UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO

FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

Tema: Evaluación de la eficacia combinada de *Eichhornia crassipes* y *Salvinia natans* para descontaminar el agua de descarga de la PTAR Artezón-Píllaro mediante fitorremediación.

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: Grace Diana Aucapiña Chango

Tutor: Dra. Nelly Esther Flores Tapia

Ambato - Ecuador

Febrero - 2025

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dra. Nelly Esther Flores Tapia

CERTIFICA:

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

Ambato, 19 de agosto de 2024

Firmado electrónicamente por:
NELLY ESTHER FLORES TAPIA

Dra. Nelly Esther Flores Tapia

1716253305

TUTOR

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Grace Diana Aucapiña Chango, 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.

_____

Grace Diana Aucapiña Chango

1805412804

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.

Grace Diana Aucapiña Chango

1805412804

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

Para constancia firma:

Firmado electrónicamente por:
DIEGO MANOLO SALAZAR GARCES

Presidente de Tribunal

Firmado electrónicamente por:
MARIO DANIEL GARCIA SOLIS

Dr. Mario Daniel García Solís

1103605471

Firmado electrónicamente por:
WILLIAM RICARDO CALERO CACERES

Dr. William Calero Cáceres

1714348859

Ambato, 04 de Septiembre de 2024

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi faro y mi fuente de fortaleza. Gracias por concederme la vida, la sabiduría y el valor necesarios para llevar a cabo este proyecto. Sin Su gracia y amor incondicional, este logro no habría sido posible.

A la Virgen, por su protección maternal y su constante intercesión, guiándome y acompañándome en cada paso de este recorrido. Su amor y consuelo han sido un refugio en los momentos difíciles.

A mi madre, cuyo amor y sacrificio han sido el cimiento de mis logros. Gracias por enseñarme la importancia del esfuerzo y la perseverancia, y por ofrecerme siempre su mano y su apoyo inquebrantable para seguir adelante, incluso en tiempos de adversidad. Su apoyo constante ha sido mi sostén en cada paso de este camino.

A mi esposo, por su paciencia, comprensión y constante aliento. Gracias por estar a mi lado en los momentos difíciles, por apoyar mis metas y por celebrar conmigo cada pequeño éxito. Su amor y compañía han sido fundamentales en este viaje.

A mi hija, por ser mi inspiración diaria y mi mayor motivación. Todo lo que hago, lo hago con la esperanza de brindarle un futuro mejor y de ser un ejemplo de esfuerzo y dedicación.

A todos aquellos que me han apoyado en la culminación de este trabajo. Gracias por su tiempo, sus consejos y por creer en mí. Su apoyo ha sido invaluable y siempre lo llevaré en mi corazón.

AGRADECIMIENTO

Le agradezco a Dios y a la Virgen, por ser mi guía, fuente de fortaleza y por su intercesión constante. Gracias por concederme la vida, la sabiduría y el valor necesarios para llevar a cabo este proyecto. Su presencia en mi vida me ha dado esperanza y fe en los momentos más difíciles.

A mi madre Nelly, por ayudarme en cada paso que doy y por nunca dejarme sola en esta lucha constante. Gracias por velar siempre por mi bienestar, por cuidar de mi hija para que yo pudiera estudiar, y por ser un pilar de amor y apoyo. Su sacrificio, consejos y paciencia han sido esenciales para mi crecimiento y éxito. Su amor incondicional y su fe en mí me han impulsado a seguir adelante, incluso cuando todo parecía difícil.

A Bolívar, por estar siempre al pendiente de mí y de mi hija, y por ofrecerme su tiempo y energía para que yo pudiera concentrarme en mis estudios. Su dedicación y apoyo han sido cruciales para que pudiera alcanzar esta meta.

A mi esposo Jonathan, por apoyarme en la culminación de mis estudios y por acompañarme en tantas noches de desvelo. Su paciencia, comprensión y aliento constante han sido una fuente de motivación inagotable. Su amor y compañía han sido esenciales para mantenerme enfocada y perseverante, gracias por estar a mi lado.

A mi hija Romina, por su colaboración y comprensión, ya que todas las horas que debí dedicarle a ella fueron entregadas a la culminación de mi carrera. Su amor y sonrisas han sido mi mayor motivación. Gracias por darme la fuerza para seguir adelante y por ser mi mayor inspiración.

A mi suegra Carmita, por su apoyo y cariño incondicional que nos brinda día con día. Aunque no estemos físicamente cerca, su presencia se siente en cada gesto y en cada palabra de aliento. Gracias por estar siempre al pendiente de nuestro bienestar.

A mi tutora, Ing. Nelly Flores, por su valiosa guía en la elaboración de mi tesis, su conocimiento, orientación y paciencia fueron imprescindibles para lograr este objetivo.

A todos mis amigos, por acompañarme y brindarme su apoyo a lo largo de este camino. Gracias por sus palabras de aliento, por compartir conmigo sus experiencias y conocimientos, y por estar siempre dispuestos a ayudar. Su amistad y apoyo han sido una fuente constante de motivación y alegría.

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 TABLAS xi
ÍNDICE DE FIGURAS xii
ÍNDICE DE ANEXOS xiv
RESUMEN EJECUTIVO xvi
ABSTRACT xvii
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO 1
1.1 Antecedentes Investigativos 1
1.1.1 Contaminación del agua 1
1.1.2 Aguas residuales 2
1.1.3 Clasificación de las aguas residuales 2
1.1.4 Parámetros que se analizan en las aguas residuales 3
1.1.5 Sistema de tratamiento del agua residual domestica 7
1.1.6 Planta de Tratamiento de Aguas Residuales El Artezon - Píllaro 9
1.1.7 Legislación ambiental 9
1.1.8 Fitorremediación como alternativa para el tratamiento de aguas residuales 10
1.1.9 Mecanismos vegetales para la descontaminación 12
1.1.10 Macrófitas acuáticas acumuladoras de contaminantes de aguas residuales 14

1.1.11 Ventajas de combinar *E. crassipes* y *S. natans* a la par para fitorremediación. 16
1.2 Objetivos 17
1.2.1 Objetivo general 17
1.2.2 Objetivos específicos 17
1.3 Hipótesis 17
1.3.1 Hipótesis nula 17
1.3.2 Hipótesis alternativa 17
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA 19
2.1 Materiales 19
2.2 Métodos 21
2.2.1 Obtención de las plantas acuáticas. 21
2.2.2 Recolección del agua residual 21
2.2.3 Acondicionamiento de *E. crassipes* y *S. natans* para su posterior adaptación al proceso de fitorremediación. 23
2.2.4 Caracterización inicial del agua residual 24
2.2.5 Diseño de la distribución de las especies vegetales para fitorremediación 32
2.2.6 Cálculo de porcentaje de reducción 32
2.2.7 Cálculo del índice de biodegradabilidad 33
2.2.8 Análisis estadístico de ANOVA y TUKEY 33
CAPITULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 34
3.1 Análisis y discusión de resultados 34
3.1.1 Acondicionamiento de *E. crassipes* y *S. natans*. 34
3.1.2 Diseño y distribución de las especies vegetales para fitorremediación 36
3.1.3 Caracterización inicial del agua de la PTAR Artezon-Píllaro 37
3.1.4 Medición de parámetros durante el tratamiento de fitorremediación 39
3.1.5 Cálculo del índice de biodegradabilidad 77

3.1.6 Análisis estadístico 78
3.2 Verificación de hipótesis 82
CAPITULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 83
MATERIAL DE REFERENICA 85
ANEXOS 99

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Costo estimado de los sistemas de tratamiento de aguas. 11
Tabla 2. Material fungible utilizado para el desarrollo experimental. 19
Tabla 3. Equipos empleados para el desarrollo experimental. 20
Tabla 4. Reactivos utilizados para el desarrollo experimental. 20
Tabla 5. Diseño experimental de control de parámetros. 32
Tabla 6. Índice de biodegradabilidad. 33
Tabla 7. Adaptabilidad y supervivencia de *E. crassipes* y S. *natans* al cabo de 7 días. 34
Tabla 8. Monitoreo de DQO en fase de aclimatación. 35
Tabla 9. Distribución del número de plantas acuáticas para cada tratamiento. 36
Tabla 10. Caracterización de parametros fisicoquímicos y microbiológicos del agua de descarga de la PTAR Artezón-Píllaro. 37
Tabla 11. Cambio de color en el agua residual tratada. 62
Tabla 12. Índice de biodegradabilidad durante el proceso de fitorremediación. 77
Tabla 13. Resumen del analisis estadistico ANOVA y TUKEY 79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismos de fitorremediación de las plantas 12
Figura 2. Jacinto de agua (*E. crassipes*)..... 14
Figura 3. Salvinia (*S. natans*)..... 15
Figura 4. Recolección del agua residual en recipientes opacos. 22
Figura 5. Coordenadas geográficas de la PTAR Artezón-Píllaro. 22
Figura 6. Distribución de E. crassipes y S. natans para fitorremediación, en diferentes proporciones. 36
Figura 7. Determinación del porcentaje de remoción de DQO en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 40
Figura 8. Determinación del porcentaje de remoción de DBO_5 en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 42
Figura 9. Determinación del porcentaje de remoción de Nitrógeno total en el agua residual al cabo de 45 días de fitorremediación. 44
Figura 10. Determinación del porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 46
Figura 11. Determinación de concentración de Nitritos en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación 48
Figura 12. Determinación del porcentaje de remoción de fósforo total en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 50
Figura 13. Medición del porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación 51
Figura 14. Medición del porcentaje de remoción de Sólidos disueltos totales en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 54
Figura 15. Medición del porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación 55
Figura 16. Medición del porcentaje de remoción de sólidos totales en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 56
Figura 17. Medición del porcentaje de remoción de sulfatos en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 58
Figura 18. Determinación de la turbidez del agua residual al cabo de 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 60
Figura 19. Medición del porcentaje de remoción de color en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 63

Figura 20. Medición del porcentaje de remoción de conductividad en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación. 65
Figura 21. Determinación de pH en el agua residual después de 45 días de fitorremediación .. 67
Figura 22. Análisis de la variación de temperatura durante el tratamiento de fitorremediación. 69
Figura 23. Medición de cobre en el agua residual después del experimento de fitorremediación. 70
Figura 24. Medición de aluminio en el agua residual después del experimento de fitorremediación. 70
Figura 25. Medición de calcio en el agua residual después del experimento de fitorremediación. 71
Figura 26. Medición de cromo en el agua residual después del experimento de fitorremediación. 72
Figura 27. Determinación del porcentaje de remoción de aceites y grasas al cabo de 45 días de fitorremediación. 74
Figura 28. Determinación de coliformes fecales al cabo de 45 días de fitorremediación..... 76

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Tratamiento de fitorremediación 99
Anexo 2. Anexo 9 Tulsma 99
Anexo 3. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de DBO_5 100
Anexo 4. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de DQO 101
Anexo 5. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de nitrógeno amoniacal 101
Anexo 6. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Nitritos..... 102
Anexo 7. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Fósforo total 103
Anexo 8. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de tensoactivos aniónicos..... 103
Anexo 9. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de color. 104
Anexo 10. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de SDT. 104
Anexo 11. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de SST. 105
Anexo 12. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de ST. 106
Anexo 13. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Sulfatos..... 106
Anexo 14. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de conductividad. 107
Anexo 15. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Turbidez. 107
Anexo 16.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de pH..... 108
Anexo 17.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de cobre..... 109
Anexo 18.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de aluminio..... 109

Anexo 19.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de calcio 110
Anexo 20. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de cromo..... 110
Anexo 21 Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de nitrógeno total 111
Anexo 22. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de aceites y grasas..... 112
Anexo 23. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de coliformes fecales..... 112
Anexo 24. Permiso de recolección de plantas acuáticas. 113
Anexo 25. Tabla resumen de tratamiento y día oprimo de fitorremediación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos 114

RESUMEN EJECUTIVO

Las aguas residuales de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) contienen compuestos orgánicos, sales y metales pesados que representan una amenaza ambiental al ser liberadas sin cumplir con la normativa TULSMA. Esto afecta la calidad del agua y la vida acuática, por lo que se requiere un sistema de fitorremediación eficiente para su descontaminación. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficacia de un sistema de fitorremediación usando combinaciones de *E. crassipes* y *S. natans* para descontaminar aguas residuales. La metodología incluyó una fase experimental con diferentes proporciones de *E. crassipes* y *S. natans* en 25 litros de agua. Se caracterizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en 0, 7, 15, 30 y 45 días, utilizando métodos de oxitop, gravimetría y protocolos adaptados de Hanna basados en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Los resultados demostraron que las combinaciones de *E. crassipes* y *S. natans* lograron altas tasas de remoción de contaminantes, incluyendo porcentajes de 97,5 DQO, 97,88 DBO, 99,47 nitrógeno amoniacal, 98,82 fósforo total, 93,99 tensoactivos, 82,68-93,85 sólidos totales, 64,19 color, 64,76 conductividad, 98,68 turbidez, 99,60 cobre, 92,30 aluminio, 79,67 cromo, 99,57 nitrógeno total, 80 aceites grasas, y 95,24 coliformes fecales. La aplicación del sistema de tratamiento de aguas residuales permitirá que las aguas de la PTAR cumplan con la normativa. Este trabajo demuestra la viabilidad y efectividad de un enfoque natural y sostenible para la descontaminación de aguas residuales, contribuyendo a la mejora de la calidad del agua y la protección del ecosistema.

Palabras clave: Biotecnología ambiental, tratamiento de aguas, fitorremediación, aguas residuales, calidad del agua, planta de tratamiento.

ABSTRACT

Wastewater from the Wastewater Treatment Plant (WWTP) contains organic compounds, salts, and heavy metals that pose an environmental threat when released without complying with the TULSMA regulations. This affects water quality and aquatic life, necessitating an efficient phytoremediation system for its decontamination. The objective of this work was to evaluate the effectiveness of a phytoremediation system using combinations of *E. crassipes* and *S. natans* to decontaminate wastewater. The methodology included an experimental phase with different proportions of E. crassipes and S. natans in 25 liters of water. Physicochemical and microbiological parameters were characterized at 0, 7, 15, 30, and 45 days using oxitop methods, gravimetry, and adapted Hanna protocols based on the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. The results demonstrated that combinations of E. crassipes and S. natans achieved high contaminant removal rates, including percentages of 97.5 COD, 97.88 BOD, 99.47 ammoniacal nitrogen, 98.82 total phosphorus, 93.99 surfactants, 82.68-93.85 total solids, 64.19 color, 64.76 conductivity, 98.68 turbidity, 99.60 copper, 92.30 aluminum, 79.67 chromium, 99.57 total nitrogen, 80 oils and greases, and 95.24 fecal coliforms. The application of the wastewater treatment system will enable the WWTP waters to comply with regulations. This work demonstrates the feasibility and effectiveness of a natural and sustainable approach to wastewater decontamination, contributing to improved water quality and ecosystem protection.

Keywords: Environmental biotechnology, water treatment, phytoremediation, wastewater, water quality, treatment plant.

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

1.1 Antecedentes Investigativos

1.1.1 Contaminación del agua

La contaminación del agua a nivel mundial se atribuye en un 75% a las actividades humanas que tienen lugar en la superficie terrestre **(Muñoz, 2020).** Además, cerca del 80% de las aguas residuales generadas por diversas actividades industriales se liberan al medio ambiente sin tratamiento previo **(UNESCO, 2019).**

Durante las últimas décadas, los sistemas acuáticos han enfrentado una crisis significativa en términos de sostenibilidad. Esto se debe en gran medida a la forma en que las sociedades modernas han estructurado su desarrollo, centrándose en modelos de industrialización y producción extractivista. Esta orientación ha generado un impacto adverso en el medio ambiente, socavando la salud y la estabilidad de los ecosistemas acuáticos **(Zúñiga, 2019).**

La demanda de agua está creciendo a un ritmo del 1% cada año, principalmente debido al crecimiento constante de la población **(Mora et al., 2022).** Este incremento en la demanda se debe a la necesidad cada vez mayor de utilizar el agua en nuestras actividades diarias. Como resultado, se genera una cantidad considerable de aguas residuales. En otras palabras, a medida que la demanda global de agua sigue aumentando, tanto la cantidad como la contaminación de las aguas residuales también van en aumento **(Osorio, 2021).**

En Ecuador, existe una situación preocupante en la que aproximadamente el 88% de las aguas residuales no reciben ningún tipo de tratamiento antes de ser vertidas en quebradas y ríos **(Torske, 2019)**. Por lo cual, para abordar este problema, es crucial implementar medidas urgentes para mejorar la gestión del agua y promover el tratamiento adecuado de las aguas residuales en Ecuador. Así como la promoción de prácticas de gestión sostenible del agua en sectores como la agricultura e industria, y la concienciación pública sobre la importancia de conservar y proteger nuestros recursos hídricos **(Zapata, 2023).**

1.1.2 **Aguas residuales**

Las aguas residuales generadas por las acciones humanas son consideradas como los contaminantes más preocupantes **(Menjívar, 2022).** Estas aguas son responsables de la presencia de microplásticos y microorganismos patógenos que tienen un impacto directo en la calidad del agua **(Sáenz-Arias et al., 2023).** Este fenómeno es el resultado de la gran cantidad de residuos producidos por diversas actividades humanas, como la industria, la agricultura, la minería y otras actividades municipales. Esta acumulación de residuos provoca un alto nivel de impurezas tanto orgánicas como inorgánicas en el agua, con concentraciones elevadas de nutrientes y metales pesados **(Rivera et al., 2021).**

Actualmente, a nivel mundial, se estima que se descargan alrededor de 2250 km^3/año de efluentes en el medio ambiente. De este total, aproximadamente 330 km^3/año corresponden a aguas residuales urbanas, 660 km^3/año a aguas residuales industriales y 1260 km^3/año se originan como drenaje de tierras agrícolas **(Campante, 2023).** Esta liberación descontrolada de aguas residuales hacia los cuerpos receptores ocasiona una serie de problemas, como la contaminación de suelos agrícolas, la propagación de enfermedades relacionadas con el agua y la limitación de los usos de los recursos acuáticos. Además, tiene un impacto negativo en la biodiversidad, la calidad del paisaje y la seguridad alimentaria **(Isch, 2011).**

La descarga de estas aguas sin tratamiento previo es una práctica común en muchos países debido a la falta de infraestructura adecuada y a la escasez de capacidad técnica, institucional y financiera. Por ejemplo, los países con ingresos altos tratan aproximadamente el 70% de sus aguas residuales, mientras que los países de ingresos medio-altos tratan el 38%, los de ingresos medio-bajos el 28%, y los de ingresos bajos apenas el 8% **(UNESCO, 2017).**

1.1.3 **Clasificación de las aguas residuales**

1.1.3.1 ***Aguas residuales domésticas***

Estas aguas, conocidas también como aguas servidas, se generan como resultado de las múltiples actividades realizadas en la vida diaria tanto por la población pública como privada. Su descarga se lleva a cabo a través de sistemas de alcantarillado o directamente al entorno natural **(Rivera et al., 2021).** Estas aguas residuales comprenden una variedad de componentes, incluyendo aguas fecales, aguas utilizadas para lavado y limpieza, así como también desechos industriales y agrícolas.

*1.1.3.2 **Aguas residuales industriales***

Estas aguas son el resultado de procesos de producción que involucran una variedad de actividades, como la minería, la agroindustria, y la actividad energética, entre otras. Estos procesos causan alteraciones fisicoquímicas y biológicas en el agua, haciéndolas muy distintas de las aguas residuales domésticas. Por lo tanto, requieren tratamientos específicos y diferentes para su adecuada gestión y tratamiento **(Campos, 2022).**

*1.1.3.3 **Aguas residuales agrícolas***

Estas aguas residuales se originan por el arrastre de aguas de lluvia y de riego, de los productos que se emplean en la agricultura, o a su vez, por actividades de ganadería. En este tipo de agua se pueden encontrar contaminantes de herbicidas, agroquímicos, pesticidas, etc. **(Mendoza et al., 2021).**

1.1.4 **Parámetros que se analizan en las aguas residuales**

1.1.4.1 **Parámetros fisicoquímicos**

1.1.4.1.1 Temperatura

La medición de este parámetro es fundamental para evaluar la calidad del agua, ya que las fluctuaciones en él pueden influir significativamente en el entorno en el que habitan la fauna y la flora acuáticas. Por ejemplo, las variaciones en este parámetro pueden aumentar el potencial tóxico de ciertas sustancias disueltas en el agua y provocar una disminución en los niveles de oxígeno disuelto. Esto puede llevar a condiciones anaeróbicas en la corriente, lo que resulta perjudicial para la vida acuática y el equilibrio del ecosistema **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.2 Potencial de hidrógeno (pH)

El pH es la medida que utilizamos para describir la acidez o la basicidad del agua. Si una solución tiene un pH inferior a 7, se considera ácida, mientras que, si tiene un pH superior a 7, se considera básica. El agua pura tiene un pH neutro de 7. Cualquier cambio en este parámetro puede indicar la presencia de sustancias que alteran las concentraciones y que pueden ser tóxicas para el ambiente **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.3 Turbidez

La turbidez se define como la capacidad del material suspendido, tanto de origen inorgánico como orgánico, en el agua para dificultar el paso de la luz a través de ella. Este fenómeno puede ser causado por sedimentos, partículas de tierra, residuos industriales, microorganismos y otros contaminantes presentes en el agua. La medición de la turbidez se expresa en unidades de turbidez y es un indicador clave de la claridad y la calidad del agua **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.4 Conductividad

La conductividad eléctrica del agua se refiere a su habilidad para conducir corriente eléctrica a través de iones disueltos, como calcio, magnesio, sodio, fósforo, bicarbonatos, cloruros y sulfatos. Esta capacidad depende de la cantidad de sales disueltas en el agua, lo que la convierte en un indicador de su concentración. La conductividad está influenciada por la naturaleza y concentración de las sustancias disueltas, así como por la temperatura del agua. Por lo general, se expresa en micro ohmios/cm (µmhos/cm) o siemens/cm (µS/cm) y se considera una medida indirecta de los sólidos disueltos presentes en el agua **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.5 Color

El color del agua es una característica propia que, si bien está relacionada con la turbidez, difiere en su naturaleza. Mientras que la turbidez se refiere a la presencia de partículas de mayor tamaño, el color se relaciona con la cantidad de sustancias disueltas y coloides en el agua. Se puede clasificar el color en dos categorías: color aparente y color verdadero. El color aparente se atribuye al material suspendido en el agua, mientras que el color verdadero es el que permanece después de eliminar la turbidez **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.6 Sólidos

Existen varios tipos de sólidos que proporcionan información sobre la calidad del agua. Los sólidos totales (ST) son aquellos que permanecen después de evaporar el agua a 105 °C, lo que significa que ST engloba todo lo presente en la muestra excepto el agua. A su vez, estos sólidos se dividen en sólidos suspendidos y sólidos disueltos. Los sólidos disueltos totales (SDT) se calculan filtrando la muestra a través de un papel de filtro y luego midiendo los sólidos totales en el filtrado. Por otro lado, los sólidos suspendidos totales (SST) se determinan restando los sólidos disueltos de los sólidos totales **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.7 Aceites y grasas

Las grasas son compuestos que incluyen hidrocarburos, ésteres, aceites, ceras y ácidos grasos de alto peso molecular. En los laboratorios, se suele medir utilizando hexano, un solvente efectivo que tiene una baja solubilidad para otros compuestos orgánicos. Esto facilita la diferenciación entre grasas y aceites: las grasas se consideran desechos sólidos, mientras que los aceites son líquidos. En el agua, tanto los aceites como las grasas pueden obstruir el paso de luz y oxígeno disuelto. Por esta razón, la medición de este parámetro está principalmente relacionada con actividades que involucran el manejo de aguas residuales **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.8 Detergentes tensoactivos

Los detergentes son compuestos orgánicos diseñados para reducir la tensión superficial del agua. Se elaboran principalmente a partir del ion alquil-benceno sulfonato. En concentraciones bajas, estos detergentes son seguros para la salud humana. Sin embargo, su uso en concentraciones excesivas puede provocar irritación en la piel y los ojos, así como problemas respiratorios **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.9 Nitrógeno

Este parámetro es esencial para el crecimiento de las plantas y sirve como indicador de contaminación orgánica. El nitrógeno total está compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato, siendo el nitrógeno amoniacal el que se encuentra presente en forma de ion amonio o amoniaco en solución acuosa. Por lo general, las concentraciones de nitrógeno amoniacal en aguas superficiales son inferiores a 0,2 mg/L, aunque pueden llegar hasta 2-3 mg N/L. Concentraciones más altas pueden señalar la presencia de contaminación orgánica, ya sea de origen doméstico, industrial o a través de la escorrentía que arrastra fertilizantes **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.10 Fósforo

Este parámetro, al igual que el nitrógeno, es necesario para el crecimiento de los organismos biológicos. En la mayoría de los residuos domésticos, su importancia es mínima, pero puede ser un componente significativo en los vertidos industriales y lodos de aguas residuales domésticas. En aguas superficiales, las concentraciones de fósforo suelen fluctuar entre 0,005 y 0,020 mg/L **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.1.11 Sulfatos

La cantidad de sulfatos en el agua puede variar considerablemente, desde niveles muy bajos de unos pocos miligramos por litro, hasta niveles mucho más altos, llegando a cientos de miligramos por litro en forma de sulfatos de sodio y magnesio. En el agua residual, la presencia de sulfato es un factor importante que puede causar problemas como olores desagradables y la corrosión de las tuberías del sistema de alcantarillado. Sin embargo, por lo general, su concentración no suele ser preocupante a menos que exceda los 300 mg/L, ya que niveles más altos podrían ocasionar trastornos gastrointestinales **(Rodríguez, Silva & Reyes, 2010).**

1.1.4.1.12 Cromo

Los sulfatos son compuestos que se encuentran de forma natural en el agua, pero cuando se hallan en aguas residuales, pueden convertirse en un contaminante metálico. En estas aguas, los sulfatos pueden formar complejos con aminas y cianuros, lo que aumenta su potencial de contaminación. Además, tienden a estabilizarse junto con otros compuestos químicos como cloruros, sulfatos, sales amoniacales, cianuros y nitratos. Esta combinación de sustancias puede incrementar su toxicidad para los organismos presentes en el ecosistema acuático **(Rivera et al., 2021).**

1.1.4.2 **Parámetros microbiológicos**

1.1.4.2.1 Demanda Química de oxígeno (DQO)

La DQO se emplea para cuantificar la cantidad de materia orgánica que se oxida en el agua utilizando sustancias químicas. Los valores de la DQO suelen ser más altos que los de la DBO_5, y esta diferencia aumenta cuando hay presencia de sustancias tóxicas que vuelven la muestra de agua biológicamente resistente a la degradación, es decir no solo nos brinda información sobre la cantidad de materia orgánica presente en el agua, sino que también nos permite identificar la presencia de contaminantes tóxicos que podrían dificultar su tratamiento biológico. Su aplicación se extiende desde el monitoreo de aguas residuales industriales hasta el seguimiento de la contaminación en cuerpos de agua naturales, contribuyendo así a la gestión sostenible de nuestros recursos hídricos **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.2.2 Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO_5)

Es un indicador que nos dice cuánta materia orgánica hay en una muestra de agua y se determina midiendo la cantidad de oxígeno que los microorganismos necesitan para descomponer, oxidar o

estabilizar esa materia orgánica. Después de 5 días de incubación, se mide cuánto oxígeno han consumido los microorganismos, y estos resultados se expresan en mg/L de oxígeno consumido. Esta prueba tiene diversas aplicaciones prácticas, como las unidades de tratamiento de agua, establecer tasas retributivas, evaluar la eficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, entre otros usos. La DBO_5 es fundamental para garantizar la calidad del agua y proteger el medio ambiente **(Ramírez, 2021).**

1.1.4.2.3 Coliformes fecales

Los coliformes fecales son un indicador crucial del riesgo potencial de contaminación por bacterias o virus patógenos en el agua, ya que se originan exclusivamente en las heces humanas y animales. Su presencia en el agua indica la posibilidad de que contaminantes de origen fecal, que pueden incluir agentes patógenos peligrosos para la salud humana, estén presentes **(Ramírez, 2021).**

1.1.5 **Sistema de tratamiento del agua residual domestica**

Los tratamientos convencionales de aguas residuales tienen altos costos de operación y mantenimiento, ya que requieren un elevado consumo de energía eléctrica, adquisición de insumos químicos, realización de controles de calidad del agua, pago de recursos humanos, entre otros factores **(Limache & Tirado, 2022).** Por lo cual, es crucial encontrar soluciones adaptativas, considerando las condiciones del lugar **(Rodríguez et al., 2020).**

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales constan de dos etapas principales. En la primera etapa, conocida como tratamiento primario, se utilizan principios físicos para eliminar las impurezas más grandes y los sólidos suspendidos del agua. En la segunda etapa, que abarca los tratamientos secundarios y terciarios, se emplean procesos químicos y biológicos para eliminar contaminantes más pequeños y asegurar una mayor calidad del agua tratada **(Rojas, 2002).**

Los tratamientos se clasifican de la siguiente forma:

1.1.5.1 Tratamiento preliminar

Este proceso se encarga de realizar un acondicionamiento inicial del agua residual para proteger las instalaciones. Se eliminan sólidos gruesos, arena, gravilla, aceites y grasas, asegurando así un tratamiento más efectivo en etapas posteriores, realizado mediante el cribado **(Rojas, 2002).**

1.1.5.2 ***Tratamiento primario***

El propósito principal es separar, mediante métodos físicos o mecánicos, una parte significativa de los materiales sedimentables o flotantes presentes en el agua residual. Esto se logra a través de diversos procesos, tales como sedimentación primaria, precipitación química, oxidación química, sedimentación y filtración, entre otros. Estas técnicas contribuyen a mejorar la calidad del agua residual al remover impurezas y sólidos, preparándola para etapas de tratamiento posteriores **(Rojas, 2002).**

1.1.5.3 ***Tratamiento secundario***

En esta fase, se reduce o transforma la materia orgánica finamente dividida y/o disuelta en sólidos floculantes sedimentables, los cuales pueden ser separados mediante sedimentación en tanques de decantación. Los métodos biológicos más comúnmente empleados son los sistemas de lodos activados y los filtros percoladores. Estos procesos biológicos desempeñan un papel crucial en la eliminación de contaminantes orgánicos, preparando el agua residual para etapas posteriores de tratamiento **(Rojas, 2002).**

1.1.5.4 ***Tratamiento terciario***

Los procesos de tratamiento de esta fase comprenden técnicas físicas, químicas y biológicas. Es la etapa final en la que el agua residual se prepara para su reutilización, cumpliendo con los estándares permitidos. En esta etapa, se aplican diversos métodos de desinfección del agua, que incluyen la filtración, la ósmosis inversa, la nanofiltración y la sanitización mediante hipoclorito de sodio o calcio, peróxido de hidrógeno, ozono o radiación ultravioleta. Estas técnicas garantizan que el agua tratada cumpla con los requisitos de calidad **(Rojas, 2002).**

1.1.5.5 ***Disposición de lodos***

Durante el tratamiento de aguas residuales, se generan diversos subproductos, como residuos de rejas, desarenadores y sedimentadores. En particular, los lodos se originan principalmente durante la sedimentación primaria y constituyen entre el 0,22 % y el 0,93 % del volumen total de agua residual. Además, estos lodos tienen un contenido de sólidos volátiles que oscila entre el 63 % y el 83 % **(Rojas, 2002).**

1.1.6 **Planta de Tratamiento de Aguas Residuales El Artezon - Píllaro**

El tratamiento de aguas residuales se lleva a cabo con el fin de reducir la carga y mejorar la calidad del agua antes de su liberación en cuerpos receptores **(Rojas, 2002).** Las plantas de tratamiento de agua residual buscan disminuir la concentración de diversas sustancias que podrían causar problemas para las personas y los ecosistemas acuáticos. Esto se logra mediante una serie de procesos que eliminan los contaminantes a través de fenómenos físicos, biológicos y químicos **(Conde, 2021).** De esta manera, se puede evitar daños a los sistemas de suministro de agua, proteger las áreas recreativas acuáticas, preservar la vida piscícola, salvaguardar la agricultura y prevenir impactos negativos en el medio ambiente.

Actualmente, en el cantón Santiago de Píllaro, hay 27 plantas de tratamiento de aguas residuales. De estas, el 66,7 % están en funcionamiento, el 29,6 % están fuera de servicio y se desconoce el estado de operación del 3,7 % restante. Estas plantas son sometidas a análisis fisicoquímicos y microbiológicos por el municipio para evaluar la calidad del agua tratada, que luego es vertida en el sistema de alcantarillado o en cuerpos de agua dulce **(GADM Santiago de Píllaro, 2020).**

El agua residual proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) El Artezón no cumple con los límites permitidos para ciertos parámetros, tales como coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno 5 y tensoactivos, con valores que superan >2420 NMP/100 mL, 138 mg/L, y 0,960 mg/L, respectivamente. Esta agua tratada, al salir del efluente de la planta, se vierte directamente al río Cutuchi. Si consideramos únicamente las PTAR que han sido analizadas, se puede concluir que el 50,66 % del agua tratada cumple con los estándares establecidos por la normativa ambiental para su descarga en cuerpos de agua **(GADMSP, 2020).**

1.1.7 **Legislación ambiental**

1.1.7.1 ***Constitución de la República del Ecuador***

Capítulo Segundo, Derechos del buen vivir Sección segunda, Ambiente sano.

Art. 14.- Se reconoce el derecho de la población a vivir en un ambiente saludable y equilibrado, asegurando la sostenibilidad y el bienestar, conocido como *Sumak Kawsay*, así como la protección del medio ambiente, la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad, promoviendo la prevención del daño ambiental y la restauración de los espacios naturales deteriorados **(Constitución de la Republica del Ecuador, 2008).**

Art. 15.- El Estado promoverá, en el sector público y privado, el uso de tecnologías ambientalmente limpias y de energías alternativas no contaminantes y de bajo impacto **(Constitución de la República del Ecuador, 2008).**

*1.1.7.2 **Legislación ambiental relacionada***

Texto Unificado de la Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio del Ambiente, Libro VI de la Calidad Ambiental.

