratiotes* y por último la combinación de ambas plantas en 3 bidones con 500 g de *E. crassipes* y 200 g de *P. stratiotes*. Como control se tuvo una pecera únicamente con agua residual y en cada bidón se colocó los 25 L del efluente de Puerto Arturo.

Las peceras artificiales fueron colocadas en un balcón amplio y limpio de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato (**Anexo 2**).

2.2.3. Toma de muestras de aguas contaminadas de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo previo al proceso de fitorremediación, transporte y conservación

Se realizó la toma de muestras después del tratamiento secundario de la Planta Puerto Arturo con coordenadas $1^{\circ}11'04.6''S$ $78^{\circ}35'28.7''W$, justo antes de cloración, el agua podía ser recolectada las veces necesarias debido a que dicha PTAR es propiedad de EMAPA y se permite su acceso a los tesisistas con la ayuda de sus operadores. Para realizar la toma de muestras se siguió la norma APHA- Standard Methods 1060 B-recolección de muestras (**American Public Health Association, 2015**), con adaptaciones realizadas por EP-EMAPA-A. Se usaron envases de vidrio color ámbar, limpios y libre de contaminantes, para recolectar 2 L. Primero se enjuagó el envase con el agua a analizar antes de tomar la muestra. Se llenó por completo el envase, evitando que existan espacios entre la muestra y la tapa del envase. Se identificó y se selló bien el envase para evitar pérdidas. Las muestras fueron llevadas al laboratorio de manera inmediata el mismo día que se realizó la toma de muestra. También se recolectó 300 L de agua residual adicional para el proceso de fitorremediación.

Se realizó la conservación de las muestras mediante la norma APHA- Standard Methods el método 1060 C (**American Public Health Association, 2015**), para minimizar el potencial de volatilización o biodegradación entre el muestreo y el análisis, se mantuvieron las muestras lo más frías posible sin congelarlas. Se transportaron las muestras en un cooler con hielo en cubos para la caracterización, mientras que los 300 L fueron transportados inmediatamente en 3 tanques de 100 L hasta la universidad.

2.2.4. Medición de parámetros físicos iniciales para la caracterización de efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo

2.2.4.1. Medición de color real

Para realizar la medición de color se usó el método 8025 HACH (**HACH Company, 2000**), con un espectrofotómetro DR 3900 un método adaptado de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, método 2120 C. Se llenó una celda de muestra (el blanco) con 25 mL de agua desionizada filtrada, se ingresó el número de programa almacenado para el color verdadero en el espectrofotómetro, con una longitud de onda de 455 nm. Posteriormente se llenó una segunda celda (la muestra preparada) con 25 mL de la muestra, se ubicó el blanco en el soporte de la celda, se cerró el escudo para la luz, se presionó ZERO y la pantalla mostró: 0 UNITS PtCo APHA, después se colocó la muestra preparada en el soporte de la celda, se cerró el escudo para la luz y por último se presionó: READ, la pantalla mostró el resultado de la muestra en unidades de platino-cobalto.

2.2.4.2. Medición de pH

Para realizar la medición de pH se usó el método de la norma ISO 10523:2008, con el pH-metro AB200 (**Fisher Scientific, 2012**), se conectó el medidor, se seleccionó MODE de pH; antes del análisis, se enjuagó los electrodos del pH-metro con agua destilada, después se pulsó STD para introducir el modo de estandarización. Cuando los electrodos se encontraron limpios, se sumergieron en la muestra. El valor se visualizó cuando apareció el indicador STABLE. Después de unos 30 segundos apareció el valor del pH en la pantalla del pH-metro.

2.2.4.3. Medición de conductividad

Para realizar la medición de conductividad se usó el método de la norma ISO 10523:2008 con un conductímetro AB200 (**Fisher Scientific, 2012**), se conectó el medidor, se seleccionó MODE de Conductividad; antes del análisis, se enjuagó los electrodos de la conductividad con agua destilada, después se pulsó STD para introducir el modo de estandarización. Cuando el electrodo estuvo limpio, se sumergió en la muestra. El valor se visualizó cuando apareció el indicador STABLE. Después de unos 30 segundos apareció el valor de la conductividad en la pantalla del conductímetro.

2.2.4.4. Medición de turbidez

Para realizar la medición de turbidez se empleó el Turbidity Meter 2020we, este equipo se maneja mediante el método nefelométrico 2130 B de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (**American Public Health Association, 2015**), Se llenó la celda de turbidez (0286) hasta el cuello vertiendo cuidadosamente la muestra por el costado de la celda para no crear burbujas. Se tapó la celda y se la secó con un paño limpio que no suelte pelusa. Para iniciar la medición, se abrió la tapa del equipo, se alineó la celda con la flecha de indexación. Luego se cerró la tapa y se pulsó el botón leer. Al finalizar la medición, apareció una ventana mostrando el resultado en NTU (unidades nefelométricas).

2.2.4.5. Medición de sólidos totales

Para realizar las pruebas de sólidos totales se usó el método gravimétrico 2540 C de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (**American Public Health Association, 2015**), con ciertas modificaciones. Se realizó la prueba por triplicado, primero se secaron los crisoles en la estufa a 105 °C durante 2 horas, luego se procedió a sacar los crisoles y dejarlos en un desecador por 1 hora, de esta forma se

aseguró el peso inicial constante de los crisoles, se pesaron en una balanza analítica y se registró el peso. Posteriormente se agitó la muestra y se extrajo una alícuota de 25 mL y se colocó en los crisoles, se secaron los crisoles en la estufa a 105 °C por 24 horas, luego se enfriaron los crisoles en un desecador por 2 horas, por último, se pesaron los crisoles.

Los sólidos totales se calcularon mediante la fórmula mencionada en el método 2540 C Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (**American Public Health Association, 2015**), que se describe a continuación.

$$\text{Sólidos totales, } \frac{mg}{L} = \frac{(A - B)}{V} \quad (1)$$

Ecuación (1) se usó para calcular los sólidos totales presentes en las aguas residuales.

Donde:

A= peso del crisol + residuo seco en mg

B= peso del crisol en mg

V= volumen de muestra en L

2.2.4.6. Medición de sólidos suspendidos totales

Para realizar las pruebas de sólidos suspendidos totales se usó el método gravimétrico 2540 D de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (**American Public Health Association, 2015**), con ciertas modificaciones. Se realizó la prueba por triplicado, primero se secó los filtros de fibra de vidrio en la estufa a 105 °C durante 1 hora, luego se colocó en el desecador para alcanzar la temperatura ambiente por 30 minutos y se pesó el filtro vacío en una balanza analítica. Posteriormente se agitó y filtró un volumen de muestra de 50 mL, primero se colocó el filtro en el embudo Buchner con el lado rugoso hacia arriba y se encendió la bomba de vacío y se vertió el agua

cuidadosamente sobre el filtro, se adicionó la muestra lentamente para no obstruir el filtro procurando que el agua caiga en la zona central del filtro sin llegar a los bordes. Después se llevó el filtro a una estufa a 105 °C por 24 horas, luego se enfrió en un desecador por 30 minutos y se pesó en una balanza analítica.

Los sólidos suspendidos totales se calcularon mediante la fórmula mencionada en el método 2540 D Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (**American Public Health Association, 2015**), que se describe a continuación.

$$\text{Sólidos suspendidos totales, } \frac{mg}{L} = \frac{(A - B)}{V} \quad (2)$$

Ecuación (2) se usó para calcular los sólidos suspendidos totales presentes en las aguas residuales.

Donde:

A= peso final en conjunto del filtro + residuo seco en mg

B= peso del filtro en mg

V= volumen de muestra en L

2.2.5. Medición de parámetros químicos iniciales para la caracterización de efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo

Para la medición de estos parámetros, exceptuando el DBO₅ se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399 de HANNA, el cual consta de un sistema óptico de LED's, filtros de interferencia, lente de enfoque y un detector de luz, lo cual garantiza lecturas fotométricas exactas y repetibles (**Hanna Instruments, 2000**). Cada parámetro se fundamenta en un método, rango de medición, precisión y detección (**Tabla 5**).

Tabla 5. *Métodos, rangos de precisión y de detección de los diferentes parámetros.*

Parámetros	Expresado como	Método	Rango de precisión	Rango de detección
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	Cloruro de bario	± 5 mg/L	0,0 a 150 mg/L
Nitratos	NO ₃ ⁻	Reducción de cadmio	± 0,5 mg/L	0,0 a 30 mg/L
Cromo (VI)	Cr ⁶⁺	Difenilcarbohidrazida	± 0,5 mg/L	0,0 a 1000 µg/L
Nitrógeno amoniacal	NH ₃ – N	Nessler	± 0,5 mg/L	0,0 a 100 mg/L
Tensioactivos aniónicos	SDBS	Anionic Surfactants as MBAS	± 0,04 mg/L	0,0 a 3,50 mg/L

Fuente: (Hanna Instruments, 2000).

2.2.5.1. Medición de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Para realizar los análisis de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) se usó el método Respirométrico 10099 HACH (**Hach, 2015**) adaptado del método Respirométrico 5210 D de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Primero se verificó la temperatura de la muestra que se encuentre a un rango de incubación típicamente 20°C, se seleccionó un rango de DBO y un volumen de muestra (**Tabla 6**). Se usó un cilindro graduado limpio para medir y se agregó el volumen de muestra en las botellas BODTrack II, se colocó una barra agitadora de 3,8 cm en cada botella. Luego se agregó el contenido de un sobre de tampón de nutrientes DBO a cada botella para lograr un crecimiento bacteriano óptimo, se colocó una copa de sello en el cuello de cada botella y se usó un embudo para agregar el contenido de un sobre de hidróxido de litio en polvo a cada vaso sellado. Después se colocó las botellas en la base del BODTrak II, se conectó los tubos a

las botellas; cada tubo estuvo identificado con el número de canal, los números se mostraron en la pantalla. Por último, se colocó el BODTrack II en la incubadora y se presionó los números de uno de los canales para iniciar la prueba, se visualizó el resultado después de transcurrir 5 días.

Tabla 6. *Volúmenes de muestra simplificados.*

Escala de medición de DBO en mg/L	Volumen de la muestra en mL
0 a 40	428
0 a 80	360
0 a 200	244
0 a 400	157
0 a 800	94
0 a 2000	56
0 a 4000	21,7

Fuente: (Hach, 2015).

2.2.5.2. Medición de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para realizar los análisis de la Demanda Química de Oxígeno se usó el fotómetro multiparamétrico HI 83399 con DQO de Hanna (**Hanna Instruments, 2000**) basado en el método colorimétrico 5220 D de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. En dos viales para reactivo COD, se agregó 0,2 mL de agua desionizada al primer vial (#1) y 0,2 mL de muestra al segundo vial (#2) manteniendo los viales en un ángulo de 45 grados y se invirtió varias veces para mezclar. Se introdujo los viales por 2 horas en el reactor a 150 °C para que se realice el proceso de digestión, al finalizar se esperó 20 minutos hasta que los viales se enfríen, para introducir los viales primero se insertó el adaptador de vial de 16 mm. Se colocó el vial del blanco (#1) en el soporte y se presionó la tecla cero (Zero), al final de la medición del cero la pantalla mostró el indicador

“-0,0-”, el medidor estuvo listo para las demás mediciones, luego se colocó el vial con la muestra (#2) se presionó la tecla leer (Read) y el instrumento mostró los resultados en mg/L de oxígeno.

2.2.5.3. Medición de cromo hexavalente

Para medir cromo VI (Cr^{6+}) se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 con DQO de Hanna (**Hanna Instruments, 2000**), basado en el método Diphenylcarbohydrazide, adaptado del método colorimétrico 3500-Cr de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Primero se seleccionó el método cromo VI en el fotómetro, se llenó la cubeta con 10 mL de muestra no reaccionada (hasta la marca) y se colocó la tapa. Después se colocó la celda en el soporte y se cerró la tapa, se presionó la tecla cero (Zero). Al final de la medición del cero la pantalla mostró el indicador “-0,0-”, el medidor estuvo listo para las demás mediciones. Para empezar con el análisis se agregó 1 paquete de reactivo cromo (VI), rango alto HI 93723-0 a la celda, y se agitó vigorosamente por 10 segundos, se colocó de nuevo la celda en el equipo y se cerró la tapa del equipo. Por último, se presionó el temporizador (Timer) y en la pantalla se mostró la cuenta regresiva antes de la medición (6 minutos) para que se realice la reacción y luego se presionó leer (Read). Cuando finalizó el temporizador, el medidor realizó la lectura. El instrumento mostró la concentración en $\mu\text{g/L}$ de cromo (Cr^{6+}).

2.2.5.4. Medición de nitrógeno amoniacal

Para medir nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 con DQO de Hanna (**Hanna Instruments, 2000**), basado en el método Nessler, adaptado de Wastewater ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D 1426. Primero se seleccionó el método amonio HR en el fotómetro, se añadió en la celda 1 mL de muestra no reaccionada. Se usó la pipeta para llenar la celda con 10 mL (hasta la

marca) de reactivo amoniacal B, alto rango HI 93733B-0 y se mezcló la solución. Después se colocó la cubeta en el soporte y se cerró la tapa del equipo, se presionó la tecla cero (Zero). Al final de la medición del cero la pantalla mostró el indicador “-0,0-”, el medidor estuvo listo para las mediciones. Para empezar con el análisis se añadió 4 gotas del reactivo amoniacal A, rango alto HI 93733A-0 y se movió en círculos la solución, se colocó de nuevo la celda en el equipo y se cerró la tapa. Por último, se presionó el temporizador (Timer) y en la pantalla se mostró la cuenta regresiva antes de la medición (3 minutos y 30 segundos) tiempo de reacción y luego se presionó leer (Read). Cuando finalizó el temporizador, el medidor realizó la lectura. El instrumento mostró los resultados en mg/L de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), para realizar la conversión del resultado en mg/L de amoniacal (NH_3) y amonio (NH_4^+) se debía presionar la tecla *Chem Fm*.

2.2.5.5. Medición de sulfatos

Para medir sulfatos (SO_4^{2-}) se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 con DQO de Hanna (**Hanna Instruments, 2000**), basado en el método de precipitación de sulfato con cristales de cloruro de bario del método 4500- SO_4^{2-} E de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Primero se seleccionó el método sulfatos en el fotómetro, se llenó la celda con 10 mL de la muestra no reaccionada (hasta la marca) y luego se colocó la celda en el soporte y se cerró la tapa del equipo. Se presionó la tecla cero (Zero) al final de la medición, la pantalla mostró “-0,0-” y ahí es cuando estuvo listo para las mediciones. Para empezar con el análisis se añadió 1 paquete del reactivo sulfato HI 93751-0 en la celda y se invirtió suavemente por 1 minuto (alrededor de 30 inversiones), se colocó de nuevo la celda en el instrumento y se cerró la tapa. Por último, se presionó el temporizador (Timer) y la pantalla mostró la cuenta regresiva antes de realizar la medición (5 minutos) tiempo de reacción y se presionó el botón leer (Read). Cuando el temporizador finalizó, el medidor realizó la lectura. El instrumento mostró los resultados en mg/L de sulfato (SO_4^{2-}).

2.2.5.6. Medición de nitratos

Para medir nitratos (NO_3^-) se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 con DQO de Hanna (**Hanna Instruments, 2000**), adaptado del método de reducción de cadmio 4500- NO_3^- E de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Primero se seleccionó el método nitrato en el fotómetro, se llenó la celda con 10 mL de la muestra (hasta la marca), luego se colocó la celda en el soporte y se cerró la tapa del equipo. Se presionó la tecla cero (Zero), al final de la medición, la pantalla mostró el indicador “-0,0-” y ahí fue cuando estuvo listo para las mediciones. Para empezar con el análisis se agregó en la celda el contenido de 1 paquete del reactivo HI 93728-0, se agitó vigorosamente de arriba hacia abajo durante 10 segundos, se continuó invirtiendo la cubeta suavemente durante 50 segundos, cuidando de no producir burbujas de aire, se colocó de nuevo la celda en el equipo y se cerró la tapa. Por último, se presionó el temporizador (Timer) y la pantalla mostró la cuenta regresiva antes de realizar la medición (4 minutos y 30 segundos) tiempo de reacción y se presionó el botón leer (Read). Cuando el temporizador finalizó, el medidor realizó la lectura. El instrumento mostró los resultados en mg/L de nitrato-nitrógeno ($\text{NO}_3\text{-N}$), para realizar la conversión del resultado en mg/L de nitrato (NO_3^-) se presionó la tecla *Chem Fm*.

