**UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO**

**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA**

**CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA**

**Tema:** Evaluación de la capacidad fitorremediadora de *Chrysopogon zizanioides* y *Eichhornia crassipes* en efluentes secundarios de una curtiembre de la provincia de Tungurahua. Articulado al Proyecto de Investigación aprobado mediante Resolución Nro. UTA-CONIN-2023-0194-R.

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

**Autor:** Bruno Manuel Escobar Jumbo

**Tutor:** Dra. Nelly Esther Flores Tapia

**Ambato – Ecuador**

**Febrero – 2025**

## APROBACIÓN DEL TUTOR

Dra. Nelly Esther Flores Tapia

**CERTIFICA:**

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

Ambato, 20 de enero del 2025

Firmado electrónicamente por:
NELLY ESTHER FLORES TAPIA

Dra. Nelly Esther Flores Tapia

1716253305

**TUTOR**

## AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Bruno Manuel Escobar Jumbo, 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 Ingeniero Biotecnólogo son absolutamente originales, auténticos y personales, a excepción de las citas bibliográficas.



_____

Bruno Manuel Escobar Jumbo

1850025717

**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.



_____

Bruno Manuel Escobar Jumbo

1850025717

**AUTOR**

## APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Informe Final del 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 firman:




**Presidente del Tribunal**




Dra. Helena Maritza De la Torre Olvera.

1309651998




Mg. Juan de Dios Espinoza Moya.

1803201431

Ambato, 30 de Enero del 2025.

## DEDICATORIA

*Dedico este trabajo, en primer lugar, a Dios, por la resistencia, guía, ayuda y oportunidades brindadas.*

*A mi madre, Norma, por su cariño y amor incondicional a lo largo de mi vida, siempre dándome fuerzas para seguir adelante.*

*A mi hermano, Diego, por su apoyo y confianza a lo largo de estos años, siendo mi refugio y mi fuente de aliento.*

*A mis abuelitos, por darme aliento y fuerzas para continuar persiguiendo mis sueños, siempre con su amor y sabiduría.*

*A mis tíos, Jonathan y Xavier, por ser amigos, cómplices y guías durante todo este camino, apoyándome en cada paso.*

*A mis amigos Michael, Jonies, Marco y Andrew, por brindarme su apoyo y amistad, incluso cuando no lo merecía.*

*Gracias por demostrarme su apoyo y no dejarme rendir en el camino. Tener su confianza y saber que creían en mí ha sido fundamental para llegar a este día tan anhelado.*

.

## AGRADECIMIENTO

*Deseo agradecer a mi familia, especialmente a mi madre, Norma por su apoyo incondicional, su aliento y su amor, que siempre me han dado fuerzas. Los sacrificios que ha hecho por mí son incalculables y, aunque sé que nunca podré devolverlos, espero que este trabajo sea considerado como un logro compartido, fruto de todo lo que me ha dado. Cada paso que he dado es, en gran parte, gracias a su presencia en mi vida.*

*A mis abuelos, papá Julio y mamita Rosa, por darme su cariño y oído cuando lo demás se derrumbaba, aunque ya no estén más conmigo. A mi abuelita María y a Luis, quienes me han querido como a otro hijo en su corazón y siempre seré recibido en su casa y su mesa con un gran abrazo.*

*A mi hermano, Diego, quien, con su apoyo cariño y refugio hemos podido afrontar la oscuridad de nuestro pasado siendo cada día mejores y nunca el reflejo de lo que tanto nos ha costado olvidar. A pesar de todas las diferencias que tenemos no hubiera podido seguir sin tu guía y ejemplo.*

*A mis amigos Michael, Jonies, Marco y Andrew, quienes han visto en un ser tan despreciable como yo a un hermano más que a un simple compañero, enseñándome que los lazos van más allá que la sangre, sino que provienen del alma.*

*A mis compañeros Víctor, Marcelo, Liz, Fer, Karen, Gaby, John y Paola, por el tiempo compartido en estos 4 años de universidad. Las anécdotas generadas son un tesoro que esta mente nostálgica nunca olvidará y los llevará en el corazón por siempre, añorando el día en que nos volvamos a encontrar.*

*A la Dra. Nelly Flores, agradezco profundamente la guía, paciencia y confianza que ha depositado en mí durante este proyecto de investigación. A todos los demás, les quedo eternamente agradecido por su apoyo y por estar presentes en este proceso. Por no dejar de creer en mí, incluso cuando yo mismo perdí las esperanzas en el camino.*

**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

RESUMEN EJECUTIVO ..... XVII

ABSTRACT ..... XVIII

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO ..... 1

1.1 Antecedentes Investigativos ..... 1

1.1.1 Justificación ..... 1

1.1.2 Curtido de pieles ..... 2

1.1.3 Curtiembres en Tungurahua ..... 2

1.1.4 Principales contaminantes en el agua de industrias curtiembres ..... 3

1.1.5 Contaminación en las aguas por Curtiembres ..... 3

1.1.6 Etapa de Ribera ..... 4
1.1.7 Etapa de curtido ..... 5
1.1.8 Etapa post curtido o acabado ..... 7

1.1.9 Métodos de Descontaminación ..... 10

1.1.10 Mecanismos de Fitorremediación ..... 12
1.1.11 Alternativas Novedosas para la descontaminación de aguas residuales de curtiembre ..... 14
1.1.12 Fitorremediación como alternativa para tratamientos de aguas residuales ..... 15
1.1.13 Lirio acuático (*E. crassipes*) ..... 15
1.1.14 Vetiver (*Chryssopogon zizanioides*) ..... 16
1.1.15 Importancia de la combinación de las plantas para la fitorremediación ..... 17

1.2 Objetivos ..... 18
1.2.1 Objetivo General ..... 18
1.2.2 Objetivos específicos ..... 18

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA ..... 19

2.1 Materiales ..... 19
2.1.1 Reactivos ..... 20
2.1.2 Equipos ..... 22

2.2 Métodos ..... 22
2.2.1 Selección del área de estudio ..... 22
2.2.2 Muestreo de las aguas residuales de la Curtiembre ..... 23
2.2.3 Recolección de las especies vegetales empleadas *C. zizanioides y E. crassipes*. ..... 24
2.2.4 Aplicación del proceso de fitorremediación ..... 24
2.2.5 Caracterización General del efluente de Curtiembre. ..... 26

CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN ..... 42

3.1 Análisis y discusión de los resultados ..... 42
3.1.1 Determinación inicial de los parámetros fisicoquímicos ..... 42
3.1.2 Seguimiento a los parámetros fisicoquímicos durante el tratamiento de fitorremediación ..... 49
3.1.3 Caracterización final ..... 80

3.2 Verificación de Hipótesis. ..... 89

CAPÍTULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES ..... 91

4.1 CONCLUSIONES ..... 91

4.2 RECOMENDACIONES ..... 92

MATERIAL DE REFERENCIA ..... 93

ANEXOS ..... 114

## ÍNDICE DE TABLAS

**Tabla 1.** Material fungible en el proyecto de titulación. ..... 19
**Tabla 2.** Reactivos empleados en el proyecto de titulación ..... 20
**Tabla 3.** Equipos utilizados en el proyecto de titulación. ..... 22
**Tabla 4.** Determinación inicial de los parámetros fisicoquímicos del efluente secundario de curtiembre con el límite permisible del (TULSMA). ..... 42
**Tabla 5.** Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T0-Control. ..... 80
**Tabla 6.** Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T1-E.crassipes. ..... 81
**Tabla 7.** Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T2-C. zizanioides. ..... 82
**Tabla 8.** ..... 84

## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 1.**Proceso de curtido del cuero. ..... 9
**Figura 2.**Mecanismos de Fitorremediación. ..... 13
**Figura 3.** Lirio acuático (E. crassipes). ..... 16
**Figura 4.** Vetiver (C. zizanioides). ..... 17
**Figura 5.** Recolección del agua residual en envases de polietileno de alta densidad. ..... 23
**Figura 6.** Plantas comerciales obtenidas por distribuidores. ..... 24
**Figura 7**. Bidones usados como peceras artificiales en el tratamiento de fitorremediación. ..... 25
**Figura 8.** Evolución de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de DQO en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de DQO en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento. ..... 49
**Figura 9.** Gráfico de medias marginales estimadas de DQO. ..... 50
**Figura 10.**Evolución de la demanda biológica de oxígeno (DBO5) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de $DBO_5$ en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de $DBO_5$ en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento. ..... 52
**Figura 11.** Gráfico de medias marginales estimadas de DBO5. ..... 53
**Figura 12**. Evolución de la concentración de fósforo total durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de fósforo total mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de fósforo total en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento. ..... 55
**Figura 13.** Gráfico de medias marginales estimadas de Fósforo Total. ..... 56
**Figura 14**. Evolución de la concentración del Cromo (VI) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de cromo (VI) en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de cromo (VI) en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento ..... 58
**Figura 15.** Gráfico de medias marginales estimadas para el Cromo VI. ..... 59
**Figura 16.** Evolución del oxígeno disuelto durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la

gráfica, las barras muestran la concentración de oxígeno disuelto en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de concentración de oxígeno disuelto en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento ..... 61
**Figura 17.** Evolución del pH durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. ..... 63
**Figura 18.** Evolución de la turbidez durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la turbidez en NTU, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de la turbidez en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento ..... 65
**Figura 19.** Gráfico de medias marginales estimadas para la Turbidez. ..... 66
**Figura 20.** Evolución de la conductividad eléctrica (CE) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. ..... 67
**Figura 21.** Evolución del potencial del color real durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran el potencial del color real, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción del color real en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento ..... 69
**Figura 22.** Gráfico de medias marginales estimadas para el color. ..... 69
**Figura 23.** Evolución del nitrógeno total durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración del nitrógeno total en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de nitrógeno total en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento. ..... 71
**Figura 24**.Gráfico de medias marginales estimadas para el nitrógeno. ..... 71
**Figura 25**.Evolución del radical amonio (NH4 +) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración del $NH_4^+$ en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción del $NH_4^+$ en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento 73
**Figura 26.** Evolución del amonio en el proceso de fitorremediación. ..... 74
**Figura 27.** Evolución de los sólidos totales durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de sólidos totales en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de ..... 76
**Figura 28.** Gráfico de medias marginales estimadas para sólidos totales. ..... 77

**Figura 29.** Evolución de los sólidos suspendidos totales durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de los sólidos suspendidos totales en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de los sólidos suspendidos totales en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento..... 78
**Figura 30.** Gráfico de medias marginales estimadas para sólidos suspendidos totales..... 79