En este capítulo se establecen los objetivos de evaluación de impactos ambientales, términos de referencia, estudio de impacto ambiental y acerca del licenciamiento ambiental. Se establecen los niveles máximos permitidos de contaminación para verter aguas residuales al medio ambiente. Dichos límites se detallan en el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio de Ambiente (TULSMA), específicamente en el libro VI, anexo 1, que aborda la calidad del agua. En este documento se encuentran los valores que regulan la descarga máxima de efluentes hacia cuerpos de agua dulce **(TULSMA, 2015).**

*1.1.7.3 **Decreto Supremo No. 369. RO/ 69 de 30 de mayo de 1972. Código de la Salud***

El Código de la Salud centraliza sus objetivos en la gestión de la salud pública y tiene algunas disposiciones relativas a la contaminación ambiental como las siguientes:

Art. 12. Prohibición de contaminar el aire, el suelo y agua.

Art. 16. Obligación de proteger las fuentes de agua y cuencas hidrográficas

Art. 17. Prohibición de descargar sustancias nocivas al agua **(Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua, 2014).**

1.1.8 **Fitorremediación como alternativa para el tratamiento de aguas residuales**

La gestión de aguas residuales provenientes de hogares continúa siendo un desafío pendiente, y la búsqueda de un enfoque diferente al convencional para abordar este problema es imperativa **(Domínguez, 2023).** En muchos países en desarrollo, la falta de sistemas eficientes para el tratamiento de aguas residuales es un problema recurrente, provocado por diversos factores como problemas económicos o el desconocimiento sobre alternativas viables de bajo costo **(Vargas et al., 2020).**

Por lo tanto, en la actualidad, la biotecnología ha dirigido su enfoque hacia la mitigación de esta contaminación mediante el uso de plantas **(Chacón, 2021).** Esto implica considerar aspectos hidrológicos, medioambientales y sociales de manera integrada. Una alternativa innovadora, eficaz y sostenible para el tratamiento de aguas residuales que está ganando terreno es el uso de humedales con plantas fitorremediadoras **(Magwaza et al. 2020).**

La fitorremediación es una opción viable para eliminar contaminantes del agua y suelo. Esta es una alternativa económica, sostenible y respetuosa con el medio ambiente, que fue descubierta a partir de estudios de investigación básica sobre la fisiología de plantas halófilas e hiperacumuladoras (**Shmaefsky, 2020).** Implementar sistemas de remediación es una excelente alternativa, como sugiere **Aminsharei (2019)**, este enfoque no solo beneficia al entorno natural, sino que también ofrece una serie de ventajas prácticas. Por ejemplo, se ha demostrado que estos sistemas tienen costos de operación y mantenimiento relativamente bajos, lo que los hace económicamente viables a largo plazo **(Pérez, 2022).**

En la Tabla 1 se describe un costo promedio general asociado al tratamiento de fitorremediación en comparación con otros tratamientos fisicoquímicos, sin considerar otros gastos adicionales como monitoreo, enmiendas, tratamiento de residuos, etc. **(Reddy et al., 2020).**

Tabla 1. *Costo estimado de los sistemas de tratamiento de aguas.*

Tratamiento	Costo estimado (USD/tonelada)
Fitorremediación	5-140
Electrocinético	117-508
Tratamiento químico	100-500
Vitrificación	375-425

La fitorremediación es una biotecnología de limpieza ambiental eficiente y ampliamente utilizada, basada en la volatilización, estabilización, degradación o extracción de contaminantes por la vegetación y sus microorganismos asociados **(Hu et al., 2020).** Las plantas tienen la capacidad de eliminar contaminantes a través de la pérdida de oxígeno radicular, ya que se crea un ambiente aerobio alrededor de las raíces **(Aminsharei, 2019)**.

Las plantas seleccionadas para llevar a cabo la fitorremediación deben no solo tolerar y absorber eficientemente los contaminantes, sino también crecer rápidamente, generar una gran cantidad de biomasa y ofrecer beneficios económicos **(Bian et al., 2020).**

1.1.9 **Mecanismos vegetales para la descontaminación**

Diversos mecanismos, como la fitoextracción, la fitodegradación, la fitovolatilización, la fitoestabilización, la fitoextracción y la fitodegradación **(Figura 1),** ayudan a eliminar contaminantes presentes en diferentes entornos contaminados **(Parveen et al., 2022).** Las plantas emplean uno o más de estos mecanismos, dependiendo del tipo de contaminantes, para disminuir sus concentraciones en el suelo y el agua **(Kafle et al., 2022).**

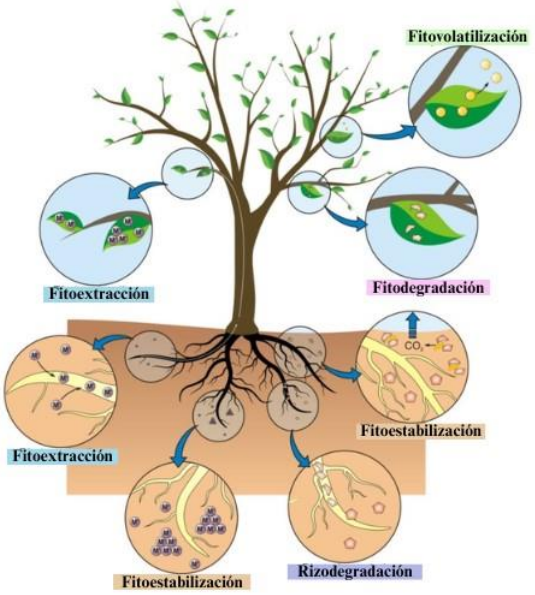


Figura 1. Mecanismos de fitorremediación de las plantas **(Chrobok, 2022)**

1.1.9.1 Fitoextracción

En este proceso, las plantas translocan los contaminantes, los absorben y luego los almacenan en el tejido de los brotes y en algunas partes de las raíces **(Kafle et al., 2022).** Las plantas son capaces de eliminar metales de aguas contaminadas, ya que algunos metales como Fe, Mn, Zn, Cu, Mg, Mo y Ni son esenciales para su crecimiento, mientras que otros como Cd, Cr, Pb, Co, Ag, Se y Hg tienen funciones biológicas desconocidas **(Parveen, 2022).**

1.1.9.2 ***Fitodegradación***

En este proceso, las plantas degradan los contaminantes orgánicos utilizando enzimas como la oxigenasa y la deshalogenasa **(Parveen, 2022).** Esta degradación se lleva a cabo en el tejido vegetal a través de procesos metabólicos, los cuales descomponen la materia en moléculas más simples. Posteriormente, las raíces de la planta absorben estos productos de degradación, lo que contribuye al aumento de su crecimiento **(Kafle et al., 2022).**

1.1.9.3 ***Fitovolatilización***

En este proceso, los contaminantes que las plantas absorben son liberados al medio ambiente a través de la transpiración o la volatilización. Estos contaminantes atraviesan las raíces de la planta y llegan a la superficie de las hojas, donde se evaporan y volatilizan **(Parveen, 2022).**

1.1.9.4 ***Fitoestabilización***

En este proceso, la actividad estabilizadora de las raíces de las plantas limita la movilidad y la biodisponibilidad de los contaminantes, lo que reduce los efectos tóxicos **(Kafle et al., 2022)**. Además, se controla la trayectoria de migración hacia las aguas subterráneas y la cadena alimentaria **(Parveen, 2022).**

1.1.9.5 ***Rizodegradación***

Este proceso implica la degradación enzimática de contaminantes en microorganismos del medio, ya que las plantas pueden metabolizar y destruir los contaminantes dentro de sus tejidos **(Kafle et al., 2022)**.

1.1.9.6 ***Rizofiltración***

Las raíces de las plantas pueden adsorber o absorber contaminantes, contribuyendo así a la limpieza de los recursos hídricos superficiales. La rizofiltración implica la eliminación de sustancias tóxicas utilizando las raíces de las plantas en una zona saturada para remediar contaminantes acuosos presentes en aguas residuales, aguas subterráneas o aguas superficiales. Este proceso se lleva a cabo mediante adsorción, concentración y precipitación de los contaminantes en las raíces u otros órganos sumergidos de plantas acuáticas que son tolerantes a metales **(Kafle et al., 2022)**.

1.1.9.7 ***Fitodesalización***

Las plantas halófilas son consideradas altamente adaptadas para tolerar metales pesados en comparación con las plantas glicofíticas. Además, las plantas que toleran la sal pueden extraer cantidades significativas de sales del suelo, lo que les permite recuperar suelos salinos y aumentar la productividad del terreno **(Kafle et al., 2022)**.

1.1.10 **Macrófitas acuáticas acumuladoras de contaminantes de aguas residuales**

Generalmente las macrófitas acuáticas que se utilizan en fitorremediación de aguas son plantas flotantes tales como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia natans* e *Hydricharis dubia* **(Pérez, 2022)**.

1.1.10.1 ***Jacinto de agua (E. crassipes)***

E. crassipes **(Figura 2)** es nativa de la cuenca del Amazonas, crece rápidamente, pudiendo extenderse hasta 60 metros por mes en condiciones favorables. Sus semillas pueden mantenerse viables por hasta 20 años; el principal motivo del crecimiento es la eutrofización antropogénica **(Auchterlonie, Eden & Sheridan, 2021).** Esta planta acuática emergente vive tanto en aguas estancadas, como lagos y lagunas, así como ríos y canales, donde a veces interrumpe el flujo del agua reduciéndolo **(Rojas & Suyón, 2020).**

Figura 2. Jacinto de agua *(E. crassipes)*

E. crassipes presenta diversas utilidades que van desde su uso como fertilizante, dado al alto contenido de nutrientes que almacena **(Begum, Himaya & Afreen, 2022),** hasta su empleo como materia prima para la producción de biocombustibles **(Onyango et al., 2020)**. Además, se utiliza para el tratamiento de aguas contaminadas debido a su rápido crecimiento, fácil disponibilidad, alto rendimiento, sencilla recolección y notables propiedades de absorción **(Kafle et al., 2022).**

Esta planta tiene la capacidad de absorber grandes cantidades de nutrientes, almacenando una parte y utilizando el resto para su crecimiento **(Wolverton, 1979).** Además de eliminar varios nutrientes del agua, como el nitrógeno, fósforo y potasio, también reduce la demanda biológica de oxígeno (DBO_5), los sólidos suspendidos totales (SST) y algunos metales pesados **(Auchterlonie, Eden & Sheridan, 2021).**

Sin embargo, su rápido crecimiento puede generar problemas en los cuerpos de agua, como la muerte de otras especies, debido a la formación de coberturas densas que bloquean la penetración de la luz solar, afectando así el proceso de fotosíntesis de otras plantas **(Auchterlonie, Eden & Sheridan, 2021).** Para controlar su proliferación, existen diferentes métodos, como el control mecánico mediante la eliminación manual o con máquinas, el control químico con herbicidas y el control biológico mediante la introducción de enemigos naturales de la planta **(Auchterlonie, Eden & Sheridan, 2021).**

*1.1.10.2 **Salvinia (S. natans)***

El helecho flotante **(Figura 3)** es una planta de rápido crecimiento que se encuentra comúnmente en hábitats de agua dulce **(Ciu, Nam & An, 2020).** Carece de raíces verdaderas y su estructura básica consiste un ramet, compuesto por una fronda sumergida y dos frondas superficiales. Las frondas superficiales están cubiertas por numerosos tricomas con diversas estructuras en las superficies adaxial y abaxial, mientras que las frondas sumergidas se dividen en varias franjas que funcionan de manera similar a las raíces. Debido a su rápido crecimiento y amplia distribución, esta planta es adecuada para la evaluación de la toxicidad **(Ciu, Kwak & An, 2022).**

Figura 3. Salvinia *(S. natans)*

Conocido como helecho flotante, en algunas partes del mundo se lo considera una especie invasora. En pocas horas, puede cubrir cuerpos de agua enteros, lo que representa una amenaza para los peces que viven allí **(Sitarska et al., 2023).** Esta planta acuática puede acumular metales como Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Ni, Co, Mn y Zn, ya que posee mecanismos de desintoxicación que incluyen enzimas antioxidantes,

los cuales desempeñan un papel importante en la protección contra el estrés oxidativo **(Hernández & Fernández, 2023).**

1.1.11 **Ventajas de combinar *E. crassipes* y *S. natans* a la par para fitorremediación.**

Eichonia crassipes (jacinto de agua) y *Salvinia natans* (helecho flotante) son dos plantas acuáticas con capacidades destacadas por su eficacia en la eliminación de contaminantes en aguas residuales. Sin embargo, aunque existen múltiples estudios que respaldan la eficacia de cada planta por separado, no se han realizado investigaciones que estudien su eficacia en conjunto. Se espera que la combinación de estas dos especies eleve los niveles de descontaminación en las aguas residuales de la PTAR si se utilizan en un único tratamiento; esto debido a que la E. crassipes es altamente eficaz en la eliminación de una variedad de contaminantes, incluyendo demanda bioquímica de oxígeno DBO_5 (16,4–8,1 mg/L), demanda química de oxígeno DQO (122–33 mg/L), OD (7,69–5,59 mg/L), pH (7,78–7,35), Fe (139,4%), Nitrito (183,4%), aceite y grasa (0,8–1,43 mg/L) **(Razak et al., 2013)**, mientras que la *S. natans* elimina Cu y Pb (>95%), Zn (77–70%), Cd (79–54%), DBO_5 (96,9%), DQO (95%), TKN (85,2%), NH_4^+ - N (79%), NO_2 - N (40%), PO_4 - P (37%) **(Ayache & Boudehane, 2019)**.

El uso de especies vegetales *E. crassipes* y *S. natans* en cultivos mixtos es beneficioso ya que estas plantas acuáticas de hoja ancha (*E. crassipes*) y de hoja corta (*S. natans*) mejoran la utilización de nutrientes en todos los nichos posibles, absorbe metales pesados y otros contaminantes orgánicos, y su estructura en forma de helecho proporciona una superficie para la colonización bacteriana **(Kumari & Tripathi, 2014).** Por otro lado, la *E. crassipes* destaca por su capacidad para eliminar contaminantes debido a su mayor tasa de crecimiento y su extenso sistema de raíces para el crecimiento microbiano, convirtiéndola en un filtro atractivo para nutrientes y partículas suspendidas **(Kumari & Tripathi, 2014),** además absorbe nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, reduciendo la carga de contaminantes en el agua eutrofizada.

Es importante destacar que estas plantas modelo acuáticas pueden ser malezas altamente invasivas, especialmente en áreas tropicales y subtropicales. *E. crassipes* pertenece a la familia de los jacintos acuáticos, *Pontederiaceae* (**Tabinda et al., 2019**), mientras que S. natans es una verdadera clase de helechos, perteneciente a la familia *Salviniaceae* (**Dhir, Sharmila & Saradhi, 2008**). Sin embargo, son plantas ideales para la fitorremediación debido a su capacidad para proliferar rápidamente y cubrir la superficie del agua, evitando así la propagación de plantas fotosintéticas en las capas inferiores **(Rápó et al., 2020).**

Además, según **Bedriñana (2021),** el uso de estas plantas representa una alternativa económica desde la perspectiva de operación y mantenimiento, ya que no requieren energía, son amigables con el medio ambiente y eficientes en la depuración. Considerando estos antecedentes, se espera que el sistema de fitorremediación pueda alcanzar tasas de eliminación que superen el 90% para algunos contaminantes específicos, contribuyendo así sustancialmente a la mejora de la calidad del agua tratada y cumpliendo los límites permisibles aceptados en el **TULSMA (2015).**

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

- Evaluar la eficacia combinada de *E. crassipes* y *S. natans* para descontaminar el agua de descarga de la PTAR Artezón-Píllaro mediante fitorremediación

1.2.2 Objetivos específicos

- Examinar la adaptación de *E. crassipes* y *S. natans* colocando 50% de cada una en un tiempo máximo de siete días.
- Demostrar la eficiencia del tratamiento combinando *E. crassipes* y *S. natans* mediante la comparación de la reducción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, utilizando análisis estadísticos.

1.3 Hipótesis

1.3.1 Hipótesis nula

H_o: No hay diferencias significativas en la eficacia del sistema de fitorremediación que involucra la combinación de *E. crassipes* y *S. natans* para la reducción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, presentes en las aguas residuales en comparación con el sistema actual de tratamiento de la PTAR-El Artezón.

1.3.2 Hipótesis alternativa

H_a: Existen diferencias significativas en la eficacia del sistema de fitorremediación que involucra la combinación de *E. crassipes* y *S. natans* para la reducción de parámetros fisicoquímicos y

microbiológicos, presentes en las aguas residuales en comparación con el sistema actual de tratamiento de la PTAR-El Artezón.

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

2.1 Materiales

En la presente investigación, se ha utilizado una variedad de materiales, equipos y reactivos de los laboratorios de investigación de la Unidad Operativa de la Dirección de Investigación y Desarrollo (UODIDE) de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato, detallados en las **Tablas 2, 3 y 4**, respectivamente. Estas tablas ofrecen una descripción minuciosa de los componentes empleados, lo que proporciona una visión clara y detallada de los recursos utilizados en el estudio.

Tabla 2.

Material fungible utilizado para el desarrollo experimental.

Material fungible	Cantidad
Dedal de extracción de vidrio	1
Pinzas metálicas	1
Vaso de precipitación de 50 mL	10
Balón de aforo 50 mL	2
Botellas de oxitop	7
Espátula	2
Papel filtro	1
Piceta	1
Termómetro	1
Crisol	5
Varilla de vidrio	1
Filtros de fibra de vidrio	6
Matraz Erlenmeyer	1
Micropipeta volumétrica	2

Tabla 3.

Equipos empleados para el desarrollo experimental.

Equipos	Cantidad
phmetro – conductímetro	1
Fotómetro multiparámetro Hanna	1
Extractor Soxhlet	1
Equipo de filtración al vacío	1
Horno de secado	1
Bomba de vacío	1
Desecador	1
Balanza analítica	1
Turbidímetro	1

Tabla 4.

Reactivos utilizados para el desarrollo experimental.

Material	Cantidad
Reactivos	
Agua destilada	100 L
Ácido clorhídrico	1 L
Pastillas de hidróxido de sodio	6
Aceite de origen vegetal	40 gr
Hexano	1 L
Estabilizador mineral	50 mL
Kit de determinación de DQO Hanna	70
Kit de determinación de amoniaco Hanna	60
Kit de determinación de fosforo total Hanna	60
Kit de determinación de tensoactivos aniónicos Hanna	60
Kit de determinación de sulfatos Hanna	60
Kit de determinación de nitrógeno total Hanna	60
Kit de determinación de cromo Hanna	60
Kit de determinación de calcio Hanna	60
Kit de determinación de aluminio Hanna	60
Kit de determinación de nitritos Hanna	60

2.2 Métodos

Las instalaciones para la experimentación fueron en la terraza del segundo piso de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología. Los tratamientos y el control se sometieron a un proceso de aireación utilizando una bomba de aire Jad SC-3500 de 2,5 W con un caudal de aire de 4 L/min **(Jiménez, 2021)**.

2.2.1 Obtención de las plantas acuáticas.

E. crassipes y *S. natans* se obtuvieron de un vivero de la Provincia de Pichincha, ciudad de Quito **(Checa & Barcos, 2021),** las cuales fueron adquiridas verificando que cumplieran condiciones similares a las del hábitat en el cual se colocarán. También se contó con la obtención de un permiso ambiental emitido por el Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE), que autoriza la recolección de especies de la diversidad biológica con fines investigativos **(Anexo 24).** El proceso de selección de las plantas con las que se trabajó en la fitorremediación fue de acuerdo con el cumplimiento de las siguientes características:

- Plantas jóvenes (3-4 semanas de crecimiento)
- Sin necrosis en las hojas
- Buena pigmentación en las hojas
- Sin daños o alteraciones en sus partes
- Alta tasa de crecimiento y productividad **(López et al., 2004).**

Posteriormente, las plantas fueron trasladadas al lugar de experimentación, donde se enjuagaron con agua del grifo para eliminar cualquier agente externo que pudiera influir en la experimentación, como las epífitas y las larvas de insectos **(Saha & Sarkar, 2017).** Luego, se colocaron en diferentes contenedores.

2.2.2 Recolección del agua residual

Se recogieron las muestras de agua residual siguiendo las pautas de la Norma INEN 2169 "Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras". Se aseguró que el recipiente no

pudiera causar contaminación por lixiviación o reaccionar con los componentes de la muestra; el recipiente fue opaco y se lo enjuagó con agua destilada previamente **(INEN, 2013).**

Figura 4. Recolección del agua residual en recipientes opacos.

La muestra se tomó de la superficie, la parte media y el fondo de los tanques de filtro anaerobio de flujo ascendente 1 y 2 de la planta de tratamiento de El Artezón-Píllaro con coordenadas geográficas en formato de grados, minutos y segundos (DMS) de acuerdo con Google Earth 1°11'37"S 78°33'29"W **(Figura 5).** Estos tanques albergan agua residual pretratada que se descarga directamente en el río Cutuchi **(Mera & García, 2023).** De estos tanques se recolectaron:

- ETAPA DE ACONDICIONAMIENTO: 50 litros que se dividieron en 25 litros para el control, 25 litros para colocar las plantas a utilizarse en el experimento a una razón de 50% de *E. crassipes* y 50% de *S. natans* **(Mendoza et al., 2016)**.
- ETAPA EXPERIMENTAL: 100 litros que se dividieron en 25 litros para el control, 25 litros para el tratamiento 1, 25 litros para el tratamiento 2 y 25 litros para el tratamiento 3.

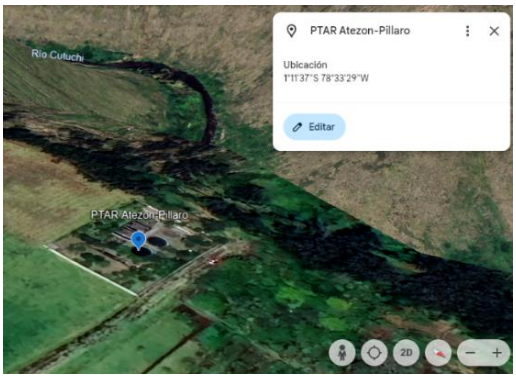


Figura 5. Coordenadas geográficas de la PTAR Artezón-Píllaro.

2.2.3 **Acondicionamiento de *E. crassipes* y *S. natans* para su posterior adaptación al proceso de fitorremediación.**

Una vez seleccionadas las dos especies acuáticas para el tratamiento, siguiendo las pautas descritas en el apartado 2.2.1 y recolectada el agua residual de la PTAR de acuerdo con lo descrito en el apartado 2.2.2, se inició el proceso de adaptación de las plantas por 7 días a las condiciones específicas del agua residual antes de emprender el desarrollo del ensayo **(Mera & García, 2023).** Este procedimiento, conocido como aclimatación, implicó la utilización de 25 litros de agua residual procedentes de la planta de tratamiento, en la que se colocaron 7 plantas de *E. crassipes* y 7 plantas *S. natans*, de manera que las plantas cubrieron toda la superficie del recipiente, este proceso se realizó por triplicado. Como parte del control se colocó 25 litros de agua residual sin plantas para verificar cambios en la misma. Tanto las tinas con plantas como el control fueron aireados con una bomba de capacidad de 4 L/min durante dos horas al día, con un día de intervalo entre cada sesión.

Durante un período de siete días **(Saha & Sarkar, 2017),** se verificó la adaptación de las plantas al agua residual **(Espósito, 2021).** Para ello, se evaluaron cuidadosamente las siguientes características:

- Las especies vegetales no tienen síntomas o necrosis alguna.
- Las especies vegetales no presentan marchitez o síntomas de muerte.
- Las especies vegetales no presentan despigmentación de sus frondes, ni hojas.
- La coloración de las raíces de las especies vegetales se mantiene iguales que al momento del muestreo o recolección **(Jaramillo & Flores, 2012).**
- Las especies vegetales tienen un alto grado de reproducción (**Domínguez, Gómez & Ardilla, 2016).**
- Los niveles de DQO han bajado en al menos un 10 % con relación a la inicial **(Buitrón, 2024).**

2.2.3.1 Fase de monitoreo de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

El análisis de DQO en esta fase se realizó al inicio del proceso y a los siete días, para comprobar si la planta además de adaptarse es capaz de disminuir el DQO del agua residual. Para la determinación de

DQO en las muestras de agua, se empleó un kit especializado de Hanna Instruments basado en el método colorimétrico 5220 D de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* **(Ortiz, 2024).** El procedimiento consistió en tomar una muestra homogénea, asegurándose de homogeneizar muestras con sólidos sedimentables. Se precalentó el reactor Hanna a 150 °C y se retiró la tapa de un vial de reactivos COD. Se agregó agua desionizada a un vial y muestra al otro, se mezclaron y se introdujeron en el reactor para calentar durante 2 horas a 150 °C. Después de la digestión, se enfriaron durante 20 minutos a aproximadamente 120 °C, se invirtieron para mezclar y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. En el siguiente paso, se seleccionó el método COD MR (16) y se introdujo un adaptador para vial de 16 mm. Se colocó el blanco en el soporte, se presionó la tecla Zero para realizar la medición cero, y luego se retiró el vial blanco. A continuación, se colocó el vial con la muestra en el soporte y se presionó "Read" para obtener los resultados en mg/L de oxígeno (O_2) **(Hanna, 2021).**

2.2.3.2 Cálculo de disminución de DQO del agua residual

Para calcular el porcentaje de remoción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos posterior a la aplicación del proceso de fitorremediación, se aplicó la Ecuación 1 **(Gaibor & Jolley, 2022):**

$$\%\ Remoción = \frac{VP_i - VP_f}{VP_i} \times 100\ (Ec. 1)$$

Donde:

- VP_i: Valor parámetro inicial.
- VP_f: Valor parámetro final.

2.2.4 Caracterización inicial del agua residual

Inicialmente, se llevó a cabo una caracterización al tiempo cero de los parámetros microbiológicos y fisicoquímicos presentes en las aguas. Para ello, se recolectaron muestras representativas de estas aguas en botellas ámbar con una capacidad de 1 litro, y se almacenaron en un refrigerador para preservarlas hasta el momento de su análisis **(Marecos et al., 2012).** Estas muestras se analizaron en el laboratorio de medio ambiente de la Universidad Técnica de Ambato **(Hernández, Villasmil & Borrego, 2022).**

Los análisis que se determinaron en el agua residual se realizaron de acuerdo con lo estipulado en el Acuerdo Ministerial 097-A, 2015, Texto Unificado de Legislación Secundaria, Medio Ambiente. Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua, Libro VI, Anexo 1, Tabla 9,

límites de descarga a un cuerpo de agua dulce **(Anexo 2) (TULSMA, 2015)**. Los análisis que se realizan son los siguientes: DQO, DBO_5, nitrógeno amoniacal, fósforo total, tensoactivos, sólidos suspendidos totales, sólidos totales, sulfatos, color, conductividad, pH, turbidez, aceites y grasas, coliformes fecales, nitrógeno total, temperatura, calcio, aluminio, cobre y cromo.

2.2.4.1 Demanda Química de Oxigeno (DQO)

Para la determinación de DQO en las muestras de agua, se utilizó la metodología descrita en el apartado 6.1.3.1.

2.2.4.2 Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO_5)

El método empleado consistió en respirometría con botellas de Oxitop de acuerdo con *Standard Methods, Ed. 23. 2017 5210 D*. En un principio, se tomó una porción de la muestra inicial, ajustada según el análisis preliminar de DBO_5 y el factor de equipo, en un frasco ámbar. Se añadió el inhibidor de nitrificación con 4 pastillas de hidróxido de sodio, asegurando un sellado hermético. El conjunto se mantuvo en agitación lenta y se sometió a incubación durante 5 días. Este método analizó la variación de presión en el sistema aislado del entorno, considerando el consumo de oxígeno como nutriente para microorganismos que, a través del metabolismo bacteriano, produjeron CO_2. Este gas fue absorbido por el hidróxido de sodio, generando como resultado una presión negativa que se expresó en forma de mg/L (DBO_5) mediante el equipo **(Nuñez, 2021).**

2.2.4.3 Nitrógeno amoniacal

El análisis de este parámetro se llevó a cabo mediante el método Adaptado de ASTM 32 4 del *Manual of Water and Environmental Technology: D1426 Método Nessler* **(Ortiz, 2024)**, para lo cual primero, se seleccionó el método amonio HR, después se añadió 1 mL de muestra no reaccionada a la cubeta con una jeringa de 1 mL. Se utilizó la pipeta para llenar la cubeta con 10 mL (hasta la marca) de reactivo amoniaco B, alto rango HI 93733B-0, y se volvió a colocar la tapa para mezclar la solución. La cubeta se colocó en el soporte y se cerró la tapa. Se presionó la tecla cero “Zero”, y al final de la medición del cero, la pantalla mostró el indicador "-0.0-". El medidor estuvo listo para la medición. Se retiró la cubeta y se añadieron 4 gotas del reactivo amoniaco A, rango alto HI 93733A-0. Se volvió a colocar la tapa y se movió en círculos la solución. Posteriormente, se volvió a colocar la cubeta en el instrumento y se cerró la tapa. Se presionó el temporizador “Timer”, y en la pantalla se mostró la cuenta regresiva antes de la medición, o se esperó 3 minutos y 30 segundos antes de presionar "leer" “Read”. Al finalizar el

temporizador, el medidor realizó la lectura. El instrumento mostró los resultados en mg/L de nitrógeno amoniacal **(Hanna, 2021).**

2.2.4.4 Fósforo total

La metodología empleada para el análisis de fósforo total se realizó mediante la utilización de un reactor Hanna HI 839800, lo cual implicó una serie de pasos precisos. Inicialmente, se precalentó el reactor a 150 °C, evitando el uso de horno o microondas para prevenir atmósferas corrosivas o explosivas. Se mezcló agua desionizada con la muestra en dos viales, seguida por la adición de persulfato de potasio. Después, se llevó a cabo una digestión a 150 °C durante 30 minutos, seguida de enfriamiento. En la fase de medición, se siguió el método fósforo total HR (16) y se añadió solución NaOH 1.54 N y reactivo fósforo total al vial de muestra. Tras colocar el vial del blanco en el soporte, se realizó la medición, seguida por la colocación y medición del vial de la muestra. La interpretación de los resultados incluyó la conversión a µg/L de fosfato y pentóxido de fósforo. Se destacaron las posibles interferencias, como arseniato, pH fuera del rango neutro, y sensibilidad a la temperatura, recomendando medidas correctivas antes de la medición, como la eliminación de turbidez mediante carbón activo y filtración. Este enfoque metodológico aseguró una evaluación precisa del fósforo total en un rango alto, demostrando un riguroso control y manejo de posibles interferencias **(Hanna, 2021).**

2.2.4.5 Tensoactivos aniónicos

El análisis de tensoactivos se llevó a cabo utilizando un kit especializado de Hanna Instruments, diseñado específicamente para esta finalidad. Este kit proporcionó una metodología precisa y confiable para la detección y cuantificación de tensoactivos en diversas muestras, incluidas las aguas residuales. La tecnología avanzada y los reactivos específicos incluidos en el kit permitieron una identificación efectiva de los tensoactivos presentes, asegurando resultados consistentes y reproducibles. Con el uso de este kit, se pudo evaluar de manera efectiva la presencia y concentración de tensoactivos, lo que fue fundamental para monitorear la contaminación y garantizar el cumplimiento de las normativas ambientales **(Hanna, 2021).**

2.2.4.6 Sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST)

La determinación de sólidos se realizó de acuerdo con *Standard Methods Ed. 23- 2540 B y F* el cual se basó en la realización de diferencia de pesos **(Rice, 2012).** Para el proceso primero se registró el peso de una cápsula para ST y de un filtro para SST. Se introdujo 50 mL de la muestra en la cápsula y se sometió a una temperatura de 105 °C en una estufa durante 24 horas para determinar ST. Una vez que

la muestra se secó, se extrajo y se enfrió en un desecador, seguido de la toma de pesos del crisol con la muestra seca. En el caso de SST, se replicó el procedimiento anterior, pero esta vez los 50 mL de muestra fueron filtrados al vacío con un filtro. El filtro con la muestra filtrada se secó en la estufa antes de ser transferida a la mufla.

El cálculo de SST y ST se realizará con las Ecuaciones 2 y 3, respectivamente:

$$SST = \frac{(masa\ final - masa\ inicial)_{filtro}}{V_{SST}} = \frac{mg}{L}\ (Ec. 2)$$

$$ST = \frac{(masa\ final - masa\ inicial)_{capsula}}{V_{SST}} = \frac{mg}{L}\ (Ec. 3)$$

6.2.2.7. Sulfatos

La detección de sulfatos se analizó mediante la utilización del fotómetro de HANNA, para lo cual se utilizó un sobre comercial de reactivo de sulfato **(Ortiz, 2024),** el procedimiento involucró la utilización de un sobre de reactivo que incluía cristales de cloruro de bario. Tras la adición de este reactivo a la muestra, se inició un proceso de digestión controlada que permitió la liberación y posterior detección de los sulfatos presentes. Este método aseguró una extracción eficiente y una cuantificación exacta de los sulfatos, proporcionando resultados confiables que son fundamentales para la toma de decisiones informadas en áreas como la gestión ambiental, el control de procesos industriales o la investigación científica **(Hanna, 2021).**

2.2.4.7 Color

Esta metodología se basa en la capacidad de los compuestos en solución para absorber luz a diferentes longitudes de onda, proporcionando así una representación cuantificable del color presente. Para ello, se utilizaron 3 cubetas: la cubeta #1 tenía agua desionizada y funcionaba como blanco; la cubeta #2 contenía agua sin filtrar para determinar el color aparente; y la cubeta #3 tenía 10 mL de muestra filtrada para determinar el color verdadero. Este procedimiento sigue el método colorimétrico Platinum Cobalt adaptado de los *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* **(Hanna, 2021).**

2.2.4.8 Conductividad

Para la medición de este parámetro se usó el método de la norma ISO 10523:2008 con un conductímetro AB200 **(Buitrón, 2024),** primero se tomó una muestra de 50 mL de agua residual y se evaluó utilizando

un pH metro de mesa accumet AB200 debidamente calibrado. Además, se empleó una sonda de conductividad para medir la unidad en µS/cm (micro siemens por centímetro) **(Fisherbrand, 2023).**

2.2.4.9 Determinación de pH

El pH se midió con el pH metro se usó el método de la norma ISO 10523:2008, con el pH metro AB200 **(Buitrón, 2024),** en donde primero se lavaron los electrodos con agua destilada, después se calibró el potenciómetro a la temperatura de la muestra de agua, para lo cual se utilizó una solución tampón con un pH similar al esperado tener en la muestra. A continuación, se colocó la muestra en el vaso de precipitación y se introdujeron los electrodos, para efectuar la determinación del pH.