2.2.5.7. Medición de tensioactivos aniónicos

Para medir tensioactivos aniónicos se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 con DQO de Hanna (**Hanna Instruments, 2000**), adaptado del método 425.1 de USEPA y el método 5540 C, Anionic Surfactants de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Primero se seleccionó el método tensioactivo aniónicos en el fotómetro, se llenó el vaso de precipitado graduado con 25 mL de muestra, luego se agregó 2 gotas de reactivo tensioactivo aniónico A HI 95769A-0 y 2 gotas de reactivo tensioactivo aniónico B HI 95769B-0, se cerró el vial con su tapa y se invirtió para mezclar, la solución se tornó azul, después se agregó 10 mL de cloroformo, se invirtió el vial 2 veces y se removió la tapa para liberar cualquier presión que se haya acumulado, se cerró el vial de

vidrio con su tapa y se agitó vigorosamente durante 30 segundos. Se presionó el temporizador (Timer) y la pantalla mostró la cuenta regresiva antes de realizar la medición (2 minutos) tiempo de reacción, durante este período, la capa de cloroformo se separó de la capa acuosa, el color de la primera se volvió azul, mientras que la capa acuosa se desvaneció ligeramente, se removió la capa acuosa superior con la pipeta de plástico larga, no se quitó la capa de cloroformo que se encontraba en el fondo, se agregó al vial 15 mL de agua desionizada (hasta la marca de 25 mL), también se agregó 2 gotas del reactivo tensioactivo aniónico A HI 95769A-0, luego se invirtió el vial 2 veces y se removió la tapa para liberar cualquier presión que se haya acumulado. Se cerró el vial con su tapa y se agitó vigorosamente durante 30 segundos. Después se presionó continuar (Continue) y la pantalla mostró la cuenta regresiva (2 minutos) tiempo de reacción. Durante este tiempo, la capa de cloroformo se separó de la capa acuosa. Se retiró la tapa y se introdujo una pipeta de plástico limpia debajo de la capa acuosa superior para trasladar la capa de cloroformo inferior a una celda. No se transfirió la capa acuosa superior. La solución en la celda tuvo que ser clara, si la solución era turbia se debía mejorar la separación entre el cloroformo y la capa acuosa calentando suavemente la cubeta, si la capa de cloroformo presentaba algunas gotas acuosas en la pared de la celda, se debía agitarla suavemente. Posteriormente se colocó la tapa a la celda. Esta fue la muestra reaccionada (#2) y por otro lado se llenó otra cubeta con 10 mL de reactivo cloroformo (hasta la marca), este fue el blanco (#1). Se colocó el blanco (celda #1) en el soporte del equipo. Se presionó el botón Zero, dependiendo de la fase de la medición. Después de unos segundos, la pantalla mostró el indicador "-0,0-". Este estuvo listo para la medición. Por último, se colocó la muestra reaccionada (#2) en el equipo, se presionó el botón de leer (Read) para comenzar la lectura. El instrumento mostró los resultados en mg/L de SDBS (Sodium Dodecylbenzenesulfonate).

2.2.6. Tratamiento del agua residual de Puerto Arturo por fitorremediación

2.2.6.1. Toma de muestras para la evaluación durante el tratamiento de fitorremediación

Después de la aclimatación de las plantas, se inició el proceso de fitorremediación por aproximadamente 2 meses, las muestras fueron tomadas y analizadas al día 0, 7, 15, 30 y 60. Las muestras fueron tomadas siguiendo la norma APHA- Standard Methods 1060 B- recolección de muestras (**American Public Health Association, 2015**), se usó 1 frasco ámbar de 1 L para la recolección de agua de cada bidón, la hora asignada de toma de muestra para cada uno de los días fue a las 8 de la mañana, posteriormente se las trasladó a laboratorio y se realizó los análisis.

2.2.6.2. Medición de parámetros fisicoquímicos del agua durante el tratamiento individual y combinado

Se realizó la medición de los mismos parámetros fisicoquímicos que fueron medidos en la caracterización, pero para las muestras de agua fitorremediadas de forma individual con *E. crassipes* y *P. stratiotes* y para el agua fitorremediada de forma combinada con ambas plantas de los días 7, 15, 30 y 60. Para ello se usó la metodología del apartado 2.2.4 y 2.2.5.

2.2.6.3. Comparación de los parámetros del agua fitorremediada con el Texto Unificado de la Legislación Secundario del Ministerio del Ambiente (TULSMA)









Después de que se obtuvieron los resultados de los parámetros fisicoquímicos tanto de la caracterización como del proceso de fitorremediación, se realizó la comparación con la tabla 10 del TULSMA que corresponde a los límites permisibles para la descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce (**Anexo 1**), para comprobar si existió una disminución en la concentración de los contaminantes con el tratamiento de fitorremediación.

CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis y discusión de resultados

3.1.1. Aclimatación de *E. crassipes* y *P. stratiotes* para la fitorremediación

Tabla 7. *Proceso de aclimatación de las plantas.*

Semana 1			
Agua residual	Dilución 5:15	Dilución 10:10	Dilución 15:5
			
Semana 2			
Agua residual	Dilución 5:15	Dilución 10:10	Dilución 15:5
			

La aclimatación se llevó a cabo durante 15 días, esta etapa constaba en verificar visualmente los cambios existentes en las plantas y con ello comprobar su resistencia al agua residual. En la primera semana como se muestra en la **Tabla 7**, las plantas del tanque con agua residual sin dilución no presentaron daño ni pérdida del color en sus hojas. Mientras que en la segunda semana si se observó un leve marchitamiento en sus hojas en todos los tanques (**Tabla 7**), sin embargo, también se observó presencia de nuevos brotes,

lo que demostró la fácil adaptación de estas plantas al agua con dilución y sin dilución. Por ello se procedió a realizar la investigación en el agua residual sin ninguna dilución, **Sytar et al. (2021)** afirman que las macrófitas son especies hiperacumuladoras, es decir, tienen la capacidad de asimilar concentraciones elevadas de diversos contaminantes, principalmente metales pesados.

3.1.2. Caracterización de efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo

En la **Tabla 8** se muestran los resultados de la caracterización de los parámetros fisicoquímicos del efluente secundario de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo, previo al tratamiento de fitorremediación.

Tabla 8. *Caracterización fisicoquímica del efluente secundario de la Planta de Tratamiento Puerto Arturo.*

Parámetros fisicoquímicos	Unidades	Efluente	Norma de referencia
Color real	Pt-Co	3250 ± 0	Inapreciable dilución 1/20*
pH	pH	7,713 ± 0,040	5 – 9*
Conductividad	µS/cm	2167,333 ± 17,616	1000**
Turbidez	NTU	27,293 ± 1,011	100**
Sólidos totales	mg/L	1558,667 ± 14,048	1600*
Sólidos suspendidos totales	mg/L	166 ± 12,166	80*
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	220 ± 0	50*
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	1222,667 ± 4,509	100*
Cromo hexavalente (Cr ⁶⁺)	mg/L	0,104 ± 0,002	0,5*
Nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N)	mg/L	62,567 ± 0,058	30*

Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	mg/L	81,333 ± 0,577	1000*
Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	-	10**
Tensioactivos aniónicos	mg/L	0,267 ± 0,015	0,5*

Nota: Los valores representados en la columna de efluente representan la media ± la desviación estándar. TULSMA tabla 9 (*) tabla 1 (**).

El color real reveló un valor de 3250 ± 0 Pt-Co, una cifra significativamente elevada según los estándares establecidos para la descarga en cuerpos de agua dulce, tal como prescribe la normativa. En un estudio llevado a cabo por **Azanaw et al. (2022)**, en donde examinaron un efluente proveniente de industrias textiles, presentando un tono verde pardusco que arrojó un resultado superior a los 3000 Pt-Co. Los investigadores afirmaron que, con esta concentración, el efluente ya se consideraba excesivamente coloreado para su disposición. Este fenómeno se debe a la presencia de residuos de detergentes, metales y colorantes en el agua de la producción textil, siendo los compuestos azoicos los principales responsables de conferir al agua su color intenso (**Bilińska & Gmurek, 2021**).

El valor del pH obtenido fue de $7,713 \pm 0,040$ situándose dentro de los límites permitidos. Este resultado habilita la descarga del agua en un cuerpo de agua dulce y subraya la importancia de este parámetro como requisito fundamental a verificar previo a la introducción de especies vegetales. En entornos de agua dulce, un rango de pH comprendido entre 6,5 y 8,5 no solo garantizará la protección sino también facilitará el desarrollo de los organismos presentes (**Khaliq et al., 2022**).

Cabe destacar que especies vegetales específicas, como *E. crassipes* y *P. stratiotes*, exhiben una notable resistencia a diferentes niveles de pH. En un estudio realizado por **Tanjung et al. (2019)**, se demostró que estas plantas pueden mantenerse vivas incluso en condiciones de pH tan bajo como 5 durante más de 18 días, llevando a cabo eficientemente sus procesos de remoción de contaminantes. En comparación con los valores de la

caracterización, se concluye que no es necesario realizar ninguna modificación en el pH antes de la implantación de estas plantas.

La conductividad está asociada a especies conductoras de electricidad en el agua, mayoritariamente por sólidos inorgánicos disueltos como las sales: cloruros, nitratos, sulfatos y fosfatos (**Yaseen & Scholz, 2019**). La conductividad en el efluente es elevada con un valor de $2167,333 \pm 17,616 \mu\text{S}/\text{cm}$, lo que representa una alta presencia de especies conductoras. La salinidad en el agua textil y de curtiembre es alta debido a que se usan este tipo de sales en sus procesos químicos, como el sulfato de cromo para el cromado del cuero, mientras que en la industria textil el cloruro de sodio se usa durante el teñido, lo que permite que otros tintes se agoten en la tela y permitan la fijación del nuevo color (**Y. Zhao et al., 2020**).

La turbidez se define como la materia en suspensión que se encuentra en el agua como sedimentos, arcillas o materia orgánica. Cuando este parámetro es excesivo, significa un problema para el medio ambiente, ya que alberga y favorece la presencia de patógenos en los cuerpos de agua (**Araújo et al., 2020**). Se obtuvo un valor de $27,293 \pm 1,011 \text{ NTU}$, la turbidez no alcanza niveles muy elevados, lo que sugiere que tanto el tratamiento primario como el secundario en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Puerto Arturo han colaborado en reducir la turbidez.

Para los sólidos suspendidos totales (SST) se tiene un valor de $166 \pm 12,166 \text{ mg}/\text{L}$, el cual se encuentra considerablemente por encima del límite permitido, este parámetro tiene una estrecha relación con la turbidez. Se debe a la suspensión de fosfatos, cloruros y nitratos, materia orgánica, carbonatos y bicarbonatos en el agua (**Azanaw et al., 2022**). Los SST son las toxinas predominantes en los efluentes textiles y de curtiembre.

Los sólidos totales (ST) representan la suma de los sólidos suspendidos y disueltos, se registró un valor de $1558,667 \pm 14,048$ mg/L. Este resultado se sitúa por debajo de la normativa establecida, indicando que una considerable proporción de los sólidos disueltos pudo ser controlada eficazmente mediante los tratamientos implementados por la PTAR de Puerto Arturo, gracias a la intervención de los filtros biológicos, mientras que los sólidos suspendidos no fueron removidos en las fases de filtración, provocando un aumento en la concentración de los ST.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) es un indicador de una alta contaminación orgánica en el agua y está relacionado con la contaminación microbiológica, ya que esta se refiere al consumo de oxígeno (O_2) por parte de bacterias para descomponer la materia orgánica (**Vigiak et al., 2019**), en este caso el efluente presentó un valor de 220 ± 0 mg/L, que comparado con la norma se encuentra elevado.

La demanda química de oxígeno (DQO) constituye un parámetro esencial que evalúa la cantidad de oxígeno requerida para la oxidación de sustancias, tanto orgánicas como inorgánicas. Es crucial destacar que la magnitud de la DQO siempre debe superar a la DBO_5 (**Meng et al., 2020; Najafzadeh & Ghaemi, 2019**). En este sentido, el efluente exhibió un valor de $1222,667 \pm 4,509$ mg/L, evidencia clara de que se encuentra por encima de los límites establecidos por la normativa vigente. Este resultado subraya la necesidad de aplicar un tratamiento adicional para reducir dicho valor y cumplir con las regulaciones ambientales correspondientes.

El cromo hexavalente (Cr^{6+}) con $0,104 \pm 0,002$ mg/L y tensioactivos aniónicos con $0,267 \pm 0,015$ mg/L, dos parámetros que se presentan con una concentración menor a la mencionada en la norma, en este caso los tratamientos realizados por la PTAR de Puerto Arturo han ayudado a disminuir la concentración de estos contaminantes.

El cromo hexavalente (Cr^{6+}) es un metal pesado, con un estado de oxidación de +6, este es más tóxico y móvil en el agua que el cromo trivalente, y más fácil de encontrarlo disuelto en el agua, debido a que varios factores dentro de las industrias de cuero o textiles ayudan a la oxidación de este, incluso el oxígeno atmosférico permite esta reacción (**Sajad et al., 2020**). Por otro lado, los tensioactivos aniónicos, son un parámetro para medir en la norma para la descarga de un cuerpo de agua dulce porque afectan a la vida acuática al reducir la tensión superficial del agua y disminuir la oxigenación del agua, estos tensioactivos se usan en industrias textiles para la emulsificación y dispersión de los colorantes en las telas (**Gabriele et al., 2021**).

La concentración de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) fue de $62,567 \pm 0,058$ mg/L, encontrándose por encima del valor establecido por la normativa, este parámetro es un indicador clave de eutrofización en el agua, un exceso de nitrógeno amoniacal en los cuerpos de agua es perjudicial debido a que no permite que se produzca la reacción de hidrólisis de las enzimas acuáticas dañando los tejidos y órganos de los organismos acuáticos (**Ren et al., 2021**), la presencia de este contaminante en las aguas proviene de las pieles curtidas y los productos que contienen amonio agregados en el procesamiento tanto de las pieles como para la coloración de las telas (**Ting et al., 2020**).

Los sulfatos (SO_4^{2-}) y nitratos (NO_3^-) constituyen sales inorgánicas que se encuentran en el agua residual de industrias debido al uso versátil para el procesamiento de cuero y textiles (**Mohammadi et al., 2019**). Los sulfatos presentaron un valor de $81,333 \pm 0,577$ mg/L, que se encontraba por debajo de la norma; mientras que no hubo presencia de nitratos en el agua, los análisis no reportaron un valor. Con estos resultados se puede verificar que el tratamiento usado por la PTAR de Puerto Arturo ha eliminado en su mayoría a los sulfatos y en su totalidad a los nitratos. Los nitratos se pueden eliminar por completo mediante la desnitrificación realizada por bacterias en condiciones anaeróbicas (**Stjepanović et al., 2019**).