## ÍNDICE DE ANEXOS

**Anexo 1.** Límites de descarga de efluentes al alcantarillado público Tabla 9 del TULSMA. ..... 114

**Anexo 2.** Límites de descarga de efluentes a un cuerpo de agua Dulce Tabla 10 del TULSMA. ..... 115

**Anexo 3.** Especies vegetales durante el tratamiento de aguas residuales de curtiembre. ..... 117

**Anexo 4.** Especies vegetales durante el tratamiento de aguas residuales de curtiembre. ..... 120

**Anexo 5.** Análisis ANOVA de dos vías para el DQO. ..... 124

**Anexo 6.** Prueba de Tukey para el DQO. ..... 124

**Anexo 7.** Análisis ANOVA para el DBO5. ..... 125

**Anexo 8.** Prueba de Tukey para el DBO5. ..... 126

**Anexo 9.** Análisis ANOVA para el Fósforo.. ..... 127

**Anexo 10.** Prueba de Tukey para Fósforo. ..... 127

**Anexo 11.** Análisis Anova para el Cromo. ..... 128

**Anexo 12**. Prueba de Tukey para el Cromo. ..... 129

**Anexo 13.** Análisis ANOVA para el Oxígeno Disuelto. ..... 130

**Anexo 14.** Prueba de Tukey para el Oxígeno Disuelto. ..... 131

**Anexo 15.** Análisis ANOVA para el pH ..... 132

**Anexo 16.** Prueba de Tukey para el pH. ..... 132

**Anexo 17.** Análisis ANOVA para la Turbidez. ..... 133

**Anexo 18.** Prueba de Tukey para el Turbidez ..... 134

**Anexo 19**. Análisis ANOVA para la Conductividad. ..... 135

**Anexo 20**. Prueba de Tukey para la Conductividad. ..... 135

**Anexo 21.** Análisis ANOVA para el color real. ..... 136

**Anexo 22.** Análisis ANOVA para el Nitrógeno. ..... 137

**Anexo 23.** Prueba de Tukey para el Nitrógeno. ..... 137

**Anexo 24.** Análisis ANOVA para el Amonio. ..... 138

**Anexo 25.** Prueba de Tukey para el Amonio. ..... 139

**Anexo 26.** Análisis ANOVA para Sólidos Totales. ..... 140

**Anexo 27**. Prueba de Tukey para Sólidos Totales. ..... 141

**Anexo 28**. Análisis ANOVA para Sólidos Suspendidos Totales. ..... 142

**Anexo 29.** Prueba de Tukey para Sólidos Suspendidos Totales. ..... 142

**Anexo 30.** Permiso emitido por el Ministerio del ambiente, agua y transición. ..... 144

## RESUMEN EJECUTIVO

Desde el siglo XX, la creciente demanda masiva de cuero en el mundo ha impulsado a la industria curtidora a aumentar su producción en Ecuador. Sin embargo, esta industria es una de las más contaminantes debido a la generación de desechos sin tratar, lo que ha generado una problemática ambiental a nivel global. Este estudio tiene como objetivo evaluar la capacidad de un proceso de fitorremediación utilizando *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua) y *C. zizanioides* (Vetiver) para tratar un efluente contaminado en la ciudad de Ambato, provincia de Tungurahua. Para ello, se formularon tres tratamientos en humedales artificiales, con un control y tres réplicas: T1-*E. crassipes*, T2-*C. zizanioides*, y T3-Combinación (50:50). Durante 45 días, se realizaron análisis fisicoquímicos de 14 parámetros según la normativa TULSMA, utilizando reactivos Hach, Hanna Instruments y Velp Scientifica. Los resultados presentan reducción significativa de los contaminantes en el tratamiento T3 con los siguientes datos: $DBO_5$ 84 por ciento, $Cr_6^+$ 75 por ciento, SST 61 por ciento, Nitrógeno 71 por ciento, Amonio 60 por ciento, Turbidez 99 por ciento, Color 79 por ciento y Fósforo 60 por ciento. Además, se realizó una caracterización inicial y final que abarca 34 parámetros fisicoquímicos. Los resultados obtenidos demuestran la efectividad del tratamiento con la combinación de ambas especies vegetales en un humedal artificial, lo que proporciona un punto de partida para estudiar la interacción de *E. crassipes* y *C. zizanioides* en efluentes de curtiembres y formular tratamientos que ayuden a mitigar el impacto ambiental de la industria del cuero.



**Palabras Clave:** Fitorremediación, *Eichornia crassipes*, *Chrysopogon zizanioides*, Aguas residuales de curtiembre, Gestión ambiental.

## ABSTRACT

Since the 20th century, the increasing global demand for leather has driven the tanning industry to boost its production in Ecuador. However, this industry is one of the most polluting due to the generation of untreated waste, creating an environmental issue on a global scale. This study aims to evaluate the capacity of a phytoremediation process using *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) and *C. zizanioides* (Vetiver) to treat a contaminated effluent in the city of Ambato, Tungurahua province. To achieve this, three treatments were formulated in artificial wetlands, with a control and three replicates: T1-*E. crassipes*, T2-*C. zizanioides*, and T3-Combination (50:50). Over 45 days, physicochemical analyses were conducted on 14 parameters following TULSMA standards, using Hach, Hanna Instruments, and Velp Scientifica reagents. The results show a significant reduction of contaminants in treatment T3 with the following data: $BOD_5$ 84 percent, $Cr_6^+$ 75 percent, TSS 61 percent, Nitrogen 71 percent, Ammonium 60 percent, Turbidity 99 percent, Color 79 percent, and Phosphorus 60 percent. Additionally, an initial and final characterization encompassing 34 physicochemical parameters was performed. The obtained results demonstrate the effectiveness of the treatment with the combination of both plant species in an artificial wetland. This provides a starting point for studying the interaction of *E. crassipes* and *C. zizanioides* in tannery effluents and formulating treatments that help mitigate the environmental impact of the leather and dyeing industry.



**Keywords**: Phytoremediation, *Eichhornia crassipes, Chrysopogon zizanioides,* Tannery wastewater, Environmental management.

# CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

## 1.1 Antecedentes Investigativos

### 1.1.1 Justificación

La industria del curtido y procesamiento de cuero en el Ecuador ha sido uno de los grandes focos de contaminación ambiental en los últimos 30 años debido a la generación de grandes cantidades de desechos sólidos y líquidos peligrosos **(Oruko et al., 2020).** En particular, las curtiembres operantes sin un sistema óptimo de remediación de aguas residuales vierten sus efluentes en cuerpos de agua cercanos, como ríos, lagos, lagunas y quebradas, generando un impacto negativo en los ecosistemas acuáticos y zonas agrícolas aledañas **(Parisi et al., 2021).** En la provincia de Tungurahua, el 80% de curtiembres no han implementado tecnologías de remediación basadas en principios químicos y biológicos para la mitigación de contaminantes **(La Hora, 2024)**. Sin embargo, esto aún no es suficiente para reducir los daños generados por las aguas residuales debido a la alta concentración de metales pesados.