2.2.4.10 Turbidez

Para la determinación de turbidez, se utilizó 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).** Primero se tomaron 10 mL de muestra homogénea. Luego, se colocó la muestra en el recipiente del turbidímetro siguiendo las instrucciones del fabricante y evitando la formación de burbujas de aire. Se realizo la medición cuando el instrumento haya estabilizado la lectura y se registró el valor de turbidez mostrado en la pantalla.

2.2.4.11 Aceites y grasas

El método seleccionado para la determinación de grasas y aceites en las aguas residuales fue el de extracción Soxhlet. La metodología comenzó con la preparación de un blanco mediante la acidificación de 1 litro de agua destilada hasta alcanzar un pH < 2. Se establecieron estándares de control mediante la disolución de 5,0 g de aceite mineral en hexano, con la posterior transferencia cuantitativa a un balón de 50 mL para obtener una concentración de 100,000 mg/L. Estos estándares se preservaron a baja temperatura. Durante el análisis, se utilizó un lecho filtrante compuesto por muselina y papel de filtro, seguido de la filtración cuantitativa de la muestra. La extracción se llevó a cabo en un extractor Soxhlet durante 4 horas, seguido de la recuperación del solvente y la determinación del peso final de la grasa obtenida. Fue esencial destacar la necesidad de una limpieza periódica del equipo para mantener su eficacia y precisión **(Bojacá, 2007).**

2.2.4.12 Coliformes fecales

Para este análisis se utilizó la metodología de filtración por membrana - *Standard Methods 9222D* en el Laboratorio de Control y Análisis de Alimentos (LACONAL) de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Biotecnología, con una solo replica de análisis. Para ello, primero se pasó un volumen específico de agua a través de una membrana filtrante que retuvo los organismos coliformes presentes. Posteriormente, la membrana fue colocada en un medio de cultivo selectivo que permitió el crecimiento y la identificación de los coliformes. Tras un período de incubación, se contaron las colonias de coliformes presentes en la membrana, y estos resultados fueron utilizados para calcular la concentración de coliformes en la muestra original de agua **(Proaño, 2022).**

2.2.4.13 Nitrógeno total

El análisis fue llevado a cabo utilizando el método de Hanna con un rango de detección de 0.0 a 25.0 mg/L (como N). Para el proceso se agregaron reactivos a la muestra para convertir los nitratos en amoníaco, utilizando agentes reductores como persulfato de potasio. Posteriormente, la muestra fue sometida a una digestión a una temperatura específica, por ejemplo, 105 °C, garantizando así la conversión completa de los nitratos a amoníaco. La siguiente etapa implicó la preparación de los viales y la adición de reactivos como persulfato de potasio y metabisulfito de sodio, seguido de la digestión de las muestras a 105 °C. Después de enfriar, se llevó a cabo la medición utilizando el instrumento Hanna HI 839800 con adaptadores y reactivos específicos **(Hanna, 2021).**

2.2.4.14 Temperatura

La medición precisa de la temperatura del agua residual fue crucial para comprender y evaluar diversos procesos y características del agua. Para llevar a cabo esta medición, se utilizó un termómetro calibrado específicamente para aplicaciones en líquidos. Al sumergir el termómetro en la muestra de agua residual, se obtuvo una lectura directa de la temperatura actual. Esta información era esencial para determinar, por ejemplo, las condiciones óptimas de tratamiento, la influencia de la temperatura en la biología acuática o la eficacia de ciertos procesos químicos. Asegurando una medición precisa, se facilitó una gestión más efectiva y eficiente del agua residual, garantizando al mismo tiempo el cumplimiento de las regulaciones ambientales pertinentes **(Martínez, 2019).**

2.2.4.15 Cromo

El análisis de cromo se determinó de acuerdo con la metodología especificada en el manual de HANNA **(Ortiz, 2024).** Para ello, primero se procedió a llenar la cubeta con 10 mL de muestra no reaccionada y se activó la tecla "cero", indicando que el medidor estaba listo para la medición. Después de retirar la cubeta, se incorporó un paquete del reactivo cromo (VI), rango alto HI 93723-0, agitándolo de manera enérgica durante 10 segundos. Seguidamente, la cubeta se reintrodujo en el instrumento, se cerró la tapa y se inició el temporizador para la cuenta regresiva antes de la medición. Al cabo de 6 minutos, o al presionar "leer", el medidor realizó la lectura, presentando la concentración de cromo (Cr^{6+}) en µg/L **(Hanna, 2021).**

2.2.4.16 Calcio

Para el análisis de este parámetro se utilizó un kit especializado de Hanna Instruments, en el que se añadieron 3 mL de muestra no reaccionada a la cubeta con una jeringa de 5 mL, seguido de llenar la cubeta hasta la marca con 10 mL del reactivo calcio A HI 93752A-Ca utilizando una pipeta. Se agregaron 4 gotas del reactivo solución tampón, luego se colocó la tapa y se invirtió varias veces para mezclar. La cubeta se colocó en el soporte, se cerró la tapa y se presionó la tecla cero “Zero” para iniciar la medición. Después de la medición del cero, se retiró la cubeta y se añadió 1 mL del reactivo calcio HI 93752B-Ca a la muestra con una jeringa de 1 mL, seguido de invertir la cubeta 10 veces para mezclar durante aproximadamente 15 segundos. La cubeta se volvió a colocar en el instrumento y se cerró la tapa, luego se presionó el temporizador “Timer” para iniciar la cuenta regresiva antes de la medición, o se esperaron 5 minutos. Después de este tiempo, se invirtió nuevamente la cubeta 10 veces para mezclar y se volvió a colocar en el instrumento. Finalmente, se presionó la tecla leer “Read” para comenzar la lectura, mostrando los resultados en mg/L de calcio (Ca^{2+}) **(Hanna, 2021).**

2.2.4.17 Aluminio

Para el análisis de este parámetro se utilizó un kit especializado de Hanna Instruments, para lo cual primero se llenó un vaso de precipitado con 50 mL de muestra y se agregó 1 paquete de reactivo aluminio A HI 93712A-0, mezclando hasta disolver completamente. Luego se añadió 1 paquete de reactivo aluminio B HI 93712B-0 y se mezcló de igual manera. Dos cubetas fueron llenadas con 10 mL de muestra cada una y se agregó 1 paquete de reactivo aluminio C HI 93712C-0 a una de ellas (#1), agitando hasta disolución total, esta se utilizó como blanco. La primera cubeta (#1) se colocó en el soporte, se cerró la tapa y se presionó el temporizador para iniciar la cuenta regresiva hasta la puesta en cero de la medición en blanco. Tras retirar la muestra en blanco, se insertó la segunda cubeta (#2) en el

instrumento y se cerró la tapa. Se presionó la tecla leer para comenzar la lectura, mostrando los resultados en mg/L de aluminio (Al^{3+}). Finalmente, se presionó la tecla Chem Frm para convertir el resultado a mg/L de óxido de aluminio (Al_2O_3) **(Hanna, 2021).**

2.2.4.18 Cobre

Para medir cobre se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 de Hanna **(Hanna, 2021),** para lo cual se llenó una cubeta con 10 mL de muestra no reaccionada hasta la marca y se colocó nuevamente la tapa. Posteriormente, se posicionó la cubeta en el soporte y se cerró la tapa. Luego, se presionó la tecla "cero" y, al finalizar la medición, la pantalla mostró el indicador "-0.0-", indicando que el medidor estaba listo para la medición. Se retiró la cubeta, se añadió 1 paquete de reactivo cobre, rango bajo HI 95747-0, y se agitó suavemente por 15 segundos antes de continuar, después se colocó nuevamente la cubeta en el instrumento y se cerró la tapa asegurándose de que quedara correctamente posicionada. A continuación, se presionó el temporizador (Timer), lo cual activó la cuenta regresiva que apareció en la pantalla. El operador esperó los 45 segundos reglamentarios antes de presionar la tecla "Leer" (Read). Durante este tiempo, el instrumento se preparó para realizar la medición con precisión. Al finalizar la cuenta regresiva, el medidor realizó automáticamente la lectura y presentó los resultados en mg/L de cobre (Cu) en la pantalla, asegurando así que el valor obtenido fuera exacto y acorde a las condiciones de la muestra.

2.2.4.19 Nitritos

Para medir nitritos se usó el equipo fotómetro multiparamétrico HI 83399 de Hanna **(Hanna, 2021),** para lo cual se seleccionó el método nitrito LR, luego se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar (hasta la marca) y se colocó de nuevo la tapa. La cubeta se colocó en el soporte y se cerró la tapa. Se presionó la tecla cero (Zero). Al finalizar la medición cero, la pantalla mostró el indicador "-0.0-", indicando que el medidor estaba listo para la medición. Se colocó el vial en el soporte. Se agregó 1 paquete del reactivo nitrito, rango bajo HI 93707-0, se colocó de nuevo la tapa y se agitó suavemente por 15 segundos. Luego, se colocó nuevamente la cubeta en el instrumento y se cerró la tapa. Se presionó el temporizador (Timer) y la pantalla mostró la cuenta regresiva antes de realizar la medición, o se esperaron 15 minutos antes de presionar el botón leer (Read). Cuando el temporizador terminó, el medidor realizó la lectura, mostrando los resultados en µg/L de nitrito-nitrógeno (NO_2--N). Se presionó para acceder a las funciones de segundo nivel. Se presionó la tecla Chem Frm para realizar la conversión del resultado en µg/L de nitrito (NO_2^-) y nitrito de sodio ($NaNO_2$). Finalmente, se presionó para regresar al menú de medición.

2.2.5 **Diseño de la distribución de las especies vegetales para fitorremediación**

El diseño se estableció para 3 tipos de tratamientos y un control, en cada tratamiento se trabajó con los dos tipos de especies vegetales acuáticas *E. Crassipes* y *S. natans* de forma conjunta dentro de tinas con 25 litros del agua a tratar, siguiendo la metodología detallada en el aparatado 2.2.2, además se aireó cada tina por un periodo de 2 horas diarias durante los 45 días de tratamiento. El sistema de aireación consistió en una Bomba de aire Jad SC-3500 de 2,5 W, con un caudal de aire de 4 L/min. Las especies se distribuyeron de la siguiente forma:

- Control: 25 litros de agua residual
- Tratamiento 1: 50 % *E. Crassipes y* 50% *S. natans;* es decir, 14 plantas de *E. Crassipes y* 14 plantas de *S. natans, con* un aproximado en masa de 480 y 400 g respectivamente.
- Tratamiento 2: 25 % *E. Crassipes* y 75% *S. natans;* es decir, 7 plantas de *E. Crassipes y* 21 plantas de *S. natans, con* un aproximado de 290 y 600 g respectivamente.
- Tratamiento 3: 75 % *E. Crassipes y* 25% *S. natans; es decir,* 21 plantas de *E. Crassipes y* 7 plantas de *S. natans* con un aproximado de 640 y 220 g respectivamente.

Además, se realizaron análisis de control a los T_1: 0, T_2:7, T_3:15, T_4:30 y T_5: 45 días de experimentación, como se detalla en la siguiente tabla:

Tabla 5.

Diseño experimental de control de parámetros.

	Tiempo 1	**Tiempo 2**	**Tiempo 3**	**Tiempo 4**	**Tiempo 5**
Control	C:0	C:7	C:15	C:30	C:45
Tratamiento 1	T_1:0	T_1:7	T_1:15	T_1:30	T_1:45
Tratamiento 2	T_2:0	T_2:7	T_2:15	T_2:30	T_2:45
Tratamiento 3	T_3:0	T_3:7	T_3:15	T_3:30	T_3:45

Nota: Los análisis fisicoquímicos se realizarán al Tiempo 1, 2, 3, 4 y 5, mientras que los parámetros microbiológicos solo se analizarán al Tiempo 1 y 5, es decir al inicio y final de la experimentación, cada prueba se realizara por triplicado.

2.2.6 **Cálculo de porcentaje de reducción**

Para evaluar la reducción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el agua residual a los 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación utilizando diferentes proporciones de *E. crassipes* y *S. natans*, se utilizó la Ecuación 1, descrita en el apartado 2.2.3.2.

2.2.7 **Cálculo del índice de biodegradabilidad**

Se calculo la eficiencia de cada proceso a los 45 días mediante el cálculo del cociente DBO_5/DQO lo que dio una idea de la capacidad del agua para ser degradada biológicamente **(Chuqui & Sánchez, 2019).** Una relación alta indica que una mayor proporción de la demanda de oxígeno es biológicamente tratable, mientras que una relación baja sugiere que una mayor proporción es tratable químicamente, de acuerdo con los valores establecidos en la **Tabla 6.**

Tabla 6.

Índice de biodegradabilidad.

DBO_5/DQO (mg/L)	**Biodegradabilidad del agua residual**
< 0,3	No biodegradable
0,3-0,7	Poco biodegradable
0,7-0,8	Biodegradable
> 0,8	Muy Biodegradable

Fuente: Adaptado de **Ardila et al (2012)**

2.2.8 **Análisis estadístico de ANOVA y TUKEY**

Se llevo a cabo un análisis estadístico de ANOVA y TUKEY utilizando la herramienta estadística MINITAB, con el objetivo de comparar la eficiencia de distintas combinaciones de plantas acuáticas. Este análisis se presentó como una recomendación para mejorar el sistema de tratamiento, considerándolo como un medio de depuración a lo largo de un período de 45 días. La evaluación de las diversas combinaciones se centrará en determinar si existen diferencias significativas en su eficacia en términos de tratamiento.

CAPITULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis y discusión de resultados

3.1.1 Acondicionamiento de *E. crassipes* y *S. natans*.

Durante un período de 7 días, se llevó a cabo el proceso de acondicionamiento de las plantas y se implementó un proceso de oxigenación con el objetivo de mejorar la eficiencia en la absorción de contaminantes por las plantas. Se colocó el 50% de cada especie vegetal en un recipiente de 25 litros, verificando su adaptación y resistencia al agua residual según los síntomas detallados en la **Tabla 7.**

Tabla 7.

Adaptabilidad y supervivencia de *E. crassipes* y *S. natans* al cabo de 7 días.

Especie acuática	Síntomas	Existencia	Número de organismos	
			Día 0	Día 7
E. crassipes	Necrosis	No		
	Marchitez o muerte	No		
	Despigmentación en frondes	No		
	Decoloración de las raíces	No		
S. natans	Necrosis	No		
	Marchitez o muerte	No		
	Despigmentación en frondes	No		
	Decoloración de las raíces	No		

Como se muestra en la **Tabla 6**, al cabo de 7 días de aclimatación, los resultados fueron favorables ya que no existió presencia de necrosis, marchitez o muerte, despigmentación en frondes ni decoloración de las raíces en *E. crassipes* o *S. natans*. Esto se debe a que la *S. natans* se ve favorecida por ambientes ricos en nutrientes como las aguas contaminadas por fertilizantes **(López, 2009)** y *E. crassipes* tiene un crecimiento óptimo a un pH entre 6,5 y 7,5; además puede duplicarse en 10 días **(Poveda, 2014)**.

De hecho, se observó un brote de una nueva planta de *E. crassipes* al cabo de 7 días, lo que sugiere que las plantas están adaptadas al medio y comienzan a multiplicarse **(López, 2009).** Esta adaptación indica

que las células vegetales no han sufrido daños significativos, permitiendo un crecimiento saludable y vigoroso durante todo el período de aclimatación, sin mostrar signos de estrés hídrico o toxicidad, es decir, toleran los efectos tóxicos de los metales y contaminantes **(Kafle et al., 2022).**

La selección de las macrófitas *E. crassipes* y *S. natans*, como sujeto de prueba y ensayo, se debió a su potencial para la eliminación de materia orgánica; comprobando mediante análisis fisicoquímicos la disminución de contaminantes en el agua, pudiendo mencionar específicamente que esta especie tiene un alto potencial para remediar el pH, la conductividad eléctrica y la turbidez, así como las características organolépticas de color y olor, mejorando así la calidad del agua.

3.1.1.1 Monitoreo de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Durante la etapa de adaptación, el monitoreo de la DQO reveló una reducción del 86,55% en las tinas con plantas acuáticas, en comparación con una disminución del 7,78% en las tinas sin tratamiento, como se muestra en la Tabla 8.

Esto demuestra que las plantas son efectivas para remover contaminantes de las aguas residuales **(Calderón & Salinas, 2023**), ya que la demanda química de oxígeno mide la demanda de oxígeno por especies orgánicas e inorgánicas susceptibles a ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en una muestra de agua residual **(Zuñiga, 2024).** Por lo tanto, este resultado refuerza el potencial de *E. crassipes y S. natans* en la mejora de la calidad del agua, ofreciendo una solución prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas.

Tabla 8.

Monitoreo de DQO en fase de aclimatación.

Tratamiento	DQO inicial (mg/L)	DQO final (mg/L)	Porcentaje de Remoción (%)
Control	167± 0,539	154± 0,661	7,78
50% *E. crassipes* y 50% *S. natans*	171± 0,409	29,91± 0,571	82,51

Además, *E. crassipes* tiene un crecimiento óptimo cuando los valores de DQO son inferiores a 131 mg/L. Niveles de DQO que exceden los 262 mg/L resultan tóxicos para las plantas acuáticas a largo plazo **(Tang & Lu, 1993).** Esto sugiere que *E. crassipes* puede realizar efectivamente el proceso de fitorremediación en ambientes donde la DQO se mantiene por debajo de este umbral con un DQO de 167 ± 0,539 mg/L hasta 29,91± 0,571mg/L, garantizando así su viabilidad y eficiencia en la reducción de contaminantes.

3.1.2 Diseño y distribución de las especies vegetales para fitorremediación

Como se puede apreciar en la **Figura 6**, en el tratamiento 1 se colocaron 14 plantas de *E. crassipes* y 14 plantas de *S. natans*, representando el 50% de cada especie. En el tratamiento 2, se colocaron 7 plantas de *E. crassipes* y 21 plantas de *S. natans*, equivalentes al 25% y 75% respectivamente. En el tratamiento 3, se invirtieron las proporciones con 21 plantas de *E. crassipes* y 7 plantas de *S. natans*, representando el 75% de *E. crassipes* y el 25% de *S. natans*. Además, se acopló un sistema de aireación, aireación utilizando una bomba de aire Jad SC-3500 de 2,5 W con un caudal de aire de 4 L/min, con aireación de 2 horas diarias.

Figura 6. Distribución de *E. crassipes* y *S. natans* para fitorremediación, en diferentes proporciones, con sistema de aireación.

De acuerdo con la **Tabla 9** *E. crassipes* demostró una capacidad de reproducción constante y elevada en los tres tratamientos, con porcentajes de crecimiento que oscilan entre el 114.29% y el 121.43%. Por otro lado, *S. natans* mostró una capacidad de reproducción que varía significativamente según el tratamiento, con porcentajes de crecimiento que van del 92.86% al 142.86%. Este comportamiento sugiere que *S. natans* es eficiente en condiciones óptimas, pero puede ser más sensible a cambios en el entorno en comparación con *E. crassipes.*

Tabla 9.

Distribución del número de plantas acuáticas para cada tratamiento al inicio y luego de 45 días de tratamiento.

	E. crassipes		***S. natans***	
	Iniciales 0 días	Totales 45 días	Iniciales 0 días	Totales 45 días
Control	-	-	-	-
Tratamiento 1	14	31	14	27
Tratamiento 2	7	15	21	46
Tratamiento 3	21	43	7	17

3.1.3 Caracterización inicial del agua de la PTAR Artezon-Píllaro

Después de recolectar la muestra de agua, se llevó a cabo el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el laboratorio de la UODIDE, con el fin de fijar las características iniciales. En la **Tabla 10** se puede observar los resultados obtenidos de la caracterización inicial de los parámetros fisicoquímicos del agua.

Tabla 10.

Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua de descarga de la PTAR Artezón-Píllaro.

Parámetros fisicoquímicos	Unidad de medida	Caracterización inicial	Norma de referencia (TULSMA)
DQO	mg/L	166,33 ± 0,667	200*
DBO_5	mg/L	125,4 ± 0,622	100*
Fosforo total	mg/L	8,47 ± 0,024	10,0*
Nitrógeno total	mg/L	139,03 ± 0,644	50,0*
Nitrógeno amoniacal	mg/L	37,97±0,05	30,0*
Nitritos	mg/L	0,025±0,001	-
Tensoactivos aniónicos	mg/L	2,83±0,011	0,5*
Sólidos totales	mg/L	305,666±4,191	1600*
Sólidos disueltos	mg/L	231,004±4,077	-
Sólidos suspendidos	mg/L	65,671±0,957	130*
Sulfatos	mg/L	33± 2	1000*
Calcio	mg/L	120,33±2,445	-
Cromo hexavalente	mg/L	0,123± 0,006	0,5*
Cobre	mg/L	2,17±0,241	1,0*
Aluminio	mg/L	0,127± 0,012	5,0*
Aceites y grasas	mg/L	50 ± 0,059	30,0*
Coliformes fecales	UFC/100 mL	42± 0	-
Temperatura	°C	18,33± 0,444	Condición natural ± 3*
Turbidez	NTU	26,60±0,111	-
Conductividad	µS/cm	542±1,407	-
pH	-	7,12±0,072	6-9*
Color	PCU	192,67± 1,556	Inapreciable dilución 1/20*

Nota: Los resultados obtenidos que se encuentran en la columna corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar, a excepción de los coliformes fecales. Tabla 9 * de la normativa TULSMA. La dilución inapreciable en color se refiere a la imposibilidad de detectar visualmente el color del agua cuando se diluye 1/20 en agua pura. UFC/100 mL se refiere a Unidades Formadoras de Colonias por cada 100 mililitros, utilizadas para medir la cantidad de bacterias viables en una muestra. NTU son Unidades Nefelométricas de Turbidez, que miden la turbidez o claridad de un líquido. PCU son Unidades de Color Platino-Cobalto, utilizadas para medir el color en líquidos, especialmente en

agua, y determinar su intensidad visual. mg/L representa miligramos por litro, una unidad de concentración que indica la cantidad de una sustancia presente en un litro de agua.

La caracterización de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua de descarga de la PTAR Artezón-Píllaro mostró valores variados en relación con los estándares de la normativa TULSMA. El análisis reveló que la DQO inicial fue de 166,33 ± 0,667 mg/L, que, aunque estuvo por debajo del límite establecido de 200 mg/L, reflejó una carga orgánica significativa en el agua residual. Sin embargo, la DBO_5 alcanzó los 125,4 ± 0,622 mg/L, superando el límite normativo de 100 mg/L, lo que indicó una alta presencia de materia orgánica biodegradable.

En cuanto a los nutrientes, se observó que el fósforo total alcanzó los 8,47 ± 0,024 mg/L, dentro de los límites permisibles 10 mg/L, mientras que el nitrógeno total y el nitrógeno amoniacal presentaron valores elevados de 139,03 ± 0,644 mg/L y 37,97 ± 0,05 mg/L, respectivamente, superando considerablemente los límites establecidos en la normativa 50 mg/L y 30 mg/L. Esto evidenció una fuerte contaminación por nutrientes, lo que podría contribuir al desarrollo de procesos de eutrofización en cuerpos de agua receptores.

Se observó también que los tensoactivos aniónicos registraron un valor de 2,83 ± 0,011 mg/L, lo que excedió notablemente el límite normativo de 0,5 mg/L, lo cual indicó la presencia de agentes contaminantes derivados de detergentes u otros productos químicos. En contraste, los sólidos totales y sólidos suspendidos se mantuvieron dentro de los límites establecidos, con 305,666 ± 4,191 mg/L y 65,671 ± 0,957 mg/L respectivamente, reflejando una baja concentración de partículas en el agua.

En cuanto a los metales, los niveles de cobre fueron alarmantes, con un valor de 2,17 ± 0,241 mg/L, superando el límite normativo de 1,0 mg/L. El cromo hexavalente presentó un valor de 0,123 ± 0,006 mg/L, por debajo del límite de 0,5 mg/L, mientras que el aluminio estuvo en niveles seguros con 0,127 ± 0,012 mg/L. Sin embargo, la presencia de aceites y grasas alcanzó los 50 ± 0,059 mg/L, superando el límite permitido de 30 mg/L, lo que indicó una potencial fuente de contaminación por hidrocarburos.

Respecto a los parámetros microbiológicos, la cantidad de coliformes fecales fue de 42 ± 0 UFC/100 mL, lo que evidenció una contaminación biológica que podría representar un riesgo para la salud pública. La temperatura del agua se mantuvo en 18,33 ± 0,444°C, dentro del rango permitido según la condición natural ± 3°C. Sin embargo, la turbidez 26,60 ± 0,111 NTU y el color 192,67 ± 1,556 PCU reflejaron una alta presencia de partículas suspendidas y compuestos que afectan la claridad y apariencia del agua, aunque estos parámetros no contaban con límites establecidos en la normativa.

Finalmente, la conductividad del agua fue de 542 ± 1,407 µS/cm, lo que sugirió una moderada presencia de sales disueltas, y el pH se mantuvo en 7,12 ± 0,072, dentro del rango permitido de 6-9. La caracterización reveló que, aunque algunos parámetros cumplieron con la normativa, otros mostraron niveles preocupantes, especialmente en cuanto a la presencia de nutrientes, metales y agentes contaminantes como los tensoactivos aniónicos, lo que señaló la necesidad de mejoras en el tratamiento del agua residual en la PTAR Artezón-Píllaro.

Estos datos se pueden contrastar con la información detallada por **Verma et al. (2021)** en donde indica que los valores de los parámetros típicos de las aguas residuales estudiados por varios investigadores se observaron de cerca y se encontraron como pH 6,2–9,4, turbidez 20–444 NTU, sólidos disueltos totales (TDS) 237–2385 mg/L, DQO 58 –1340 mg/L, DBO_5 42,1–6250 mg/L, SST 25–1852 mg/L y tensioactivos 3–118 mg/L.

3.1.4 Medición de parámetros durante el tratamiento de fitorremediación

En esta investigación, es la primera vez que se utiliza una combinación de *E. crassipes* y *S. natans* para la descontaminación de aguas residuales. No se han encontrado estudios previos que hayan evaluado el uso conjunto de estas dos plantas para este propósito. Por lo tanto, para las comparaciones, se considerarán estudios que hayan utilizado cada planta de manera individual en el tratamiento de aguas residuales, siempre que sea posible.

3.1.4.1 Medición de DQO y DBO_5

La **Figura 7** muestra la evolución de la remoción de DQO en el agua a lo largo de 45 días para los tres tratamientos propuestos con combinaciones de *E. crassipes* y *S. natans*. Se observa una remoción eficiente de DQO en el agua residual, con los tres tratamientos demostrando ser significativamente más efectivos que el control. Entre los tratamientos, el Tratamiento 3 mostró la mayor eficacia y consistencia en la remoción de DQO a lo largo del tiempo, alcanzando un 97,49% de remoción en el día 15.

El valor inicial de DQO antes de iniciar los tratamientos es de 166,33 ± 0,667 mg/L. El control muestra una reducción de la DQO, llegando a 86,4 ± 0,25 mg/L en 30 días y finalmente a 74,3 ± 0,32 mg/L al cabo de 45 días, lo cual indica una reducción gradual y constante, aunque por encima de los tratamientos específicos. El tratamiento 1 logró una reducción de DQO a 28,01 ± 0,52 mg/L al final del período de 45 días. Por otro lado, el tratamiento 2 alcanzó la reducción más destacada, disminuyendo la DQO a

29,72 ± 0,43 mg/L. Finalmente, el tratamiento 3 fue el más efectivo, reduciendo la DQO en un 93,93%, a concentraciones de 10,07 ± 0,39 mg/L en el mismo lapso.

La presencia de las plantas acuáticas estudiadas mejoró la descontaminación del agua residual en comparación con el control, al menos en un 38,69%; además de que las condiciones aerobias facilitan la acción de los microorganismos presentes en estas aguas residuales, lo cual es esencial para reducir la contaminación por materia orgánica. La disponibilidad de oxígeno es un factor crítico en este proceso, y las plantas contribuyen mediante la fotosíntesis, aumentando los niveles de oxígeno. Por lo tanto, la cantidad de *E. crassipes* y *S. natans* mejora la eficiencia del sistema en la remoción de materia orgánica y la mitigación de la contaminación al menos al comparar al agua residual sin ningún otro tratamiento.

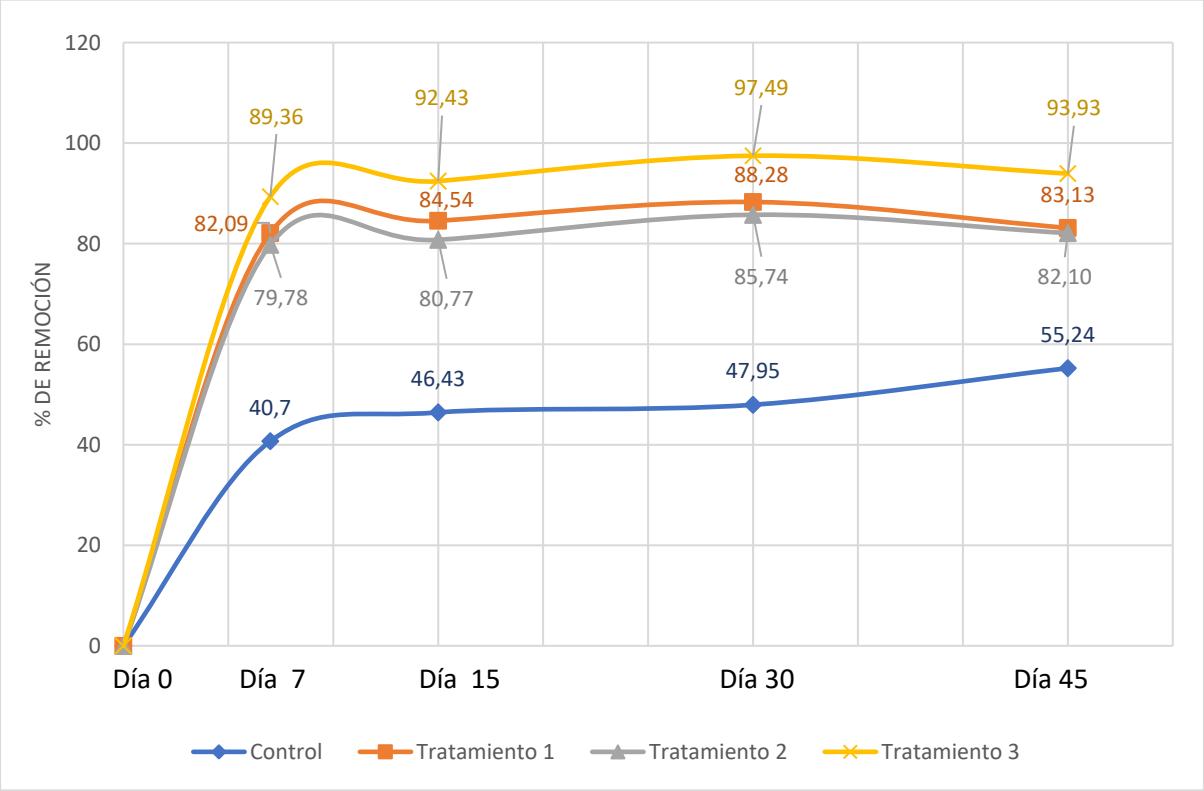


Figura 7. Determinación del porcentaje de remoción de DQO en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans.*

Para la fase experimental, se implementó un régimen de aireación más intensivo, aireando el sistema durante dos horas diarias. Este cambio en el procedimiento de aireación pudo haber contribuido a una mayor eficiencia en la oxidación de la materia orgánica, ya que de acuerdo con **Niño et al. (2018)** el

proceso de fitorremediación cuenta con muy poco oxígeno disuelto, debido a condiciones topográficas del experimento razón por la cual este se tiene que mejorar con la implementación de un sistema de aireación mecánica más consistente. Si se compara los resultados obtenidos durante la aclimatación se puede ver que luego de 7 días el DQO solo se redujo un 10% mientras que en este tratamiento a los 7 días la reducción subió hasta el 40,7%; esto se explicaría por la mayor acción de microrganismos ya que en la fase experimental la aireación fue diaria y según **Carreño (2020),** esto se debe a que las plantas acuáticas albergan microorganismos en sus raíces que necesitan oxígeno disuelto como aceptor de electrones, desempeñando un papel crucial en la solubilización de materia biodegradable al transformarla en compuestos minerales, gases y biomasa microbiana.

También se realizó un análisis de varianza ANOVA **Anexo 4** para evaluar las diferencias significativas en la DQO entre los tratamientos de fitorremediación y el control. El ANOVA reveló diferencias significativas en los niveles de DQO entre los tratamientos. Posteriormente, se aplicó la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95%, que mostró diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. El control, con una media de 86,430, se clasificó en el grupo A, indicando el mayor nivel de DQO. El tratamiento 2, con una media de 23,860, se ubicó en el grupo B, mientras que el tratamiento 1, con una media de 19,487, se clasificó en el grupo C. Finalmente, el tratamiento 3, con una media de 4,397, se ubicó en el grupo D. Estas diferencias indican que las diferentes configuraciones de los tratamientos tienen un impacto significativo en la eficiencia de la remoción de DQO, siendo el tratamiento 3 el más efectivo en reducir los niveles de DQO.

Estos resultados son consistentes con los obtenidos por **Calderón y Salinas (2021),** quienes en su estudio sobre la eficiencia fitorremediadora de *E. crassipes* en la remoción de DQO y DBO_5, demostraron una reducción efectiva del 81,12% en DQO y del 81,73% en DBO_5. De manera similar, **Quishpe et al. (2017)** reportaron una disminución del 78% en DBO_5 y del 80% en DQO en efluentes tratados con *E. crassipes*. Es importante señalar que en la presente experimentación se alcanzaron valores de remoción aún mayores, con un 97,5% de DQO al día 15 (Figura 6) y un 97,8% de DBO_5 al día 15 (Figura 8), al combinar las dos especies fitorremediadoras, *E. crassipes* y *Salvinia natans*.

Según **Jiménez (2021),** la remoción efectiva del DQO y DBO_5 es gracias a las raíces de *E. crassipes* al absorber y asimilar contaminantes del agua a través del cúmulo de bacterias que establecen colonias en ellas. La técnica de fitorremediación mediante la cual las plantas absorben DQO es conocida como fitorestauración, la cual utiliza la acumulación bacteriana en las raíces para mantener un equilibrio de elementos sólidos, partículas, metales y otros contaminantes en el agua residual. Esta metodología, respaldada por las características morfológicas de *E. crassipes*, es eficaz en retener y evitar la expansión de agentes contaminantes, mejorando así la calidad del agua **(Calderón & Salinas, 2023).**

La **Figura 8** demostró que el tratamiento control presentó un aumento gradual en la DBO_5, alcanzando 80,65% al día 45. Esta alta remoción es provocada por acción natural de microorganismos, bacterias y hongos presentes en el agua los cuales consumen la materia orgánica biodegradable a medida que descomponen los compuestos presentes en el agua residual, lo que reduce la DBO_5, además que el sistema de aireación también ayuda ya que el oxígeno disuelto facilita la actividad de los microorganismos aeróbicos, que son más eficientes en la degradación de materia orgánica. La aireación aumenta el oxígeno disponible, promoviendo un ambiente adecuado para la oxidación biológica y, en consecuencia, la disminución de la DBO_5 **(Niño et al., 2018)**.