3.1.3. Medición de parámetros durante el tratamiento individual y combinado de fitorremediación

3.1.3.1. Medición del color

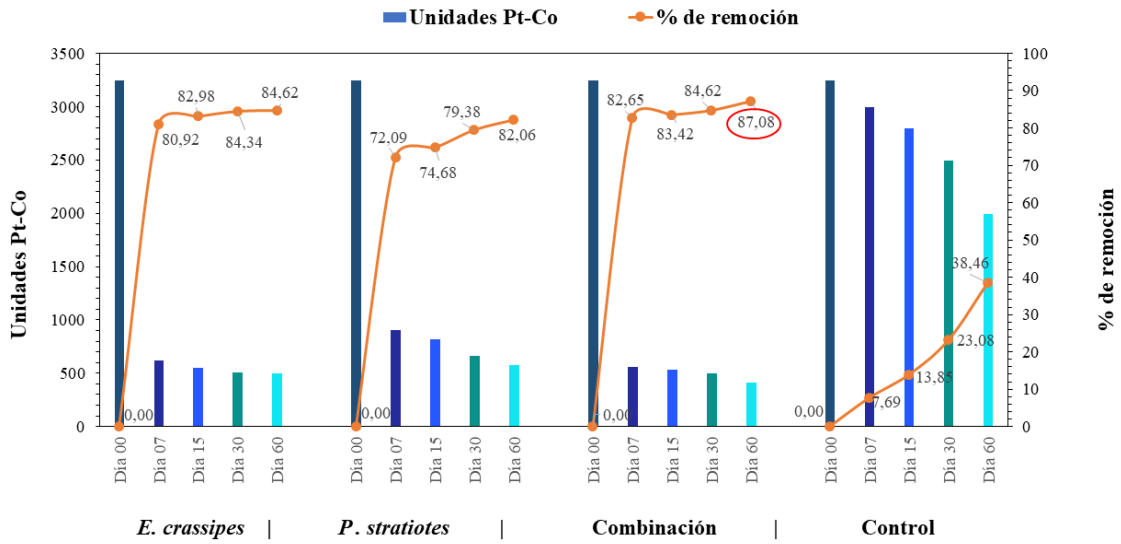
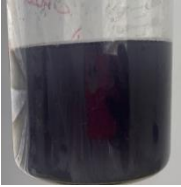






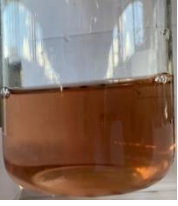








Figura 8. Comportamiento del color durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

Las industrias textiles son las principales generadoras de aguas coloreadas con diversidad de tintes de estructuras complejas (Sulakkana et al., 2022). En la **Figura 8** se puede observar que el efluente de Puerto Arturo presentó un valor elevado de 3250 ± 0 Pt-Co, mostrando un color negro (**Tabla 9**). El día óptimo para la degradación del color fue el día 60, en el cual las macrófitas lograron porcentajes elevados de remoción: *E. crassipes* con 84,62 %, *P. stratiotes* con 82,06 % y su combinación con 87,08 %.

Tabla 9. Cambios en el color de efluente fitorremediado.

Días de investigación	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>	<i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>
Día 0 (caracterización)			
Día 7			
Día 15			
Día 30			
Día 60			
Control Día 60			

Por otro lado, se evidenció que desde el día 7 las macrófitas lograron degradar este color oscuro del agua (**Tabla 9**) con valores de: *E. crassipes* 620 ± 0 Pt-Co (80,92 %), *P. stratiotes* 907 ± 0 Pt-Co (72,09 %) y su combinación 564 ± 0 Pt-Co (82,65 %). Sin embargo, en los próximos días existe una mínima remoción del color al día 15, 30 y 60; lo cual concuerda con **Sulakkana et al. (2022)** quienes mencionan que los tintes azoicos utilizados en la industria textil son difíciles de degradar, incluso mediante tratamientos físicos y químicos, por ello, las plantas no tienen la capacidad de eliminar este tinte y con el paso de los días ya no se puede observar una disminución elevada.

No obstante, el día óptimo fue el día 60, en el cual las macrófitas lograron porcentajes elevados de remoción: 84,62 % para *E. crassipes*, 82,06 % para *P. stratiotes* y 87,08 % para su combinación. También se observó que el agua adquirió un color café-pardo propio de la eliminación de materia orgánica de las macrófitas (**Bilińska & Gmurek, 2021**). Por lo tanto, en el último día de tratamiento (día 60) se observó un color café más intenso que en el resto de los días.

La participación de vías multifacéticas en los procesos de fitorremediación facilita el esclarecimiento del proceso de decoloración del tinte, esto incluye la participación de las bacterias rizosféricas y la adsorción de los tintes en los sistemas de raíces, gracias a la acción de la peroxidasa vegetal la cual contribuye al deterioro de los tintes textiles **Ahila et al. (2021)**.

Con respecto al control se observó una degradación mínima del color (**Tabla 9**) de 2000 Pt-Co (38,46 %), lo cual se dio gracias a la acción de los microorganismos habitantes del propio efluente contaminado que pueden influir en la descomposición de estos colorantes textiles (**Y. Li et al., 2020**).

Según lo que se reporta en la **Figura 8**, se determinó que el día 60 fue el que obtuvo concentraciones menores de color por lo que se realizó un análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 5**). Se observó que existieron diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que en el día óptimo (día 60) el mejor tratamiento para la disminución del color fue la combinación de ambas plantas *E. crassipes* + *P. stratiotes* con valores de 420 Pt-Co (87,08 %).

3.1.3.2. Medición del pH

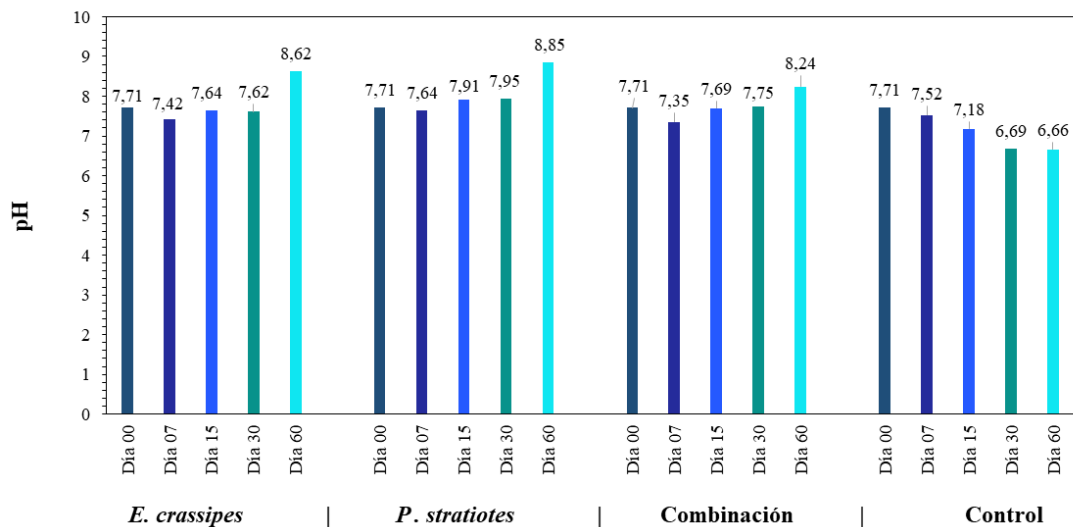


Figura 9. Comportamiento del pH durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

El pH es un factor que influye en la remoción de la materia orgánica, metales pesados e iones debido a que un pH óptimo permite el desarrollo y crecimiento de los microorganismos de las raíces de las plantas los cuales degradan los contaminantes para que puedan ser absorbidos por las macrófitas (**Wu & Brant, 2020**), razón por la cual es necesario un control del pH durante la fitorremediación.

El potencial de hidrógeno (**pH**) se exhibe en la **Figura 9**, desde el día cero se mantuvo dentro del rango permitido por la normativa de 5-9. Sin embargo, en los días 7 y 60, se observaron dos cambios significativos. En el día 7, se registró una disminución del pH en los tres tratamientos con valores para: *E. crassipes* de $7,42 \pm 0,068$; *P. stratiotes* de $7,64 \pm 0,082$ y la combinación un pH de $7,35 \pm 0,076$. Mientras que en el día 60 se evidenció un aumento hacia un pH más básico: *E. crassipes* de $8,62 \pm 0,02$; *P. stratiotes* de $8,85 \pm 0,01$ y la combinación de $8,24 \pm 0,01$. En su estudio, **Tanjung et al. (2019)** presentaron una variación similar en el pH durante el tratamiento de fitorremediación y mencionaron que este cambio se debe a varios factores, principalmente al equilibrio de carbono durante la fotosíntesis, que elimina subproductos como los hidroxilos, y a la actividad de las bacterias en las raíces de las plantas, lo cual provoca el aumento del pH.

Con respecto al control se observó una ligera reducción del pH con un valor de $6,66 \pm 0,03$ en el día 60, se debe al proceso de respiración celular que realizan microorganismos externos que crecen en el agua estancada, en donde existe una liberación de CO_2 lo que produce una ligera disminución en el pH del agua (**Javed et al., 2018**).

3.1.3.3. Medición de la conductividad

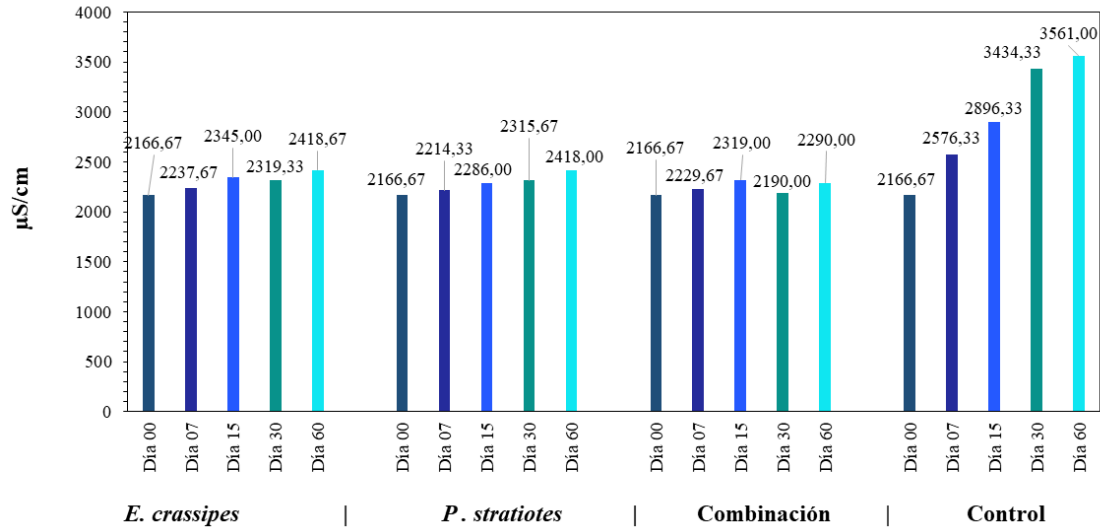


Figura 10. Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

En la **Figura 10** se presenta la conductividad eléctrica en el agua residual, los valores elevados en los tres tratamientos, superiores a lo permitido por la normativa. A lo largo de los 60 días de tratamiento, los valores se mantuvieron en un rango de 2100 a 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo cual sugiere que las macrófitas no son capaces de reducir la conductividad. Se identifican diversos factores asociados a la casi nula disminución de la conductividad: **Mortadi et al. (2020)** señalan que los valores elevados de conductividad se atribuyen a las cargas de las partículas libres, principalmente las sales. Estas sales, utilizadas en los procesos de producción textil y de curtiembre, se presentan en una forma estable y no son biodegradables, destacando especialmente los cloruros.

La descomposición de la materia orgánica también incide en el incremento de la conductividad, el desgaste y marchitamiento de las plantas, al alcanzar su punto máximo de descontaminación ocasiona la descomposición de hojas y tallos en el agua (Tavangar et al., 2020).

Con respecto al control, se registró un aumento con el paso del tiempo, con un valor al día final de 3561 ± 1 . En esta pecera, se observó la acumulación de algunos insectos, la muerte y descomposición de estos organismos generan materia orgánica agua (Tavangar et al., 2020), lo que contribuyó al aumento de la conductividad.

3.1.3.4. Medición de la turbidez

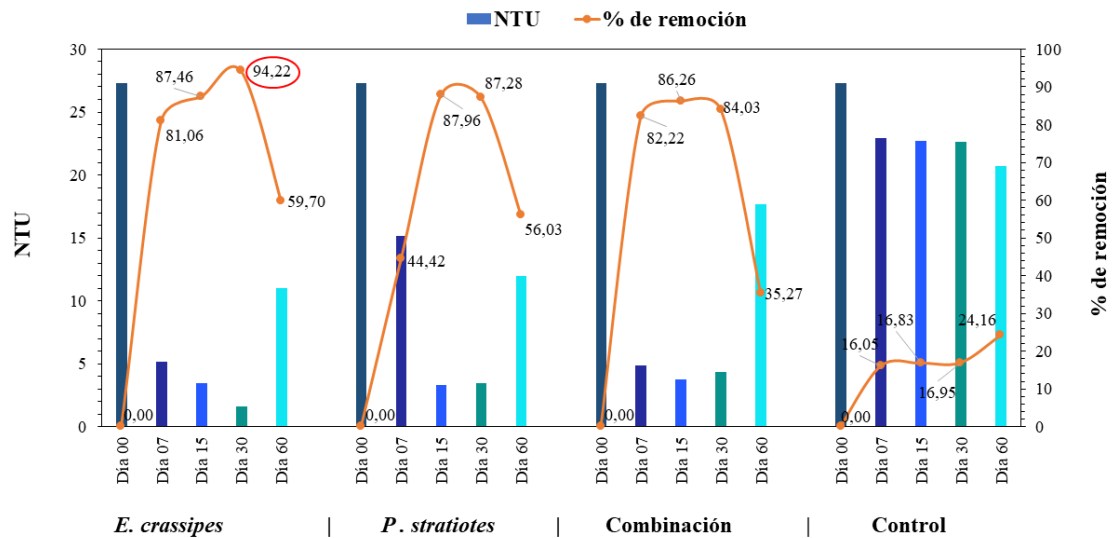


Figura 11. Comportamiento de la turbidez durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

El valor de la turbidez se presenta en la **Figura 11**, el día 30 resulto ser óptimo en los tres tratamientos, debido a que se presentaron concentraciones bajas y porcentajes de remoción elevados, *E. crassipes* con un valor de $1,577 \pm 0,038$ NTU (94,22 %), seguido por *P. stratiotes* con $3,473 \pm 0,216$ NTU (87,28 %), y finalmente, la combinación de ambas plantas con un valor de $4,36 \pm 0,295$ (84,03 %).

Sin embargo, en el día 60, estos valores experimentaron un aumento en las concentraciones y por consiguiente una disminución en el porcentaje *E. crassipes* con un valor de 11 ± 1 NTU (59,70 %), seguido por *P. stratiotes* con 12 ± 1 NTU (72,98 %), y finalmente, la combinación de ambas plantas con un valor de $17,667 \pm 0,577$ (35,26 %), lo cual coincide con **Mendoza et al. (2018)**, quienes, en su estudio de fitorremediación con *E. crassipes*, sugieren que las hojas secas y las plantas marchitas deben retirarse y reemplazarse por plantas jóvenes, ya que las raíces de las plantas jóvenes presentan una mejor capacidad de absorción de contaminantes. Cuando las hojas de las plantas empiezan a caer o marchitarse, generan materia orgánica y sólidos suspendidos, lo que interfiere con la turbidez y por consiguiente provoca un aumento de la turbidez del agua.

En cuanto al control, se observó una mínima disminución en los valores con porcentajes bajos, en el último día alcanzó un porcentaje de 24,15 %, atribuible a la sedimentación de material particulado o a la volatilización de partículas volátiles con el tiempo (**Okolo et al., 2021**).

Según lo que se reporta en la **Figura 11**, se determinó que el día 30 fue el óptimo en la reducción de la turbidez. El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 6**), mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los

resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de la turbidez en el día óptimo (día 30) fue con *E. crassipes* con un valor de $1,577 \pm 0,038$ NTU (94,22 %).