Dado que los tratamientos convencionales no han logrado reducir los contaminantes del agua residual, hasta cumplir con las normas ambientales nacionales, para subsanar este problema, se han buscado y desarrollado métodos sostenibles como la Fitorremediación. Estudios recientes han demostrado que diversas especies como *Cyperus, Phragmites y Typha* no son tan eficientes como *Vetiver* **(Zhang et al., 2024).** Ya que, en efluentes de curtiembre *Vetiver* destaca su capacidad "rizofiltradora" para remover nutrientes y metales con un 80% de efectividad, además de ser una opción rentable y amigable con el medio ambiente **(Darajeh et al., 2019)**. Así como *E. crassipes* con capacidad rizoestabilizadora para evitar la propagación de contaminantes. Tal como se destaca en **Sekar y Ansari (2018),** las dos especies antes mencionadas en efluentes médicos alcanzan porcentajes de remoción mayor al 50% en distintos parámetros; CE 51.4%, DQO 57,1%, $NH_3$ 52%, SST 60.3%, $NO_3$ 64.6%, $SO_4$ 62.8%. Sin embargo, no se han realizado estudios combinando las plantas *E. crassipes* y *Vetiver*, en efluentes de curtiembre en un solo tratamiento para mejorar las características de la descontaminación.

En tal sentido, este estudio busca optimizar el uso de estos sistemas de fitorremediación y evaluar su eficiencia en la descontaminación de aguas residuales generadas por curtiembres en la región de Tungurahua. Los resultados obtenidos podrían servir como base para la implementación de tecnologías más sostenibles y efectivas, contribuyendo así a la protección de los recursos hídricos y la salud pública. Asimismo, esta investigación aportará datos relevantes para el desarrollo de soluciones innovadoras para la gestión de aguas residuales industriales.

### 1.1.2 Curtido de pieles

El tratamiento de pieles para la obtención de cuero requiere una serie procesos químicos y mecánicos para modificar la estructura macromolecular del colágeno, permitiendo su uso en la fabricación de ropa, calzado, bolsos, muebles, entre otros productos **(Reyes et al., 2020).** Según **Oruko et al. (2020)**, entre el 85-90% de curtidurías en el mundo emplean el curtido a base de cromo, ya que este método ofrece mayor calidad y estabilidad al material. No obstante, es también el más contaminante, debido a la liberación de metales pesados por el uso de sales a base de Al, Cr y Zr. Por otro lado, el curtido a base de taninos, aunque solo representa al 4% de la producción mundial, se presenta como una alternativa más rápida y viable para la exportación, proporcionando al cuero características estructurales únicas **(Parisi et al., 2021).**

### 1.1.3 Curtiembres en Tungurahua

La creciente demanda de cuero en el Ecuador ha impulsado el crecimiento de la industria en sectores específicos de la provincia de Tungurahua **(Parada et al., 2018).** No obstante, este crecimiento desorganizado ha generado un significativo impacto ambiental, principalmente debido al vertido de grandes volúmenes de agentes químicos en ríos, quebradas y sistemas de alcantarillado **(Silva & Morales, 2022).**

Datos presentados revelan que el 80% de las curtiembres operantes en el país no poseen plantas de tratamiento para sus aguas residuales y han sido sancionadas por falta de infraestructura. Ahora bien, conociendo que el 90% de curtiembres se encuentra en Ambato esto genera un gran impacto para la zona de vertido de estas aguas **(La Hora, 2024).**

Además de ello, se estima que 57 empresas de este tipo se encuentran activas en el sector industrial de Tungurahua dentro de la circunscripción del cantón Ambato y tan solo 10 empresas han cerrado por completo desde el crecimiento del 63% en estos 2 últimos años **(Anchatipan, 2022).**

### 1.1.4 Principales contaminantes en el agua de industrias curtiembres

El agua residual generada por curtidurías no solo es tóxica, sino que también puede contener grandes cantidades de desechos sólidos, ácidos orgánicos, sangre, proteínas, Cr, residuos de cuero y exceso de grasa, en más de 300 millones de toneladas de agua utilizada anualmente **(Bastidas & Tapia, 2023; Zhang et al., 2024)**. Estos contaminantes provienen de diversas etapas del proceso, como el desangrado, remojo, depilado, desencarnado, neutralización, curtido, teñido y engrasado. Durante estos procesos se descargan sustancias químicas como el cloruro de sodio, hipoclorito de sodio, hidróxido de sodio, sulfuro de sodio y el sulfato de cromo, lo que aumenta los niveles de sólidos suspendidos totales (SST), DQO, sulfuros y metales en el agua **(Parisi et al., 2021).**

Según estudios de **Reyes et al. (2020),** el agua residual proveniente del curtido con cromo presenta en promedio valores estimados de DQO entre 3000 a 4000 mg/L, $DBO_5$ entre 1500 a 2000 mg/L, SST 2000 a 3000 mg/L, $SO^{3-}$ 50 a 100 mg/L y Cr total de 60 a 100 mg/L. Estos datos, al ser comparados con distintas investigaciones, muestran un margen de error considerable en los parámetros fisicoquímicos, ya que las metodologías y concentraciones utilizadas en curtidurías varían significativamente entre empresas. Como resultado, los efluentes generados son inciertos, lo que justifica la necesidad de estudios exhaustivos para cada paso particular.

### 1.1.5 Contaminación en las aguas por Curtiembres

La mala gestión de los residuos de esta industria ha causado graves problemas ambientales incluso escalando a perjudicar la salud humana. Es de destacar que el curtido de pieles juega un papel fundamental en la economía de diversos países, entre ellos Brasil, China, India e Italia, las cuales han desarrollado métodos para tratar los deshechos generados de manera eficiente **(Islam et al., 2024).**

Para entender la carga contaminante es imprescindible conocer el proceso de fabricación del cuero, en tal sentido este proceso se puede seccionar en 3 partes; Etapa de ribera, etapa de curtido y etapa de post curtido. En donde se conoce que se emplea gran cantidad de químicos para preservar y desnaturalizar las proteínas de las pieles (ácidos, Sales cromáticas, tintes, taninos, sulfatos, surfactantes, aceites y fenólicos) **(Montenegro et al., 2020).**

### 1.1.6 Etapa de Ribera

En este proceso el cuero es preparado para ser limpiado y acondicionado asegurando un correcto grado de humedad **(Montenegro et al., 2020).**