En contraste, los tratamientos con plantas mostraron una alta eficiencia desde el principio. El Tratamiento 3 fue el más eficaz, logrando una remoción de 93,2% al día 7 y alcanzando 94,80% al día 45. Le sigue el Tratamiento 1 con una remoción de 87,38 al día 7 y 90,00% al día 45, y el Tratamiento 2 con 84,40% al día 7 y 88,40% al día 45.

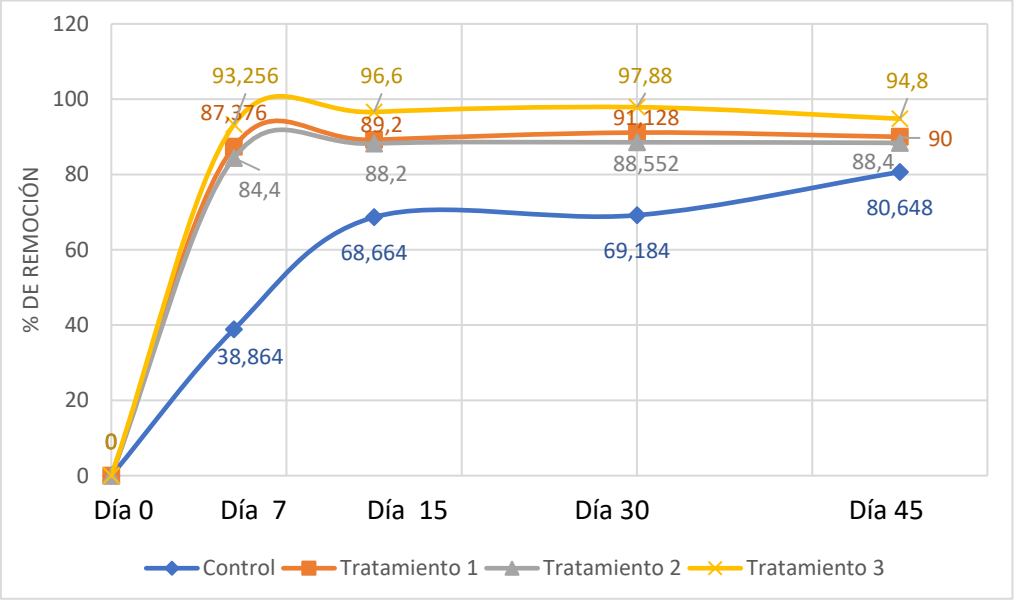


Figura 8. Determinación del porcentaje de remoción de DBO_5 en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

En el control, los niveles de BDO_5 disminuyen de manera continua desde 125,4 ± 0,622 mg/L al inicio, hasta 24,19 ± 0,05 mg/L al día 45. Aunque los valores iniciales superan el límite permitido por TULSMA, se logró alcanzar los limites permisibles en los tratamientos ya que el Tratamiento 1 comienza con un valor de BDO_5 de 15,78± 0,061 mg/L al día 7 y presenta una disminución hasta 11,09±

0,04 mg/L al día 30, seguido de un leve aumento a 12,5± 0,039 mg/L al día 45. A lo largo de todo el período, los niveles de BDO_5 permanecen por debajo del límite de TULSMA, lo que sugiere que este tratamiento es bastante efectivo para mejorar la calidad del agua. Por su parte, el tratamiento 2 mantiene los niveles de BDO_5 entre 19,5± 0,11 mg/L y 14,5± 0,08 mg/L a lo largo del período de estudio. Aunque estos valores son superiores a los observados en el tratamiento 1, siguen estando por debajo del límite de TULSMA, lo que indica una efectividad estable y consistente en la mejora de la calidad del agua. Finalmente, el tratamiento 3 resulta ser el más eficaz de los tres, con niveles de BDO_5 que comienzan en 8,43± 0,09 mg/L y descienden hasta 2,65± 0,048 mg/L al día 30. Aunque hay un pequeño aumento a 6,5± 0,040 mg/L al día 45, los valores se mantienen muy por debajo del límite permitido, lo que demuestra la alta efectividad de este tratamiento.

Esta eficiencia en la disminución de DBO_5 en el agua residual con los tratamientos se debe a la capacidad de las plantas para retener materia orgánica biodegradable y su posterior degradación por parte de microorganismos presentes en sus raíces, como lo demostró **Ramón (2005),** La capacidad específica de absorción y asimilación de contaminantes de *E. crassipes*, combinada con la acción sinérgica de *S. natans*, explica la mayor eficiencia observada en los tratamientos con estas plantas.

Además, esta información se relaciona con las investigaciones realizadas por **García (2021)** en lo que se refiere a la evaluación de los niveles de oxígeno que son capaces de removerse. García observó que, en la etapa preliminar, los elementos sólidos y grasas mantienen un nivel de DBO_5 menor al 10%. Posteriormente, en la etapa primaria, donde los contaminantes se encuentran suspendidos, el nivel de DBO_5 alcanzado se encuentra entre el 45% y 55% de efectividad en la remoción.

También, se realizó un análisis de varianza ANOVA **Anexo 3** para evaluar las diferencias significativas en la DBO_5 entre los tratamientos de fitorremediación y el control. El ANOVA mostró diferencias significativas en los niveles de DBO_5 entre los tratamientos. Posteriormente, se aplicó la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95%, que reveló diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. El control, con una media de 23,740, se clasificó en el grupo A, mostrando el mayor nivel de DBO_5, mientras que el tratamiento 2, con una media de 14,167, se ubicó en el grupo B. El tratamiento 1, con una media de 12,130, se clasificó en el grupo C, y el tratamiento 3, con una media de 6,167, en el grupo D. Estas diferencias indican que las distintas configuraciones de los tratamientos tienen un impacto significativo en la eficiencia de la remoción de DBO_5, siendo el tratamiento 3 el más efectivo en reducir los niveles de DBO_5.

3.1.4.2 Medición de Nitrógeno total, Nitrógeno amoniacal y Nitritos.

En la caracterización inicial del contenido de nitrógeno en el agua residual, se observaron niveles de nitrógeno total de 139,03 ± 0,644 mg/L y de nitrógeno amoniacal de 37,97 ± 0,05 mg/L, los cuales no cumplían con las normativas establecidas. Según la norma TULSMA, el límite permisible para el nitrógeno total es de 50 mg/L y para el nitrógeno amoniacal es de 30 mg/L. Sin embargo, después del tratamiento de fitorremediación, se logró cumplir con estos estándares. Los valores de nitrógeno total se redujeron a 12,3 ± 0,65 mg/L con el tratamiento 1, a 19,6 ± 0,95 mg/L con el tratamiento 2, y a 0,6 ± 0,45 mg/L con el tratamiento 3. En cuanto al nitrógeno amoniacal, los niveles disminuyeron a 1,01 ± 0,35 mg/L en el tratamiento 1, a 0,8 ± 0,55 mg/L en el tratamiento 2, y a 0,2 ± 0,15 mg/L en el tratamiento 3, todo esto al cabo de 45 días.

De acuerdo con los resultados de la **Figura 9**, en el día 45 de experimento, los tratamientos de fitorremediación con *E. crassipes* y *S. natans* muestran una significativa reducción del nitrógeno total en comparación con el control. El Tratamiento 3 es el más efectivo con un valor de 99,57%, seguido por el Tratamiento 1 con un valor de 91,15%, y el Tratamiento 2 con un valor de 85,90%. Los resultados indican que *E. crassipes* tiene una mayor capacidad para reducir el nitrógeno, y su mayor proporción en los tratamientos aumenta la eficiencia de la fitorremediación, destacando su papel crucial en la absorción y asimilación del nitrógeno y en la mejora de la actividad microbiana en la rizosfera.

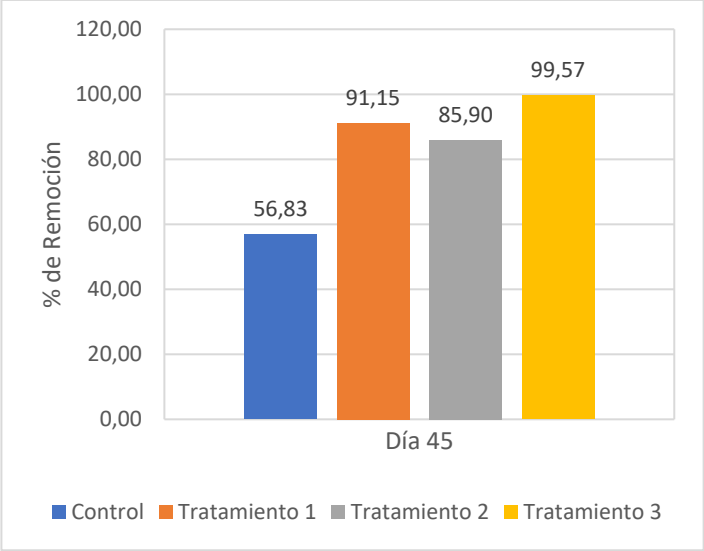


Figura 9. Determinación del porcentaje de remoción de nitrógeno total en el agua residual al cabo de 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

Estos resultados se corroboran con el análisis estadístico de ANOVA **Anexo 21** en donde se mostró diferencias significativas en los niveles de nitrógeno total entre los tratamientos. La prueba de Tukey, con un nivel de confianza del 95%, reveló diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. El control, con una media de 61,000, se clasificó en el grupo A, indicando el mayor nivel de nitrógeno total. El tratamiento 2, con una media de 19,467, se ubicó en el grupo B, mientras que el tratamiento 1, con una media de 12,400, se clasificó en el grupo C. Finalmente, el tratamiento 3, con una media de 0,6667, se ubicó en el grupo D. Estas diferencias indican que las distintas configuraciones de los tratamientos tienen un impacto significativo en la eficiencia de la remoción de nitrógeno total, siendo el tratamiento 3 el más efectivo en reducir los niveles de nitrógeno total.

De acuerdo con los resultados, el tratamiento 3 se destacó como el más efectivo, logrando una remoción del 99,57% de nitrógeno total. Este rendimiento fue superior al del estudio "Fitorremediación de agua residual urbana de la ciudad de Maracaibo empleando *E. crassipes*," que reportó una remoción del 88,75% de nitrógeno total **(Hernández, Villasmil & Borrego, 2022).**

El tratamiento de nitrógeno total y amoniacal se desarrolla mediante la incorporación de este nutriente en las plantas acuáticas para su crecimiento y posterior reproducción, lo cual contribuye a su disminución y tratamiento, es por este motivo que en los tratamientos se aprecia una disminución de este parámetro en el agua residual. Este proceso incluye varios mecanismos bioquímicos que contribuyen a la eliminación de nitrógeno. Inicialmente, el amonio presente en las aguas residuales es oxidado a nitrito y posteriormente a nitrato, aprovechando el oxígeno que las raíces de *E. crassipes* y *S. natans* liberan al medio.

La oxigenación es crucial para favorecer la actividad de microorganismos aeróbicos y anóxicos que habitan en las raíces de la planta **(Carreño, 2020).** Entre estos microorganismos, se encuentran bacterias como *Pseudomonas* y *Thiobacillus*, que son responsables de la desnitrificación. Estas bacterias utilizan el ácido acético presente en las aguas residuales y el nitrato para generar dióxido de carbono y nitrógeno gaseoso, disminuyendo así la carga de nitrógeno en el agua. Adicionalmente, el nitrato y el amonio son absorbidos por las plantas y los microorganismos asociados, quienes los transforman en aminoácidos, promoviendo una reducción adicional del nitrógeno.

De acuerdo con **Carreño (2020)** el proceso de amonificación también juega un papel importante, donde el nitrógeno en la forma de urea se convierte en amonio, facilitando su remoción. Gracias a estos mecanismos sinérgicos, la fitorremediación con plantas acuáticas no solo disminuye significativamente los niveles de nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y nitritos en el agua residual, sino que también

optimiza la calidad del agua al reducir los compuestos nitrogenados que son problemáticos para el medio ambiente.

Según **Mayo (2014),** el proceso de fitorremediación para eliminar nitrógeno se lleva a cabo mediante procesos como mineralización, nitrificación, sedimentación, regeneración de amoniaco, volatilización de amoniaco, absorción de sustancias inorgánicas, etc. Sin embargo, aunque existan diversas formas de eliminar este compuesto, **Saeed & Sun (2012)** encontraron que la desnitrificación es el principal mecanismo de eliminación de nitrógeno con un 81,9 %.

En la naturaleza, el nitrógeno total está presente de varias formas de acuerdo con el estado de oxidación, tales como nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal (NA), nitrógeno orgánico (org-N), nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^{3-}) **(Rosales, 2021).** Por esta razón, se realizaron análisis específicos de nitrógeno amoniacal **Figura 10** y de nitritos **Figura 11**, para determinar el comportamiento de estos parámetros durante el proceso de fitorremediación. Este enfoque permitió evaluar de manera precisa cómo cada forma de nitrógeno se ve afectada y manejada por las plantas acuáticas, proporcionando una comprensión más completa de la eficacia del proceso.

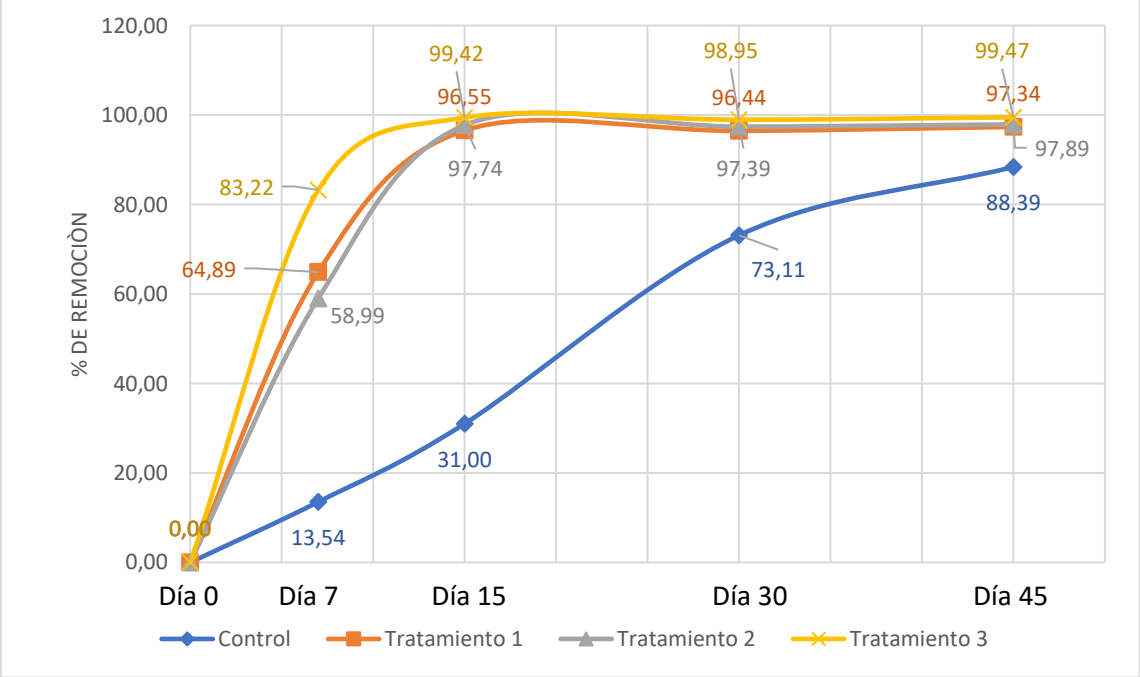


Figura 10. Determinación del porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans.*

Como se observa en la **Figura 10**, todos los tratamientos de fitorremediación con *E. crassipes* y *S. natans* reducen significativamente el nitrógeno amoniacal en comparación con el control. El Tratamiento 3 es el más eficiente, alcanzando un 99,42% de eliminación para el día 15 y manteniéndolo hasta el día 45, mientras que los Tratamientos 1 y 2 también muestran una alta eficiencia con más del 96% de reducción a partir del día 15. El Tratamiento 1 reduce los niveles de nitrógeno amoniacal a 13,33 ± 0,06 mg/L al día 7, manteniéndolos alrededor de 1,35± 0,05 mg/L o menos hasta el día 45. De manera similar, el Tratamiento 2 logra una disminución significativa a 15,57 ± 0,032 mg/L al día 7 y luego mantiene los niveles por debajo de 1 mg/L durante el resto del período. El Tratamiento 3 es el más efectivo, reduciendo los niveles de nitrógeno amoniacal de 6,37 ± 0,05 mg/L al día 7 a tan solo 0,2 ± 0,03 mg/L al día 45. Estos resultados son consistentes con estudios anteriores que reportaron *que E. crassipes* eliminó un 67% de nitrógeno amoniacal en un tiempo de 24 días **(Ting et al., 2018).**

Aunque en la **Figura 10** se observa que los tratamientos logran alcanzar hasta el 99% de remociòn, de acuerdo con analisis estadisticos realizado el ANOVA no mostró diferencias significativas en los niveles de nitrógeno amoniacal entre los tratamientos. La prueba de Tukey, reveló que no hubo diferencias significativas entre las medias de los tratamientos y el control, ya que todas las medias compartieron la misma letra de agrupación (A). Las medias fueron: Control (4,41333), Tratamiento 1 (4,17), Tratamiento 2 (0,7667), y Tratamiento 3 (0,1667). Estos resultados sugieren que las configuraciones de los tratamientos no tuvieron un impacto significativo en la reducción de los niveles de nitrógeno amoniacal.

El nitrógeno amoniacal y los nitritos son los parámetros más problemáticos de tratar antes de su vertido a cuerpos de agua, ya que provocan eutrofización, uno de los problemas ambientales más graves **(Xiang, Xiao-e & Rengel, 2009)**. La eutrofización produce la proliferación de algas, la propagación de macrófitos acuáticos invasores, el agotamiento del nivel de oxígeno, la pérdida de especies es tóxico para la vida acuática y forma cloramina al reaccionar con el cloro, lo que interfiere con la desinfección. **(Ting et al., 2018)**.

Durante el proceso de fitorremediación, las plantas acuáticas desempeñan un papel fundamental en la reducción de la carga contaminante de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales, tanto de forma directa como indirecta. Directamente, el nitrógeno amoniacal es absorbido por las raíces de las plantas, donde se acumula o se asimila en aminoácidos como la glutamina, el glutamato, el aspartato y la arginina, con el objetivo de apoyar el crecimiento y desarrollo de la biomasa **(Wenwei et al., 2016).** Indirectamente, la actividad microbiana en la rizosfera contribuye a la eliminación del nitrógeno al acelerar su descomposición, mejorar la actividad de otros elementos y aumentar la biodisponibilidad del nitrógeno, facilitando así su absorción por las plantas **(Deng & Ni, 2013).**

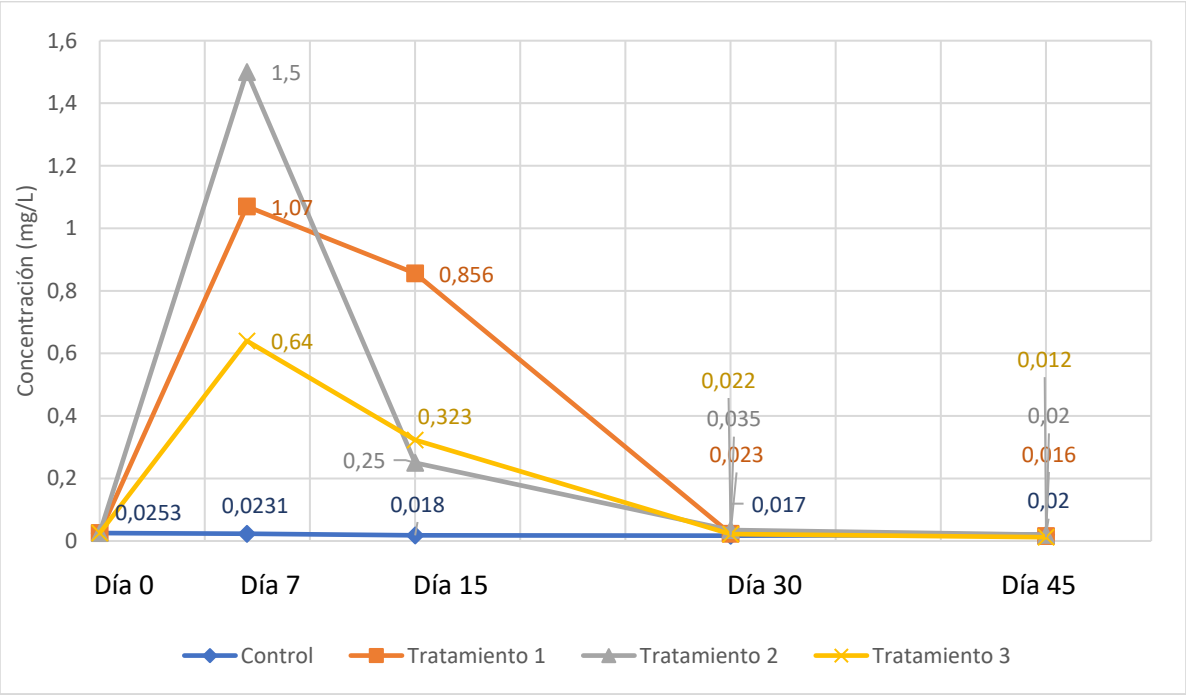


Figura 11. Determinación de concentración de Nitritos en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans.*

En contraste el análisis de nitritos **Figura 11**, muestra que todos los tratamientos de fitorremediación con *E. crassipes* y *S. natans* causan un aumento inicial de nitritos hasta el día 15, seguido de una notable disminución. El Tratamiento 3 resultó el más efectivo, reduciendo los nitritos de 0,623 ± 0,02 mg/L en el día 7 a 0,012 ±0,01 mg/L en el día 45. El Tratamiento 1 y el Tratamiento 2 también mostraron una reducción significativa, con niveles finales de 0,016 ± 0,002 mg/L y 0,021 ± 0,03 mg/L respectivamente. En comparación, el control mostró una capacidad limitada para reducir nitritos, con un nivel final de 0,022 ± 0,001 mg/L. Estos resultados sugieren que una mayor proporción de *E. crassipes* mejora la eficiencia de la fitorremediación en la reducción de nitritos en aguas residuales.

La variación observada en la disminución de nitrógeno amoniacal y aumento de nitritos en los tratamientos puede atribuirse a que solo hay dos formas de nitrógeno disponibles para ser absorbidos por las raíces de las plantas, y es en forma de nitrógeno amoniacal y nitratos **(Tanamati, 2016).** Varios investigadores han informado que las plantas prefieren absorber nitrógeno amoniacal en comparación con nitratos **(Wang et al., 2012). (Tinhg, 2018)** respalda esta observación al revelar que las plantas acuáticas priorizan la absorción de nitrógeno amoniacal antes de pasar a los nitratos, aunque en menor proporción.

Comparando estos resultados con estudios previos, se observa que la remoción de nitrógeno amoniacal por medio de fitorremediación con *E. crassipes* y *S. natans* es efectiva. Según **Kafle et al. (2022)**, la eficiencia de *E. crassipes* en la remoción de nutrientes es bien documentada, destacando su capacidad para absorber nitrógeno amoniacal de manera eficiente. Por otro lado, **López (2009**) y **Poveda (2014)** subrayan la capacidad de *S. natans* para prosperar en ambientes ricos en nutrientes, contribuyendo significativamente a la reducción de contaminantes nitrogenados en el agua.

El ANOVA realizado para nitritos **Anexo 6** mostró que no hubo diferencias significativas en los niveles de nitritos entre los tratamientos. La prueba de Tukey indicó que no hubo diferencias significativas entre las medias de los tratamientos y el control, ya que todas las medias compartieron la misma letra de agrupación (A). Las medias fueron: Tratamiento 2 (0,02000), Tratamiento 1 (0,017000), Control (0,01667) y Tratamiento 3 (0,012333). Estos resultados sugieren que las configuraciones de los tratamientos no tuvieron un impacto significativo en la reducción de los niveles de nitritos.

3.1.4.3 Medición de Fósforo total

De acuerdo con la **Figura 12**, los resultados muestran que los tratamientos con combinaciones de *E. crassipes* y *S. natans* fueron significativamente más efectivos en la remoción del parámetro medido en comparación con el control. El Tratamiento 3 fue el más eficaz, alcanzando una remoción del 98,82% al día 30 y manteniendo un 95,29% al día 45. El Tratamiento 2 y el Tratamiento 1 también lograron altas tasas de remoción del 98,82% al día 45, superando significativamente al control que alcanzó solo el 74,12% en el mismo periodo. El Tratamiento 1 reduce los niveles de fósforo de manera significativa desde 3.4 ± 0,19 mg/L al día 7 hasta solo 0.1 ± 0,23 mg/L al día 45, mostrando una alta efectividad en la reducción del fósforo total. De manera similar, el Tratamiento 2 también logra una disminución considerable, alcanzando 0.4 ± 0,01 mg/L al día 30 y manteniéndose en 0.1 ± 0,18 mg/L al día 45. El Tratamiento 3 muestra la mayor efectividad al reducir los niveles de fósforo desde 1.4 ± 0,24 mg/L al día 7 a 0.4 ± 0,16 mg/L al día 45, manteniéndolos consistentemente bajos.

Este proceso de remoción del fósforo en el agua residual depende en gran medida de las bacterias presentes en la planta. El fósforo orgánico disuelto, el fósforo orgánico en partículas y el fósforo insoluble no están disponibles para las plantas, a menos que sean transformados en fósforo inorgánico soluble. En el humedal de E. crassipes, estas transformaciones pueden ocurrir por la intervención de bacterias asociadas a las raíces y en biopelículas en los sedimentos. Una vez solubilizado por estos microorganismos, puede ser asimilado por la planta para su crecimiento y reproducción, siendo este proceso el tratamiento que posee el humedal para disminuir el fósforo en el agua **(Carreño, 2020).**

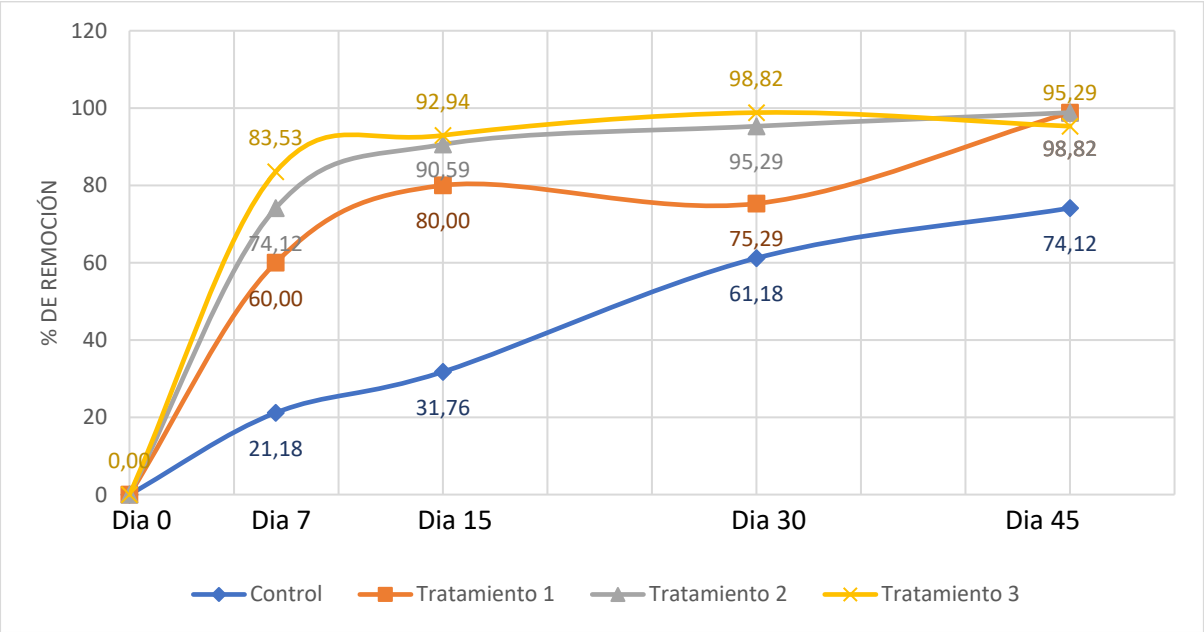


Figura 12. Determinación del porcentaje de remoción de fósforo total en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

De acuerdo con el **ANEXO 7**, el análisis estadístico de ANOVA mostró diferencias significativas en los niveles de fósforo total entre los. La prueba de Tukey reveló diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. El control, con una media de 3,3333, se clasificó en el grupo A, mostrando el nivel más alto de fósforo total. El tratamiento 1, con una media de 2,0667, se ubicó en el grupo B. Los tratamientos 2 y 3, con medias de 0,3333 y 0,1667 respectivamente, se agruparon en el grupo C, mostrando los niveles más bajos de fósforo total. Estos resultados indican que las distintas configuraciones de los tratamientos tienen un impacto significativo en la reducción de fósforo total, siendo los tratamientos 2 y 3 los más efectivos para reducir los niveles de fósforo total en comparación con el control y el tratamiento 1.

El Tratamiento 3 demostró ser altamente efectivo en la remoción de fósforo, alcanzando un 98,82% de reducción. Esto es notable en comparación con el estudio de **Sundaralingam & Gnanaverlrajah (2014),** que indica que *E. crassipes* puede eliminar entre el 75% y el 97,2% del fósforo del agua residual en tres semanas. Esto subraya la eficacia de esta planta en la fitorremediación de fósforo, respaldando así la efectividad observada en los tratamientos combinados de *E. crassipes* y *S. natans* en la presente experimentación.

El fósforo, al igual que el nitrógeno total, es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas, motivo por el cual existe una disminución de este parámetro en el agua residual tratada mediante fitorremediación. Las plantas pueden absorber fósforo y nitrógeno inorgánico directamente del agua a través de sus raíces, donde luego son sintetizados en proteínas vegetales y otros componentes orgánicos,

facilitando así su crecimiento y desarrollo **(Deng & Ni, 2013).** La capacidad de las plantas acuáticas para fijar nitrógeno y fósforo es significativa **(Xu & Lu, 2011).** Al retirar estas plantas del agua, también se elimina el nitrógeno y fósforo que han absorbido, logrando la purificación del agua **(Deng & Ni, 2013).**

Sin embargo, es importante considerar los niveles de fósforo en las aguas tratadas. Concentraciones extremadamente altas de fósforo pueden ser tóxicas para *E. crassipes*. Por ejemplo, una concentración de fósforo de 20 mg/L facilita el crecimiento del jacinto de agua, pero concentraciones superiores a 40 mg/L pueden ser tóxicas **(Deng & Ni, 2013).** Además, como contaminante del agua, el fósforo promueve el crecimiento de algas y cianobacterias, contribuyendo a la eutrofización **(Buta et al., 2023).**

3.1.4.4 Medición de Tensoactivos aniónicos

La caracterización inicial del agua residual arrojo resultados desfavorables para la concentración de tensoactivos ya que estos estaban fuera de los limites permisibles por la normativa TULSMA. En la **Figura 13** se muestra que el Tratamiento 1 es el más efectivo, logrando una remoción del 93,99% en el día 30, aunque disminuye ligeramente a 86,93% en el día 45. El Tratamiento 2 también es altamente efectivo, alcanzando un 91,52% en el día 30 y manteniéndose en 89,75% en el día 45. Por otro lado, el Tratamiento 3, aunque más eficiente que el control, muestra una remoción menor, con un máximo de 68,55% en el día 30 y una disminución a 63,25% en el día 45.

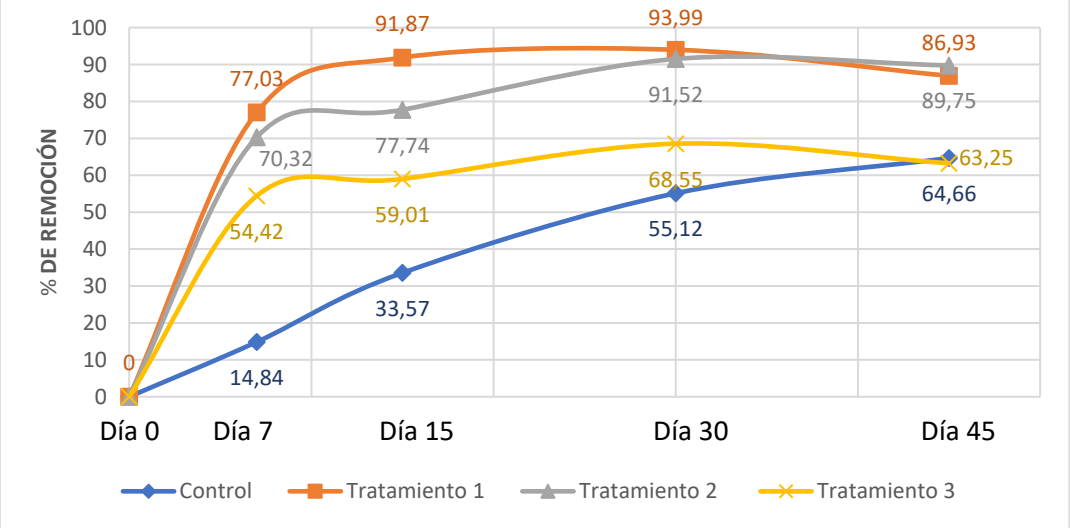


Figura 13. Medición del porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

El ANOVA **Anexo 8** reveló diferencias significativas en los niveles de tensioactivos. La prueba de Tukey mostró diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. El control, con una media de 1,27000, se clasificó en el grupo A, mostrando el nivel más alto de tensioactivos aniónicos. El tratamiento 3, con una media de 0,89333, se ubicó en el grupo B. Los tratamientos 2 y 1, con medias de 0,24000 y 0,1700 respectivamente, se agruparon en los grupos C y D, mostrando los niveles más bajos de tensioactivos aniónicos. Estos resultados indican que los distintos tratamientos tienen un impacto significativo en la reducción de tensioactivos aniónicos, siendo los tratamientos 2 y 1 los más efectivos para disminuir estos compuestos en comparación con el control y el tratamiento 3.