3.1.3.5. Medición de los sólidos suspendidos totales (SST)

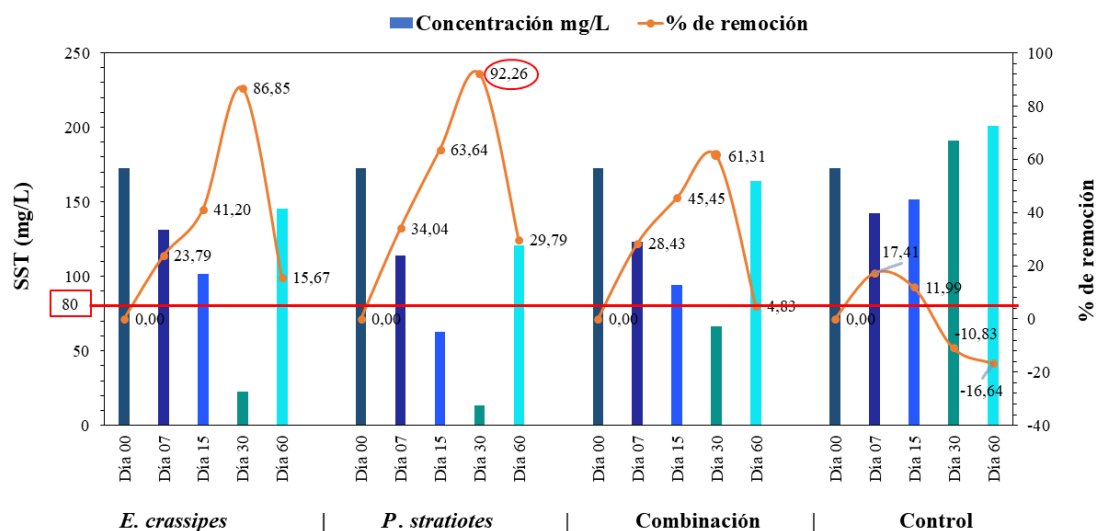


Figura 12. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

En la **Figura 12**, se presentan los valores de los sólidos suspendidos totales (SST). Generalmente, estos sólidos tienen origen orgánico. En el tratamiento de fitorremediación, se observó que en el día 30 se obtuvo concentraciones y porcentajes de remoción favorables, *E. crassipes* disminuyó los SST a $22,667 \pm 1,155$ mg/L (86,85 %), *P. stratiotes* a $13,333 \pm 1,16$ mg/L (92,26 %), y la combinación a $66,667 \pm 1,528$ (61,31 %), alcanzando

los niveles establecidos por la normativa ecuatoriana. La reducción de los SST por parte de las plantas se debe principalmente a los sistemas de raíces, siendo las plantas con raíces fibrosas capaces de retener una cantidad mayor de SST en comparación con aquellas que poseen raíces pivotantes. La disminución de los SST en el agua se produce porque quedan atrapados y acumulados al pasar a través de las raíces de las plantas (**Tabinda et al., 2020**).

En el día 60, se observó un aumento en las concentraciones de los SST en los tres tratamientos, superando el valor establecido por la normativa, como consecuencia los porcentajes de remoción disminuyeron y se registraron valores de $145,333 \pm 1,155$ mg/L (15,67 %) para *E. crassipes*, 121 ± 1 mg/L (29,79 %) para *P. stratiotes* y 164 ± 1 mg/L (4,83 %) para la combinación. Según **Nizam et al. (2020)** mencionan que, en el proceso de fitorremediación, lo que sucede con los SST es similar a lo observado en la turbidez. La muerte y el marchitamiento de la planta generan materia orgánica que se acumula en el agua, incrementando los SST.

En el día 60, las plantas se encontraban notablemente marchitas, como se evidencia en el **Anexo 4** lo que probablemente provocó el aumento de los SST. Es importante destacar que el aumento de sólidos suspendidos no necesariamente indica un problema, ya que podría ser parte del proceso natural de fitorremediación. En el control, se observó un alza significativa en las concentraciones con el paso de los días con un porcentaje de -16,64 %, **Sodhi et al. (2021)** mencionan que los microorganismos fotosintéticos causantes de la eutrofización provocan el aumento de los SST en el agua.

Según lo que se reporta en **la Figura 12**, se determinó que el día 30 fue el óptimo en la reducción de los SST. El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 7**), mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los

resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de los SST en el día óptimo (día 30) fue con *P. stratiotes* con una concentración de $13,333 \pm 1,16$ mg/L y un porcentaje de 92,26 %.

3.1.3.6. Medición de los sólidos totales (ST)

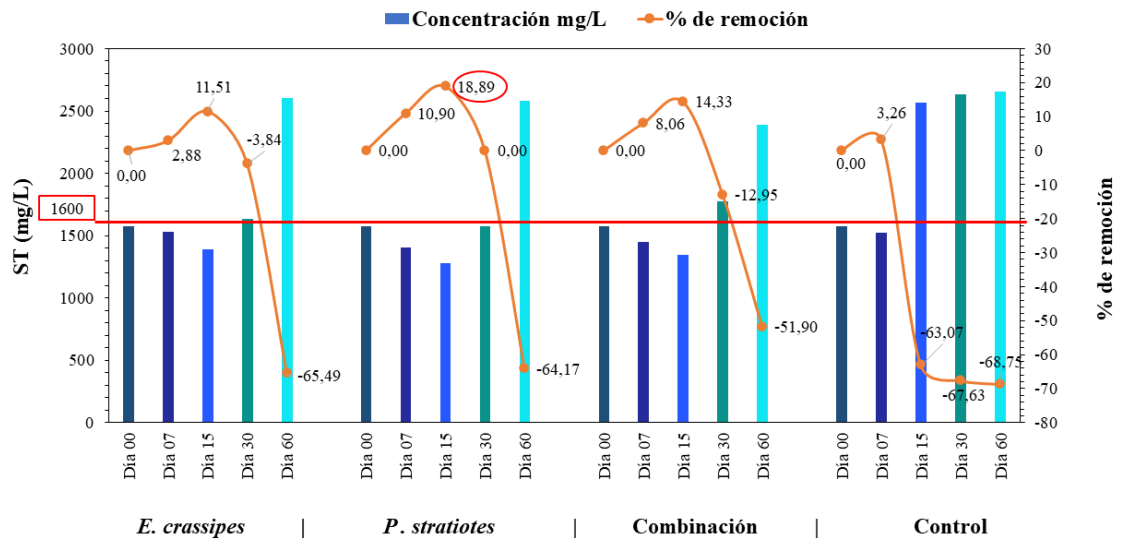


Figura 13. Comportamiento de los sólidos totales (ST) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

En la **Figura 13** se presenta los valores de los sólidos totales. Desde la caracterización los ST cumplían con el valor reglamentado en la normativa TULSMA. A pesar de ello, se comprobó que con el paso de los días las macrófitas reducían aún más la presencia de ST. El día 15 resulto ser el óptimo, fueron capaces de disminuir las concentraciones: 1391,333

$\pm 0,577$ mg/L (11,51 %) para *E. crassipes*, $1275,333 \pm 1,155$ mg/L (18,89 %) para *P. stratiotes* y $1347 \pm 1,732$ mg/L (14,33 %) para la combinación, sin embargo *P. stratiotes* consiguió una reducción mayor comparada con *E. crassipes* y su combinación, gracias a sus raíces fibrosas que actuaron de forma más eficiente ante *E. crassipes*, ya que en este punto las raíces de *E. crassipes* se encontraban enredadas formando como una pequeña alfombra lo que puede no haber permitido una buena absorción (**Adelodun et al., 2021**).

Sin embargo, desde el día 30 de tratamiento se incrementaron las concentraciones de ST en los tres tratamientos, incluso sobrepasando los límites permisibles por la normativa TULSMA, **Madikizela (2021)** menciona que al aumento de sólidos totales puede deberse al aumento de sólidos disueltos provenientes de las partes de los órganos de las plantas muertas, que entran al agua convirtiéndose en parte de partículas orgánicas que se disuelven en el agua. Otras formas en que los sólidos disueltos pueden originarse son a partir de exudados, tanto de la raíz como de otros tejidos de la planta, y pueden aumentar las concentraciones de ST (**Tanjung et al., 2020**). En el control los ST aumentaron, **Azanaw et al. (2022)** mencionan que la presencia de sales inorgánicas en el agua, de difícil remoción sin un tratamiento, ocasionan el alza de los ST.

Según lo que se reporta en la **Figura 13**, se determinó que el día 15 fue el óptimo en la reducción de los ST. El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 8**), mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de los ST en el día óptimo (día 15) fue con *P. stratiotes* con una concentración de $1275,333 \pm 1,155$ mg/L y un porcentaje de 18,89 %.

3.1.3.7. Medición de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

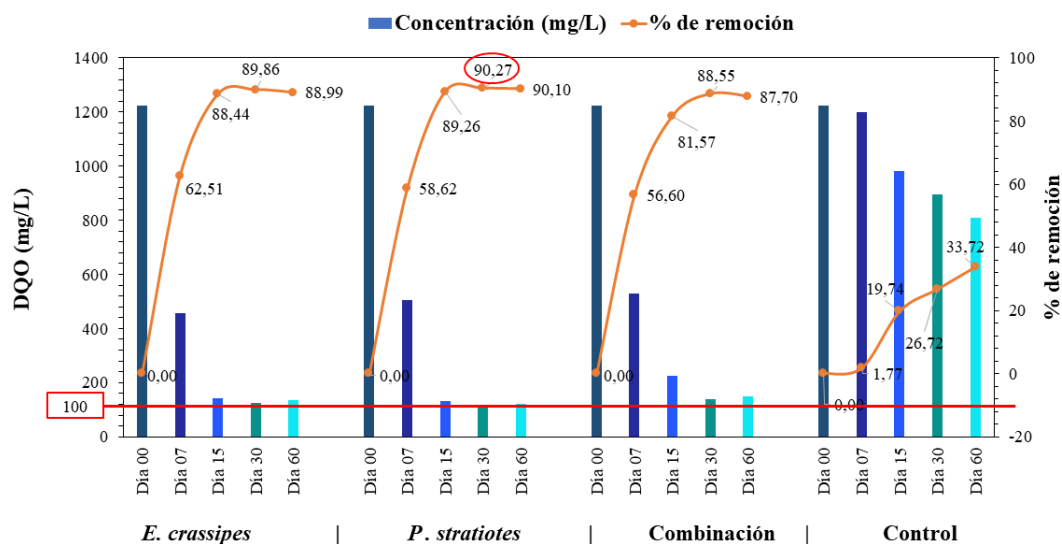


Figura 14. Comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

En la **Figura 14** se presenta la demanda química de oxígeno, en la caracterización su valor fue elevado de $1222,667 \pm 4,509$ mg/L. Durante el tratamiento de fitorremediación, si se evidenció disminución del DQO, pero ninguno de los tratamientos logró cumplir con la normativa TULSMA. Sin embargo, el día óptimo fue el día 30, en el cual las plantas alcanzaron valores muy cercanos a los 100 mg/L, valor permitido por la normativa: *E. crassipes* alcanzó 124 ± 0 mg/L (89,96 %), *P. stratiotes* 119 ± 0 mg/L (90,27 %), y su combinación registró un valor de 140 ± 0 mg/L (88,55 %). El hecho de que no se realizaron cambios de plantas por otras mucho más jóvenes podría haber influido directamente en que la DQO no disminuyera más (**Mendoza et al., 2018**).

Se observó que en el día 60, la DQO aumento: *E. crassipes* registró un valor de $134,67 \pm 1,155$ mg/L (88,99 %), *P. stratiotes* 121 ± 1 mg/L (90,10 %), y la combinación $150,333 \pm 1,155$ mg/L (87,70 %). **Herlina et al. (2020)** en su estudio presentaron comportamientos similares con la DQO, en el día 14 de la investigación, la pecera con mayor contaminación alcanzó un óptimo de remoción de la DQO y se mantuvo constante hasta el final del estudio.

Además, los autores sostienen que las plantas que participan en la fitorremediación experimentan una fase de saturación una vez que han absorbido una cantidad excesiva de contaminantes, lo cual las lleva a decaer sin permitirles continuar con el tratamiento. Este proceso de descomposición resulta en la liberación de hojas del tallo y raíces, afectando los cambios físicos y químicos del agua (**Nash et al., 2019**). De igual forma este aumento observado, se da por la presencia de sustancias inorgánicas que no han podido ser eliminadas en la fitorremediación (**Mohammadi et al., 2019**).

Por otro lado, en el control se dio una mínima disminución en la DQO al día 60 de $810,333 \pm 1,528$ (33,72 %), lo que significa que el poco oxígeno que pudo llegar a ingresar al tanque de control es utilizado por microorganismos para la eliminación de la materia orgánica (**Safauldeen et al., 2019**).

Según lo que se reporta en la **Figura 14**, se determinó que el día 30 fue el óptimo en la reducción de la DQO. El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 9**), mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de la DQO en el día

óptimo (día 30) fue con *P. stratiotes* con una concentración de 119 ± 0 mg/L y un porcentaje de 90,27 %.

3.1.3.8. Medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

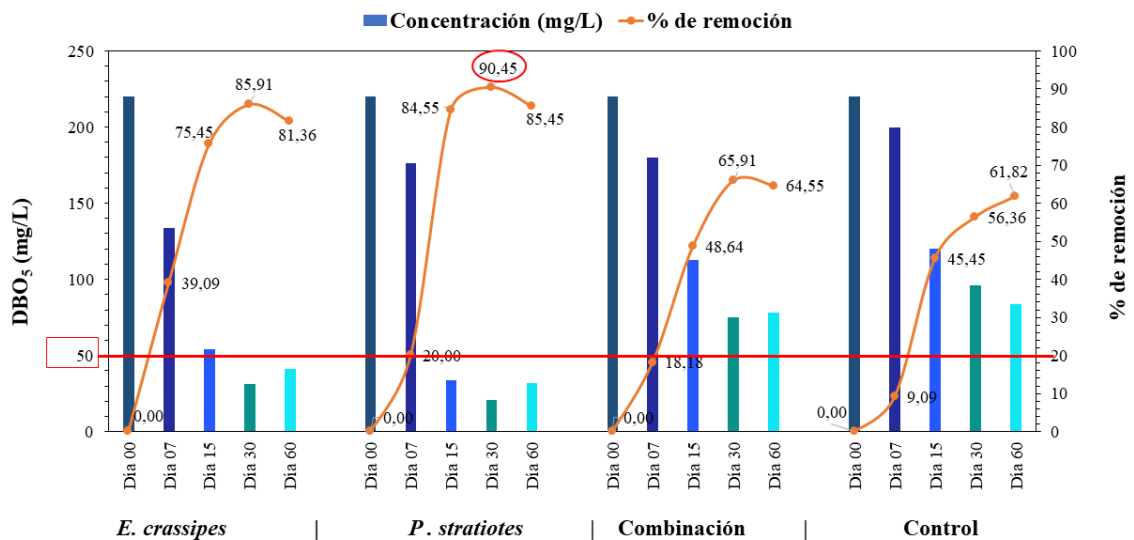


Figura 15. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

En relación con la demanda bioquímica de oxígeno presentada en la **Figura 15**, se observó que los tratamientos aplicados al agua residual sí lograron bajar el DBO₅ hasta el valor establecido por la normativa TULSMA. El día 30 fue óptimo, la DBO₅ cumplió con la normativa TULSMA con valores de: 31 ± 0 mg/L (85,91 %) para *E. crassipes*, 21 ± 0 mg/L (90,45 %) para *P. stratiotes* y 75 ± 0 mg/L (65,91 %) para su combinación.