#### *1.1.6.1 Preservación*

El objetivo de este proceso es deshidratar las pieles para revertir la putrefacción y poder almacenarla. La conservación se realiza para destruir a las bacterias activas previniendo la contaminación. Además, el secado al sol, las sustancias interfibrilares se coagulan y forman sustancias cementantes que impiden la separación de fibras, y por lo tanto transforma e impide que sea fácil de remojar nuevamente. Posteriormente se cura con sal (NaCl) lo cual genera gran cantidad de Sólidos disueltos **(Maina et al., 2019).**

#### *1.1.6.2 Remojo*

Corresponde al primer paso del procesamiento del cuero. Se lo realiza en fosas o tambores, en donde el objetivo es rehidratar las proteínas de la piel, aperturando las fibras y eliminando la sal del curado, además de limpiar la suciedad como el estiércol, sangre y pelo. Es de destacar que en la estructura aún se conservan residuos de sales. Luego le sigue un proceso de remojo. Además, el baño se realiza en un pH entre 9 y 10 mediante la adición de un agente alcalino para ayudar a la hinchazón y rehidratación de las pieles. Este

proceso conlleva de 6 a más horas en donde se requiere de una acción mecánica para aumentar el remojo y permitir que diversas enzimas proteolíticas y carbohidrasas actúen en las pieles **(Fúquene, 2011).**

#### *1.1.6.3 Encalado y depilación*

Se remojan a las pieles con lechada de cal, adicionalmente se añaden sulfuros para eliminar pelo y material rico en queratina Esto mejora la flexibilidad y contribuye a la flexibilidad del cuero. Además, es un proceso que eleva el pH de 12-13 en donde se ha observado que se lleva a cabo la hidrólisis de cadenas amina, si fuera el pH más bajo la química que ayuda a la depilación no funcionaría por el desequilibrio en el ion hidrosulfuro no depilador y ion sulfuro depilador. Por otra parte, el encalado también ayuda a la separación a manera de fibrillas. Lo que permite la penetración de los productos y una reacción más efectiva. Este ablandamiento es causado principalmente por el licor de cal lo que debilita y permite la ruptura de enlaces disulfuros del aminoácido cistina. Esta reacción de degradación de basa en el ataque del sulfuro en el enlace disulfuro y el ion hidroxilo en el grupo metileno de la cadena lateral de la cisteína **(Fúquene, 2011).**

#### *1.1.6.4 Descarnado*

Es una operación mecánica que se realiza en la parte fresca de la piel para eliminar la parte fresca adherida. Se lo realiza de forma manual y con un cuchillo para descarnar sobre una viga para pieles ligeras, en cambio para pieles pesadas se emplea una maquina especializada. Un descarnado adecuado permite la absorción de productos químicos lo que ayuda a mejorar el encalado y una mejor calidad del producto final **(Maina et al., 2019).**

### 1.1.7 Etapa de curtido

Este proceso estabiliza la estructura del colágeno.

#### 1.1.7.1 Desencalado

Elimina la cal de la piel encalada y otros álcalis utilizados. Ya sea con lavados repetidos en agua o mediante tratamiento químicos, la cal superficial se combina con sales de amonio y cloruro de amonio, sulfatos de amonio, ácido acético y ácido bórico. Una técnica adicional en este proceso es la adición de $CO_2$ como agente desencalante. Este es un gas poco soluble en agua, lo que produce un ácido neutralizando la piel encalada **(Fúquene, 2011).**

#### 1.1.7.2 Rendido

Este proceso ayuda a la obtención de la materia prima, lisa, flexible y elástica. Implica la adición de enzimas proteolíticas en intervalos de 35-40˚C abriendo la piel para hacerla más suave. El rendido también elimina la cal restante y elimina otras proteínas no deseadas. Además, este proceso deshincha las pieles y las alista para el proceso de curtido **(Maina et al., 2019).**

#### 1.1.7.3 Desengrasado

Este proceso se lleva a cabo para eliminar el exceso de sustancias de grasas naturales. La importancia de este paso es evitar la formación de un teñido y acabado desigual, erupciones de ácidos grasos, manchas cerosas y manchas rosadas en los curtidos. Para ello se emplean disolventes orgánicos para su eliminación, lo cual elimina cerca del 30 al 40% con respecto al peso en bruto **(Fúquene, 2011).**

#### 1.1.7.4 Decapado.

El proceso se lleva a cabo para ajustar el colágeno a las condiciones requeridas por el agente de reacción de curtido. Se reduce el pH mediante la adición de un ácido y sal. Esto mejora la penetración del agente curtiembre posterior y evita la rápida combinación del sustrato con el cromo en la piel. Los químicos empleados son Sal común, sulfato de sodio 5-10%, ácido (sulfúrico, clorhídrico o mezclas) 0,6 – 1,5. La función de estas sales es prevenir la hinchazón y la de los ácidos minimizar la carga de los grupos

carboxilos, esto minimiza la carga positiva de los grupos amino permitiendo que la piel adquiera carga positiva. Posterior a ello, la piel se transporta y almacena para evitar degradaciones **(Maina et al., 2019).**

#### 1.1.7.5 Curtido

Este proceso convierte el colágeno proteico de la piel cruda en material estable que no se degrada. Se introduce enlaces cruzados adicionales en el colágeno combinándolo con grupos activos de agentes curtientes. En tal sentido este proceso puede ser llevado a cabo de manera mineral (hierro, cromo, alumbre circonio) y curtido no mineral (vegetal, aldehído, oleoso y con resina) Por lo general se realiza un curtido con cromo que requiere una temperatura de 100 ˚C. Luego le sigue un método de enmascaramiento en donde con ayuda del acetato de sodio, formato de sodio y oxalato de sodio formando complejos que sean menos susceptibles a la precipitación **(Maina et al., 2019).**

### 1.1.8 Etapa post curtido o acabado

Este proceso es aplicado por pistola o rodillo de anilinas, además de implementar varios pigmentos.