En el grupo de control, los niveles de tensoactivos disminuyen gradualmente desde 2,41 ± 0,021 mg/L al día 7 hasta 1,00 ± 0,017 mg/L al día 45. A pesar de esta reducción, los valores siguen siendo superiores al límite TULSMA, lo que indica que, sin tratamiento, no se logra la remediación completa. De acuerdo con **Carvajal (2011)** uno de los factores más importantes para la disminución de este parámetro es la biodegradación natural, ya que los tensoactivos pueden ser degradados por microorganismos presentes en el entorno, como bacterias y hongos, que los utilizan como fuente de carbono y energía. Este proceso reduce gradualmente la concentración de tensoactivos en el medio.

Los tres tratamientos probados muestran diferentes niveles de efectividad. El Tratamiento 1, que combina dos métodos en partes iguales, reduce los tensoactivos de 2,83 ± 0,011 mg/L al inicio a 0,37 ± 0,019 mg/L al día 45. El Tratamiento 2 es el más efectivo, logrando una reducción significativa a 0,23 ± 0,024 mg/L al día 45. En contraste, el Tratamiento 3 muestra una disminución menos uniforme, bajando a 0,40 ± 0,026 mg/L al final del período.

Al comparar los resultados de la remoción de tensioactivos obtenidos mediante diferentes métodos, se observan diferencias significativas en la efectividad de cada tratamiento. En el Tratamiento 1 de tu estudio, se logró una remoción del 93,99% de tensioactivos al día 30, aunque esta efectividad disminuyó ligeramente al 86,93% al día 45. Este tratamiento demuestra una capacidad considerable para reducir la concentración de tensioactivos, pero la eficiencia parece decrecer con el tiempo. Por otro lado, en el estudio de **Hendrasarie & Redina (2023),** se reporta que la fitorremediación utilizando *E. crassipes* alcanzó una remoción de hasta 99,42% de tensioactivos. Sin embargo, es importante recalcar que este nivel de remoción superior se logró únicamente cuando se combinó la planta con arena y carbón activado. Esta combinación adicional de materiales fue crucial para maximizar la efectividad del proceso y alcanzar dicha remoción casi completa.

La disminución de tensioactivos en el agua con los tratamientos ocurre debido a la absorción por parte de las plantas a través de las raíces y su posterior transporte a los órganos de la planta. Además de este mecanismo de absorción, los microorganismos presentes en las raíces, como las rizobacterias del género

Pseudomonas, también pueden desempeñar un papel crucial en la degradación de compuestos orgánicos como los tensioactivos **(Yu et al., 2021).** Un estudio desarrollado por **Hendrasarie y Redina (2023)** demostró que las plantas acumulan surfactantes en diferentes partes como los tallos, raíces y hojas, indicando que tienen una capacidad efectiva para absorber y procesar surfactantes, especialmente en sus raíces. Esta tendencia general de disminución en la concentración de surfactantes sugiere su potencial en la fitorremediación de aguas contaminadas.

Los tensioactivos se consideran contaminantes indeseables en los ambientes acuáticos debido a sus impactos adversos bien documentados en los organismos acuáticos y en los ecosistemas terrestres. Las concentraciones elevadas de tensioactivos en el medio ambiente se deben a su uso extensivo en muchas industrias y hogares y a su descarga en aguas residuales **(Jardak, Drogui & Daghrir, 2016)**.

La descomposición del surfactante por parte de los microorganismos se divide en tres etapas principales. En la primera etapa, se produce la oxidación del grupo alquilo, resultando en la formación de un intermedio en forma de alcohol. Este proceso continúa hasta que la cadena se reduce a solo 4-5 átomos de carbono **(Masoudian et al., 2020).** En la segunda etapa, conocida como desulfonación, el grupo sulfonato es eliminado y catalizado por una enzima compleja, la coenzima NAD(P)H. Durante esta etapa, el oxígeno interviene formando hidróxidos fenólicos en el anillo de benceno. Finalmente, en la tercera etapa, el anillo de benceno se abre a través de la vía meta u orto **(Wiegleb et al., 2017).**

3.1.4.5 Medición de sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales y sólidos totales

De acuerdo con la **Figura 14** los tratamientos con plantas acuáticas (*E. crassipes* y *S. natans*) muestran una mejora significativa en la remoción de contaminantes en comparación con el control. El Tratamiento 3 es el más efectivo, mostrando una eficiencia del 93,85% de remoción en el día 30 y manteniendo un 90,77% en el día 45. El Tratamiento 1 también es efectivo, con una ligera disminución en la eficiencia hacia el final del estudio. El Tratamiento 2, aunque efectivo inicialmente, muestra una disminución significativa en el día 45.

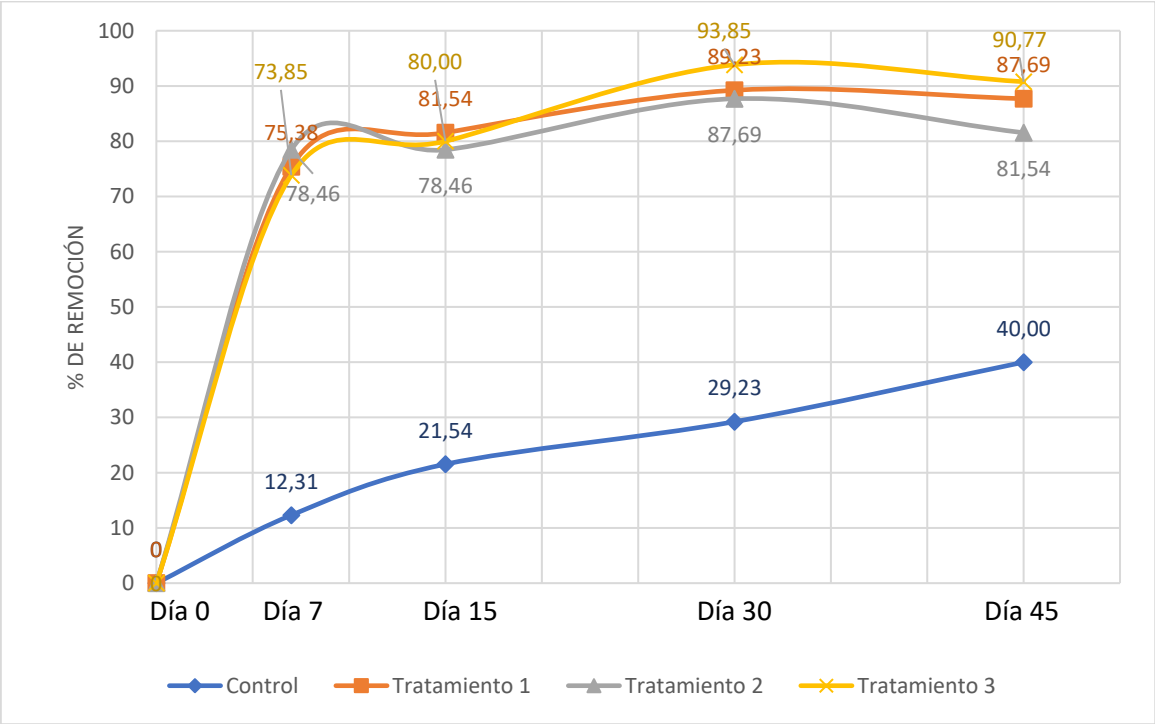


Figura 14. Medición del porcentaje de remoción de Sólidos disueltos totales en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

La eficiencia de estos tratamientos en la remoción de sólidos se debe a la capacidad de absorción y degradación de contaminantes tanto por las plantas como por los microorganismos asociados a sus raíces **(Banch et al., 2020).** De la misma forma, las plantas demostraron ser efectivas para reducir los sólidos suspendidos en el agua. Estos sólidos incluyen una amplia variedad de materiales, como limo, plantas en descomposición, materia animal y otros desechos sólidos **(Hanafiah et al., 2018).**

En concordancia con el análisis de varianza ANOVA **Anexo 10** para los datos de sólidos disueltos totales, los resultados indican que hay diferencias estadísticamente significativas entre los factores. En las comparaciones en parejas usando el método de Tukey, se observa que el tratamiento Control (con una media de 46,667) se agrupa en una categoría distinta A en comparación con los tratamientos experimentales. Entre los tratamientos experimentales, el Tratamiento 2 (media de 7,667) y el Tratamiento 1 (media de 6,667) se agrupan en la misma categoría B, indicando que sus medias no son significativamente diferentes entre sí, pero sí son diferentes del Tratamiento 3 (media de 3,667), que está en una categoría separada C. Esto sugiere que el Tratamiento 3 tiene un efecto significativamente diferente sobre los sólidos disueltos totales en comparación con los otros tratamientos.

Por otro lado, en la **Figura 15** se determinó el porcentaje de remoción de sólidos suspendidos, el Tratamiento 3 es el más efectivo, mostrando una remoción sostenida y alta, alcanzando hasta un 84,85% de remoción en el día 45. El Tratamiento 2 también es altamente efectivo, con una ligera superioridad en los días 15 y 30, alcanzando un 82,68% en el día 45. El Tratamiento 1, aunque efectivo, muestra una menor eficiencia comparado con los otros tratamientos, pero, aun así, es significativamente mejor que el control.

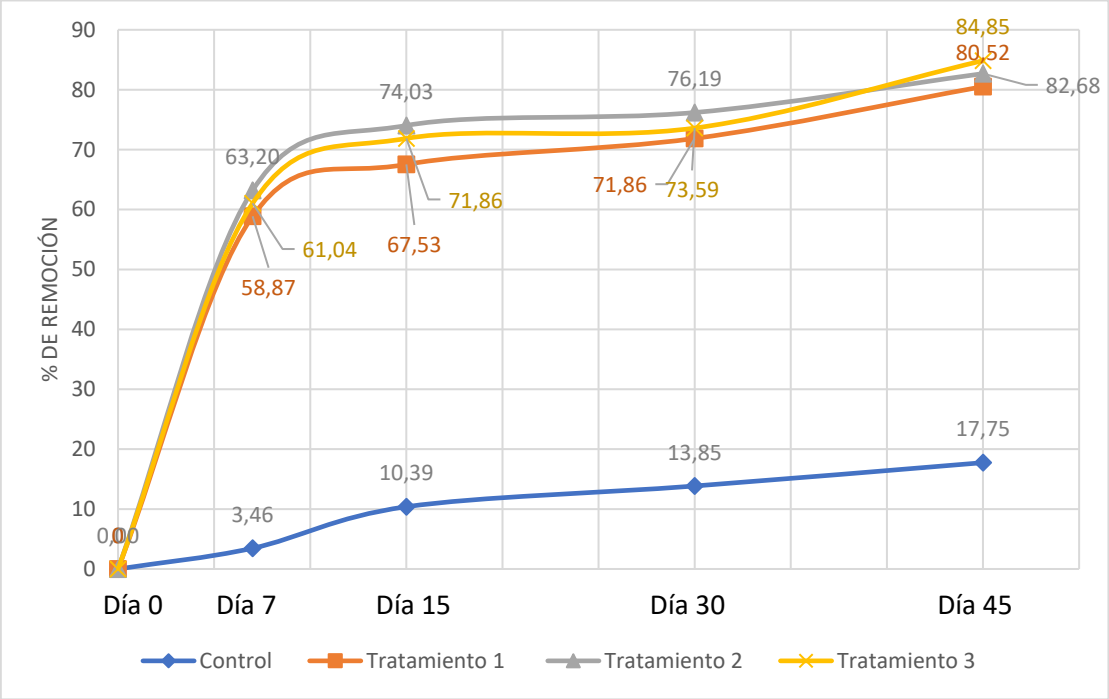


Figura 15. Medición del porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

Estos resultados están respaldados por estudios realizados por **Umar et al. (2015),** quienes afirmaron que las cargas en los sistemas de raíces de plantas acuáticas o macrófitos mejoran su capacidad para atrapar y atraer partículas, como los sólidos suspendidos totales (SST). La reducción de SST por parte de las plantas depende principalmente de sus sistemas de raíces. Las plantas con raíces fibrosas, como *E. crassipes*, pueden acumular más SST que aquellas con raíces pivotantes, lo que explica por qué los tratamientos con mayor concentración de *E. crassipes* tienen un porcentaje de remoción más elevado.

Sin embargo, aunque *S. natans* no posee raíces fibrosas, también reduce efectivamente los SST mediante filtración y sedimentación física y biológica. Los SST quedan atrapados y acumulados al pasar

a través de las raíces de las plantas y eventualmente se hunden hasta el fondo por la fuerza gravitacional o son metabolizados por microorganismos **(Banch et al., 2020).**

De acuerdo con en el análisis de varianza **Anexo 11** para los datos de sólidos suspendidos totales, se observa que el efecto de los diferentes tratamientos sobre los sólidos suspendidos es altamente significativo. En las comparaciones en parejas utilizando el método de Tukey, las medias se agrupan en diferentes categorías según su diferencia estadística significativa. El control, con una media de 191,000, se agrupa en la categoría A, indicando que es significativamente diferente de todos los tratamientos experimentales. Entre los tratamientos experimentales, el tratamiento uno, con una media de 46,000, y el tratamiento dos, con una media de 39,667, se agrupan en la categoría C, mientras que el tratamiento tres, con una media de 35,333, cae en la categoría D. Esto sugiere que el tratamiento tres tiene un efecto significativamente mejor en los sólidos suspendidos totales en comparación con los otros tratamientos.

Como se aprecia en la **Figura 16**, el tratamiento más eficaz en solidos totales es el tratamiento 3, alcanzando el valor más alto de remoción de 86,59% en el día 45. Los Tratamientos 1 y 2 también muestran aumentos notables, aunque el Tratamiento 2 presenta una disminución en el valor en el día 45, sugiriendo menor estabilidad a largo plazo. El control muestra el menor rendimiento, confirmando la superioridad de los tratamientos, especialmente aquellos con mayor proporción de *E. crassipes*.

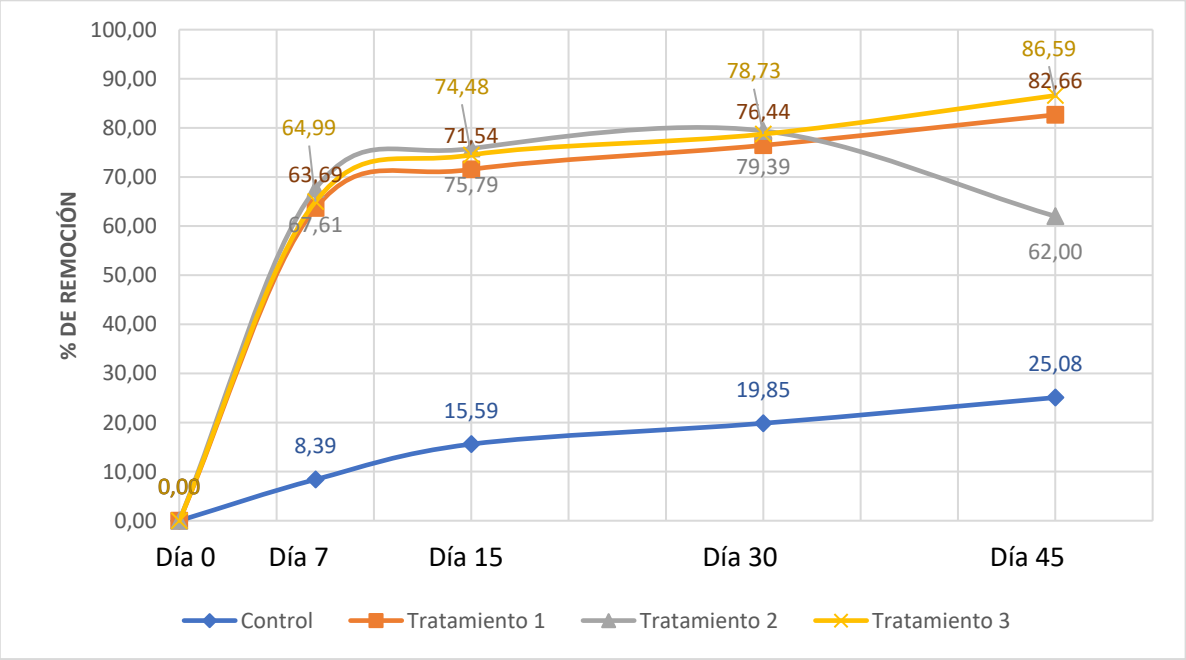


Figura 16. Medición del porcentaje de remoción de sólidos totales en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

Además de acuerdo con el ANOVA **Anexo 12** revela diferencias estadísticamente significativas en la eficacia de distintos tratamientos de fitorremediación para reducir sólidos totales. Los resultados de las Comparaciones en Parejas de Tukey muestran que mientras los Tratamientos 1 y 2 son similares entre sí, el Tratamiento 3 es el más efectivo, destacándose significativamente de los otros tratamientos y del control. Esto sugiere que el Tratamiento 3 es la opción más eficaz para la reducción de sólidos totales en este estudio.

Los sólidos totales representan la suma de los sólidos suspendidos y disueltos, se registró un valor de 305,666±4,191 mg/L. Al comparar los tratamientos entre sí, se observa que el tratamiento 1 redujo los ST de 106,01 ± 5,032 mg/L en el día 7 a 43,22 ± 3,956 mg/L en el día 45, mostrando una eficacia alta y constante en la reducción de ST. El Tratamiento 2, aunque empezó con valores más bajos en el día 7 99,56 ± 4,312 mg/L, solo logró reducir a 52,06 ± 4,186 mg/L al final del estudio, mostrando una eficiencia menor que el Tratamiento 1. El Tratamiento 3 comenzó con un valor intermedio en el día 7 117,63 ± 4,837 mg/L y logró la mayor reducción, alcanzando 53,11 ± 3,221 mg/L en el día 45.

En comparación con el control, que solo redujo los ST de 280,07 ± 4,213 mg/L en el día 7 a 229,60 ± 4,639 mg/L en el día 45, los tratamientos fueron claramente más eficaces, destacando la importancia de las plantas acuáticas en la remoción de sólidos. La disminución de sólidos totales en el control por un lado puede deberse al efecto de gravedad en la sedimentación de partículas de alta gravedad, que también es un método eficaz parámetro en tendencia gradual de turbidez y eliminación de solidos totales entre los procesos de dilución **(Farrajia et al., 2017).**

Un estudio realizado por **Tocto et al. (2018)** sobre la fitorremediación de aguas residuales domésticas mostró que las especies *E. crassipes*, *Nymphoides humboldtiana* y *Nasturtium officinale* lograron reducciones significativas en los sólidos suspendidos totales, alcanzando remociones del 83,02% con *N. humboldtiana*, 80,87% con *E. crassipes* y 70,03% con *N. officinale*. De manera similar, **Mohd et al. (2020)** destacaron que las plantas acuáticas pueden remover entre el 80% y 90% de los sólidos presentes en el agua mediante fitorremediación. A partir de estos datos, se puede concluir que el presente estudio presenta una mayor eficiencia, logrando niveles de remoción del 86,59%.

3.1.4.6 Medición de sulfatos

En la **Figura 17** se puede apreciar que los tratamientos experimentales, utilizando diferentes proporciones de las plantas acuáticas *E. crassipes* y *S. natans*, inicialmente no lograron reducir la concentración de la sustancia medida en mg/L en comparación con el control inicial. En el Tratamiento 1 las concentraciones aumentaron significativamente a lo largo del tiempo, desde 29 ± 1 mg/L en el día 7 hasta 75 ± 0,98 mg/L en el día 30, superando considerablemente las concentraciones del control inicial que comenzaron en 32 ± 2,1 mg/L. Los otros tratamientos también mostraron aumentos en la mayoría de las mediciones a lo largo de los 45 días de estudio, aunque en menor grado que el Tratamiento 1.

Durante los 45 días de estudio, se observó una disminución de los niveles de sulfato en el agua residual sin tratamiento, posiblemente debido a procesos naturales de autodepuración. Es probable que microorganismos autóctonos, como bacterias reductoras de sulfato (BRS), estén presentes en el agua, utilizando los sulfatos como aceptores de electrones en su metabolismo anaeróbico y reduciéndolos a sulfuros. Esta disminución, influenciada por factores ambientales como la temperatura y el pH, sugiere que el agua residual posee una capacidad intrínseca de autodepuración, relevante para el diseño de sistemas de tratamiento más eficientes **(Gardezi et al., 2022).**

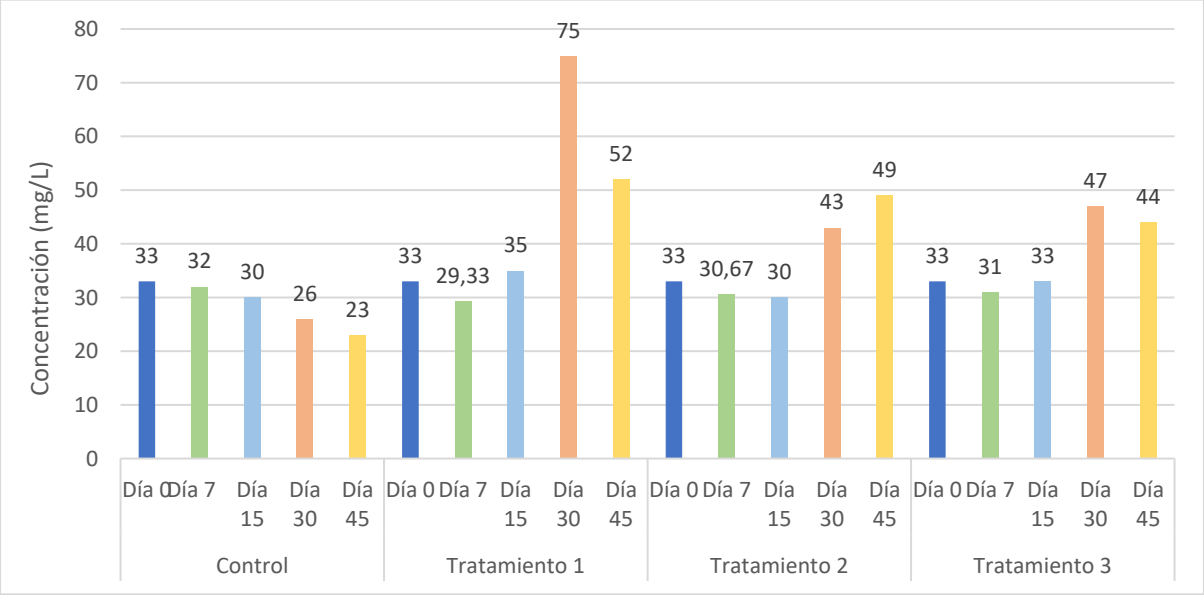


Figura 17. Medición del porcentaje de remoción de sulfatos en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

De acuerdo con **Buitrón (2024),** la combinación de *E. crassipes* con otra especie acuática puede alcanzar un porcentaje de remoción del 52,46% de sulfatos en agua residual al día 15. Sin embargo, en este estudio no existe una mayor reducción de este parámetro, aunque el resultado de 75 ± 0,012 mg/L al día 30 en el tratamiento 2 no representa un problema, ya que, según la normativa ambiental vigente **(TULSMA, 2015),** esta concentración de sulfatos está muy por debajo del límite máximo permitido de 1000 mg/L. Por lo tanto, la concentración observada es considerada aceptable y se encuentra dentro de los límites permisibles.

El aumento de sulfatos en un proceso de fitorremediación puede deberse a la descomposición de materia orgánica de las plantas, que libera sulfatos, así como a los procesos metabólicos de las plantas y las interacciones microbianas que transforman compuestos orgánicos en sulfatos. Además, factores ambientales como el pH y la temperatura pueden influir en la química del agua, aumentando la concentración de sulfatos. También puede haber una entrada externa de sulfatos al sistema o la liberación de sulfatos adsorbidos en el suelo o sustrato debido a cambios en las condiciones químicas del medio **(Ortiz, 2024).**

Según el **Anexo** 13 el análisis de varianza ANOVA revela diferencias significativas en la reducción de sulfatos entre los tratamientos. La comparación de pares mediante el método de Tukey, con un nivel de confianza del 95%, muestra que el Control (media de 22,667) tiene una reducción significativamente menor en comparación con todos los tratamientos. Los tratamientos se agrupan en diferentes categorías: Tratamiento 1 (51,000) y Tratamiento 2 (48,333) tienen medias significativamente más altas que el Tratamiento 3 (43,667), indicando que la eficacia de los tratamientos varía, pero todos son más efectivos que el Control en la reducción de sulfatos.

3.1.4.7 Medición de turbidez y color

En el control, la turbidez inicial es de 26,60 ± 0,111 mg/L, y disminuye gradualmente a lo largo de los 45 días. Al final del periodo, la turbidez en el control se reduce a 11,14 ± 0,191 mg/L, lo que indica una remoción parcial de las partículas suspendidas, pero aún a niveles relativamente altos. De acuerdo con **Okolo et al. (2021)** la disminución gradual se debe principalmente al proceso de sedimentación, en el que las partículas más grandes y densas se asientan en el fondo con el tiempo. Sin embargo, la persistencia de niveles elevados de turbidez sugiere que la sedimentación natural no es suficiente para

eliminar por completo las partículas más finas y ligeras, que permanecen en suspensión. Esto resalta la necesidad de métodos de tratamiento más efectivos para lograr una mayor claridad en el agua.

En el Tratamiento 1 la turbidez inicial de 26,60 ± 0,111 mg/L disminuye desde el día 7, alcanzando 1,30 ± 0,203 mg/L. Para el día 45, se reduce aún más hasta 0,04 ± 0,099 mg/L, mostrando una eficiencia casi total en la eliminación de partículas en suspensión. En el Tratamiento 2, la reducción también es significativa, comenzando en 1,19 ± 0,311 mg/L al día 15, y alcanzando 0,12 ± 0,178 mg/L al día 45. Aunque es un poco menos efectivo que el Tratamiento 1, sigue siendo altamente eficiente. En el Tratamiento 3, la turbidez baja a 1,42 ± 0,271 mg/L en el día 7, pero experimenta una disminución constante, logrando 0,15 ± 0,333 mg/L al día 45. Este tratamiento, aunque ligeramente menos efectivo que los otros dos, aún logra una remoción considerable de la turbidez.

La eficacia de la fitorremediación para reducir la turbidez en aguas residuales se evaluó utilizando diferentes proporciones de *E. crassipes* y *S. natans*, en donde de acuerdo con la **Figura 18**, los tratamientos experimentales mostraron resultados significativamente distintos: el tratamiento 1, con un 50% de cada especie, alcanzó una remoción del 99,85% al día 45, mientras que el tratamiento 2 logró una remoción del 99,55%. Por otro lado, el tratamiento 3 exhibió una remoción del 98,65%.

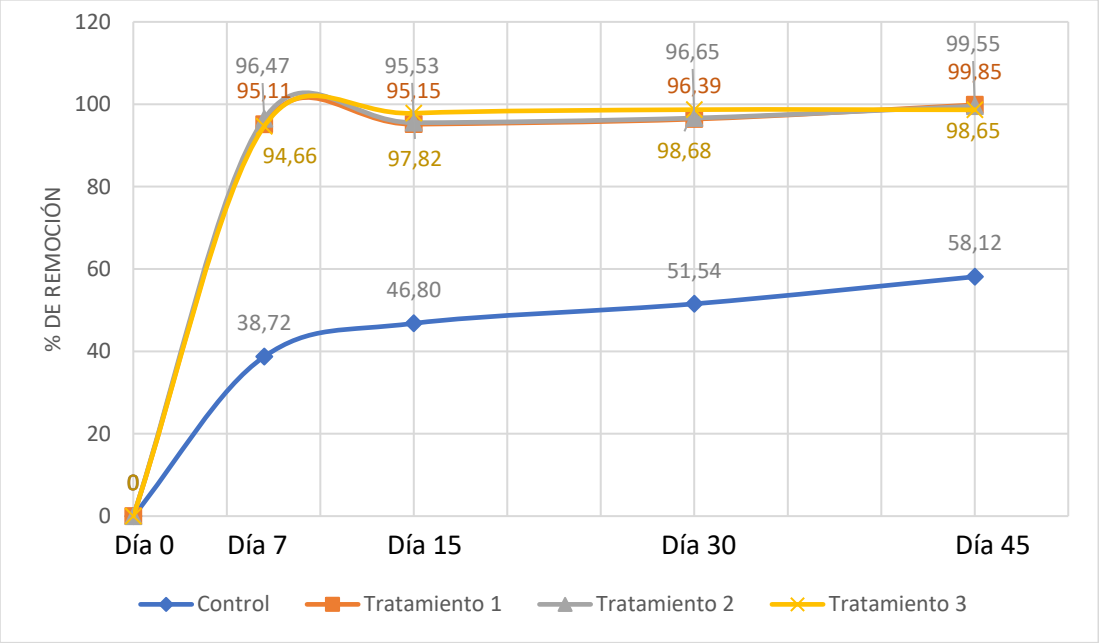


Figura 18. Determinación del porcentaje de remoción de la turbidez del agua residual al cabo de 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

Estos hallazgos sugieren que una mayor proporción de *Salvinia natans* podría ser más eficaz para reducir la turbidez y el color en aguas residuales, como se observa en la Tabla 11. Esto coincide con estudios previos, como el de **Mustafa y Hayder (2020),** quienes investigaron el rendimiento de las plantas acuáticas *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento terciario de aguas residuales domésticas con diferentes tiempos de retención. En su investigación, encontraron que *S. natans* puede alcanzar una remoción de turbidez del 82,8% al 94%, superando el 80% logrado por *E. crassipes*. La mayor eficiencia de *S. natans* se debe a su capacidad de rizofiltración, donde sus raíces finas atraen y retienen sólidos en suspensión, lo que facilita su posterior digestión y asimilación gradual por la planta **(Johnston, 2020).**

Como se reporta en el **Anexo 15** el análisis de varianza para los datos de turbidez indica una diferencia altamente significativa entre los tratamientos. Las comparaciones de Tukey con un 95% de confianza agrupan los tratamientos en tres categorías distintas. El Control (12,523) presenta una turbidez significativamente mayor en comparación con todos los tratamientos. El Tratamiento 1 (0,97333) forma un grupo separado de Tratamiento 2 (0,8800), que a su vez se solapa parcialmente con el Tratamiento 3 (0,35667), que tiene la turbidez más baja. Las medias que no comparten la misma letra son significativamente diferentes, lo que evidencia variaciones notables en la eficacia de los tratamientos en la reducción de la turbidez.

El agua está compuesta por partículas suspendidas que aumentan la turbidez, imparten un color aparente e interfieren con la penetración de la luz. Estas partículas se originan por la erosión, los restos vegetales de las cuencas y los microorganismos producidos en los cuerpos de agua **(Boyd, 2020).**

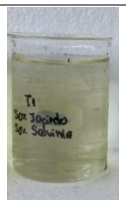
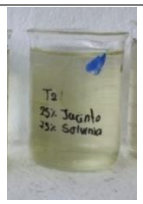
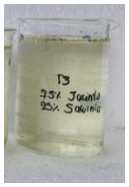
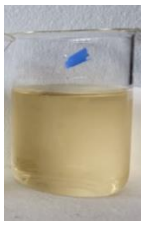
La turbidez y el color del agua están estrechamente relacionados. La turbidez mide la claridad del agua y se debe a partículas suspendidas, mientras que el color proviene de sustancias disueltas. Ambos aspectos están interrelacionados porque las partículas que causan turbidez a menudo contienen pigmentos que afectan el color. Estudios y experimentos confirman que factores como la erosión y la materia orgánica disuelta afectan ambas variables simultáneamente **(Nieman, 2020).**

Como se puede apreciar en la **Figura 19 y Tabla 11** también existe disminución de color en los tratamientos en donde se indica que el tratamiento 3 fue eficaz, alcanzando su pico de remoción del 64,19% al Día 30, aunque su eficiencia disminuyó ligeramente al Día 45 a 53,80%. Por su parte, el tratamiento 2 mostró una buena eficiencia inicial, pero su rendimiento decayó hacia el Día 45, culminando en un 42,39% de remoción. El tratamiento 1 logro una remoción del color del 62,11% al Día 45, mostrando una mejora constante desde el inicio. En contraste, el grupo control mostró un incremento en el color hacia el final del período, con una reducción neta del -18,34% al Día 45, lo que

sugiere un deterioro en lugar de una mejora en la calidad del agua. Según **Yu et al. (2021)**, la disminución inicial del color en el grupo control se puede atribuir a la actividad de los microorganismos presentes en el efluente contaminado, que contribuyen a la descomposición de los colorantes y a la sedimentación como un proceso natural.

Tabla 11.

Cambio de color en el agua residual tratada.