Sin embargo, en el día 60, la DBO₅ aumento considerablemente en los tres tratamientos registrando valores para *E. crassipes* de 41 ± 0 mg/L (81,36 %), *P. stratiotes* de 32 ± 0 mg/L (85,45 %) y su combinación de 78 ± 0 mg/L (64,55 %). Este fenómeno concuerda con lo mencionado por **V. Kumar et al. (2019)**, quienes sostienen que el aumento en el valor de la DBO₅ puede deberse a la presencia de microorganismos fotosintéticos que producen la eutrofización, puesto que el crecimiento de microalgas impide la entrada de oxígeno al agua, lo cual puede provocar un cambio en las condiciones del agua, volviéndola anaeróbica. De esta manera, los microorganismos presentes en las raíces de las plantas no pueden llevar a cabo sus actividades depuradoras para eliminar la DBO₅ (**Vigiak et al., 2019**).

En el control hasta el día 60 hubo una disminución considerable de 84 ± 0 mg/L (61,82 %) lo que también demuestra que con el paso del tiempo bacterias que se encuentren en la superficie del agua ayudan con la disminución en el DBO₅ sobre todo cuando el agua presenta condiciones aeróbicas (**Tanjung et al., 2019**).

Según lo reportado en la **Figura 15**, se determinó que el día 30 fue el óptimo en la reducción de la DBO₅. El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 10**), mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de la DBO₅ en el día óptimo (día 30) fue con *P. stratiotes* con una concentración de 21 ± 0 mg/L y un porcentaje de 90,45 %.

3.1.3.9. Medición del nitrógeno amoniacal (NH₃-N)

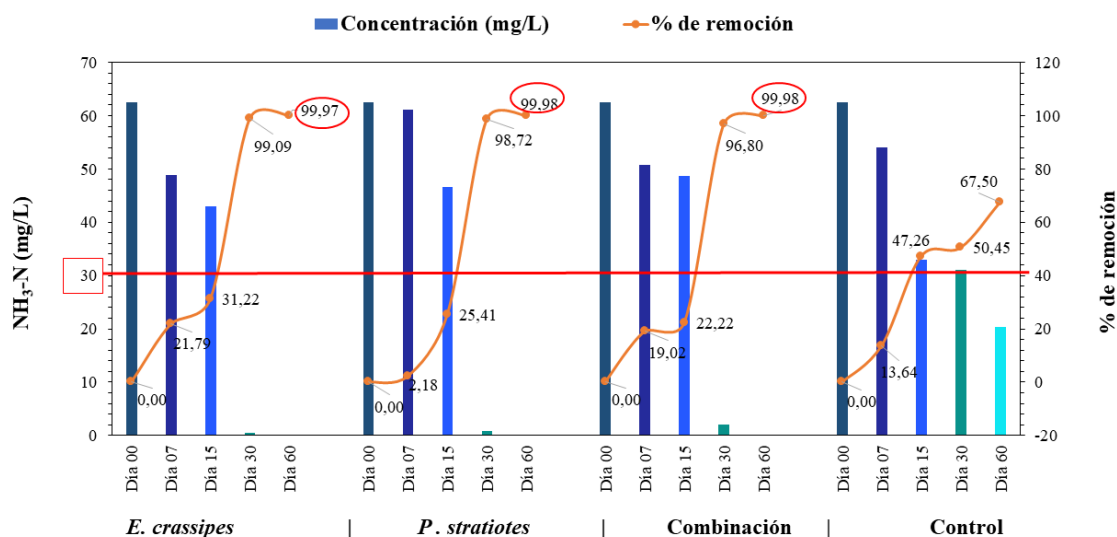


Figura 16. Comportamiento del nitrógeno amoniacal (NH₃-N) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

La cantidad de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales puede variar de forma impredecible debido a la descomposición de la materia orgánica de desecho y a los procesos de fijación de nitrógeno (Nizam et al., 2020). La **Figura 16** muestra los resultados que se obtuvieron durante el tratamiento de fitorremediación, se observó que conforme iban pasando los días, las concentraciones de nitrógeno amoniacal disminuía, siendo el día 60 el día óptimo con valores de $0,02 \pm 0$ mg/L (99,97 %) para *E. crassipes*, $0,01 \pm 0$ mg/L (99,98 %) para *P. stratiotes* y $0,01 \pm 0$ mg/L (99,98 %) para su combinación. Se observó que el tratamiento con *P. stratiotes* y la combinación muestran resultados similares, sin embargo *E. crassipes* no presenta una variación tan alta. Por lo que se cree

que estas especies al convivir juntas o separadas presentan una alta capacidad de transferencia de oxígeno y esto proporciona condiciones adecuadas para que se produzca la nitrificación bacteriana y al mismo tiempo se mejore la eliminación de (NH₃-N) del efluente (**Ting et al., 2020**).

Por otro lado, **Nizam et al. (2020)** mencionan que su eliminación también es causada por los mecanismos biológicos en la ingesta de nutrientes y la absorción de amoníaco asimilado por la planta en aminoácidos transportados de nitrógeno como: glutamina, glutamato, aspartato y arginina. El control presentó cambios con el paso de los días, una disminución del (NH₃-N) a una concentración de $20,33 \pm 0,577$ mg/L (67,50 %) en el día 60. Lo que concuerda con **Ren et al. (2021)** quienes mencionan que la eliminación de (NH₃-N) también es causada por el crecimiento de bacterias desnitrificantes en el agua que se encuentra estancada, lo que provoca el aumento en los SST.

Según lo reportado en la **Figura 16**, se determinó que el día 60 exhibió las concentraciones más reducidas de NH₃-N, además el análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 11**), mostró que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos; es decir que, la disminución de NH₃-N será la misma utilizando cualquiera de las plantas en solitario o combinadas.

3.1.3.10. Medición del cromo hexavalente (Cr^{6+})

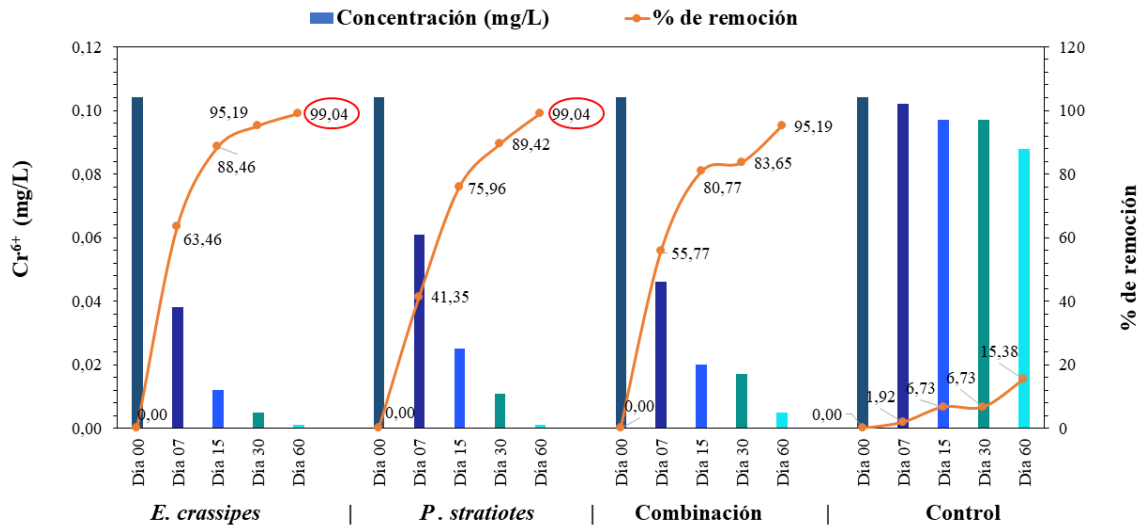


Figura 17. Comportamiento del cromo hexavalente (Cr^{6+}) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

El Cr^{6+} tiene una similitud estructural con el fosfato y el sulfato y, por lo tanto, su absorción se produce a través de transportadores de fosfato y sulfato por medio de un proceso activo dependiente de energía (Srivastava et al., 2021), el transporte activo de Cr^{6+} da como resultado su conversión inmediata a Cr^{3+} en las raíces gracias a la rápida acción de las enzimas férrico reductasa, posteriormente el Cr^{3+} convertido se asocia a la pared celular inhibiendo así su transporte posterior en los diferentes tejidos vegetales (Muthusarayanan et al., 2018).

En la **Figura 17** se puede observar que desde el inicio la concentración de Cr^{6+} estaba por debajo del valor establecido por la normativa TULSMA, con un valor de 0,104 mg/L. Pero de igual forma se comprobó como las macrófitas disminuyeron casi en su totalidad el Cr^{6+} al día 60 de tratamiento, con concentraciones y porcentajes de remoción de: *E. crassipes* con $0,001 \pm 0,001$ mg/L (99,04 %), *P. stratiotes* con $0,001 \pm 0,001$ mg/L (99,04 %) y su combinación con $0,005 \pm 0$ mg/L (95,19 %), lo que demuestra que estas plantas son hiperacumuladoras de este metal, según **Srivastava et al. (2021)** la principal fuente de absorción de Cr es la raíz de la planta que depende del tipo de planta y de la especiación de Cr: Cr^{3+} y Cr^{6+} . Por otro lado, en el control el valor se mantuvo casi constante y esto se debe a que sin un tratamiento el Cr^{6+} es un elemento difícil de ser eliminado y degradado por los microorganismos fotosintéticos (**Vigiak et al., 2019**).

Según lo reportado en la **Figura 17**, se determinó que el día 60 fue el óptimo en la reducción del Cr^{6+} . El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 12**), mostró que existieron diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución del Cr^{6+} en el día óptimo (día 60) fue con *E. crassipes* y *P. stratiotes* individualmente con concentraciones en ambos casos de $0,001 \pm 0,001$ mg/L y porcentajes de 99,04 %.

3.1.3.11. Medición de sulfatos (SO_4^{2-})

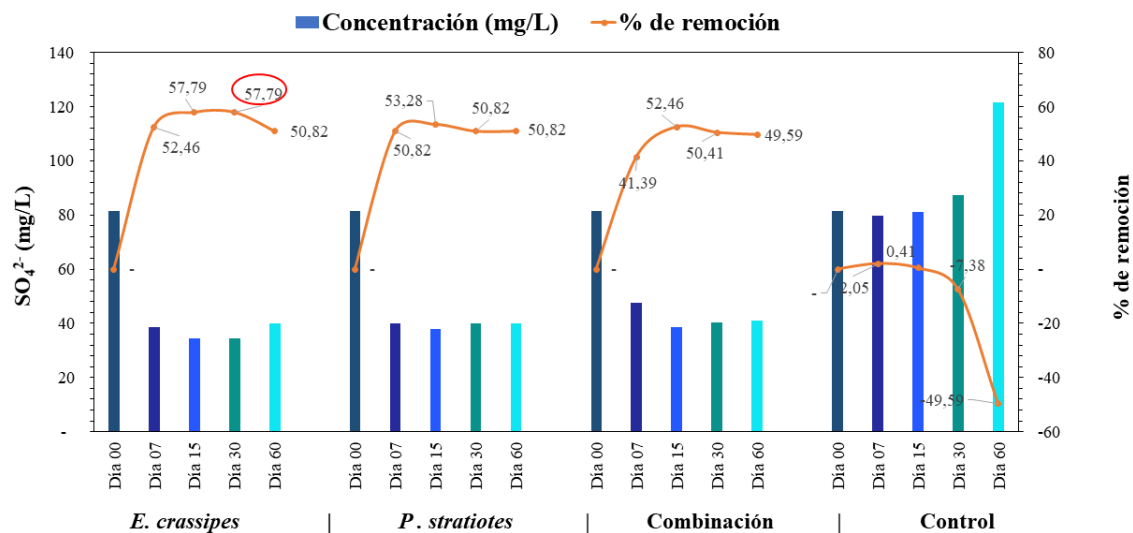


Figura 18. Comportamiento de los sulfatos (SO_4^{2-}) durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

La concentración inicial de sulfatos fue de $81,333 \pm 0,577$ mg/L, situándose por debajo de lo permitido por la normativa TULSMA. Como se puede observar en la **Figura 18** se logró disminuir los SO_4^{2-} en el día 30, con valores de: *E. crassipes* con $34,333 \pm 0,577$ mg/L (57,79 %), *P. stratiotes* con 40 ± 0 mg/L (50,82 %) y la combinación con $40,333 \pm 0,577$ mg/L (50,41 %), posteriormente en el día 60 los valores ya no presentaban disminución incluso un pequeño aumento. Según **Srivastava et al. (2021)** la eliminación de los SO_4^{2-} tiene un comportamiento similar al del Cr^{6+} , los sulfatos son absorbidos por

las raíces de las plantas a través de transportadores de sulfatos, por esta razón se ha demostrado una absorción competitiva entre el sulfato y el Cr^{6+} .

Los valores en el control disminuyeron considerablemente el tiempo, lo que se puede haber dado por la presencia de bacterias sulfato-reductoras que generalmente se encuentran en aguas industriales sin tratar (**Oliveira et al., 2016**). En todos los tratamientos incluyendo el control en el día 60 los SO_4^{2-} aumentaron, la difícil asimilación de las sustancias inorgánicas en un punto máximo no permite que sean eliminados, lo que también influye con el aumento en la DQO (**Amalina et al., 2022**).

Según lo reportado en la **Figura 18**, se determinó que el día 30 fue el óptimo en la reducción de los SO_4^{2-} . El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 13**), mostró que existieron diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de los SO_4^{2-} en el día óptimo (día 30) fue con *E. crassipes* con una concentración de $34,333 \pm 0,577$ mg/L y un porcentaje de 57,79 %.

3.1.3.12. Medición de tensioactivos aniónicos

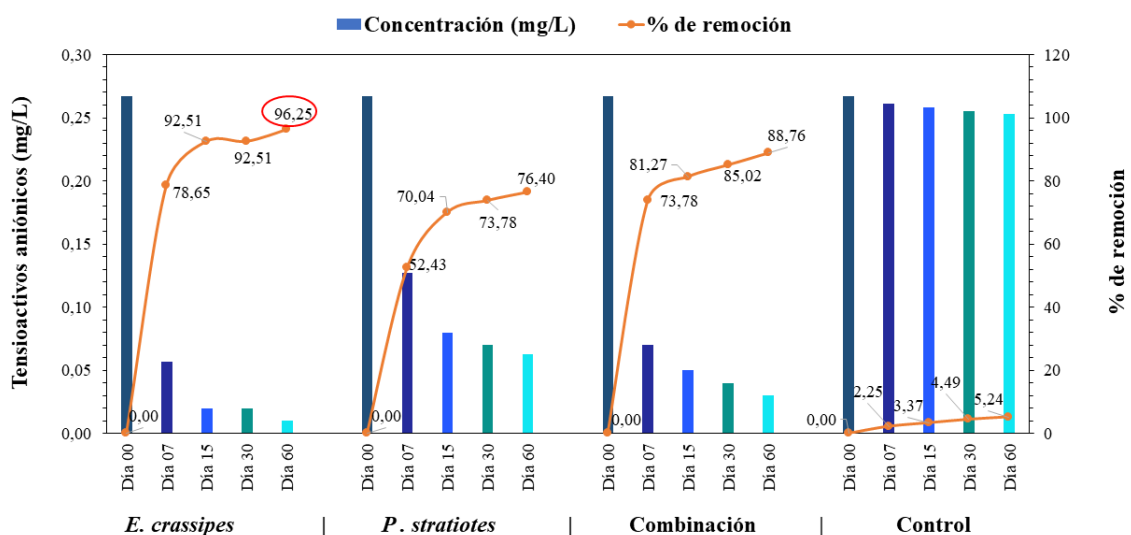


Figura 19. Comportamiento de los tensioactivos aniónicos durante el tratamiento de fitorremediación.

Nota: Se presenta el promedio de las tres replicas analizadas para cada tratamiento durante el tiempo *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* + *P. stratiotes* y se lo compara con un control negativo. La variación de los datos es mínima por lo que la desviación estándar (SD) no se visualiza en el gráfico.