#### 1.1.8.1 Neutralización

Una vez se curte el cuero y al ser basificado se apilan todas las pieles por una noche. Consecuentemente el pH va a descender, lo que indicará liberación de ácido. Este proceso es importante para añadir los tintes y engrasantes aniónicos. Cabe destacar que si esta materia está cargada negativamente los tintes deberán ser de la misma carga para penetrar de manera efectiva el colágeno. Para ello es empleado el carbonato de sodio en grandes cantidades con el fin de facilitar la neutralización del cuero a un pH de 5,6 **(Silva & Salinas Morales, 2022).**

#### 1.1.8.2 Reteñido

Modifica las proteínas y el rendimiento neto del cuero. Esto vuelve el terminado del cuero uniforme, elástico y evita la posibilidad de flor suelta. En caso de que esto no se cumpla se somete al cuero a un proceso de recurtido. En donde los materiales recurtientes rellenaran las partes sueltas del cuero evitando la contracción durante el secado. Además, esto favorece a la absorción de los licores grasos, colorantes, solidez al lavado y la inflamabilidad adquirida. Los productos más comunes usados en este proceso son extractos vegetales, sintanes y resinas, o también minerales como el cromo y circonio **(Silva & Salinas Morales, 2022).**

#### 1.1.8.3 Engrasado.

Proceso en el cual el cuero se embadurna para que sus fibras se adhieran en el secado. Por ende, en estado húmedo estará completamente lubricado por el agua, una vez se elimina las fibras y fibrillas se juntan. Es por ello la necesidad de añadir un agente engrasante, además de ayudar a conferir al cuero características físicas; permeabilidad, resistencia y extensibilidad. Para ello generalmente se emplean emulsiones de engrase sulfatadas o sulfonadas capaces de penetrar por todo el tejido y depositarse en las capas externas **(Carril Verastegui et al., 2023).**

#### 1.1.8.4 Teñido

Paso de coloración en donde es fuertemente influenciado por los pasos previos. Los colorantes empleados son a base de ácidos, colorantes básicos o directos, colorantes reactivos, colorantes premetalizados y colorantes azufrados. Aunque anteriormente se empleaban tintes de origen vegetal. Este proceso es realizado en el tambor o rociarlos a mano sobre la superficie. Con la creciente preocupación ambiental se han desarrollado nuevos tintes para evitar el uso de tintes azoicos que contienen agentes carcinógenos al ser expuestos al ser humano **(Carril Verastegui et al., 2023)**.

#### 1.1.8.5 Secado y Acabado

Los procesos anteriores se realizan en húmedo, por ello las pieles se secan eliminando el exceso de agua de manera mecánica. Esto ayuda a la obtención de textura y flexibilidad. Además de aumentar la densidad aparente y la velocidad del secado. Puede ser realizado con palanca o ser expuesto al aire libre, aunque se ha demostrado que el proceso con palanca ofrece mejores resultados. Una vez culminado el secado el acabado es otro proceso mecánico para aplicar acabados superficiales, además de añadir el color deseado mediante regulación de pigmentos. Las técnicas empleadas en este paso son recubrimientos con rodillo, cortina y pulverización **(Carril Verastegui et al., 2023)).**