Días	Control	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3
0				
7				
15				
30				
45				

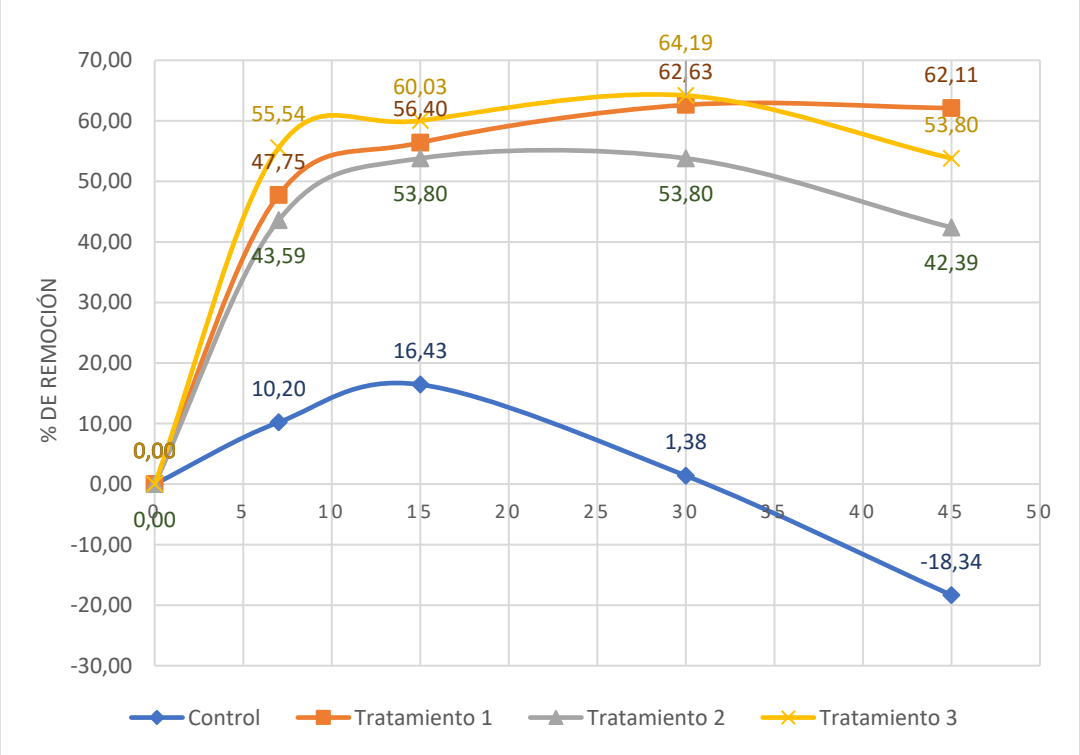


Figura 19. Medición del porcentaje de remoción de color en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans.*

De acuerdo con la **Figura 19** los datos muestran la evolución del color en el agua durante un proceso de fitorremediación y en un control sin intervención de plantas. Inicialmente, el color del agua era de 192,67 ± 1,556 PCU. En el control, el color disminuyó ligeramente hasta 161 ± 1,043 PCU al día 15, pero luego aumentó significativamente hasta 328 ± 1,126 PCU al día 45, indicando un deterioro en la calidad del agua. Este incremento puede atribuirse a la descomposición natural de la materia orgánica presente en el agua, que libera compuestos colorantes como ácidos húmicos y fúlvicos. Además, sin la presencia de plantas que podrían estabilizar y remover estos compuestos, es probable que las partículas sedimentadas se re-suspendieran, reintroduciendo color al agua. Estos factores, junto con la acumulación de compuestos no degradables y posibles cambios ambientales, explican la persistencia y el aumento del color en el tratamiento de control **(Manahan, 2006).**

Sin embargo, al comparar estos resultados con los reportados por **Buitrón (2024),** se observa que este estudio no alcanzó una eficacia tan alta. Buitrón logró un porcentaje de remoción de color del 84,62%,

significativamente superior al 64,19% obtenido en nuestra investigación. Esto indica que, aunque el estudio muestra una reducción efectiva, aún hay margen de mejora para alcanzar los niveles de eficiencia reportados por Buitrón

En los tratamientos de fitorremediación, se observó una reducción más efectiva del color en comparación con el control. El Tratamiento 1 mostró una reducción constante del color, alcanzando 73 ± 2,059 PCU al día 45. El Tratamiento 2 tuvo una reducción más moderada, pero con un aumento a 120 ± 0,931 PCU al día 45. El Tratamiento 3 comenzó con una disminución del color, pero experimentó un aumento significativo a 219 ± 1,268 PCU al día 45, similar al comportamiento observado en el control.

La disminución del color en el agua tratada mediante fitorremediación se debe principalmente a la presencia de sustancias húmicas, especialmente el ácido fúlvico, que constituye entre el 50% y el 80% de estas sustancias en el agua. Según **Muñoz (2016),** la composición del ácido fúlvico incluye un 59,2% de carbono (C), un 6,4% de hidrógeno (H) y un 2,4% de nitrógeno (N). La reducción del color también está influenciada por el pH del agua, ya que, como señala Valencia, la disminución del pH está asociada con la reducción de color. A diferencia de la turbidez, donde el pH no experimenta variaciones significativas, el color se compone de partículas coloidales mucho más pequeñas que las responsables de la turbidez.

El origen del color es predominantemente orgánico, mientras que la turbidez se debe a partículas minerales. Químicamente, el color está relacionado con ácidos orgánicos, en contraste con los cristales de silicatos que causan la turbidez. Es importante destacar que las mediciones del color en las muestras corresponden al color verdadero, ya que la turbidez fue removida previamente mediante un filtro, como indica **Corchuelo (2018).** Sin embargo, la remoción completa del color no se logró debido a la generación de ácidos fúlvicos en mayor proporción durante el tratamiento de la materia orgánica, especialmente en procesos que involucran plantas acuáticas para la fitorremediación **(Muñoz, 2016).**

Ademas de acuerdo con **el Anexo 9** el análisis de varianza muestra que existe una diferencia significativa entre los tratamientos evaluados. Las comparaciones de Tukey con un nivel de confianza del 95% agrupan los tratamientos en cuatro categorías diferentes, donde el Control (190,333) es significativamente mayor que todos los tratamientos. El Tratamiento 2 (89,333) es menor que el control, pero mayor que los otros dos tratamientos. El Tratamiento 1 (72,00) es menor que el Tratamiento 2, y el Tratamiento 3 (68,000) tiene el valor más bajo. Las medias que no comparten la misma letra son significativamente diferentes, lo que indica que cada tratamiento tuvo un impacto distinto en el color analizado.

3.1.4.8 Medición de Conductividad

De acuerdo con la **Figura 20**, en el análisis de la reducción de la conductividad del agua, medida en µS/cm, se observaron variaciones significativas a lo largo de 45 días en el control y tres tratamientos experimentales. El control comenzó con una conductividad de 542.121±1.407 µS/cm y la redujo a 331.667±2.543 µS/cm en el día 15, logrando un porcentaje de remoción del 38.810%, pero luego experimentó un incremento hasta 437.000±3.055 µS/cm en el día 45, reduciendo la remoción al 19.370%.

En contraste, el tratamiento 1 disminuyó la conductividad de manera más efectiva y consistente, de 542.121 ± 1.407 µS/cm a 205 ± 1.13 µS/cm al día 45, alcanzando una remoción del 62.18 %. El tratamiento 2 logró una reducción a 270.02 ± 1.813 µS/cm en el día 45 con una remoción del 50.18 %, siendo efectivo, pero menos pronunciado en su impacto. El tratamiento 3 fue el más exitoso, bajando la conductividad a 191.051 ± 0.903 µS/cm en el día 45, con una remoción máxima del 64.760%.

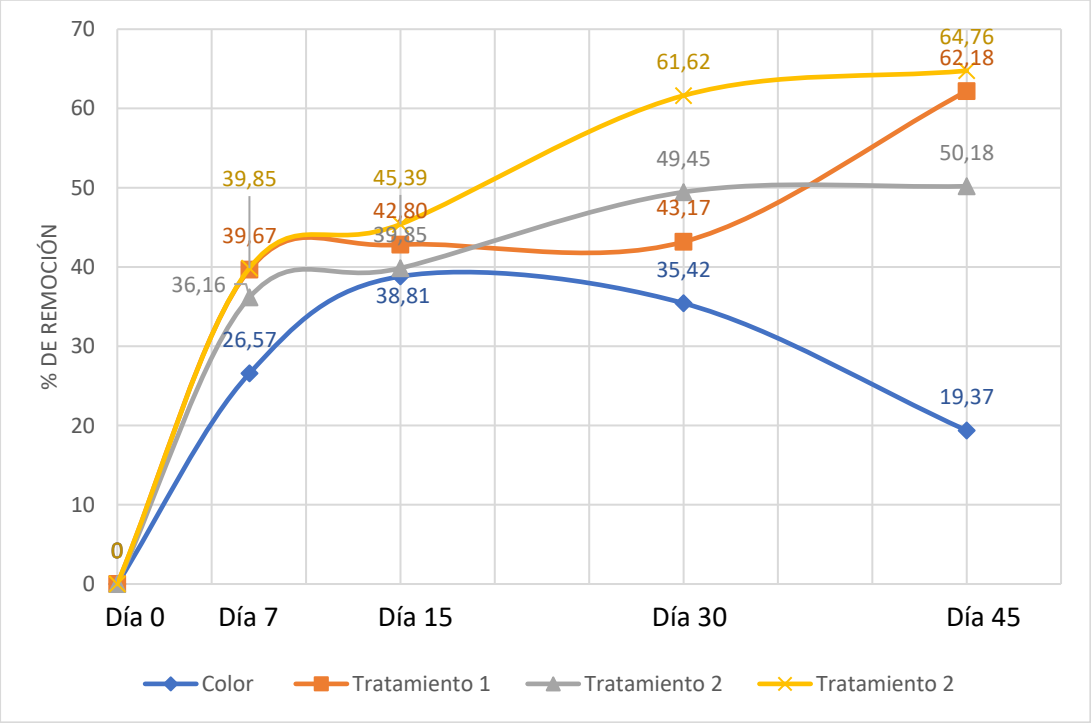


Figura 20. Porcentaje de reducción de la conductividad en el agua residual al cabo de 0, 7, 15, 30 y 45 días de fitorremediación.

Nota: El tratamiento 1 esta constituido por 50% de *E. crassipes* y 50% *S. natans*, el Tratamiento 2 por 25% de *E. crassipes* y 75% *S. natans*, el Tratamiento 3 por 75% de *E. crassipes* y 25% *S. natans*.

En una comparación de los resultados obtenidos en este estudio con los de **Buitrón (2024)** respecto a la remoción de conductividad en aguas residuales, los tratamientos aplicados aquí demostraron ser significativamente más efectivos, con el tratamiento 1 logrando una remoción del 62.18 % y el tratamiento 3 alcanzando un 64.76 %. En contraste, los tratamientos de Buitrón mostraron una capacidad limitada para reducir la conductividad, manteniéndose en un rango elevado de 2100 a 2500 µS/cm durante 60 días. Estos resultados sugieren que los tratamientos utilizados en este estudio son una alternativa más eficiente y sostenible para mejorar la calidad del agua en términos de conductividad.

Estos resultados indican que las combinaciones de *E. crassipes y S. natans* son efectivas en la disminución de conductividad en aguas residuales. 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)**. De acuerdo con **Tavangar et al. (2020)** el incremento de conductividad es producto de descomposición de la materia orgánica provoca 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.

Además de acuerdo con el análisis de varianza **Anexo 16** indican que hay diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. En el análisis de comparaciones múltiples de Tukey, que se utiliza para determinar las diferencias específicas entre las medias de los tratamientos con un 95% de confianza, los resultados son claros en mostrar una jerarquía en la efectividad de los tratamientos. El Tratamiento 3 con una media de 190.000 µS/cm es el más efectivo (Grupo D), seguido del Tratamiento 1 con 205.667 µS/cm (Grupo C), Tratamiento 2 con 271.000 µS/cm (Grupo B), y el Control con la mayor conductividad de 436 µS/cm (Grupo A). Las letras de agrupación indican que cada tratamiento difiere significativamente del otro en términos de reducción de la conductividad, lo cual valida la eficacia diferencial de cada tratamiento aplicado en el estudio.

3.1.4.9 Medición de pH

De acuerdo con la **Figura 21**, el tratamiento control presentó un aumento constante del pH hasta 8,31 ± 0,12 al día 45, indicando una tendencia hacia la alcalinidad sin intervención. En contraste, los tratamientos con plantas demostraron una disminución del pH: el tratamiento 1 logró la mayor reducción a 6,02 ± 0,09, seguido por el tratamiento 2 con un pH de 6,06 ± 0,16, y el tratamiento 3 alcanzó un pH de 6,12± 0,08.

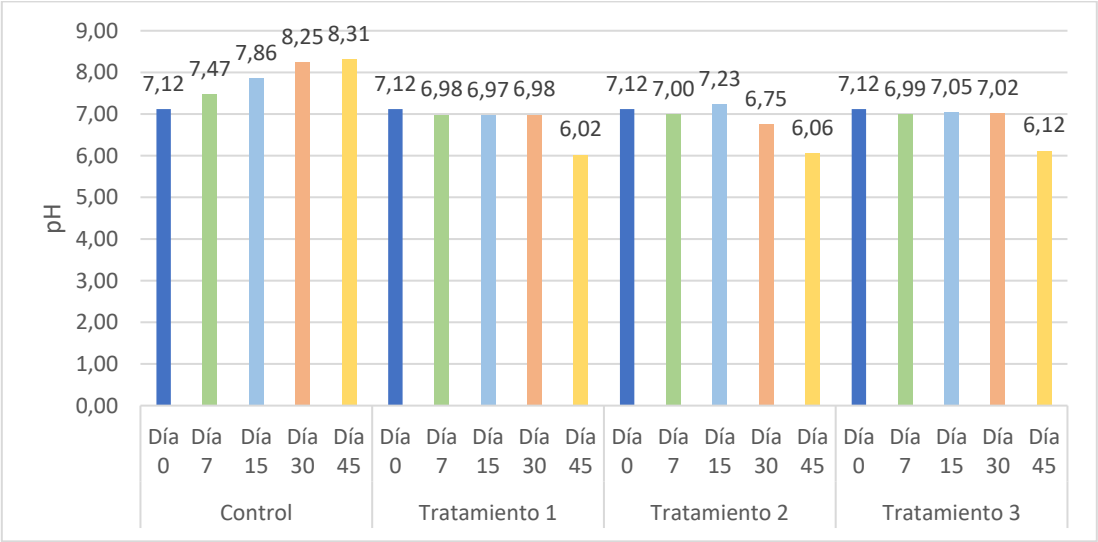


Figura 21. Determinación de pH en el agua residual después de 45 días de fitorremediación

El análisis de varianza para los datos de pH **Anexo 16** muestra una diferencia significativa entre los grupos evaluados. Las comparaciones de Tukey, con un 95% de confianza, agrupan los datos en dos categorías distintas. El grupo de Control tiene una media de pH de 8,24 ± 0,472, lo que indica que es significativamente más alcalino que los demás tratamientos. Por otro lado, los Tratamientos 3, 2 y 1 presentan medias de pH de 7,11 ± 0,77, 7,02 ± 0,83, y 7 ± 1,01 respectivamente, y se agrupan en la segunda categoría. Esto indica que estos tratamientos reducen el pH en comparación con el Control, acercándolo hacia un nivel más neutro, pero no muestran diferencias significativas entre ellos mismos.

Esta reducción del pH podría estar asociada a varios factores. La descomposición de la materia orgánica por las plantas produce ácidos orgánicos, lo cual aumenta la concentración de iones H^+ y, por lo tanto, la acidez del medio **(Saravanan et al., 2019).** Además, la absorción de nitrógeno amoniacal por las plantas implica una deprotonación que libera iones H^+ en el agua, contribuyendo aún más a la disminución del pH **(Deng & Ni, 2013).** La difusión atmosférica de CO_2 en el agua también puede reducir el pH, ya que el CO_2 se disuelve y forma ácido carbónico.

La reducción del pH en la fitorremediación puede explicarse por varios factores interrelacionados. Primero, la descomposición de materia orgánica por las plantas genera ácidos orgánicos, aumentando la concentración de iones H^+ y, consecuentemente, la acidez del medio **(Saravanan et al., 2019).** Además, la absorción de nitrógeno amoniacal por las plantas conlleva una liberación de iones H^+ en el agua al deprotonarse, lo que contribuye aún más a la acidificación **(Deng & Ni, 2013).** La difusión de CO_2 atmosférico en el agua también reduce el pH al formar ácido carbónico tras su disolución.

Este hecho está respaldado por investigaciones como la de **Lu et al. (2018),** quienes destacan la eficacia de *E. crassipes* en la fitorremediación para eliminar tanto contaminantes orgánicos como inorgánicos de manera ambientalmente amigable y económicamente viable. **Zhou et al. (2017)** también confirmaron la eficacia de esta especie en el tratamiento de aguas residuales. Además, estudios como los de **García y Sánchez (2022) y Mera & García (2022)** respaldan la capacidad de *E. crassipes* para reducir una amplia gama de indicadores de calidad del agua, incluyendo contaminantes físicos, químicos y microbiológicos, hasta niveles adecuados para su reutilización en riego.

Otra posible explicación es que el sistema busque alcanzar un pH ácido para hacer solubles y disponibles ciertos metales, como el cromo, para su posterior absorción por las plantas **(Majumdar et al., 2018).** El aumento de la acidez puede facilitar la formación de complejos orgánicos metálicos y su precipitación.

3.1.4.10 Medición de Temperatura

En el estudio de fitorremediación a lo largo de 45 días, se observaron variaciones en las temperaturas entre el tratamiento control y los tratamientos fitorremediadores. Como se puede ver en la **Figura 22** el tratamiento control mantuvo temperaturas estables con fluctuaciones mínimas, oscilando entre 17,86 ± 0,096 °C y 18,83 ± 0,101°C, mientras que los tratamientos fitorremediadores mostraron patrones más dinámicos.

El Tratamiento 1 experimentó un aumento inicial de 18,47°C ± 0,018 a 18,98°C ± 0,091 en el día 7, seguido de una caída a 16,97°C ± 0,145 en el día 15 y 16,98°C ± 0,065 en el día 30, con una ligera recuperación a 17,25°C ± 0,122 al final del período. El Tratamiento 2 inició con 18,47°C ± 0,033 y alcanzó su punto máximo de 18,67°C ± 0,112 en el día 7, seguido de una disminución a 17,23°C ± 0,097 en el día 15 y 16,75°C ± 0,182 en el día 30, finalizando en 17,06°C ± 0,049. Por su parte, el Tratamiento 3 mostró una variación similar, comenzando en 18,47°C ± 0,025 y alcanzando 18,99°C ± 0,178 en el día 7, con mínimos de 17,02°C ± 0,098 en el día 30 y un ligero aumento a 17,11°C ± 0,084 al final del estudio.

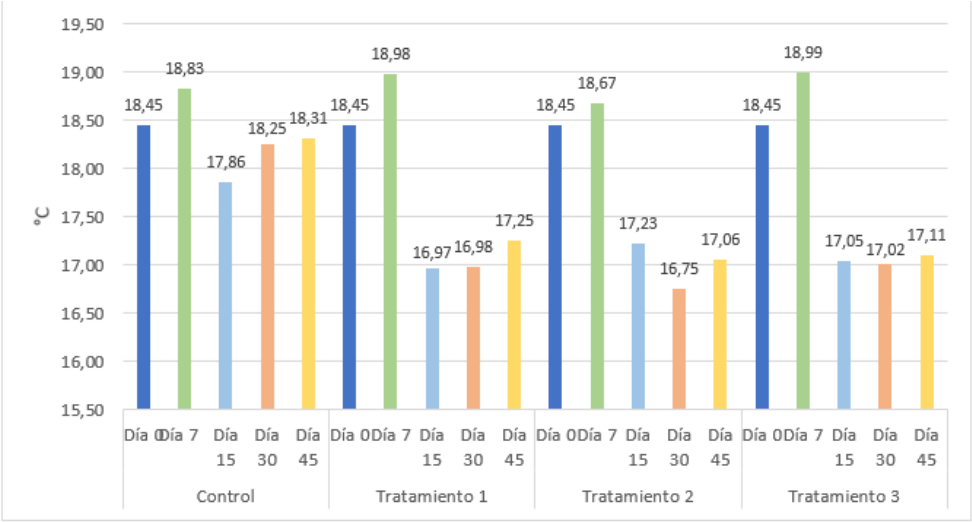


Figura 22. Análisis de la variación de temperatura durante el tratamiento de fitorremediación.

Se ha informado que la variación en el pH y la temperatura del agua puede atribuirse a las actividades fotosintéticas y la respiración de plantas y animales acuáticos **(El-Liethy et al., 2022).** Sin embargo, la variación en la temperatura durante el proceso de fitorremediación puede atribuirse principalmente a las condiciones climáticas diarias, como la radiación solar, la temperatura del aire y la cobertura de nubes, las cuales influyen directamente en la temperatura del agua. Estas fluctuaciones no son controladas por el proceso de fitorremediación en sí, sino que reflejan las variaciones naturales diurnas y estacionales del clima.

Por lo tanto, aunque el tratamiento de fitorremediación se centra en la absorción y adsorción de contaminantes por las plantas, las fluctuaciones en la temperatura del agua observadas durante el proceso son principalmente un reflejo de estos factores ambientales y no una consecuencia directa de la intervención del tratamiento.

3.1.4.11 Medición de metales: Cobre, Aluminio, Calcio y Cromo.

De acuerdo con la **Figura 23** en el análisis de cobre el grupo de control muestra una reducción significativa, logrando una remoción del 58,80 %, disminuyendo de 2,168 ± 0,241 mg/L a 1,03 ± 0,342 mg/L en 45 días. Por otro lado, los Tratamientos 1, 2 y 3 demuestran una alta efectividad en la remoción de cobre, con porcentajes de 99,60%, 98,00% y 98,80% respectivamente.

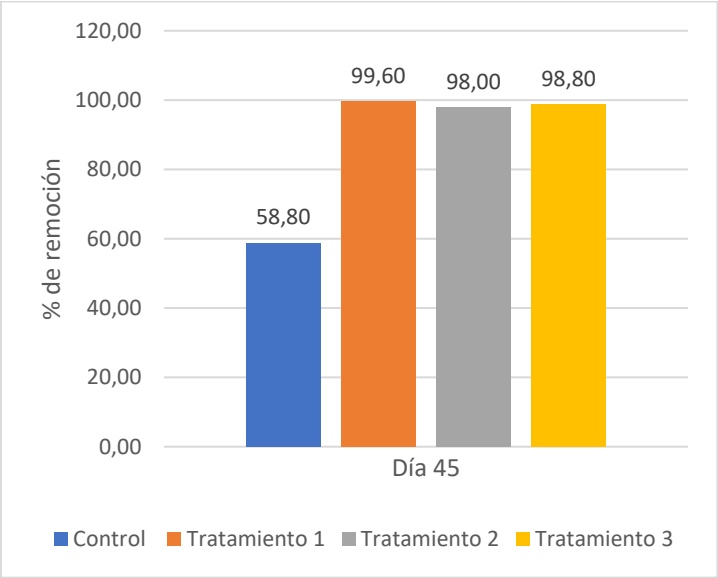


Figura 23. Medición del porcentaje de remoción del cobre en el agua residual después del experimento de fitorremediación.

En la **Figura 24** para el aluminio, el control alcanza una reducción del 30,77%, sugiriendo una capacidad limitada para remover aluminio sin intervenciones específicas. Sin embargo, los Tratamientos 1 y 2 muestran una mayor eficacia, con remociones del 84,62% y 92,31% respectivamente, demostrando su potencial para la purificación eficiente de aluminio en agua contaminada. El Tratamiento 3 presenta una eficacia del 73,77%, indicando que su eficacia en la remoción de aluminio es comparable a las condiciones naturales sin tratamiento adicional.

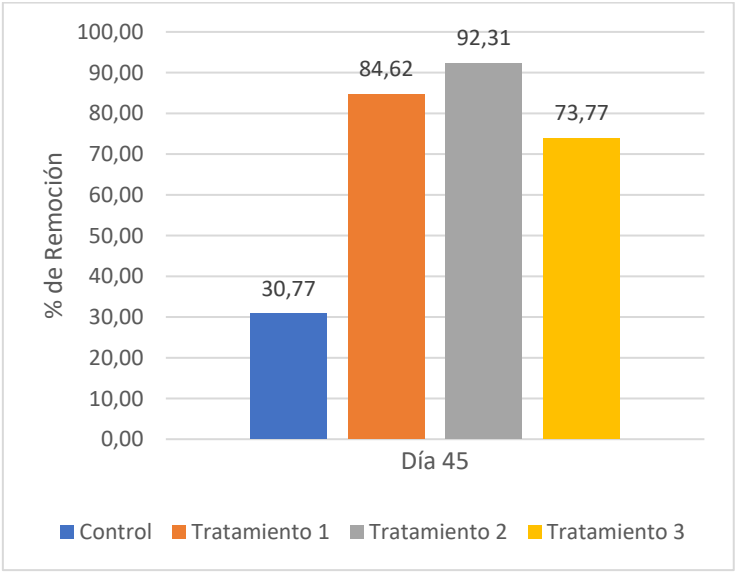


Figura 24. Medición de porcentaje de remoción de aluminio en el agua residual después del experimento de fitorremediación.

Para el calcio **Figura 25**, el grupo control no mostró cambio alguno, con una remoción del 0%. Contrariamente a lo esperado, los Tratamientos 1, 2 y 3 no solo fallaron en remover el calcio, sino que

resultaron en aumentos en su concentración, mostrando incrementos del -8,33%, -16,67% y -37,50%, respectivamente. Este fenómeno sugiere una posible absorción de calcio del medio o liberación de este elemento debido a procesos químicos o biológicos inducidos por los tratamientos aplicados.

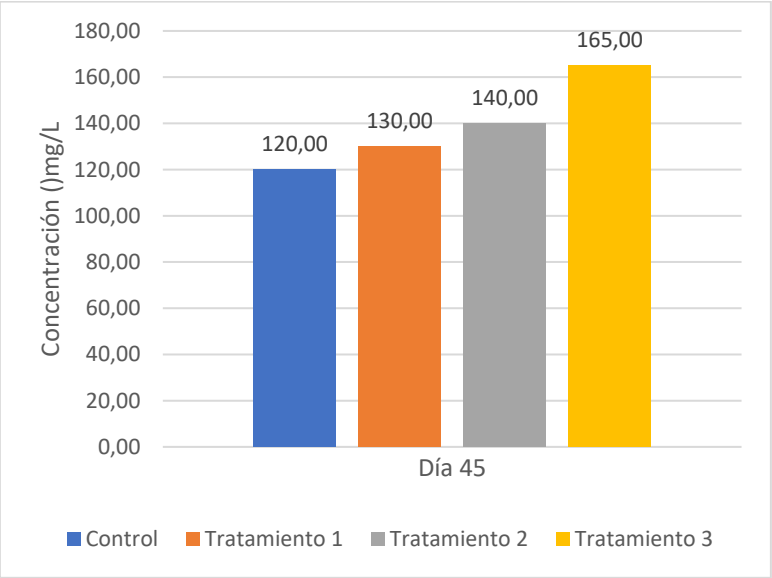


Figura 25. Medición de concentración de calcio en el agua residual después del experimento de fitorremediación.

El aumento del calcio en el agua residual puede explicarse considerando estudios previos. **Saha, Shinde & Sarkar (2017)** observaron una disminución del calcio del 37.5% después de 15 días de tratamiento, mientras que **De Lacerda et al. (2019)** reportaron una reducción del 54% tras 21 días. Estos resultados sugieren que la remoción de calcio depende del tiempo de tratamiento y las condiciones ambientales. Las variaciones en los niveles de calcio podrían estar relacionadas con la liberación de este ion por las plantas acuáticas en respuesta a cambios en el entorno o al equilibrio entre la absorción y liberación de iones en el sistema.

El incremento del calcio también puede estar relacionado con la desorción de calcio adsorbido en superficies sólidas. Este proceso ocurre cuando los iones de calcio, previamente adheridos a partículas presentes en el agua o el sustrato, se liberan al medio acuoso. Según **Bayón (2015),** cambios en las condiciones fisicoquímicas del agua, como el pH o la concentración de otros iones, pueden favorecer esta desorción. Por ejemplo, una reducción del pH puede saturar los sitios de adsorción con protones (H^+), desplazando a los iones de calcio. Además, la competencia con otros iones, como sodio, potasio o magnesio, puede facilitar la liberación de calcio. Este fenómeno explica el aumento del calcio observado, ya que, aunque las plantas absorben parte de este ion, los procesos químicos dentro del sistema también contribuyen significativamente a su liberación.

Finalmente, para el cromo **Figura 26**, el control mostró una remoción del 12,20%. El Tratamiento 1 fue el más efectivo, alcanzando una remoción del 79,67%. Los Tratamientos 2 y 3 también fueron efectivos,

aunque en menor medida, con remociones del 61,79% y 60,16%, respectivamente. Estos resultados indican que, aunque menos efectivos que para el cobre, los tratamientos siguen siendo una opción viable para la reducción de cromo en aguas contaminadas.

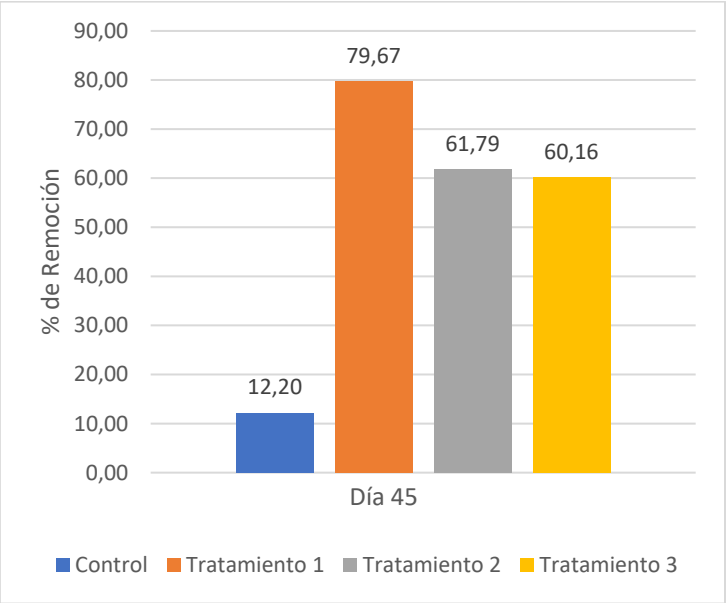


Figura 26. Medición de porcentaje de remoción del cromo en el agua residual después del experimento de fitorremediación.

Nota: De los metales analizados el cobre sobrepasaba los límites máximos permisibles en la normativa, sin embargo, después del tratamiento de fitorremediación este se redujo hasta alcanzar los límites máximos permisibles.

Los resultados del proceso de fitorremediación al cabo de 45 días muestran que se logró una reducción significativa en las concentraciones de varios contaminantes en el agua. El cobre, inicialmente en 2,17 ± 0,241 mg/L y por encima del límite de 1,03 ± 0,342 mg/L según **TULSMA (2015),** fue reducido a niveles tan bajos como 0.01± 0,642 mg/L en el tratamiento 1. El aluminio, con un valor inicial de 0.127 ± 0,012 mg/L, también fue disminuido notablemente, especialmente en el tratamiento 2, que lo redujo a 0.01 ± 0,199 mg/L. Sin embargo, el calcio, que empezó en 120,33 ± 2,45 mg/L, aumentó en todos los tratamientos, alcanzando 165± 0,411 mg/L en el tratamiento 3, lo que sugiere que la fitorremediación no fue efectiva para este elemento. Por último, el cromo, con un valor inicial de 0.123 ± 0,006 mg/L, fue reducido significativamente en todos los tratamientos, con el tratamiento 1 logrando la mayor reducción a 0.025 ± 0,592 mg/L.

De acuerdo con los resultados, a partir del día 30 se observa un aumento en la concentración de metales como el aluminio y el cromo en el agua. Según **Carreño (2020),** este fenómeno puede deberse a que, durante el proceso de fitorremediación, las plantas absorben nitrógeno, fósforo y carbono para su crecimiento, mientras que adsorben metales pesados como cromo, mercurio y plomo, reteniéndolos en

su estructura rica en celulosa sin incorporarlos a su biomasa. Este proceso de retención, conocido como quimiadsorción, es efectivo para tratar aguas residuales industriales y domésticas. *Eichhornia crassipes* puede adsorber hasta un 75% de los metales pesados en una semana, concentrándolos principalmente en sus raíces. Sin embargo, cuando la planta acumula una cantidad excesiva de metales, comienza a liberar estos elementos de nuevo al agua, lo que provoca el aumento en la concentración de metales observado a partir del día 30.

La fitorremediación emerge como una estrategia efectiva para mitigar la contaminación por metales pesados en aguas residuales, aprovechando las capacidades de las raíces de las plantas para absorber y acumular estos contaminantes. Estudios como el de **Mohebi & Nazari (2021)** han demostrado que las macrófitas son capaces de transportar metales adsorbidos desde las raíces hacia otras partes de la planta, contribuyendo así a la remoción de contaminantes del agua. Además, investigaciones específicas como las de **Skinner et al. (2007)** han resaltado el papel crucial de las raíces en la adsorción de metales como el mercurio.

E. crassipes es conocido por su capacidad de acumular metales pesados, puede remover entre un 70% y un 90% de estos contaminantes en un corto período de tiempo, según **Panneerselvam & Priya (2023)**. Estas plantas también son eficaces en la adsorción de metales como Zn, Cr, Cu y Cd, como señala **Yapoga, Ossey & Kouame (2013).** Además, **Aguirre et al. (2022)** han destacado que las raíces de estas plantas albergan bacterias con propiedades para reducir la carga de nutrientes y metales pesados en el ambiente acuático, mejorando así la calidad del agua.

La disminución de cromo se puede atribuir a la precipitación de Cr por la reducción de Cr^{6+} a Cr^{3+}. Las disminuciones ocurren como resultado de la secreción de exudados de raíces por macrófitos flotantes y por biopelículas bacterianas que ocurren en las raíces de estas plantas **(Kodituwakku, Kark & Yatawara, 2020).**

Por otro lado, el tratamiento observado en algunos estudios muestra una reducción del pH, sugiriendo que el sistema podría estar acidificando el medio para hacer soluble y disponible el cromo, como se ha discutido en estudios anteriores **(Majumdar et al., 2018).** Esto es significativo dado que el cromo, un contaminante relevante por su alta toxicidad y riesgos carcinogénicos, proviene principalmente de actividades humanas como la galvanoplastia y la industria de aleaciones **(Panneerselvam & Priya, 2023).**

3.1.4.12 Medición de aceites y grasas

Los resultados de la **Figura 27** muestra el análisis de la remoción de aceites y grasas, se observa una variación significativa en la eficiencia de remoción entre el control y los distintos tratamientos evaluados. Al inicio del estudio, tanto el control como todos los tratamientos iniciaron con una concentración de aceites y grasas de 50 ± 0,059 mg/L.

Para el control, la concentración de aceites y grasas se redujo de 50 ± 0,059 mg/L a 40± 0,073 mg/L en 45 días, resultando en un porcentaje de remoción de solo 20%. Este resultado sugiere una capacidad limitada del control para reducir los aceites y grasas, lo cual puede estar relacionado con la falta de intervención o recursos adicionales en esta configuración.

En contraste, los tratamientos 1 y 2 mostraron una mejora considerable en la remoción. Ambos tratamientos lograron reducir la concentración de aceites y grasas de 50 ± 0,059 mg/L a 20 mg/L, alcanzando un porcentaje de remoción del 60% en el mismo período de 45 días. La similitud en los resultados de ambos tratamientos sugiere que las condiciones y recursos proporcionados en estos tratamientos fueron efectivos para remover aceites y grasas de manera consistente.

El Tratamiento 3, sin embargo, demostró la mayor eficacia en la remoción, con una reducción de la concentración de 50 ± 0,059 mg/L a 10 ± 0,096 mg/L. Esto se traduce en un porcentaje de remoción del 80%, el más alto entre todas las configuraciones evaluadas.