Los tensioactivos aniónicos desde el inicio de la investigación se encontraron por debajo de lo permitido por la normativa TULSMA, lo que en efecto en la **Figura 19** se puede observar. Sin embargo, al igual que en todos los anteriores parámetros las concentraciones de los tensioactivos disminuyeron en el día 60: *E. crassipes* con $0,01 \pm 0,006$ mg/L (96,25 %), *P. stratiotes* $0,063 \pm 0,006$ mg/L (76,40 %) y la combinación con $0,03 \pm 0,01$ mg/L (88,76 %). En un estudio realizado por **Gong et al. (2019)** utilizando jacinto de agua para limpiar el surfactante aniónico dodecilsulfato de sodio (SDS) en agua, confirmaron que el SDS fue eliminado exitosamente del agua y fue transportado por las raíces del jacinto hasta la parte aérea. La eficiencia de la degradación de SDS se fortaleció acompañada de

una mayor actividad de las bacterias rizosféricas, por lo general actúan en todos los procesos de absorción de las macrófitas en cualquier parámetro (Masoudian et al., 2020).

Una consecuencia fuerte que tienen los tensioactivos contra las plantas es la reducción de la clorofila dependiendo de la cantidad tan alta de tensioactivos que absorbe en el tiempo e ingresa hasta sus hojas (Gabriele et al., 2021). En el tanque de control también se observó una disminución de los tensioactivos ocasionado por aquellas bacterias que se desarrollan en agua sin tratar, no es una disminución alta puesto que se ha comprobado que estas bacterias necesitan de una especie vegetal para trabajar de forma más efectiva.

Según lo reportado en la **Figura 19**, se determinó que el día 60 fue el óptimo en la reducción de tensioactivos aniónicos. El análisis de varianza ANOVA seguido de la prueba HSD Tukey a un nivel de confianza del 95 % para los tres tratamientos comparados con el control (**Anexo 14**), mostró que existieron diferencias significativas entre los tratamientos. Así mismo, los resultados expusieron que el mejor tratamiento para la disminución de los tensioactivos aniónicos en el día óptimo (día 60) fue con *E. crassipes* con una concentración de $0,01 \pm 0,006$ mg/L y un porcentaje de 96,25 %.

3.1.3. Verificación de hipótesis

Se rechaza la hipótesis nula (La *E. crassipes* y *P. stratiotes* no tienen la capacidad de disminuir el DQO Y DBO₅ de los efluentes secundarios de industrias textiles y de curtiembre de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A) hasta un 10 %, por lo tanto, no se lo podrá considerar como un método apropiado para el tratamiento de aguas residuales) y se acepta la hipótesis alternativa. Debido a que el tratamiento de fitorremediación con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y su combinación lograron disminuir las concentraciones de DQO y DBO₅ con porcentajes de remoción mayores al

10 %. La DQO en el día 30 con porcentajes de: 88,99 % para *E. crassipes*, 90,10 % para *P. stratiotes* y 87,70 % para su combinación. En cuanto a la DBO₅ con porcentajes de: 81,36 % para *E. crassipes*, 85,45 % para *P. stratiotes* y 64,55 % para su combinación. Por consiguiente, se lo puede considerar un tratamiento biológico apropiado para ser implementado en el tratamiento de aguas residuales.

CAPÍTULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

- Se efectuó ensayos de aclimatación para las dos especies de macrófitas: *E. crassipes* y *P. stratiotes*. Se pudo evidenciar que, durante todo el tiempo establecido para la aclimatación, las macrófitas fueron capaces de sobrevivir al agua residual sin ninguna dilución, sin observar rastros de marchitamiento o descomposición de sus hojas y raíces. Por lo tanto, el proceso de fitorremediación se realizó directamente en bidones que contenían el agua residual transportada de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Puerto Arturo (EP-EMAPA-A), sin ninguna dilución previa al proceso.
- Se comparó el impacto individual entre *E. crassipes* y *P. stratiotes* frente a la contaminación que presentaba el efluente secundario y su capacidad para remover dichos contaminantes que se encuentran en forma física y química. Ambas macrófitas presentaron porcentajes de remoción mayores al 10 % en sus días óptimos *E. crassipes*: 84,62 % para color, 94,22 % para turbidez, 86,85 % para SST, 11,15 % para ST, 85,91 % para DBO₅, 89,86 % para DQO, 99,97 % para NH₃-N, 99,04 % para Cr⁶⁺, 57,79 % para SO₄²⁻ y 96,25 % para tensioactivos aniónicos. *P. stratiotes*: 82,06 % para color, 92,18 % para turbidez, 92,26 % para SST, 18,89 % para ST, 90,45 % para DBO₅, 90,27 % para DQO, 99,98 % para NH₃-N, 99,04 % para Cr⁶⁺, 50,82 % para SO₄²⁻ y 76,40 % tensioactivos aniónicos.
- Se analizó el efecto combinado de *E. crassipes* y *P. stratiotes* frente a la alta contaminación que presentaba el efluente y su capacidad para remover los parámetros fisicoquímicos. El trabajo en conjunto de las macrófitas no presentó porcentajes de remoción tan elevados como lo hicieron cuando trabajaron de forma individual, sin embargo, en la remoción de color su combinación fue efectiva con un porcentaje de 87,08 %.

- Se determinó que cada planta de forma individual o en conjunto, ayudaron en la descontaminación del efluente secundario, sin embargo, cada una de las macrófitas presenta sus características propias cuando actúan de forma individual y en conjunto, por lo que ciertos parámetros como la turbidez, SO_4^{2-} y tensioactivos aniónicos fueron eliminados de forma más eficiente por *E. crassipes*, mientras que SST, ST, DBO_5 , DQO fueron eliminados por *P. stratiotes*. Por otro lado, parámetros como el Cr^{6+} y el $\text{NH}_3\text{-N}$ se eliminaron eficientemente con el uso de *E. crassipes* y *P. stratiotes* individualmente.

4.2. Recomendaciones

- Se recomienda remover las macrófitas en estado de marchitamiento o muerte para ser reemplazadas por plantas más jóvenes durante el proceso de fitorremediación, debido a que se comprobó que gran parte del aumento de concentraciones en los parámetros en el día 60 se debe a que las macrófitas en estado de descomposición son grandes productoras de materia orgánica e incluso estas pueden sobresaturarse a tal punto de eliminar de nuevo todos los contaminantes absorbidos y regresarlos al agua.
- Los tratamientos físicos y químicos deben ser aplicados previo a un proceso biológico ya que son de gran utilidad, por lo general, el tratamiento con fitorremediación se recomienda sea usado como un tratamiento secundario o incluso terciario, debido a que las plantas no son capaces de tolerar una contaminación y toxicidad excesiva.
- Se recomienda realizar una investigación desde la perspectiva biológica de las plantas, para observar la influencia de estos contaminantes en el crecimiento o desarrollo de la *E. crassipes* y *P. stratiotes*.

MATERIAL DE REFERENCIA

- Adelodun, A., Olajire, T., Afolabi, N., Akinwumiju, A., Akinbobola, E., & Hassan, U. (2021). Phytoremediation potentials of *Eichhornia crassipes* for nutrients and organic pollutants from textile wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, 23(13), 1333–1341. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1895719>
- Aghdam, E., Mohandes, S. R., Manu, P., Cheung, C., Yunusa, A., & Zayed, T. (2023). Predicting quality parameters of wastewater treatment plants using artificial intelligence techniques. *Journal of Cleaner Production*, 405(11), 565-573. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137019>
- Agudelo, R., Ovalle, D., & Rodriguez, L. (2020). Applicability of photo-fenton process (visible-light) in the degradation of sulfur and cod from tannery wastewater. *Revista Luna Azul*, 50(12), 215–228. <https://doi.org/10.17151/luaz.2020.50.11>
- Ahila, K., Ravindran, B., Muthunarayanan, V., Nguyen, D., Nguyen, X., Chang, S., Nguyen, V., & Thamaraiselvi, C. (2021). Phytoremediation potential of freshwater macrophytes for treating dye-containing wastewater. *Sustainability*, 13(1), 1–13. <https://doi.org/10.3390/su13010329>
- Alagha, O., Manzar, M., Zubair, M., Anil, I., Mu'azu, N., & Qureshi, A. (2020). Comparative adsorptive removal of phosphate and nitrate from wastewater using biochar-MgAl LDH nanocomposites: Coexisting anions effect and mechanistic studies. *Nanomaterials*, 10(2), 312-317. <https://doi.org/10.3390/nano10020336>
- Alam, N., Abu, M., Ahmad, F., & Mafizur, R. (2020). An overview of chromium removal techniques from tannery effluent. *Applied Water Science*. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, 25(10), 97-102. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01286-0>
- Alizadeh, S., Zafari, H., Rostami, F., Rouhbakhsh, M., & Avami, A. (2020). The eco-efficiency assessment of wastewater treatment plants in the city of Mashhad using emergy and life cycle analyses. *Journal of Cleaner Production*, 249. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119327>

- Amalina, F., Razak, A., Krishnan, S., Zularisam, A., & Nasrullah, M. (2022). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for organic contaminants removal in water – A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*. Elsevier B.V, 91(16), 220-235. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100092>
- American Public Health Association. (2015). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, R. Baird, A. Eaton, & E. Rice, Eds.; 23rd ed. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.216>
- Aqdas, A., & Hashmi, I. (2023). Role of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in integrated constructed wetlands: a review on its phytoremediation potential. *International Journal of Environmental Science and Technology*. Institute for Ionics, 45(11), 881-887. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04181-0>
- Araújo, C., Oliveira, G., Bezerra, G., Baptisttella, A., Fraga, T., Assis, R., Ghislandi, M., & da Motta, M. (2020). Real textile wastewater treatment using nano graphene-based materials: optimum pH, dosage, and kinetics for colour and turbidity removal. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 98(6), 1429–1440. <https://doi.org/10.1002/cjce.23712>
- Azanaw, A., Birlie, B., Teshome, B., & Jemberie, M. (2022). Textile effluent treatment methods and eco-friendly resolution of textile wastewater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, 720-727. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100230>
- Banco Central del Ecuador. (2021a). *Ficha sectorial cuero: subgerencia de análisis de productos y servicios*. <https://www.cfn.fin.ec/>
- Banco Central del Ecuador. (2021b). *Ficha sectorial prendas de vestir: subgerencia de análisis de productos y servicios*. <https://www.cfn.fin.ec/>
- Barbera, M., & Gurnari, G. (2018). *Wastewater Treatment and Reuse in the Food Industry*. Springer Nature, 196(21), 312-323. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-68442-0>
- Bidu, J. M., Njau, K. N., Rwiza, M., & Van der Bruggen, B. (2023). Textile wastewater treatment in anaerobic reactor: Influence of domestic wastewater as co-substrate in color

and COD removal. *South African Journal of Chemical Engineering*, 43, 112–121. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2022.10.007>

Bilińska, L., & Gmurek, M. (2021). Novel trends in AOPs for textile wastewater treatment. Enhanced dye by-products removal by catalytic and synergistic actions. *Water Resources and Industry*. Elsevier B.V, 65, 83-97. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2021.100160>

Bogardi, J., Leentvaar, J., & Sebesvári, Z. (2020). Biologia Futura: integrating freshwater ecosystem health in water resources management. *Biologia Futura*. Akademiai Kiado Rt, 20, 258-269. <https://doi.org/10.1007/s42977-020-00031-7>

Brinkmann, R. (2023). *The Palgrave Handbook of Global Sustainability*. Springer Nature, 89(104), 116-124. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-01949-4>

Costa, R. B., Camiloti, P. R., Sabatini, C. A., dos Santos, C. E. D., Lima Gomes, P. C. F., & Adorno, M. Â. T. (2018). Matrix Effect Assessment of an Ion Chromatographic Method to Determine Inorganic Anions in Wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution*, 51(12), 403-410. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3863-5>

De Carluccio, M., Sabatino, R., Eckert, E. M., Di Cesare, A., Corno, G., & Rizzo, L. (2023). Co-treatment of landfill leachate with urban wastewater by chemical, physical and biological processes: Fenton oxidation preserves autochthonous bacterial community in the activated sludge process. *Chemosphere*, 20, 1110-1120. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.137578>

De Souza, D., Fontaneli, A., Peron, A., & Froehner, S. (2021). Physiological effects of exposure to copper and chromium in three floating aquatic macrophyte Species. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2(16), 223-235. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04960-w>

Ding, M., & Zeng, H. (2022). A bibliometric analysis of research progress in sulfate-rich wastewater pollution control technology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 6(11), 750-758. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113626>

- EMAPA. (2023). *La Emapa cuenta con 18 plantas de tratamiento de aguas residuales – EP-EMAPA-A*. <https://www.emapa.gob.ec/2023/05/23/la-emapa-cuenta-con-18-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales/>
- Fan, D., Schwinghamer, T., Liu, S., Xia, O., Ge, C., Chen, Q., & Smith, D. (2023). Characterization of endophytic bacteriome diversity and associated beneficial bacteria inhabiting a macrophyte *Eichhornia crassipes*. *Frontiers in Plant Science*, 9, 108-114. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1176648>
- Fisher Scientific. (2012). *Manual de instrucciones AB150 • AB200 • AB250*. <http://yarethquimicos.com/>
- Fouda, A., Hassan, S., Saied, E., & Azab, M. (2021). An eco-friendly approach to textile and tannery wastewater treatment using maghemite nanoparticles (γ -Fe₂O₃-NPs) fabricated by *Penicillium expansum* strain (K-w). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104693>
- Gabriele, I., Race, M., Papirio, S., & Esposito, G. (2021). Phytoremediation of pyrene-contaminated soils: A critical review of the key factors affecting the fate of pyrene. *Journal of Environmental Management*, 2(89), 283-291 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112805>
- Gong, Y., Chen, J., & Pu, R. (2019). The enhanced removal and phytodegradation of sodium dodecyl sulfate (SDS) in wastewater using controllable water hyacinth. *International Journal of Phytoremediation*, 21(11), 1080–1089. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1606779>
- Hach. (2015, August 15). *Oxygen Demand Biochemical Respiriometric Method 10099 BODTrak*. <https://es.hach.com/>
- HACH Company. (2000, April 27). *Manual de Análisis de Agua*. <http://www.hach.com>
- Hanna Instruments. (2000, April 07). *Manual de Instrucciones HI 83399*. www.hannacolombia.com.