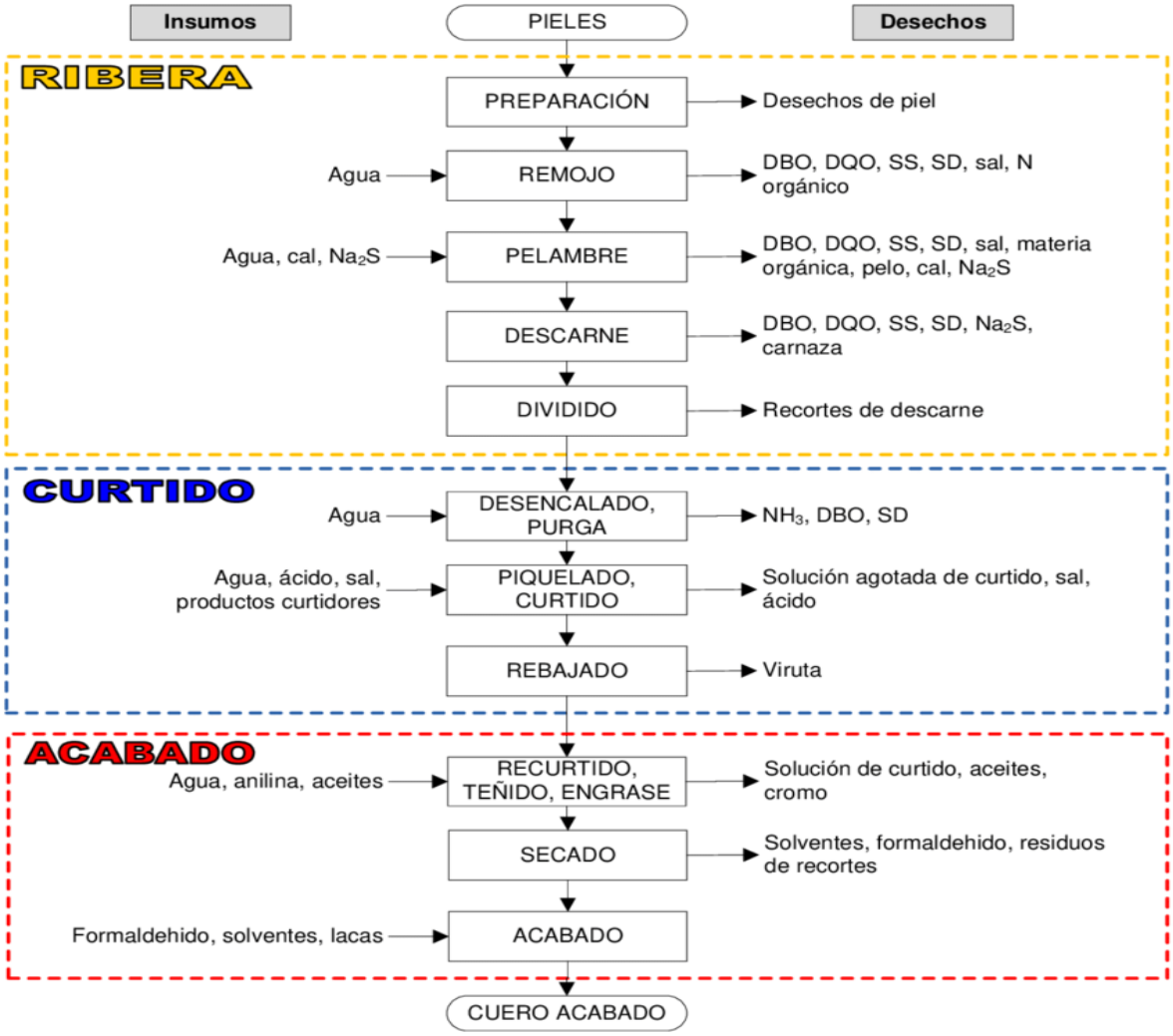



***Figura 1.****Proceso de curtido del cuero. Obtenido de* ***Fúquene (2011).***

En específico en la zona de Tungurahua se ha identificado los ríos Panchalica y Ambato como fuentes hídricas afectadas por los residuos; Grasas, plaguicidas, coliformes fecales, hierro, plomo y cromo **(Silva & Morales, 2022).** En tal sentido, el impacto que se genera por la liberación de estos contaminantes varía dependiendo de la concentración y en qué fase de proceso se desecharon los residuos al cuerpo de agua afectado.

### 1.1.9 Métodos de Descontaminación

#### *1.1.9.1 Coagulación*

Proceso comúnmente utilizado como pretratamiento, para la industria de curtiduría, añadiendo a ella procesos físicos y biológicos. Principalmente se emplea para cumplir los estándares para los efluentes generados normados por un ente ambiental regulador. Tal como expone **Asrafuzzaman et al. (2011), se** han estudiado diversos coagulantes naturales, como *Cicer arietinum*, Cactus y Moringa oleifera como una alternativa a coagulantes químicos. Estos han demostrado una reducción del 81.20%, 78.54% y 82.02% de turbidez respectivamente y 90%, 75% y 83.33% de reducción de DQO.

Por otra parte, los coagulantes químicos actúan rompiendo las suspensiones coloidales formando flóculos que son removidos mecánicamente o de manera manual. Claro ejemplo es el uso de Sulfato de aluminio, cloruro de hierro y Sulfato de hierro que han disminuido el 90% de sólidos, 78% de DQO y un 94% de Cromo.

#### 1.1.9.2 Electroquímicos

Los procesos de electrocoagulación (EC) es una técnica de descontaminación debido a sus ventajas, como un método simple, confiable y particularmente rentable **(Deghles y Kurt, 2016).** Además, es un proceso altamente usado en la industria, esto debido a que mediante electrodos (ánodo y cátodo), se genera corriente eléctrica que aporta iones metálicos, estos se transfieren al medio acuososo y desestabiliza la carga de la materia orgánica e inorgánica, esto con el fin de producir flóculos que ayuda a separar fácilmente sólidos, pelambre o grasa **(Sureshkumar et al., 2023).** Tal como señala **Valdivieso et al. (2023),** la

electrocoagulación presenta porcentajes de reducción de DQO hasta un 81% máximo, Cr (VI) en 84.7% y turbidez 88.7%.

#### 1.1.9.3 Oxidación por Ozono

Los procesos de oxidación avanzada se han empleado en la industria curtiembre debido a la generación de residuos difíciles de degradar. Conocidos como (PAOs), estos procesos son útiles para la remoción de metales, olor y color. Aunque signifique un alto valor económico su ejecución es favorable ya sea en pre o post tratamiento, ya que depende del tipo de agente oxidante (Hidroxilos, sulfatos, ozono, anión persulfato, radical hidroperóxido, $HO_2$ y radical superóxido) **(Pan, 2020).**

En este caso particular el Ozono es uno de los procesos más prometedores, ya que en pretratamientos aumenta la biodegradabilidad y reducción de toxicidad de compuestos orgánicos **(Ikehata & Li, 2018).** Tal como señala **Becerra-Moreno et al. (2021),** este proceso ha disminuido en un 54,4% de DQO en un tratamiento con membranas a alta presión. Por otra parte, se ha mostrado una remoción exitosa de la turbidez en un 65% y DQO en un 92% **(Agudelo et al., 2021).**

#### 1.1.9.4 Fitorremediación

La remediación de efluentes contaminados mediante el uso de plantas consiste en conjunto de tecnologías capas de combinar especies vegetales en un mismo espacio físico para descomponer, contener, extraer y mineralizar distintos contaminantes (orgánicos e inorgánicos), ya sea en el suelo o en cuerpos de agua **(González et al., 2017)**. Además, son técnicas de limpieza simples, pasivas y estéticamente agradables que en la última década han representado una alternativa sustentable y económicamente más accesible para la rehabilitación de ecosistemas afectados **(Qadiri et al., 2021).**

El mecanismo de acción se basa principalmente en procesos bióticos y abióticos para la degradación de contaminantes que incluyen evaporación, transpiración, inmovilización, erosión y filtración **(Delgadillo et al., 2011)**. Así mismo, la fitorremediación posee 7 variaciones dependiendo el método de la planta

objetivo; Rizodegradación, rizofiltración, fitoextracción, fitodegradación, fitoestabilización, fitotransformación y fitovolatilización **(Gutiérrez, 2024).**

### 1.1.10 Mecanismos de Fitorremediación

#### 1.1.10.1 Fitoextracción

Las plantas concentran los contaminantes en las partes aéreas sin desarrollar síntomas de toxicidad. Después de la maduración son cosechadas y la biomasa es descargada en diversos contenedores. Con este proceso se ha logrado remover metales pesados tales como; Ni, Pb, Cd, Cu y V de suelos y aguas contaminadas **(Montano et al., 2022).**