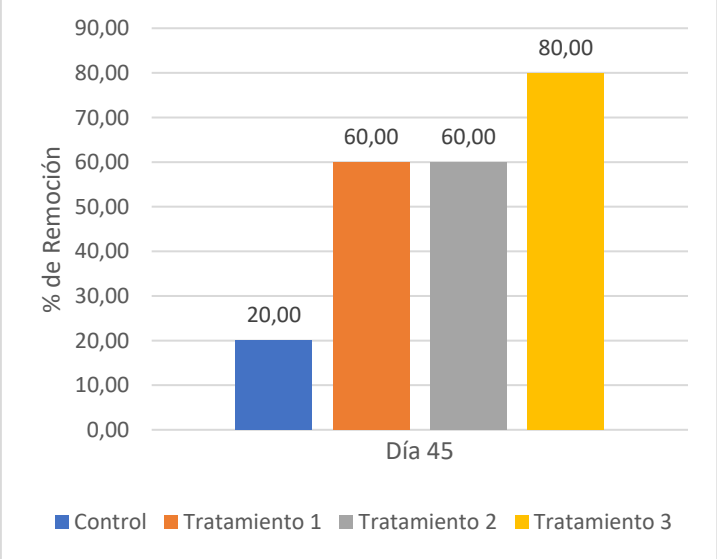


Figura 27. Determinación del porcentaje de remoción de aceites y grasas al cabo de 45 días de fitorremediación.

Como se reporta en el **Anexo 22** el análisis de varianza para el parámetro de aceites y grasas en el tratamiento de fitorremediación revela una diferencia altamente significativa entre los tratamientos. Las comparaciones de Tukey muestran que el Control tiene la mayor concentración de aceites y grasas

(41,333), mientras que los tratamientos 1 y 2 reducen significativamente estos niveles a 19,000 y 18,000, respectivamente, sin diferencias significativas entre ellos. El tratamiento 3 es el más efectivo, con la menor concentración de aceites y grasas (10,333), indicando que logra una reducción más notable en comparación con los otros tratamientos.

Las raíces de especies como *E. crassipes* y *S. natans* poseen estructuras y superficies que promueven la adherencia y acumulación de contaminantes oleosos y grasos presentes en el agua **(Panneerselvam & Priya, 2023).** Estas plantas tienen la capacidad de absorber y acumular estos contaminantes a través de sus tejidos vegetales, reduciendo así su concentración en el agua circundante.

Además, la actividad de las raíces y de los microorganismos asociados puede modificar las condiciones del agua, promoviendo la degradación de compuestos lipídicos y facilitando su metabolización por bacterias y hongos presentes en la rizosfera de las plantas **(Aguirre et al., 2022).** Estos microorganismos no solo ayudan en la descomposición de los aceites y grasas, sino que también pueden transformar estos compuestos en formas menos tóxicas o más fácilmente biodegradables.

3.1.4.13 Medición de coliformes fecales

De acuerdo con la **Figura 28**, el tratamiento 2, logró la mayor reducción con un 95,24%. Esto sugiere que la combinación con mayor proporción de *S. natans* podría haber contribuido significativamente a la efectividad del tratamiento en la reducción de coliformes fecales. Por otro lado, el tratamiento 3, también mostró una reducción considerable del 85,71%. En contraste, el tratamiento 1, que consistió en partes iguales de ambas especies, alcanzó una reducción del 76,19%, mientras que el grupo de control sin tratamiento adicional solo experimentó una reducción del 35,71%.

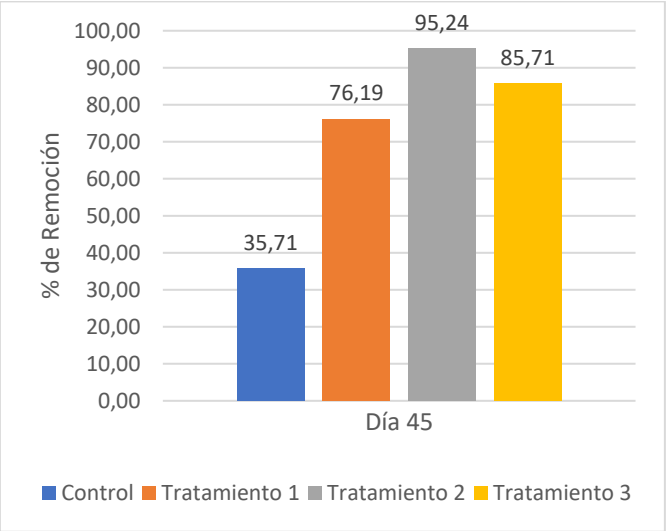


Figura 28. Determinación de porcentaje de remoción de coliformes fecales al cabo de 45 días de fitorremediación

Según el **Anexo 23** el análisis de varianza ANOVA muestra diferencias significativas entre los tratamientos y el control para los coliformes fecales. Las comparaciones de Tukey indican que el Control tiene una media significativamente mayor (26,667) en comparación con los tratamientos, mientras que el Tratamiento 2 es el más eficaz con la media más baja (2,000). Los Tratamientos 1 y 3 también difieren significativamente entre sí y respecto al Control, destacando la efectividad del Tratamiento 2 en la reducción de coliformes fecales.

En comparación con el estudio de fitorremediación realizado en aguas residuales sin tratamiento previo en Tierra Negra, Boyacá, que reportó una disminución del 71,19% de coliformes utilizando buchón de agua, esta investigación muestra una mayor eficacia **(Niño et al., 2018).** El Tratamiento 2, que emplea una combinación de dos especies fitorremediadoras, logró una remoción del 95,24% de los contaminantes. Este resultado destaca una eficiencia superior en la reducción de coliformes fecales en comparación con el estudio de referencia, subrayando el potencial mejorado de la combinación de especies en la fitorremediación de aguas residuales.

Una de las posibles razones para la reducción de coliformes fecales en el presente estudio puede ser la captura de bacterias en la rizosfera de los macrófitos flotantes, como afirman **Wickramasinghe y Jayawardana (2018).** También se pueden contribuir a reducir la cantidad de coliformes fecales sustancias químicas secretadas por macrófitos que tienen efectos bactericidas.

De acuerdo con **Carreño (2020)** el sistema de plantas macrófitas en flotación es eficaz en la eliminación de microorganismos, particularmente debido a su capacidad para disminuir la materia orgánica en la

que las bacterias se alojan. Este proceso de eliminación se ve reforzado por la oxigenación generada en el sistema, que es letal para las bacterias anaerobias, como la *Escherichia coli*. *E. coli* es una bacteria patógena para los humanos y su presencia en el agua indica contaminación orgánica. Al pasar por este tipo de humedal, la presencia de *E. coli* se reduce significativamente, mejorando así la calidad del agua y disminuyendo el riesgo de enfermedades transmitidas por este patógeno.

3.1.5 Cálculo del índice de biodegradabilidad

Según la **Tabla 6**, un índice menor a 0,3 indica que el agua residual no es biodegradable; entre 0,3 y 0,7, es poco biodegradable; entre 0,7 y 0,8, es biodegradable; y mayor a 0,8, es muy biodegradable. A continuación, se analiza cómo varía este índice a lo largo del tiempo para los diferentes tratamientos presentados en la tabla.

Para el control, el índice de biodegradabilidad comienza en 0,75 en el Día 0, lo que indica que el agua residual es biodegradable. En el Día 7, el índice aumenta ligeramente a 0,78, lo que sugiere una mejora en la biodegradabilidad. Sin embargo, en el Día 15, el índice disminuye a 0,53, situándose en la categoría de poco biodegradable, lo que sugiere que la materia más fácilmente biodegradable ya ha sido procesada. En el Día 30, el índice se mantiene en 0,58, y finalmente en el Día 45 disminuye a 0,48, permaneciendo dentro del rango de poco biodegradable, indicando que al final del período queda principalmente materia orgánica menos biodegradable.

En el Tratamiento 1, el índice comienza igual que el control con 0,75 en el Día 0, indicando que el agua es biodegradable. Sin embargo, para el Día 7, el índice disminuye a 0,44, lo que sitúa al agua residual en la categoría de poco biodegradable, sugiriendo una rápida degradación de compuestos fácilmente biodegradables. En el Día 15, el índice se incrementa a 0,53, permaneciendo poco biodegradable. En el Día 30, baja a 0,46, y en el Día 45 desciende aún más a 0,34, lo que sugiere que el agua residual sigue siendo poco biodegradable, indicando una limitación en la capacidad de biodegradación de los compuestos más complejos.

El Tratamiento 2 también inicia con un índice de 0,75 en el Día 0, indicando que es biodegradable. Para el Día 7, baja a 0,45, sugiriendo que el agua residual se ha vuelto poco biodegradable. Sin embargo, en el Día 15, el índice aumenta a 0,57, y en el Día 30, sube a 0,60, manteniéndose poco biodegradable.

Finalmente, en el Día 45, el índice sube a 0,64, lo que indica que el tratamiento es eficaz en descomponer compuestos menos biodegradables, aunque sigue siendo poco biodegradable.

En el Tratamiento 3, el índice comienza con 0,75 en el Día 0, indicando que es biodegradable. Disminuye a 0,33 en el Día 7, lo que lo clasifica como poco biodegradable, señalando una rápida utilización de materia biodegradable fácil. Sin embargo, el índice se eleva a 0,45 en el Día 15 y a 0,49 en el Día 30, manteniéndose poco biodegradable. Finalmente, en el Día 45, el índice aumenta significativamente a 0,65, permaneciendo poco biodegradable, pero mostrando una mejora notable en la biodegradabilidad de los compuestos más recalcitrantes.

Tabla 12.

Índice de biodegradabilidad durante el proceso de fitorremediación.

Tratamiento	Dia 0	Dia 7	Dia 15	Dia 30	Dia 45
Control	0,75	0,78	0,53	0,58	0,48
Tratamiento 1	0,75	0,44	0,53	0,46	0,34
Tratamiento 2	0,75	0,45	0,57	0,60	0,64
Tratamiento 3	0,75	0,33	0,45	0,49	0,65

En cuanto a la relación DBO_5/DQO, se indica que el efluente es biodegradable según los criterios de biodegradabilidad **(Cambier et al., 2021).**

3.1.6 Análisis estadístico

En la **Tabla 13** se puede apreciar que los resultados muestran que la mayoría de los parámetros analizados tienen diferencias significativas entre al menos dos de los tratamientos evaluados, como lo indican los valores bajos de p en el análisis de ANOVA. Esto sugiere que los tratamientos tienen efectos diferentes en los diferentes parámetros del estudio ambiental.

Sin embargo, es importante notar que para "Nitrógeno amoniacal" y "Nitritos", no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos, lo que podría indicar que estos tratamientos no afectan estos parámetros específicos o que las diferencias observadas son estadísticamente insignificantes.

Tabla 13.

Resumen del análisis estadístico ANOVA y TUKEY

Parámetro	ANOVA	TUKEY				Anexo
		C	T_1	T_2	T_3	
DBO_5	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	D	3
DQO	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	D	4
Nitrógeno amoniacal	No hay diferencias (p = 0,196).	A	A	A	A	5
Nitritos	No hay diferencias (p = 0,072).	A	A	A	A	6
Fósforo total	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	C	C	7
Tensoactivos aniónicos	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	D	C	B	8
Color	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	D	9
Sólidos disueltos	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	B	C	10
Sólidos suspendidos	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	C	D	11
Sólidos totales	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	B	C	12
Sulfatos	Si hay diferencias (p = 0,000).	D	A	B	C	13
Conductividad	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	D	14
Turbidez	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	B,C	C	15
pH	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	B	B	16
Cobre	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	C	17
Aluminio	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	B	A	18
Calcio	Si hay diferencias (p = 0,000).	D	C	B	A	19
Cromo hexavalente	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	B	20
Nitrógeno total	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	C	B	D	21
Aceites y grasas	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	B	C	22
Coliformes fecales	Si hay diferencias (p = 0,000).	A	B	D	C	23

El Tratamiento 3, con una mayor proporción de *E. crassipes*, mostró una significativa reducción en DQO y DBO_5 en el día 30, indicando una alta eficiencia en la degradación de materia orgánica. Esto puede atribuirse a la alta capacidad de absorción y metabolismo de *E. crassipes*. La reducción significativa del nitrógeno amoniacal en el Tratamiento 3 en el día 15 sugiere que *E. crassipes y S. natans* son efectivas en la conversión del amoníaco, posiblemente a través de procesos de nitrificación facilitados por la planta y sus microorganismos asociados. El Tratamiento 3 también mostró una alta eficiencia en la reducción del fósforo total en el día 30, lo que podría deberse a la capacidad de las plantas para absorber fósforo.

La reducción de nitritos en el Tratamiento 3 al día 45 refleja una eficaz nitrificación y desnitrificación, procesos que son críticos para la remoción de formas de nitrógeno menos deseables. El Tratamiento 1, con una proporción equitativa de *E. crassipes* y *S. natans*, fue particularmente efectivo en la eliminación de tensoactivos aniónicos, sugiriendo una sinergia entre ambas plantas para la degradación de estos compuestos.

La reducción significativa en los sólidos disueltos, suspendidos y totales en el Tratamiento 3 indica una clarificación efectiva del agua, mejorando su calidad general. La disminución de sulfatos en el

Tratamiento 2 en el día 15 sugiere que una mayor proporción de *S. natans* es efectiva en la absorción o precipitación de sulfatos.

La mejora en el color y la conductividad del agua en el Tratamiento 3 sugiere una remoción eficiente de compuestos que afectan estas propiedades, mejorando así la calidad estética y química del agua. La reducción en la turbidez, el ajuste del pH y la disminución de metales como cobre, aluminio, calcio y cromo hexavalente en diferentes tratamientos y días reflejan la capacidad específica de las plantas para manejar estos parámetros.

Los tratamientos 3 y 2 mostraron alta eficiencia en la reducción de nitrógeno total, aceites y grasas y coliformes fecales, indicando una capacidad robusta para la remediación de estos contaminantes. Estos resultados destacan la eficacia de las combinaciones de plantas acuáticas en la mejora de la calidad del agua, con el Tratamiento 3 mostrando consistentemente mejores resultados.

De acuerdo con la **Tabla 14** se muestra una evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las aguas residuales antes y después de un tratamiento de 45 días con la combinación de plantas acuáticas. Los resultados destacan una notable eficiencia en la remoción de contaminantes, cumpliendo con todos los límites establecidos por la normativa TULSMA. En particular, el tratamiento 3 se destaca como el más eficaz en los días 30 y 45 alcanzando los porcentajes de remoción más altos, según se detalla en el **Anexo 25.**

Tabla 14.

Resultados de caracterización de las aguas residuales inicial y final, al cabo de 45 días de tratamiento

Parámetros	Unidad	Caracterización inicial	Caracterización final Tratamiento 1	Caracterización final Tratamiento 2	Caracterización final Tratamiento 3	Norma de referencia (TULSMA)
DQO	mg/L	166,33 ± 0,667	28,01± 0,521	29,72± 0,433	10,07± 0,390	200*
DBO_5	mg/L	125,4 ± 0,622	12,5± 0,039	14,5± 0,08	6,5± 0,040	100*
Fosforo total	mg/L	8,47 ± 0,024	0,1± 0,023	0,1± 0,186	0,4± 0,162	10,0*
Nitrógeno total	mg/L	139,03 ± 0,644	12,3± 0,65	19,6± 0,95	0,6± 0,45	50,0*
Nitrógeno amoniacal	mg/L	37,97±0,05	1,01±0,35	0,8±0,55	0,2±0,15	30,0*
Nitritos	mg/L	0,025±0,001	0,016±0,002	0,02±0,03	0,012±0,001	-
Tensoactivos aniónicos	mg/L	2,83±0,011	0,37±0,019	0,23±0,024	0,4±0,026	0,5*
Sólidos totales	mg/L	305,666±4,191	43,22±3,956	52,06±4,186	53,11±3,221	1600*
Sólidos disueltos	mg/L	231,004±4,077	35,15±4,124	40,4±3,088	45,6±4,111	-
Sólidos suspendidos	mg/L	65,671±0,957	8,02±1,1	12,26±0,845	8,7±0,950	130*
Sulfatos	mg/L	33± 2	52± 3	49± 3	44± 1	1000*
Calcio	mg/L	120,33±2,445	130,00±2,641	140,00±1,006	165,00±0,411	-
Cromo hexavalente	mg/L	0,123± 0,006	0,025± 0,005	0,047± 0,011	0,049± 0,007	0,5*
Cobre	mg/L	2,17±0,241	0,01±0,642	0,05±0,481	0,03±0,523	1,0*
Aluminio	mg/L	0,127± 0,012	0,02± 0,031	0,047± 0,052	0,049± 0,013	5,0*
Aceites y grasas	mg/L	50 ± 0,059	20± 0,061	20± 0,036	10± 0,096	30,0*
Coliformes fecales	UFC/100 mL	42± 0	10± 0	2± 0	6± 0	-
Temperatura	°C	18,33± 0,444	17,25± 0,12	17,06± 0,049	17,11± 0,084	Condición natural ± 3*
Turbidez	NTU	26,60±0,111	0,04±0,136	0,12±0,261	0,15±0,101	-
Conductividad	µS/cm	542±1,407	205±1,13	270±1,813	191±0,903	-
pH	-	7,12±0,072	6,02±0,081	6,06±0,016	6,12±0,08	6-9*
Color	PCU	192,67± 1,556	73± 2,059	120± 0,931	219± 1,268	Inapreciable dilución 1/20*

3.2 Verificación de hipótesis

Para verificar la hipótesis de que existen diferencias significativas en la eficacia del sistema de fitorremediación que involucra la combinación de *E. crassipes* y *S. natans* para la reducción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, presentes en las aguas residuales en comparación con el sistema actual de tratamiento de la PTAR-El Artezón, se siguió un enfoque estadístico riguroso.

Primero, se diseñó un experimento que incluía un tratamiento fitorremediación en diferentes proporciones *con E. crassipes* y *S. natans* con agua residual del sistema actual de la PTAR-El Artezón. Se recolectaron datos para los parámetros de DQO, DBO_5, nitrógeno amoniacal, fósforo total, nitritos, tensoactivos aniónicos, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, sólidos totales, sulfatos, color, conductividad, turbidez, pH, cobre, aluminio, calcio, cromo hexavalente, nitrógeno total, aceites y grasas, y coliformes fecales.

Luego, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para cada parámetro con el objetivo de determinar si existían diferencias significativas entre los dos sistemas (**Tabla 13**). Los resultados del ANOVA mostraron que, para la mayoría de los parámetros, el valor de p fue menor a 0.05, indicando diferencias significativas en la eficacia de reducción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos entre el sistema de fitorremediación y el sistema actual de la PTAR-El Artezón. Además, se realizaron pruebas de comparaciones múltiples (como la prueba de Tukey) para identificar específicamente qué grupos diferían significativamente entre sí. Los resultados de estas pruebas respaldaron los hallazgos del ANOVA.

Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula (H0) y se acepta la hipótesis alternativa (H1), confirmando que existen diferencias significativas en la eficacia del sistema de fitorremediación con *E. crassipes* y *S. natans* para la reducción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos presentes en las aguas residuales, en comparación con el sistema actual de tratamiento de la PTAR-El Artezón.

CAPITULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

- En conclusión, los resultados obtenidos durante la fase de aclimatación indican que tanto *E. crassipes* como *S. natans* mostraron un crecimiento saludable y adaptado al medio, sin presentar signos de estrés hídrico. Este hecho es crucial ya que sugiere que las plantas son aptas para enfrentar el proceso de fitorremediación sin complicaciones mayores, como lo demuestra la ausencia de necrosis, marchitez u otros síntomas adversos durante el período de evaluación inicial de 7 días. Además, el monitoreo de DQO durante esta fase demostró una notable reducción del 82,51% con el tratamiento de plantas acuáticas, comparado con solo un 7,78% en el control sin tratamiento. Esta diferencia subraya la eficacia de las plantas en la eliminación de compuestos orgánicos del agua, mejorando así la calidad del recurso hídrico tratado. Estos hallazgos respaldan la elección de *E. crassipes* y *S. natans* como especies adecuadas para la fitorremediación.
- Durante la fitorremediación, se evidenció una reducción de 97,5% de DQO, 97,88% de DBO_5, 99,47% de nitrógeno amoniacal, 98,82% de fósforo total, 93,99% de tensoactivos, 93,85% de sólidos disueltos, 82,68% de sólidos suspendidos, 86,59% de sólidos totales, 64,19% de color, 64,76% de conductividad, 98,68% de turbidez, 99,60% de cobre, 92,30% de aluminio, 79,67% de cromo, 99,57% de nitrógeno total, 80% de aceites y grasas, y 95,24% de coliformes fecales. Este proceso no solo resultó en una purificación del agua, sino que también se destacó por el alto grado de biodegradabilidad observado, indicando que las plantas acuáticas no solo absorbieron, sino que también degradaron activamente los contaminantes durante el tratamiento.
- Los resultados estadísticos indican que el Tratamiento 3, con una mayor proporción de *E. crassipes*, es generalmente el más eficaz para la mayoría de los parámetros evaluados, especialmente en la reducción de DQO, DBO_5, fósforo total, nitritos, sólidos disueltos y suspendidos, y conductividad. *E. crassipes* parece ser particularmente efectiva en la remediación de aguas contaminadas debido a su alta capacidad de absorción y metabolismo de diversos contaminantes. Los diferentes tratamientos mostraron eficiencias variables para otros parámetros, indicando la necesidad de seleccionar plantas y tratamientos específicos según el tipo de contaminante predominante.

4.2. Recomendaciones

- Las plantas absorben nutrientes y liberan o pierden pequeñas cantidades durante la estación de crecimiento, pero liberan grandes cantidades cuando decaen o mueren. Por lo cual es importante

recogerlas, antes de que la planta decaiga o muera, para remover del agua el exceso de nutrientes, además de conservar el nivel de oxígeno.

- Someter el proceso de fitorremediación a una aireación constante si se va a desarrollar la parte experimental con agua estancada es crucial para optimizar las condiciones de crecimiento de las plantas y la actividad microbiana, ya que la aireación facilita la degradación aeróbica de materiales orgánicos al mantener la concentración de oxígeno en las aguas residuales, lo cual mejorara significativamente la eficiencia del proceso de fitorremediación.
- Dada la efectividad de los resultados obtenidos al aplicar la combinación de estas dos macrófitas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales, se sugiere la implementación de este tipo de procesos en las plantas de tratamiento como una opción de mejora al sistema de depuración efectiva, sostenible y económica.

MATERIAL DE REFERENICA

Aguirre, C., Andrio, E., Arámbula, G., Cervantes, F., Mariscal, L. y Rodríguez, J. (2022). Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). *Agronomía Mesoamericana*, *33*(1). https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agromeso/index

Aminsharei, F., Borghei, S. M., Arjomandi, R., Nouri, J., & Pendashteh, A. (2019). Effects of various plants on treatment efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands based on the hydraulic retention time. *Environmental Engineering and Management Journal*, *18*(6), 1201-1206. http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/; http://www.eemj.eu

Ardila, A. N., Reyes, J., Arriola, E., & Hernández, J. A. (2012). Remoción fotocatalítica de DQO, DBO_5 Y COT de efluentes de la industria farmaceútica. *Revista Politécnica* (15), 9-17. https://revistas.elpoli.edu.co/index.php/pol/article/view/316

Auchterlonie, J., Eden, C. L., & Sheridan, C. (2021). The phytoremediation potential of water hyacinth: A case study from Hartbeespoort Dam, South Africa. *South African Journal of Chemical Engineering*, *37*, 31-36. https://doi.org/10.1016/j.sajce.2021.03.002

Ayache, L., & Boudehane, A. S. M. A. (2019). Wastewater treatment by floating macrophytes (Salvinia Natans) under algerian semi-Arid climate. *European Journal of Engineering and Natural Sciences*, *3*(1), 103-110. https://dergipark.org.tr/en/pub/ejens/issue/46392/391204

Banch, T. J., Hanafiah, M. M., Alkarkhi, A. F., Amr, S. S., & Nizam, N. U. (2020). Evaluation of different treatment processes for landfill leachate using low-cost agro-industrial materials. *Processes*, *8*(1), 111. https://doi.org/10.3390/pr8010111

Bayón Sanz, S. (2015). Aplicación de la fitorremediación a suelos contaminados por metales pesados. https://hdl.handle.net/20.500.14352/66153

Bedriñana, N., & Avendaño C. E. (2021). Fitorremediación alternativa de tratamiento de aguas residuales del distrito de Ica, 2018. https://hdl.handle.net/20.500.13028/4676

Begum, S. L., Himaya, S. M. M. S., & Afreen, S. M. M. S. (2022). Potential of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as compost and its effect on soil and plant properties: A

review. *Agricultural Reviews*, *43*(1), 20-28. 10.18805/ag.R-184. https://arccjournals.com/journal/agricultural-reviews/R-184

Bian, F., Zhong, Z., Zhang, X., Yang, C., & Gai, X. (2020). Bamboo–An untapped plant resource for the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Chemosphere*, *246*, 125750. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125750

Bojacá, R. D. P. (2007). Determinación de grasas y aceites en aguas por el método Soxhlet. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial–República de Colombia. Bogotá DC. http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Grasas+y+Aceites+en+agua+por+método+Soxhlet.pdf/15096580-8833-415f-80dd-ceaa7888123d.

Boyd, C.E. (2020). Sólidos en suspensión, color, turbidez y luz. Calidad del agua: una introducción (pp. 119-133). https://www.researchgate.net/publication/292682228_Water_quality_An_introduction

Buitrón M. D. L. A. (2024). *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)* (Bachelor's thesis, Universidad Técnica de Ambato. Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología. Carrera de Biotecnología). https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/40588

Calderón R. L. T., & Salinas C. D. J. (2023). Fitorremediación con *Eichhornia Crassipes* la remoción de DQO Y DBO_5 en aguas residuales domiciliarias de la ciudad de Cajamarca, 2021. (Tesis de licenciatura, Universidad Privada del Norte]. Repositorio de la Universidad Privada del Norte).https://hdl.handle.net/11537/36219

Cambier, C., Poppe, J., Galle, W., Elsen, S., & De Temmerman, N. (2021, October). The Circular Retrofit Lab: a multi-disciplinary development of a building envelope according to circular design qualities. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 855, No. 1, p. 012013). IOP Publishing. DOI 10.1088/1755-1315/855/1/012013

Campante, M. A. T. (2023). Percepción de los agricultores sobre el riesgo por el uso de agua residual para riego en la zona de Atlixco, Puebla. http://repositorio.ugto.mx/handle/20.500.12059/9171

Campos, O. I. (2022). Efecto de *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor* en la extracción de nitratos, sulfatos y fosfatos en aguas residuales domésticas de la ciudad de Jaén, provincia Jaén, departamento Cajamarca. http://hdl.handle.net/20.500.14074/4928

Chacón, L. (2021). Las agrociencias como soporte a una producción agropecuaria sostenible: *Visión ecosistémica* (Vol. 12). Universidad de la Salle. https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1002&context=edunisalle_agrociencias

Chuqui Guamán, E. V., & Sánchez Villa, V. M. (2019). Estimación de la eficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales para el sector textil en el cantón Pelileo (Bachelor's thesis, Universidad Nacional de Chimborazo, 2019). http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/5339

Checa, M. M., & Barcos, M. (2021). Remoción de contaminantes emergentes en medio acuoso por medio de técnicas de fitorremediación, utilizando las especies vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y jacinto de agua (*Eichhornia crassipes)* (Doctoral dissertation, Escuela Superior Politécnica del Litoral, Facultad de Ciencias de la Vida). http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/53771

Chrobok de DC, D. (2022). *La descontaminación de suelos mediante fitorremediación*. Asociación Española de Parques y Jardines Públicos. Recuperado de https://www.aepjp.es/la-descontaminacion-de-suelos-mediante-fitorremediacion/.

Conde, A. F., Pinilla Herrera, E. A., & Vega Godoy, D. S. (2021). *Elaboración de una guía para el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales* (Doctoral dissertation, Corporación Universitaria Minuto de Dios). https://repository.uniminuto.edu/handle/10656/13628

Corchuelo, C. (2018). *Calidad del agua*. Ranking producción mundial de conocimiento por países y revistas. Recuperado de https://www. youtube. com/watch, 9 (Query date: 2020-06-05 22: 56: 57).

Cui, R., Kwak, J. I., & An, Y. J. (2022). *Salvinia natans* microplate assay: A simple and efficient method for evaluating aquatic toxicity. *Marine Pollution Bulletin*, *185*, 114274. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114274

Cui, R., Nam, SH y An, YJ (2020). *Salvinia natans:* una especie de prueba potencial para pruebas de ecotoxicidad. *Contaminación ambiental*, *267*, 115650. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115650

Constitución de la Republica del Ecuador. (2008). Constitución de la República del Ecuador. *Quito: Tribunal Constitucional del Ecuador. Registro oficial Nro*, *449*, 79-93. https://www.oas.org/juridico/pdfs/mesicic4_ecu_const.PDF

De Lacerda, L. P., Lange, L. C., Costa Franca, M. G., & Diniz Leão, M. M. (2019). Growth and differential salinity reduction between Portulaca oleracea and Eichhornia crassipes in experimental hydroponic units. *Environmental technology*, *40*(17), 2267-2275. https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1439536

Deng, Y., & Ni, F. (2013). Review of ecological floating bed restoration in polluted water. *Journal of Water Resource and Protection, 5,* 12-19. DOI:10.4236/jwarp.2013.512128

Dhir, B., Sharmila, P., & Saradhi, P. P. (2008). Photosynthetic performance of *Salvinia natans* exposed to chromium and zinc rich wastewater. *Brazilian Journal of Plant Physiology, 20,* 61-70. https://doi.org/10.1590/S1677-04202008000100007

Domínguez, M. C., Gómez, S., & Ardila, A. N. (2016). Fitorremediación de mercurio presente en aguas residuales provenientes de la industria minera. *UGCiencia, 22*(1), 227-237. https://doi.org/10.18634/ugcj.22v.1i.705

Domínguez, J., & López, C. (2023). *Agua y ciudades*. El Colegio de México AC.

El-Liethy, MA, Dakhil, MA, El-Keblawy, A., Abdelaal, M., Halmy, MWA, Elgarhy, AH, ... y Mwaheb, MA (2022). Potencial de fitorremediación temporal para metales pesados y abundancia de bacterias en el agua de drenaje. *Informes científicos*, *12* (1), 8223. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200002

Emiliani, J., Llatance Oyarce, W. G., Bergara, C. D., Salvatierra, L. M., Novo, L. A., & Pérez, L. M. (2020). Variations in the phytoremediation efficiency of metal-polluted water with *Salvinia biloba*: prospects and toxicological impacts. *Water, 12*(6), 1737. https://doi.org/10.3390/w12061737

Fisherbrand. (2023). pHmetro de mesa AB200 Fisher Scientific. Medidor de pH. Thermo Fisher Scientific. https://www.fishersci.es/shop/products/accumetab200-ph-conductivity-benchtop-meters/12800643

GADM Santiago de Píllaro. (2020). Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Santiago de Píllaro. https://www.pillaro.gob.ec/wp-content/uploads/2022/05/pdot.pdf

Gaibor, N. K., & Jolley, A. M. (2022). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para el agua del estero salado y aplicación de un postratamiento de desinfección. https://hdl.handle.net/20.500.12952/8318

García, S. (2021). Evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en tratamiento de aguas residuales domésticas [Tesis de Calderón Rodríguez, L; Salinas Córdova, D Pág. 57 "Fitorremediación con *Eichhornia Crassipes* la remoción de DQO Y DBO_5 en aguas residuales domiciliarias - Cajamarca, 2021" grado, Universidad Nacional de Ingeniería] Repositorios Nacional de Trabajos de Investigación. https://www.lima-water.de/documents/zgarcia_tesis.pdf.

Gardezi, A. K., Andablo, K. N. R., Castañeda, G. C., Magdaleno, H. F., Gallardo, H. F., Buenfil, J. A. L., ... & Aguilar, G. H. (2022). Evaluación del vigor en el cultivo de jamaica (Hibiscus sabdariffa L.) utilizando rizobacterias con fines de fitorremediación bajo condiciones de estrés ocasionado por sulfato de cobre (CuSO4). *Nova Scientia*, *14*(29). https://www.researchgate.net/publication/364224753_Evaluacion_del_vigor_en_el_cultivo_de_jamaica_Hibiscus_sabdariffa_L_utilizando_rizobacterias_con_fines_de_fitorremediacion_bajo_condiciones_de_estres_ocasionado_por_sulfato_de_cobre_CuSo4

Hanafiah, M. M., Yussof, M. K. M., Hasan, M., AbdulHasan, M. J., & Toriman, M. E. (2018). Water quality assessment of Tekala River, Selangor, Malaysia. *Applied Ecology & Environmental Research*, *16*(4). http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1604_51575174

HANNA, (2021). Manual de operaciones de fotómetro multiparamétrico HI83399. Recuperado de:https://cdn.hannacolombia.com/hannacdn/support/manual/2020/08/Manual_HI_83399.pdf

Hendrasarie, N., & Redina, C. (2023). Ability of Water Lettuce (*Pistia stratiotes*) And Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) To Remove Methylene Blue Anionic Surfactant (MBAS) From Detergent Wastewater. *Nature Environment & Pollution Technology*. *riginal Research Paper*. https://doi.org/10.46488/NEPT.2023.v22i04.022

Hernández, E. G., & Fernández, J. M. S. (2023). Expresión de genes transportadores y caracterización fisiológica de *Salvinia minima* en respuesta a litio (Doctoral dissertation, Centro de Investigación Científica de Yucatán). http://cicy.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1003/2739

Hernández, M. V., Villasmil, I., & Borrego, L. D. (2022). Fitorremediación de agua residual urbana de la ciudad de Maracaibo empleando *Eicchornia crassipes*/Phytoremediation of urban wastewater from the city of Maracaibo using *Eicchornia crassipes*. *Revista Tecnocientífica URU*, *(23)*, 67-77. https://ojs.uru.edu/index.php/tecnocientificauru/article/view/426

Hu, H., Li, X., Wu, S., & Yang, C. (2020). Sustainable livestock wastewater treatment via phytoremediation: Current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, *315*, 123809. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123809

INEN, N. (2013). 2169.(2013). Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y Conservación de muestras. *Quito, Ecuador: INEN*. https://www.insistec.ec/images/insistec/02-cliente/07-descargas/NTE%20INEN%202169%20-%20AGUA.%20%20CALIDAD%20DEL%20AGUA.%20%20MUESTREO.%20%20MANEJO%20Y%20CONSERVACI%C3%93N%20DE%20MUESTRAS.pdf

Isch E. (2011). Contaminación de las aguas y políticas para enfrentarla. Recuperado de www.camaren.org

Jaramillo, M. D. C., & Flores, E. D. (2012). Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales *Lemna minor* (Lenteja de agua), y *Eichornia crassipes* (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera (Bachelor's thesis). http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/2939

Jiménez, D. F. R. (2021). Sistema de medición y control de temperatura para un prototipo de planta de tratamiento de aguas residuales. *Investigación e Innovación en Ingenierías*, 9(1), 100-113.