- Hejna, M., Onelli, E., Moscatelli, A., Bellotto, M., Cristiani, C., Stroppa, N., & Rossi, L. (2021). Heavy-metal phytoremediation from livestock wastewater and exploitation of exhausted biomass. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(26), 956-986. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052239>
- Herlina, N., Sani, D. A., & Pane, F. A. (2020). Studies on decreasing chemical oxygen demand (COD) and phosphate on laundry wastewater using anaerobic and phytoremediation with algae plants (*Hydrillaverticillata*). *Journal of Physics: Conference Series*, 1542(1), 111-117. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1542/1/012027>
- Hu, H., Li, X., Wu, S., & Yang, C. (2020). Sustainable livestock wastewater treatment via phytoremediation: Current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, 315, 405-411. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123809>
- INEC. (2021, August 03). *Módulo de información económica ambiental de la encuesta estructural empresarial (ENESEM)*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/>
- INEC. (2023, June 04). *Módulo de información económica ambiental en empresas*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec>
- IPBES. (2019, March 21). *El Informe de la evaluación mundial sobre la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas*. www.ipbes.net
- Jara, M., & Romero, C. (2020). Índice de producción de la industria manufacturera. *Boletín*. www.ecuadorencifras.gob.ec
- Javed, M., Tanwir, K., Akram, M., Shahid, M., Niazi, N. K., & Lindberg, S. (2018). Phytoremediation of Cadmium-Polluted Water/Sediment by Aquatic Macrophytes: Role of Plant-Induced pH Changes. In M. García (Ed.), *Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants: From Physiology to Remediation*, 2nd., pp. 495–529. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00020-6>
- Katayama, K. (2020). Zinc and protein metabolism in chronic liver diseases. *Nutrition Research*. Elsevier Inc, 31(5), 333-342. <https://doi.org/10.1016/j.nutres.2019.11.009>

- Kaur, N. (2021). Different treatment techniques of dairy wastewater. *Groundwater for Sustainable Development*. Elsevier B.V, 98(105), 423-431. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100640>
- Kaushal, J., Mahajan, P., & Kaur, N. (2021). A review on application of phytoremediation technique for eradication of synthetic dyes by using ornamental plants, 96(15), 159-201. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16672-7>
- Khaliq, M. A., Javed, M. T., Hussain, S., Imran, M., Mubeen, M., Nasim, W., Fahad, S., Karuppannan, S., Al-Taisan, W. A., Almohamad, H., Al Dughairi, A. A., Al-Mutiry, M., Alrasheedi, M., & Abdo, H. G. (2022). Assessment of heavy metal accumulation and health risks in okra (*Abelmoschus Esculentus L.*) and spinach (*Spinacia Oleracea L.*) fertigated with wastewater. *International Journal of Food Contamination*, 9(1), 552-565. <https://doi.org/10.1186/s40550-022-00097-2>
- Khan, W. U., Ahmed, S., Dhoble, Y., & Madhav, S. (2023). A critical review of hazardous waste generation from textile industries and associated ecological impacts. *Journal of the Indian Chemical Society*. Elsevier B.V, 11(34), 301-312. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2022.100829>
- Kishor, R., Purchase, D., Saratale, G., Saratale, R., Ferreira, L., Bilal, M., Chandra, R., & Bharagava, R. (2021). Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 442-449. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.105012>
- Kumar, R., Basu, A., Bishayee, B., Chatterjee, R. P., Behera, M., Ang, W. L., Pal, P., Shah, M., Tripathy, S. K., Ambika, S., Janani, V. A., Chakraborty, S., Nayak, J., & Jeon, B. H. (2023). Management of tannery waste effluents towards the reclamation of clean water using an integrated membrane system: A state-of-the-art review. *Environmental Research*, 229, 115-125. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.115881>
- Kumar, V., Singh, J., Kumar, P., & Kumar, P. (2019). Response surface methodology based electro-kinetic modeling of biological and chemical oxygen demand removal from sugar

mill effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR). *Environmental Technology and Innovation*, 14, 97-114. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100327>

Li, X., Yang, Z., Li, Y., & Zhao, H. (2022). Different responses to joint exposure to cadmium and zinc depends on the sex in *Populus cathayana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 248, 289-294. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114297>

Li, Y., Lian, J., Wu, B., Zou, H., & Tan, S. (2020). Phytoremediation of pharmaceutical-contaminated wastewater: Insights into rhizobacterial dynamics related to pollutant degradation mechanisms during plant life cycle. *Chemosphere*, 253, 373-380. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126681>

Li, Y., Yang, G., Weng, Y., Xu, L., Hou, F., Devkota, S., & Zhao, C. X. (2023). Exploring biosurfactants as a sustainable alternative to chemical surfactants. *Colloids and Surfaces. Physicochemical and Engineering Aspects*, 677, 522-532. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2023.132291>

Liu, Z., Lei, M., Chen, G., & Yuan, J. (2022). Treatment of Chromium Removal Wastewater from Tanning by a New Coupling Technology. *Processes*, 10(6), 138-145. <https://doi.org/10.3390/pr10061134>

Luo, J., Jin, X., Wang, Y., & Jin, P. (2022). Advanced treatment of laundry wastewater by electro-hybrid ozonation–coagulation process: surfactant and microplastic removal and mechanism. *Water*, 14(24), 883-889. <https://doi.org/10.3390/w14244138>

Madikizela, L. (2021). Removal of organic pollutants in water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Environmental Management*. Academic Press, 17(30), 33-51. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113153>

Malaviya, P., Singh, A., & Anderson, T. (2020). Aquatic phytoremediation strategies for chromium removal. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 21(101), 533-551. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09552-y>

- Masindi, V., Tekere, M., & Foteinis, S. (2023). Treatment of real tannery wastewater using facile synthesized magnesium oxide nanoparticles: Experimental results and geochemical modeling. *Water Resources and Industry*, 29, 111-119. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2023.100205>
- Masoudian, Z., Salehi, S. Y., & Norastehnia, A. (2020). Phytoremediation potential of *Azolla filiculoides* for sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) surfactant considering some physiological responses, effects of operational parameters and biodegradation of surfactant. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(16), 1358-1369. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08286-2>
- Maziotis, A., Sala, R., Mocholi, M., & Molinos, M. (2023). A comprehensive assessment of energy efficiency of wastewater treatment plants: An efficiency analysis tree approach. *Science of the Total Environment*, 885, 619-628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163539>
- Mendoza, Y., Pérez, J., & Galindo, A. (2018). Evaluación del aporte de las plantas acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento de aguas residuales municipales. *Información Tecnológica*, 29(2), 205–214. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642018000200205>
- Meng, X., Khoso, S. A., Jiang, F., Zhang, Y., Yue, T., Gao, J., Lin, S., Liu, R., Gao, Z., Chen, P., Wang, L., Han, H., Tang, H., Sun, W., & Hu, Y. (2020). Removal of chemical oxygen demand and ammonia nitrogen from lead smelting wastewater with high salts content using electrochemical oxidation combined with coagulation–flocculation treatment. *Separation and Purification Technology*, 235, 389-398. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116233>
- Mirzaee, M. M., ZakeriNia, M., & Farasati, M. (2021). The effects of phytoremediation of treated urban wastewater on the discharge of surface and subsurface drippers (Case study: Gorgan wastewater treatment plant in northern Iran). *Cleaner Engineering and Technology*, 4, 26-51 <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100210>

- Mohammadi, M., Mowla, D., Esmaeilzadeh, F., & Ghasemi, Y. (2019). Enhancement of sulfate removal from the power plant wastewater using cultivation of indigenous microalgae: stage-wise operation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 236-250. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102870>
- Mohammadpour, A., Zarei, A. A., Dehbandi, R., Khaksefidi, R., Shahsavani, E., Rahimi, S., Elshall, A. S., & Azhdarpoor, A. (2022). Comprehensive assessment of water quality and associated health risks in an arid region in south Iran. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 135, 105-264. <https://doi.org/10.1016/J.YRTPH.2022.105264>
- Mortadi, A., Chahid, E. G., Elmelouky, A., Chahbi, M., El Ghyati, N., Zaim, S., Cherkaoui, O., & El Moznine, R. (2020). Complex electrical conductivity as a new technique to monitor the coagulation-flocculation processes in the wastewater treatment of the textile Industry. *Water Resources and Industry*, 24, 911-922. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2020.100130>
- Musa, M., & Idrus, S. (2021). Physical and biological treatment technologies of slaughterhouse wastewater: a review. *Sustainability*, 4(30), 393-402. <https://doi.org/10.3390/su13094656>
- Mustafa, H., & Hayder, G. (2021). Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Engineering Journal*. Ain Shams University, 13(9), 78-101. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>
- Muthusaravanan, S., Sivarajasekar, N., Vivek, J., Paramasivan, T., Naushad, M., Prakashmaran, J., Gayathri, V., & Al-Duaij, O. (2018). Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. *Environmental Chemistry Letters*, 16(4), 1339-1359. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0762-3>
- Najafzadeh, M., & Ghaemi, A. (2019). Prediction of the five-day biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand in natural streams using machine learning methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6), 510-526. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7446-8>
- Nam, T., Van, N., & Van, H. (2023). Enhancing renewable energy production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) by a biogas-aerating recirculation system: a case study in

- the Vietnamese Mekong Delta. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 7, 244-251. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100340>
- Nash, D., Abdullah, S., Hasan, H., Idris, M., Muhammad, N., Al-Baldawi, I., & Ismail, N. (2019). Phytoremediation of nutrients and organic carbon from sago mill effluent using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Engineering and Technological Sciences*, 51(4), 573–584. <https://doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2019.51.4.8>
- Nazli, F., Mustafa, A., Ahmad, M., Hussain, A., Jamil, M., Wang, X., Shakeel, Q., Imtiaz, M., & El-Esawi, M. (2020). A review on practical application and potentials of phytohormone-producing plant growth-promoting rhizobacteria for inducing heavy metal tolerance in crops. *Sustainability*, 12(21), 1-24. <https://doi.org/10.3390/su12219056>
- Nizam, N., Hanafiah, M., Noor, I., & Karim, H. (2020). Efficiency of five selected aquatic plants in phytoremediation of aquaculture wastewater. *Applied Sciences*, 9(89), 65-84. <https://doi.org/10.3390/APP10082712>
- Novo, L., Castro, P., Alvarenga, P., & da Silva, E. (2018). Plant growth-promoting rhizobacteria-assisted phytoremediation of mine soils. In *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. Elsevier, 14(26), 133-146. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00016-6>
- Okolo, B., Adeyi, O., Oke, E., Agu, C., Nnaji, P., Akatobi, K., & Onukwuli, D. (2021). Coagulation kinetic study and optimization using response surface methodology for effective removal of turbidity from paint wastewater using natural coagulants. *Scientific African*, 14, 809-820. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00959>
- Oliveira, L., Gress, J., De, J., Rathinasabapathi, B., Marchi, G., Chen, Y., & Ma, L. (2016). Sulfate and chromate increased each other's uptake and translocation in As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Chemosphere*, 147, 36-43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.088>
- ONU. (2019, September 23). *How much do our wardrobes cost to the environment?* <https://www.worldbank.org/en/news/feature/2019/09/23/costo-moda-medio-ambiente>

- ONU. (2020, March 18). *ReFashion week NYC promotes sustainability by celebrating secondhand and sustainable fashion*. <https://www.un.org/es/impacto-acad%C3%A9mico/refashion-week-de-ny-celebra-la-sostenibilidad-y-la-moda-de-segunda-mano>
- Rafique, M., Hajra, S., Tahir, M. B., Gillani, S. S. A., & Irshad, M. (2022). A review on sources of heavy metals, their toxicity and removal technique using physico-chemical processes from wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(11), 16772–16781. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18638-9>
- Raklami, A., Meddich, A., Oufdou, K., & Baslam, M. (2022). Plants—Microorganisms based bioremediation for heavy metal cleanup: recent developments, phytoremediation techniques, regulation mechanisms, and molecular responses. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(9), 305-319. <https://doi.org/10.3390/ijms23095031>
- Ren, Z., Jia, B., Zhang, G., Fu, X., Wang, Z., Wang, P., & Lv, L. (2021). Study on adsorption of ammonia nitrogen by iron-loaded activated carbon from low temperature wastewater. *Chemosphere*, 262, 69-100. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127895>
- Rezania, S., Taib, S., Md, M., Dahalan, F., & Kamyab, H. (2016). Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. In *Journal of Hazardous Materials*. Elsevier B.V, 318, 587-599. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.053>
- Rezooqi, A. M., Mouhamad, R. S., & Jasim, K. A. (2021). The potential of *Azolla filiculoides* for in vitro phytoremediation of wastewater. *Journal of Physics: Conference Series*, 1853(1), 604-624. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1853/1/012014>
- Safauldeen, S., Hasan, H., & Abdullah, S. (2019). Phytoremediation efficiency of water hyacinth for batik textile effluent treatment. *Journal of Ecological Engineering*, 20(9), 177–187. <https://doi.org/10.12911/22998993/112492>
- Saira, G. C., & Shanthakumar, S. (2023). Zero waste discharge in tannery industries – An achievable reality? *Journal of Environmental Management*, 335, 117-508. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.117508>

- Sajad, M., Khan, M., Bahadur, S., Naeem, A., Ali, H., Batool, F., Shuaib, M., Khan, M., & Batool, S. (2020). Evaluation of chromium phytoremediation potential of some plant species of Dir Lower, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Acta Ecologica Sinica*, *40*(2), 158–165. <https://doi.org/10.1016/J.CHNAES.2019.12.002>
- Sankaranarayanan, V., Velusamy, S., Sankaran, P., & Kandasamy, K. (2023). Phytoremediation potential of *Elodea canadensis* for reduction of chromium – optimization using response surface methodology. *Desalination and Water Treatment*, *293*, 192–199. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29514>
- Shaibur, M. R. (2023). Heavy metals in chrome-tanned shaving of the tannery industry are a potential hazard to the environment of Bangladesh. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *7*, 103-106. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100281>
- Sharma, R., Saini, H., Rattan, D., Chaudhary, S., & Pal, S. (2020). Removal of organic dyes from wastewater using *Eichhornia crassipes*: a potential phytoremediation option, *95*(10), 45-76. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10940-8>
- Shekhar, S., Akter, T., Parveen, S., Tushar, U., Kanti, A., & Sujan, A. (2023). Microalgae-based green approach for effective chromium removal from tannery effluent: a review. *Arabian Journal of Chemistry*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2023.105085>
- Simmer, R., & Schnoor, J. (2022). Phytoremediation, bioaugmentation, and the plant microbiome. *Environmental Science and Technology*. American Chemical Society, *16*(10), 208-240. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05970>
- Singhapon, T., Rujakom, S., Shinoda, K., Kamei, T., & Kazama, F. (2023). Application of hydrogen-based denitrification: simultaneous removal of nitrate and reactive black 5 dye from textile wastewater containing organic matter. *Sustainability*, *15*(13), 79-102. <https://doi.org/10.3390/su151310324>
- Sodhi, K., Kumar, M., Dhaulaniya, A., Balan, B., & Singh, D. (2021). Enhanced ciprofloxacin removal by plant growth-promoting Microbacterium sp. WHC1 in presence of *Eichhornia*

- crassipes* root exudates. *Environmental Sustainability*, 4(1), 143–153. <https://doi.org/10.1007/s42398-020-00153-7>
- Srivastava, D., Tiwari, M., Dutta, P., Singh, P., Chawda, K., Kumari, M., & Chakrabarty, D. (2021). Chromium stress in plants: Toxicity, tolerance and phytoremediation. *Sustainability*, 13(9), 88-115. <https://doi.org/10.3390/su13094629>
- Stjepanović, M., Velić, N., Lončarić, A., Gašo, D., Bušić, V., & Habuda, M. (2019). Adsorptive removal of nitrate from wastewater using modified lignocellulosic waste material. *Journal of Molecular Liquids*, 285, 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.04.105>
- Sulakkana, M., Udayanga, D., Wijesekara, I., & Manage, P. (2022). Phytoremediation of synthetic textile dyes: biosorption and enzymatic degradation involved in efficient dye decolorization by *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L, 28, 20476-20486. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11699-8>
- Sytar, O., Ghosh, S., Malinska, H., Zivcak, M., & Brestic, M. (2021). Physiological and molecular mechanisms of metal accumulation in hyperaccumulator plants. *Physiologia Plantarum*, 173(1), 148–166. <https://doi.org/10.1111/ppl.13285>
- Tabinda, A., Irfan, R., Yasar, A., Iqbal, A., & Mahmood, A. (2020). Phytoremediation potential of *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* to remove chromium and copper. *Environmental Technology*, 41(12), 1514-1519. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1540662>
- Tanjung, R., Fahrudin, F., & Samawi, F. (2020). Absorption of Heavy Metal Lead (Pb) by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Its Influence to Total Dissolved Solids of Groundwater in Phytoremediation, 13, 1-34. <https://doi.org/10.20956/ica.v13i1.9977>
- Tanjung, R., Fahrudin, F., & Samawi, M. (2019). Phytoremediation relationship of lead (Pb) by *Eichhornia crassipes* on pH, BOD and COD in groundwater. *Journal of Physics: Conference Series*, 1341(2), 1208-1222. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1341/2/022020>

- Tardy, G., Lóránt, B., Gyalai, M., Bakos, V., Simpson, D., & Goryanin, I. (2021). Microbial fuel cell biosensor for the determination of biochemical oxygen demand of wastewater samples containing readily and slowly biodegradable organics. *Biotechnology Letters*, *43*(2), 445–454. <https://doi.org/10.1007/s10529-020-03050-5>
- Taufikurahman, T., Rahmawati, A., Ardiansyah, M., Ilhamsyah, D., & Rosanti, S. (2020). Physiological strategies of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms to tolerate Cr⁶⁺ accumulation, compared to a sensitive species *Pistia stratiotes* L. *Jurnal Ilmu Lingkungan*, *18*(1), 82–88. <https://doi.org/10.14710/jil.18.1.82-88>
- Tavangar, T., Karimi, M., Rezakazemi, M., Reddy, K. R., & Aminabhavi, T. M. (2020). Textile waste, dyes/inorganic salts separation of cerium oxide-loaded loose nanofiltration polyethersulfone membranes. *Chemical Engineering Journal*, *385*, 123-787. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123787>
- Ting, W., Tan, I., Salleh, S., & Abdul, N. (2020). Ammoniacal nitrogen removal by *Eichhornia crassipes*-based phytoremediation: process optimization using response surface methodology. *Applied Water Science*, *10*(3), 972-985. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1163-x>
- TULSMA. (2017). *Anexo 1 del libro VI del TULSMA: Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua*. <https://www.ambiente.gob.ec>
- UNESCO. (2017, March 22). *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2017 - Aguas residuales, el recurso sin explotar*. <https://www.unesco.org/en/wwap/wwdr/2017>
- Vigiak, O., Grizzetti, B., Udias-Moinelo, A., Zanni, M., Dorati, C., Bouraoui, F., & Pistocchi, A. (2019). Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. *Science of the Total Environment*, *666*, 1089–1105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.252>
- Wang, X., Li, L., Bai, S., Yuan, Z., Miao, J., Wang, M., & Ren, N. (2021). Comparative life cycle assessment of sewer corrosion control by iron salts: Suitability analysis and strategy

- optimization. *Water Research*, 201, 117-370.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117370>
- Wilkinson, S., Naeth, M. A., & Dhar, A. (2023). Potential of macrophytes for wastewater remediation with constructed floating wetlands in cold climates. *Water*, 15(13), 2479-2500. <https://doi.org/10.3390/w15132479>
- Wu, T., & Brant, J. A. (2020). Magnetic Field Effects on pH and Electrical Conductivity: Implications for Water and Wastewater Treatment. *Environmental Engineering Science*, 37(11), 717–727. <https://doi.org/10.1089/ees.2020.0182>
- Xie, P., Liu, Z., Li, J., Ju, D., Ding, X., Wang, Y., & Hower, J. C. (2023). Pollution and health-risk assessments of Cr-contaminated soils from a tannery waste lagoon, Hebei, north China: With emphasis on Cr speciation. *Chemosphere*, 317, 137-908. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.137908>
- Yaseen, D. A., & Scholz, M. (2019). Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*. Center for Environmental and Energy Research and Studies, 16(2), 1193-1226. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2130-z>
- Yi, J., Xu, D., Wu, D., Fang, H., & Yang, H. (2023). Treatment of steel industry wastewater by Poly-Aluminum-Ferric-Silicate coagulant prepared from coal gasification ash. *Colloids and Surfaces C: Environmental Aspects*, 1, 100-110. <https://doi.org/10.1016/J.COLSUC.2023.100010>
- Yilmaz, T., Yildiz, M., Arzum Yapici, C., Annak, H. U., & Uçar, D. (2023). Direct and sulfide mediated treatment of textile effluents in acetate and ethanol-fed upflow sulfidogenic bioreactors. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20, 7177-7188. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04774-3>
- Younas, F., Niazi, N. K., Bibi, I., Afzal, M., Hussain, K., Shahid, M., Aslam, Z., Bashir, S., Hussain, M. M., & Bundschuh, J. (2022). Constructed wetlands as a sustainable technology for wastewater treatment with emphasis on chromium-rich tannery

wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126-926.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126926>

Zhao, C., & Chen, W. (2019). A review for tannery wastewater treatment: some thoughts under stricter discharge requirements. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(25), 26102–26111. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05699-6>

Zhao, J., Wu, Q., Tang, Y., Zhou, J., & Guo, H. (2022). Tannery wastewater treatment: conventional and promising processes, an updated 20-year review. *Journal of Leather Science and Engineering*, 4(10), 1887–1954. <https://doi.org/10.1186/s42825-022-00082-7>

Zhao, Y., Zhuang, X., Ahmad, S., Sung, S., & Ni, S. Q. (2020). Biotreatment of high-salinity wastewater: current methods and future directions. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 36(37), 49–110. <https://doi.org/10.1007/s11274-020-02815-4>

Zhou, Y., Lu, J., Zhou, Y., & Liu, Y. (2019). Recent advances for dyes removal using novel adsorbents: a review. *Environmental Pollution*, 252, 352–365.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.072>

Zhu, Y., Fan, W., Zhou, T., & Li, X. (2019). Removal of chelated heavy metals from aqueous solution: A review of current methods and mechanisms. *Science of the Total Environment*, 678, 253-266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.416>

ANEXOS

Anexo 1. Límites de descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce.

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y Grasas.	Sust. solubles en hexano	mg/l	30,0
Alkil mercurio		mg/l	No detectable
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Bario	Ba	mg/l	2,0
Boro Total	B	mg/l	2,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN ⁻	mg/l	0,1
Cinc	Zn	mg/l	5,0
Cloro Activo	Cl	mg/l	0,5
Cloroformo	Ext. carbón cloroformo ECC	mg/l	0,1
Cloruros	Cl ⁻	mg/l	1 000
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Cobalto	Co	mg/l	0,5
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	Remoción > al 99,9 %
Color real	Color real	unidades de color	* Inapreciable en dilución: 1/20
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/l	0,2
Cromo hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/l	0,5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/l	50,0
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	100,0
Estaño	Sn	mg/l	5,0
Fluoruros	F	mg/l	5,0
Fósforo Total	P	mg/l	10,0
Hierro total	Fe	mg/l	10,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	20,0
Manganeso total	Mn	mg/l	2,0
Materia flotante	Visibles		Ausencia
Mercurio total	Hg	mg/l	0,005
Niquel	Ni	mg/l	2,0
Nitrógeno amoniacal	N	mg/l	30,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	50,0
Compuestos Organoclorados	Organoclorados totales	mg/l	0,05
Compuestos Organofosforados	Organofosforados totales	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,1
Plomo	Pb	mg/l	0,2
Potencial de hidrógeno	pH		5-9
Selenio	Se	mg/l	0,1
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	80,0
Sólidos totales	ST	mg/l	1 600
Sulfatos	SO ₄ ⁻²	mg/l	1000
Sulfuros	S ⁻²	mg/l	0,5
Temperatura	°C		< 35
Tensoactivos	Activas al azul de metileno	mg/l	0,5
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/l	1,0

Fuente: (TULSMA, 2017)

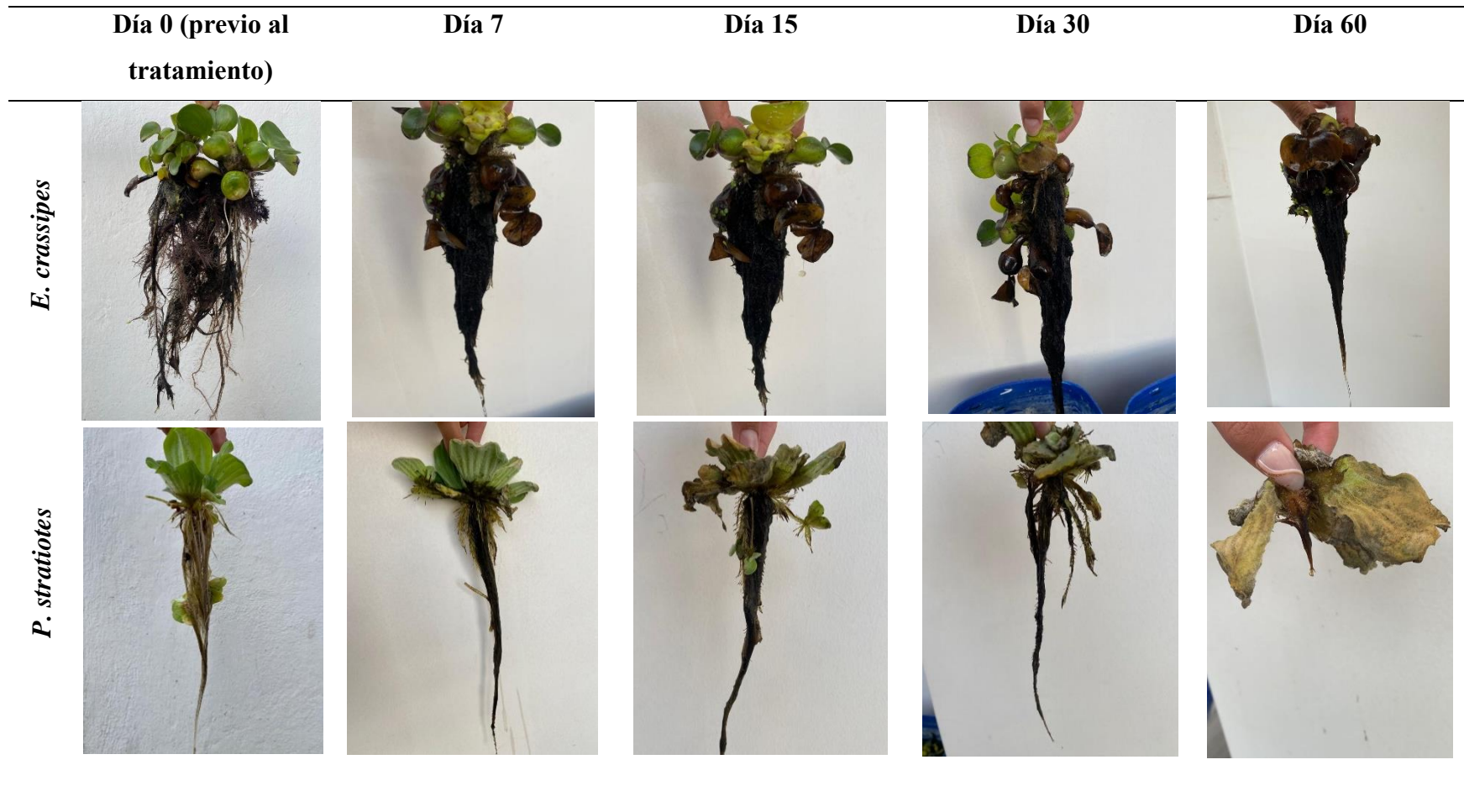
Anexo 2. *Peceras artificiales para el tratamiento de fitorremediación de las aguas residuales de Puerto Arturo.*



Anexo 3. *Peceras artificiales después del tratamiento de fitorremediación (Día 60).*



Anexo 4. Cambios en las plantas fitorremediadoras con el paso de los días.



Anexo 5. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el color.

ANOVA Simple – Color (Pt-Co) por Tipo de planta

Variable dependiente: Color (Pt-Co)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	323414	107805	*	*
Error	8	0	0		
Total	11	323414			

Pruebas de Múltiple Rangos para el color (Pt-Co) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 60 control	3	856	A
Día 60 <i>P. stratiotes</i>	3	583	B
Día 60 <i>E. crassipes</i>	3	500	C
Día 60 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	420	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 6. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para la turbidez.

ANOVA Simple – Turbidez (NTU) por Tipo de planta

Variable dependiente: Turbidez (NTU)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	870,327	290,109	7809,13	0,000
Error	8	0,297	0,037		
Total	11	870,625			

Pruebas de Múltiple Rangos para la turbidez (NTU) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 30 control	3	22,6667	A
Día 30 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	4,360	B
Día 30 <i>P. stratiotes</i>	3	3,473	C
Día 30 <i>E. crassipes</i>	3	1,5767	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 7. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para los SST.

ANOVA Simple – SST (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: SST (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	60170,9	20057,0	13371,31	0,000
Error	8	12,0	1,5		
Total	11	60182,9			

Pruebas de Múltiple Rangos para SST (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 30 control	3	191,000	A
Día 30 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	66,667	B
Día 30 <i>E. crassipes</i>	3	22,667	C
Día 30 <i>P. stratiotes</i>	3	13,333	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 8. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para los ST.

ANOVA Simple – ST (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: ST (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	3403092	1134364	523552,55	0,000
Error	8	12	2		
Total	11	3403109			

Pruebas de Múltiple Rangos para ST (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 15 control	3	2564,00	A
Día 15 <i>E. crassipes</i>	3	1391,00	B

Día 15 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	1347,00	C
Día 15 <i>P. stratiotes</i>	3	1275,33	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 9. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para la DQO.

ANOVA Simple – DQO (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: DQO (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	1328619	442873	759210,86	0,000
Error	8	5	1		
Total	11	1328624			

Pruebas de Múltiple Rangos para DQO (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 30 control	3	896,000	A
Día 30 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	140,333	B
Día 30 <i>E. crassipes</i>	3	124,0	C
Día 30 <i>P. stratiotes</i>	3	119,0	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 10. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para la DBO₅.

ANOVA Simple – DBO₅ (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: DBO₅ (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	11432,3	3810,75	*	*
Error	8	0,0	0,00		
Total	11	11432,3			

Pruebas de Múltiple Rangos para DBO₅ (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 30 control	3	96,00	A
Día 30 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	75,00	B
Día 30 <i>E. crassipes</i>	3	31,00	C
Día 30 <i>P. stratiotes</i>	3	21,00	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 11. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para (NH₃-N).

ANOVA Simple – NH₃-N (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: NH₃-N (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	929,031	309,677	3716,12	0,000
Error	8	0,667	0,083		
Total	11	929,697			

Pruebas de Múltiple Rangos para NH₃-N (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 60 control	3	20,33	A
Día 60 <i>E. crassipes</i>	3	0,02000	B
Día 60 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	0,01000	B
Día 60 <i>P. stratiotes</i>	3	0,01000	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 12. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el Cr⁶⁺.

ANOVA Simple – Cr⁶⁺ (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: Cr⁶⁺ (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	0,020013	0,006671	26683,56	0,000
Error	8	0,000002	0,000000		
Total	11	0,020015			

Pruebas de Múltiple Rangos para Cr⁶⁺ (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 60 control	3	0,096333	A
Día 60 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	0,005000	B
Día 60 <i>P. stratiotes</i>	3	0,000667	C
Día 60 <i>E. crassipes</i>	3	0,000667	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 13. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el SO₄²⁻.

ANOVA Simple – SO₄²⁻ (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: SO₄²⁻ (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	5495,00	1831,67	7326,67	0,000
Error	8	2,00	0,25		
Total	11	5497,00			

Pruebas de Múltiple Rangos para SO₄²⁻ (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 30 control	3	0,096333	A
Día 30 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	0,005000	B
Día 30 <i>P. stratiotes</i>	3	0,000667	B

Día 30 <i>E. crassipes</i>	3	0,000667	C
----------------------------	---	----------	---

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 14. Análisis estadístico del día óptimo de tratamiento para el tensioactivos aniónicos.

ANOVA Simple – Tensioactivos aniónicos (mg/L) por Tipo de planta

Variable dependiente: Tensioactivos aniónicos (mg/L)

Factor: Tipo de planta

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor P
Factor	3	0,091460	0,030487	856,77	0,000
Error	8	0,000285	0,000036		
Total	11	0,091745			

Pruebas de Múltiple Rangos para tensioactivos aniónicos (mg/L) por Tipo de planta

Método: 95,0 % Tukey HSD

Factor	N	Media	Agrupación
Día 60 control	3	0,25300	A
Día 60 <i>E. crassipes</i>	3	0,06333	B
Día 60 <i>P. stratiotes</i>	3	0,07000	B
Día 60 <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i>	3	0,03000	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.