Jiménez, J. (2021). *Eichhornia crassipes* y su uso en técnicas de aprovechamiento y fitorremediación de cuerpos de agua [Tesis de grado, Universidad Nacional Abierta y a Distancia]. Repositorio Institucional Universidad Nacional Abierta y a Distancia. https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/40340/jajimenezrodr.pdf?seq uence=1&isAllowed

Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, *8*, 100203. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203

Kodituwakku, KARK y Yatawara, M. (2020). Fitorremediación de lodos de depuradora industriales con *Eichhornia crassipes, Salvinia molesta y Pistia stratiotes* en humedales artificiales de flujo libre alimentados por lotes. *Boletín de Contaminación y Toxicología Ambiental*, *104*, 627-633. https://www.researchgate.net/publication/339276695_Phytoremediation_of_Industrial_Sewage_Sludge_with_*Eichhornia_crassipes_Salvinia_molesta_and_Pistia_stratiotes*_in_Batch_Fed_Free_Water_Flow_Constructed_Wetlands

Kumari, M., & Tripathi, B. D. (2014). Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes and Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants. *Ecological Engineering*, *62*, 48-53. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.007

Ley orgánica de recursos hídricos usos y aprovechamiento del agua. (2014). Ley Orgánica de recursos hídricos, usos y aprovechamiento del agua. *Quito-Ecuador: Registro Oficial. del Cantón Loja, GAD (2014). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial local. Loja. del Milenio, E. de los E. (2005). Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua. Informe de Síntesis World Resources Institute, Washington, DC.* https://www.regulacionagua.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2016/03/Ley-Org%C3%A1nica-de-Recursos-H%C3%ADdricos-Usos-y-Aprovechamiento-del-Agua.pdf

Limache, F. D., & Tirado, L. U. M. (2022). Acción de dos macrófitas para el tratamiento del agua residual de las lagunas de estabilización de Magollo, Tacna – Perú. *Ciencia & Desarrollo, 21*(1), 29–39. https://doi.org/10.33326/26176033.2022.1.1239

López, M. E. P. (2009). Selección de plantas acuáticas para establecer humedales en el estado de Durango. *Centro de Investigación de Materiales Avanzados, Sc). Recuperado de https://cimav. repositorioinstitucional. mx/jspui/bitstream/1004/598/1/Tesis Ma. Elena Pérez López. pdf*.

López, R. A. N., Vong, Y. M., Borges, R. O., & Olguín, E. J. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Revista Ciencia*, 69-83. https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/55_3/Fitorremediacion.pdf

Magwaza, S. T., Magwaza, L. S., Odindo, A. O., & Mditshwa, A. (2020). Hydroponic technology as decentralised system for domestic wastewater treatment and vegetable production in urban agriculture: A review. *Science of the Total Environment*, *698*, 134154. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134154

Majumdar, A., Barla, A., Upadhyay, MK, Ghosh, D., Chaudhuri, P., Srivastava, S. y Bose, S. (2018). Vermiremediación de metales (loides) mediante extracción de fitomasa de *Eichornia crassipes*: una técnica sostenible para la mejora de plantas. *Revista de gestión ambiental*, *220*, 118-125. https://rias.unesum.edu.ec/index.php/revista/article/view/221/332

Manahan, S. E. (2006). *Introducción a la química ambiental*. Reverté. https://blog.utp.edu.co/lilianabueno/files/2015/08/Introduccion-a-la-Quimica-Ambiental-S.-E.-Manahan2.pdf

Marecos, O., Vely, R., Inchaustti, A., Argüello, L., Gutiérrez, E., & Colmán, A. (2012). Evaluación de la capacidad depuradora de las plantas acuáticas del Paraguay. *Revista Científica Estudios e Investigaciones*, *1*(1), 125-149. https://revista.unibe.edu.py/index.php/rcei/article/view/93

Mayo, A. W., Hanai, E. E., & Kibazohi, O. (2014). Nitrification–denitrification in a coupled high rate–water hyacinth ponds. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, *72*, 88-95. https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.013

Mendoza, S. S., Cervantes-Vázquez, M. G., Valenzuela-Garcia, A. A., Guzmán-Silos, T. L., Orona-Castillo, I., & Cervantes-Vázquez, T. J. Á. (2021). Uso potencial de las aguas residuales en la agricultura. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, *12*(1), 115-126. https://doi.org/10.29312/remexca.v12i1.2789

Mendoza, Y. I., Castro, F. L., Marín, J. C., & Hedwig, E. (2016). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, *39*(2), 071-079. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702016000200004&lng=es&tlng=es.

Menjívar, J. (2022). Tratamiento y reúso de aguas grises en comunidades rurales de los municipios de Guacotecti y Victoria, Cabañas, con enfoque agroecológico para producción agrícola o huertos caseros. Universidad Del Salvador. https://oldri.ues.edu.sv/id/eprint/27152

Mera, B. E. D., & García, M. J. L. (2023). Fitorremediación con *Eichhornia crassipes* en aguas residuales del cantón Jipijapa, Ecuador. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, *6*, e221-e221. https://doi.org/10.46380/rias.vol6.e221

Mohebi, Z., & Nazari, M. (2021). Phytoremediation of wastewater using aquatic plants, A review. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*, *8*(1), 50-58. https://doi.org/10.22126/arww.2021.5920.1196

Mora, C., Alfaro, C., Pérez, J. P., & Vega, I. (2022). Environmental contribution of Los Tajos wastewater treatment plant in the removal of physicochemical and microbiological pollutants. *Uniciencia, 36*(1), 511-527. https://doi.org/10.15359/ru.36-1.33.

Masoudian, Z., Salehi-Lisar, 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*, 20358-20369. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08286-2

Muñoz, F. A. (2016). Evaluación de la remoción de fenoles, fósforo y nitratos en agua residual doméstica rural en Bruselas Huila, a partir de un sistema de fitorremediación con buchones de agua (*eichhornia crassipes*). https://repository.unad.edu.co/handle/10596/13304

Muñoz, H. A. C. (2020). Calidad de la descarga de aguas servidas de las lagunas de tratamiento de aguas residuales al rio carrizal. *Polo del Conocimiento: Revista científico-profesional*, *5*(1), 232-256. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7436070

Mustafa, H. M., & Hayder, G. (2020). Performance of *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, and *Eichhornia crassipe*s aquatic plants in the tertiary treatment of domestic wastewater with varying retention times. *Applied sciences*, *10*(24), 9105. https://doi.org/10.3390/app10249105

Nieman, C. L., Bruskotter, J. T., Braig IV, E. C., & Gray, S. M. (2020). You can't just use gold: elevated turbidity alters successful lure color for recreational Walleye fishing. *Journal of Great Lakes Research*, *46*(3), 589-596. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.03.002

Niño, I. D. A., Aponte, M. C. B., Rodríguez, L. A. C., & Granados, N. R. P. (2018). Fitorremediación en aguas residuales sin tratamiento previo. Caso: Tierra Negra, Boyacá. *Revista de Tecnología (Archivo)*, *17*(1), 37-48. https://doi.org/10.18270/rt.v17i1.2950

Nuñez, A. (2021) Diseño e implementación de la planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Tenería Núñez. *Universidad Técnica de Ambato.* https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/32112

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 Ashyperaccumulator Pteris vittata. Chemosphere, 147, 36-43. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.088

Onyango, J., Babu, K., Njuguna, S., Wanzala, W., & Yan, X. (2020). Harnessing the potential of common water hyacinth as an industrial raw material for the production of quality biofuel briquettes. *SN Applied Sciences, 2,* 1-11. http://41.89.101.166:8080/xmlui/handle/123456789/10568

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). (2017). *Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos de la Naciones Unidas 2017. Resumen ejecutivo. Las aguas residuales. El recurso desaprovechado*. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247552_spa.

Ortiz, P. A. (2024). Evaluación del tratamiento de electrocoagulación seguido del proceso de fitorremediación de *Eichhornia crassipes* en aguas residuales de curtiembre de la provincia de Tungurahua (*Bachelor's thesis, Universidad Técnica de Ambato. Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología. Carrera de Biotecnología*). https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/40891

Osorio, C. M. (2021). Evaluación ambiental de la contaminación generada por vertimientos de aguas residuales domesticas en el tramo conjunto residencial Bariloche-parcelación Quintas del Bosque de la microcuenca Garrochal sub cuenca del Río Sate de la ciudad de Popayán-Cauca (*Doctoral dissertation, Uniautónoma del Cauca. Facultad de Ciencias Ambientales y Desarrollo Sostenible. Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria*). https://repositorio.uniautonoma.edu.co/handle/123456789/610

Panneerselvam, B., & Priya K, S. (2023). Phytoremediation potential of water hyacinth in heavy metal removal in chromium and lead contaminated water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, *103*(13), 3081-3096. https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1901896

Parveen, S., Bhat, I. U., Khanam, Z., Rak, A. E., Yusoff, H. M., & Akhter, M. S. (2022). Phytoremediation: In situ alternative for pollutant removal from contaminated natural media: A brief review. *Biointerface Research in Applied Chemistry*. http://hdl.handle.net/123456789/3331

Pérez, Y. A., Cortés, D. A. G., & Haza, U. J. J. (2022). Humedales construidos como alternativa de tratamiento de aguas residuales en zonas urbanas: una revisión. *Ecosistemas*, *31*(1), 2279-2279. https://doi.org/10.7818/ECOS.2279

Poveda Ocaña, R. A. (2014). Evaluación de especies acuáticas flotantes para la fitorremediación de aguas residuales industrial y de uso agrícola previamente caracterizadas en el cantón Ambato, provincia de Tungurahua (*Bachelor's thesis*). https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/8455

Proaño, J. L. L. (2022). Caracterización Microbiológica y diseño de un plan de mejoramiento, saneamiento e higiene del agua de consumo de la parroquia San Bartolomé de Pinllo (*Master's thesis, Universidad Técnica de Ambato/Facultad de Ciencias de Salud/Centro de Posgrados*). https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/36892

Ramón, JA, (2005). Tratamiento de aguas residuales urbanas utilizando la depuración simbiótica. Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas, 3 (2),26-33. ISSN: 0120-4211. Recuperado de: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90330204

Razak, A. S. B. A., bin Ab Wahid, Z., bin Zakaria, I., & Said, M. I. B. M. (2013). Treatment of industrial wastewater at Gebeng area using *Eichornia Crassipes* Sp.(*Water Hyacinth*), *Pistia Stratiotes* Sp.(*Water Lettuce*) and *Salvinia Molesta* Sp.(*Giant Salvinia*). *Advances in Environmental Biology*, *7*(12 S2), 3802-3808. link.gale.com/apps/doc/A440550341/AONE?u=anon~1e727727&sid=googleScholar&xid=6fdb9600

Ramírez, C. A. S. (2021). Calidad del agua: evaluación y diagnóstico. *Ediciones de la U*. https://g.co/kgs/9AeQnQh

Rápó, E., Posta, K., Csavdári, A., Vincze, B. É., Mara, G., Kovács, G., ... & Tonk, S. (2020). Performance comparison *of Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on azo-dye (Eriochrome Black T) phytoremediation. *Crystals*, *10*(7), 565. https://doi.org/10.3390/cryst10070565

Reddy, G. K., Reddy, V. N., Sunandini, V., & Hemalatha, K. (2020). Cost estimation of electrokinetic soil remediation for removal of six toxic metals from contaminated soil. *Nature Environment and Pollution Technology*, *19*(5), 1899-1904. iginal Research Paper https://doi.org/10.46488/NEPT.2020.v19i05.014

Rice, E. W., Bridgewater, L., & American Public Health Association (Eds.). (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater (Vol. 10). Washington, DC: American public health association. https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en_US/documents/programs/scientific/technical-documents/white-papers/apha-water-testing-standard-methods-introduction-white-paper.pdf

Rivera, M. A. O., Barahona, W. E. C., Costales, J. H. N., Lalvay, X. A. L., & Guachichullca, E. J. R. (2021). La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo del Conocimiento: Revista científico-profesional*, *6*(3), 228-245. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7926905

Rodríguez, D. J., Serrano, H. A., Delgado, A., Nolasco, D., & Saltiel, G. (2020). De residuo a recurso Cambiando paradigmas para intervenciones más inteligentes para la gestión de aguas residuales en América Latina y el Caribe. *www.worldbank.org/*

Rodríguez, I. A., Silva, R. P., & Reyes, A. M. (2010). Determinación de sulfato por el método turbidimétrico en aguas y aguas residuales. Validación del método. *Revista cubana de química*, *22*(3), 39-44. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543720007

Rojas, L. P., & Suyón, E. D. P. (2020). Eficiencia de fitorremediación con jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) para disminuir concentraciones de arsénico en aguas del centro poblado cruz del medano-morrope. http://repositorio.udl.edu.pe/handle/UDL/314

Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestión integral de tratamiento de aguas residuales*, *1*(1), 8-15. https://www.academia.edu/41246680/Tratamiento_de_Aguas_Residuales_Romero_Rojas

Rosales, J. A. (2021). Determinación del incremento de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales domesticas utilizando un sedimentador primario para diferentes condiciones hidráulicas en climas andinos-Tuyu, Marcara 2019. http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/4597

Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, *112*, 429-448. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011

Sáenz-Arias, S., Garcés-Ordóñez, O., Córdoba-Meza, T., Blandon, L., Díaz, L. E., Vivas-Aguas, L., & Canals, M. (2023). Contaminación por vertidos de aguas residuales: Una revisión de las interacciones microorganismos–microplásticos y sus posibles riesgos ambientales en aguas costeras colombianas. *Ecosistemas*, *32*(1), 2489-2489. https://doi.org/10.7818/ECOS.2489

Saha, P., Shinde, O., & Sarkar, S. (2017). Phytoremediation of industrial mines wastewater using water hyacinth. *International journal of phytoremediation*, *19*(1), 87-96. https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1216078

Saravanan, A., Jayasree, R., Hemavathy, R. V., Jeevanantham, S., Hamsini, S., Yaashikaa, P. R., ... & Yuvaraj, D. (2019). Phytoremediation of Cr (VI) ion contaminated soil using Black gram (Vigna mungo): Assessment of removal capacity. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *7*(3), 103052. https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103052

Shmaefsky, B. R. (2020). Principles of phytoremediation. *Phytoremediation: In-situ Applications*, 1-26. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_1

Sitarska, M., Traczewska, T., Hołtra, A., Zamorska-Wojdyła, D., Filarowska, W., & Hanus-Lorenz, B. (2023). Removal of mercury from water by phytoremediation process with Salvinia natans (L.) All. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(36), 85494-85507. https://doi.org/10.1007/s11356-023-27533-w

Sundaralingam, T., & Gnanavelrajah, N. (2014). Phytoremediation potential of selected plants for Nitrate and Phosphorus from ground water. *International journal of phytoremediation*, *16*(3), 275-284. https://doi.org/10.1080/15226514.2013.773279

Tabinda, A. B., Arif, R. A., Yasar, A., Baqir, M., Rasheed, R., Mahmood, A., & Iqbal, A. (2019). Treatment of textile effluents with *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* and *Oedogonium* sp. *International Journal of phytoremediation*, *21*(10), 939-943. https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1577354

Tanamati, F. Y. (2016). Nitrogênio e potássio em cobertura na nutrição e produtividade do alho vernalizado livre de vírus e qualidade do alho minimamente processado. https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNSP_5863c1a34af087a2c455e376b9ca63b0

Tang, S. Y., & Lu, X. W. (1993). The use of *Eichhornia crassipes* to cleanse oil-refinery wastewater in China. *Ecological Engineering*, *2*(3), 243-251. https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)90017-A

Ting, W. H. T., Tan, I. A. W., Salleh, S. F., & Wahab, N. A. (2018). Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. *Journal of water process engineering*, *22*, 239-249. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.011

Torske M. (2019). *La realidad de las aguas servidas en Ecuador. Yakunina-Asesoria en Agua y Permacultura*. https://www.yakunina.com/la-realidad-de-las-aguas-servidas-en-ecuador/

TULSMA, L. M. (2015). Norma de Calidad Ambiental y de descarga de efluentes: Recurso Agua. Anexo 2, Libro VI. Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente. https://www.cip.org.ec/attachments/article/1579/PROPUESTA%20ANEXO%201.pdf

Umar, K. J., Muhammad, M. J., Sani, N. A., Muhammad, S., & Umar, M. T. (2015). Comparative study of antioxidant activities of the leaves and stem of Ipomoea aquatica Forsk (Water Spinach). *Nigerian Journal of Basic and Applied Sciences*, *23*(1), 81-84. 10.4314/njbas.v23i1.12

Vargas, A. K. N., Calderón, J., Velásquez, D., Castro, M., & Núñez, D. A. (2020). Biological system analysis for domestic wastewater treatment in Colombia. In *Revista chilena de ingeniería* (Vol. 28, Issue 2). http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-33052020000200315

Verma, A. K., Dash, A. K., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2021). Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: a review. *Surfaces and Interfaces*, *27*, 101532. https://doi.org/10.1016/j.surfin.2021.101532

Wang, Z., Zhang, Z., Zhang, J., Zhang, Y., Liu, H., & Yan, S. (2012). Large-scale utilization of water hyacinth for nutrient removal in Lake Dianchi in China: the effects on the water quality, macrozoobenthos and zooplankton. *Chemosphere*, *89*(10), 1255-1261. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.001

Wiegleb, G., Dahms, H. U., Byeon, W. I., & Choi, G. (2017). To what extent can constructed wetlands enhance biodiversity. *International Journal of Environmental Science and Development*, *8*(8), 561-569. https://www.researchgate.net/publication/319049214_To_What_Extent_Can_Constructed_Wetlands_Enhance_Biodiversity

Wolverton, B. C., & McDonald, R. C. (1979). The water hyacinth: from prolific pest to potential provider. *Ambio*, 2-9. https://www.jstor.org/stable/4312402

Xiang, W., Xiao-e, Y., & Rengel, Z. (2009). Phytoremediation facilitates removal of nitrogen and phosphorus from eutrophicated water and release from sediment. *Environmental monitoring and assessment*, *157*(1), 277-285. https://doi.org/10.1007/s10661-008-0534-9

Xu, H. W., & Lu, Y. (2011). Research advances of aquatic plants in water ecological restoration. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, *27*(3), 413-416. https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1036083

Yapoga, S., Ossey, Y. B., & Kouame, V. (2013). Phytoremediation of zinc, cadmium, copper and chrome from industrial wastewater by *Eichhornia crassipes*. *International Journal of Conservation Science*, *4*(1).

https://www.researchgate.net/publication/286037864_Phytoremediation_of_Zinc_Cadmium_Copper_and_Chrome_from_Industrial_Wastewater_by_Eichhornia_Crassipes

Yu, G., Li, P., Wang, G., Wang, J., Zhang, Y., Wang, S., ... & Chen, H. (2021). A review on the removal of heavy metals and metalloids by constructed wetlands: bibliometric, removal pathways, and key factors. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *37*(9), 157. https://doi.org/10.1007/s11274-021-03123-1

Zapata, D. F. (2023). Gestión sostenible de recursos naturales en Westquímica. https://dspace.tdea.edu.co/handle/tdea/4114

Zuñiga, M. M. (2024). Reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) aplicando el proceso fenton en las aguas residuales del Camal Municipal de Calca-Cusco. https://hdl.handle.net/20.500.12557/6618

Zúñiga, P. D. (2019). La contaminación ambiental en los acuíferos de Ecuador. Necesidad de su reversión desde las políticas públicas con enfoque bioético. https://doi.org/10.5377/ribcc.v5i9.7946

ANEXOS

Anexo 1. *Tratamiento de fitorremediación*

Anexo 2. *Anexo 9 Tulsma*

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
Cadmino	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	2000
Color real [1]	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	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	200
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
Mangane so total	Mn	mg/l	2,0
Mate ri a flotante	Visibles		Ausencia
Me rcuri o total	Hg	mg/l	0,005
Níquel	Ni	mg/l	2,0
Nitrógeno amoniacal	N	mg/l	30,0
Nitrógeno Total Kjedahl	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		6-9
Selenio	Se	mg/l	0,1
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	130
Sólidos totales	ST	mg/l	1 600
Sulfatos	SO_4^{2-}	mg/l	1000
Sulfuros	S^{2}	mg/l	0,5
Temperatura	°C		Condición natural ± 3
Tensoactivos	Sustancias Activas al azul de metileno	mg/l	0,5
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/l	1,0
[1] La apreciación del color se estima sobre 10 cm de muestra diluida			

Anexo 3. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de DBO_5*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro DBO_5

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	479,229	159,743	378,19	0,000
Error	8	3,379	0,422		
Total	11	482,608			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	23,740	A			
Tratamiento 2	3	14,167		B		
Tratamiento 1	3	12,130			C	
Tratamiento 3	3	6,167				D

***Nota**: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.*

***Anexo 4**. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de DQO*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro DQO

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	11813,7	3937,88	18056,10	0,000
Error	8	1,7	0,22		
Total	11	11815,4			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	86,430	A			
Tratamiento 2	3	23,8600		B		
Tratamiento 1	3	19,487			C	
Tratamiento 3	3	4,397				D

***Nota**: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.*

***Anexo 5.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de nitrógeno amoniacal*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro nitrógeno amoniacal

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	44,52	14,840	1,97	0,196
Error	8	60,12	7,515		
Total	11	104,64			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	4,41333	A
Tratamiento 1	3	4,17	A
Tratamiento 2	3	0,7667	A
Tratamiento 3	3	0,1667	A

Nota: *Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes*

Anexo 6*. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Nitritos*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro Nitritos

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	0,000090	0,000030	3,45	0,072
Error	8	0,000069	0,000009		
Total	11	0,000159			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Tratamiento 2	3	0,02000	A
Tratamiento 1	3	0,017000	A

Control	3	0,01667	A
Tratamiento 3	3	0,012333	A

***Anexo 7**. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Fósforo total*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro fósforo total

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	20,4558	6,81861	818,23	0,000
Error	8	0,0667	0,00833		
Total	11	20,5225			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	3,3333	A		
Tratamiento 1	3	2,0667		B	
Tratamiento 2	3	0,3333			C
Tratamiento 3	3	0,1667			C

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

***Anexo 8**. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de tensoactivos aniónicos*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro tensoactivos aniónicos

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	2,52580	0,841933	4041,28	0,000
Error	8	0,00167	0,000208		

Total	11	2,52747

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	1,27000	A			
Tratamiento 3	3	0,89333		B		
Tratamiento 2	3	0,24000			C	
Tratamiento 1	3	0,1700				D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 9. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de color.*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro color

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	29955,6	9985,19	5209,67	0,000
Error	8	15,3	1,92		
Total	11	29970,9			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	190,333	A			
Tratamiento 2	3	89,333		B		
Tratamiento 1	3	72,00			C	
Tratamiento 3	3	68,000				D

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 10. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de SDT.*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro solidos disueltos totales

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	3747,00	1249,00	2141,14	0,000
Error	8	4,67	0,58		
Total	11	3751,67			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	46,667	A		
Tratamiento 2	3	7,667		B	
Tratamiento 1	3	6,667		B	
Tratamiento 3	3	3,667			C

Nota. *Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.*

Anexo 11. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de SST.*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro solidos suspendidos totales

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	51248,7	17082,9	25624,33	0,000
Error	8	5,3	0,7		
Total	11	51254,0			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	191,000	A		
Tratamiento 1	3	46,000		B	
Tratamiento 2	3	39,667			C

Tratamiento 3	3	35,333	D

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 12*. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de ST.*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetros sólidos totales

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	74298,9	24766,3	12383,15	0,000
Error	8	16,0	2,0		
Total	11	74314,9			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	229,667	A		
Tratamiento 1	3	53,00		B	
Tratamiento 2	3	50,333		B	
Tratamiento 3	3	41,333			C

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 13*. Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Sulfatos.*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro sulfatos

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	1488,92	496,306	661,74	0,000

Error	8	6,00	0,750	
Total	11	1494,92		

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Tratamiento 1	3	51,000	A			
Tratamiento 2	3	48,333		B		
Tratamiento 3	3	43,667			C	
Control	3	22,667				D

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 14. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de conductividad.*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro conductividad

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	113902	37967,3	12313,73	0,000
Error	8	25	3,1		
Total	11	113927			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	436,00	A			
Tratamiento 2	3	271,00		B		
Tratamiento 1	3	205,667			C	
Tratamiento 3	3	190,000				D

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 15.*Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Turbidez.*

Variables:

- Tratamientos

- Parámetro turbidez

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	313,245	104,415	1923,82	0,000
Error	8	0,434	0,054		
Total	11	313,679			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	12,523	A		
Tratamiento 1	3	0,97333		B	
Tratamiento 2	3	0,8800		B	C
Tratamiento 3	3	0,35667			C

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

***Anexo 16**.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de pH*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro pH

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	3,24950	1,08317	202,46	0,000
Error	8	0,04280	0,00535		
Total	11	3,29230			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación	
Control	3	8,2433	A	
Tratamiento 3	3	7,11333		B
Tratamiento 2	3	7,0233		B

Tratamiento 1	3	7,00000	B

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes

***Anexo 17**.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de cobre*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro cobre

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	2,21763	0,739208	12672,14	0,000
Error	8	0,00047	0,000058		
Total	11	2,21809			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	1,02333	A		
Tratamiento 2	3	0,05333		B	
Tratamiento 3	3	0,02667			C
Tratamiento 1	3	0,01333			C

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

***Anexo 18**.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de aluminio*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro aluminio

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	0,016958	0,005653	169,58	0,000
Error	8	0,000267	0,000033		
Total	11	0,017225			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación	
Tratamiento 3	3	0,09333	A	
Control	3	0,08667	A	
Tratamiento 1	3	0,01667		B
Tratamiento 2	3	0,01333		B

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

***Anexo 19**.Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de calcio*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro calcio

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	3336,92	1112,31	1483,07	0,000
Error	8	6,00	0,75		
Total	11	3342,92			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Tratamiento 3	3	165,667	A		
Tratamiento 2	3	140,667		B	
Tratamiento 1	3	130,333			C
Control	3	121,000			D

Nota: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

***Anexo 20.**Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de cromo*

Variables:

- Tratamientos

- Parámetro cromo

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	0,011421	0,003807	3806,89	0,000
Error	8	0,000008	0,000001		
Total	11	0,011429			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	0,108667	A		
Tratamiento 3	3	0,049000		B	
Tratamiento 2	3	0,047333		B	
Tratamiento 1	3	0,025667			C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 21 *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de nitrógeno total*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro nitrógeno total

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	Control; Tratamiento 1; Tratamiento 2; Tratamiento 3

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	6201,10	2067,03	7210,59	0,000
Error	8	2,29	0,29		
Total	11	6203,40			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	61,000	A			
Tratamiento 2	3	19,467		B		
Tratamiento 1	3	12,400			C	
Tratamiento 3	3	0,6667				D

Nota: *Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.*

Anexo 22. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de aceites y grasas*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro aceites y grasas

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	1604,33	534,778	320,87	0,000
Error	8	13,33	1,667		
Total	11	1617,67			

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación		
Control	3	41,333	A		
Tratamiento 1	3	19,000		B	
Tratamiento 2	3	18,00		B	
Tratamiento 3	3	10,333			C

Nota*: Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.*

Anexo 23. *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de coliformes fecales*

Variables:

- Tratamientos
- Parámetro coliformes fecales

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	1037,33	345,778	829,87	0,000
Error	8	3,33	0,417		
Total	11	1040,67			

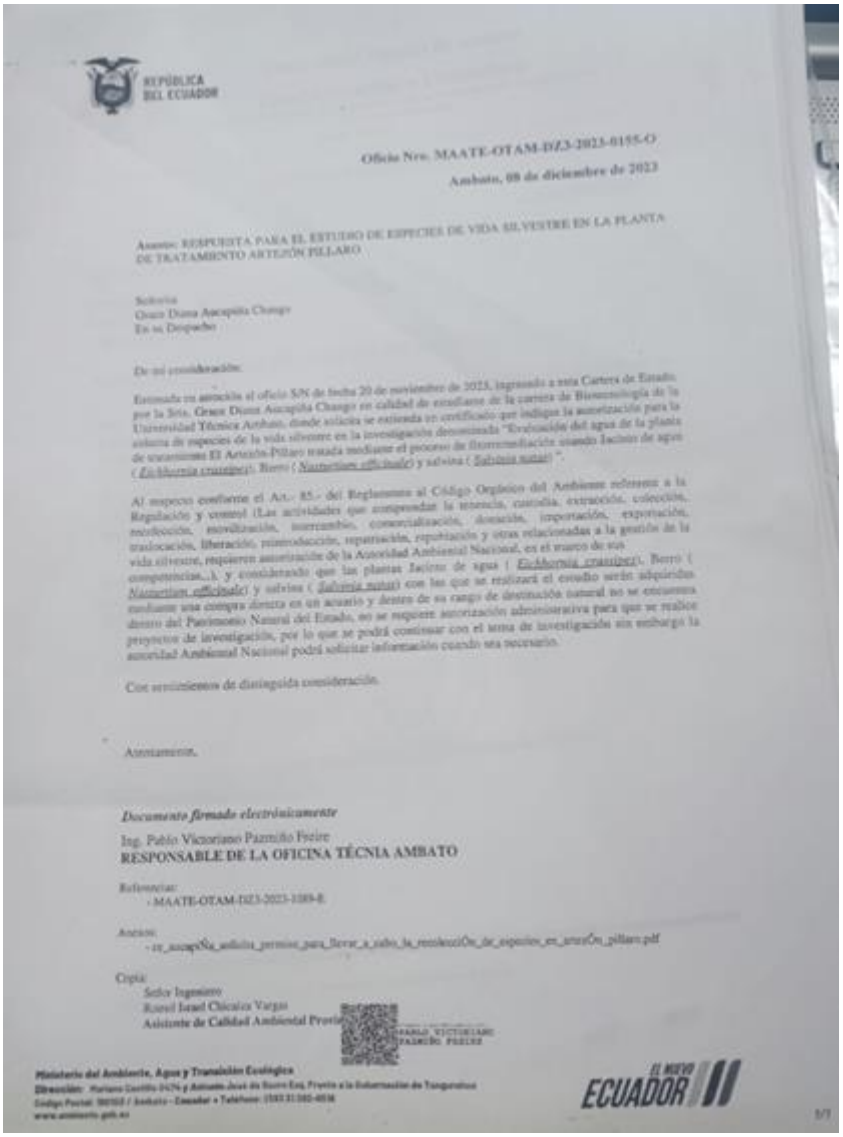
Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación			
Control	3	26,667	A			
Tratamiento 1	3	10,000		B		
Tratamiento 3	3	6,667			C	
Tratamiento 2	3	2,000				D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo 24. Permiso de recolección de plantas acuáticas.



REPÚBLICA DEL ECUADOR

Oficio Nro. MAATE-OTAM-DZ3-2023-0155-O

Ambato, 08 de diciembre de 2023

Asunto: RESPUESTA PARA EL ESTUDIO DE ESPECIES DE VIDA SILVESTRE EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO ARTEZÓN PILLARO

Señorita
Grace Diana Aucapiña Chango
En su Despacho

De mi consideración:

Estimada en atención al oficio SN de fecha 20 de noviembre de 2023, ingresado a esta Cartera de Estado por la Srta. Grace Diana Aucapiña Chango en calidad de estudiante de la carrera de Biotecnología de la Universidad Técnica Ambato, donde solicita se extienda un certificado que indique la autorización para la colecta de especies de la vida silvestre en la investigación denominada "Evaluación del agua de la planta de tratamiento El Artezón-Pillaro tratada mediante el proceso de fitorremediación usando lechón de agua (Eichhornia crassipes), Berro (Nasturtium officinale) y salvina (Salvinia natat) ".

Al respecto confirme el Art.- 85.- del Reglamento al Código Orgánico del Ambiente referente a la Regulación y control (Las actividades que comprendan la tenencia, custodia, extracción, colección, recolección, movilización, intercambio, comercialización, donación, importación, exportación, translocación, liberación, reintroducción, repatriación, repotración y otras relacionadas a la gestión de la vida silvestre, requieren autorización de la Autoridad Ambiental Nacional, en el marco de sus competencias...), y considerando que las plantas lechón de agua (Eichhornia crassipes), Berro (Nasturtium officinale) y salvina (Salvinia natat) con las que se realizará el estudio serán adquiridas mediante una compra directa en un acuario y dentro de su rango de distribución natural no se encuentra dentro del Patrimonio Natural del Estado, no se requiere autorización administrativa para que se realice proyectos de investigación, por lo que se podrá continuar con el tema de investigación sin embargo la autoridad Ambiental Nacional podrá solicitar información cuando sea necesario.

Con sentimientos de distinguida consideración.

Atentamente,

Documento firmado electrónicamente

Ing. Pablo Victoriano Pazmiño Freire
RESPONSABLE DE LA OFICINA TÉCNIA AMBATO

Referencias:
- MAATE-OTAM-DZ3-2023-1389-E

Anexos:
- sr_aucapiña_solicita_permiso_para_llevar_a_cabo_la_recolección_de_especies_en_artezón_pillaro.pdf

Copia:
Señor Ingeniero
Roosel Israel Chicaiza Vargas
Asistente de Calidad Ambiental Provin

PABLO VICTORIANO PAZMIÑO FREIRE

Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica
Dirección: Mariano Castillo 0474 y Antonio José de Sucre Esq, Frente a la Gobernación de Tungurahua
Código Postal: 180310 / Ambato - Ecuador • Teléfono: (593 3) 382-4038
www.ambiente.gob.ec

EL NUEVO ECUADOR

1/1

Anexo 25. Tabla resumen de tratamiento y día óptimo de fitorremediación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

Parámetro	Tratamiento	Dia	Porcentaje de remoción
DQO	T3	30	97,49
DBO_5	T3	30	97,88
Nitrógeno total	T3	45	99,57
Nitrógeno amoniacal	T3	15	99,42
Fosforo total	T3	30	98,82
Tensoactivos	T1	30	93,99
SDT	T3	30	93,85
SST	T3	45	84,95
ST	T3	45	86,59
Turbidez	T3	45	99,85
Color	T1	45	62,11
Conductividad	T3	45	64,76
Cobre	T1	45	99,60
Aluminio	T2	45	92,31
Cromo	T1	45	79,67
Aceites y grasas	T3	45	80
Coliformes fecales	T2	45	95,24