#### 1.1.10.2 Rizofiltración

Las plantas absorben los metales presentes y la acumulan en la parte radicular. Para ello la biomasa de las raíces debe ser alta y debe ocupar un área superficial amplia con tolerancia a excesos de metales. Esta técnica representa bajos costos y es de fácil manejo para remover metales pesados como Cr, Pb, Cd, Cu y radionucleótidos además de Solidos presentes en el agua **(Montenegro et al., 2020).**

#### 1.1.10.3 Fitoestabilización

Mecanismo en donde las plantas transforman los metales a una forma no tóxica, disminuyendo de tal manera el riesgo medioambiental. Esta técnica suele ser útil para estabilizar desechos y prevenir vías de exposición. Además de ello, proporciona un sistema hidráulico que restringe la lixiviación de los contaminantes en el agua subterránea, y ayuda a la reducción de la movilidad por adsorción **(Montano et al., 2022).**

### 1.1.10.4 Fitovolatilización

Las plantas usadas absorben los metales y elementos tóxicos y los oxida o reduce a su forma menos dañina y volátil, formando un proceso de transpiración y liberándolos a la atmósfera. Usualmente este proceso es usado para tratar aguas subterráneas, lagunas y desechos de la industria minera **(Montenegro et al., 2020).**

### 1.1.10.5 Fitodegradación o fitotransformación.

Este mecanismo es usado por las plantas para absorber los contaminantes por la zona radicular y metabolizarlo, ayudados de la rizosfera microbial. Las enzimas presentes degradan y transforman los contaminantes, tanto como solventes, cloruros, insecticidas, herbicidas y nutrientes orgánicos **(Montano et al., 2022).**

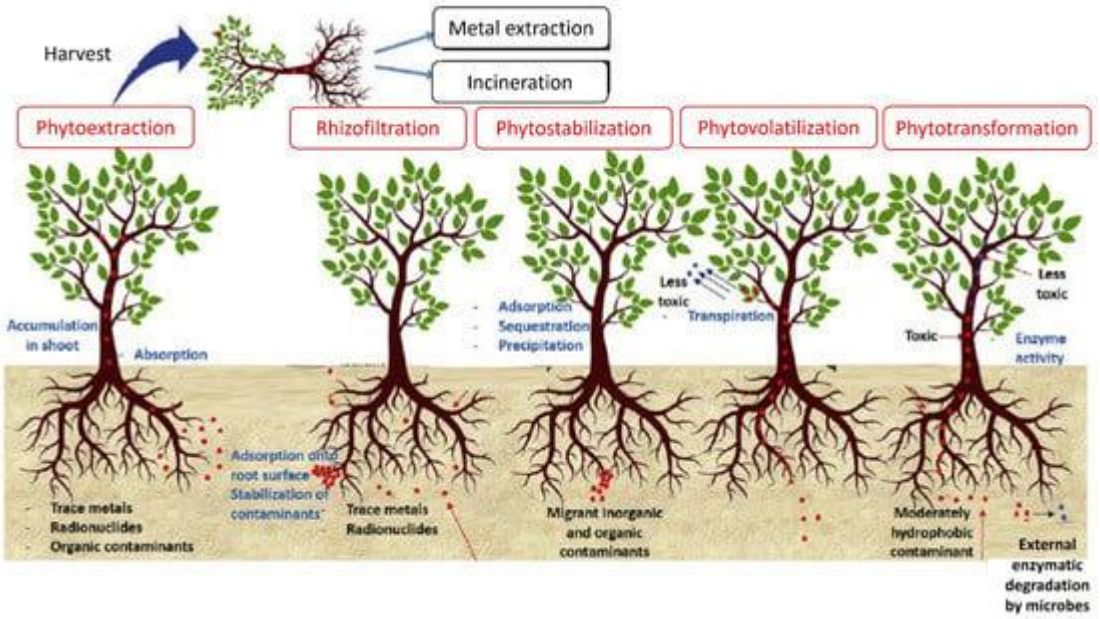



**Figura 2.**Mecanismos de Fitorremediación. Obtenido de **(Pang et al., 2023).**

### 1.1.11 Alternativas Novedosas para la descontaminación de aguas residuales de curtiembre

En busca de mitigar el daño ambiental generado, diversas empresas han explorado métodos innovadores para reutilizar los desechos del proceso de curtido, tales como lodos de cromo, grasas, aceites e incluso colágeno. Según **Agustini et al. (2019),** es posible implementar un método para la producción de biogás a partir de lodos de cromo y virutas de cuero en diferentes concentraciones. Este proceso utiliza reactores cargados con residuos que contienen metales pesados para generar gas, mejorando tanto la estabilidad como la producción de metano. El método requiere aguas residuales para fomentar un adecuado crecimiento de microorganismos, siendo las aguas residuales del curtido especialmente útiles debido a su alto contenido de minerales y sales **(Priebe et al., 2016).** En este contexto, el proceso destaca por la generación de hasta un 33 % de metano durante la fase exponencial de producción.

Por otro lado, se han desarrollado procesos que permiten aprovechar la grasa, los desechos de cuero y el cromo generados en la industria curtidora. **Tapia y Moina (2023)** señalan que los residuos del descarnado de pieles y el curtido son una fuente importante de grasas y proteínas. En particular, la piel obtenida durante el descarnado se ha visto su uso en la producción de adhesivos y gelatina, gracias a su alto contenido de colágeno. Además, las carnes provenientes de la curtiduría han demostrado ser una alternativa rentable para la producción de alimentos destinados a diferentes especies animales **(Li et al., 2019).** Este enfoque no solo reutiliza desechos de la industria curtiembre, que representan alrededor del 75 % de los residuos generados; incluyendo pelo, virutas y polvo del *wet blue*, sino que también genera una fuente sostenible de alimento tras un proceso de tratamiento para eliminar el cromo. El método consiste en el uso de enzimas lipasa para recuperar la grasa del sebo. Este proceso emplea un 4 % de ácido sulfúrico a una temperatura de 120 °C durante 1,5 horas, logrando extraer, en promedio, un 98 % de las grasas disponibles en los residuos e incluso este producto se ha empleado para la producción de biodiésel **(Dayanandan et al., 2013).**

Otro de los procesos novedosos, que ha tenido buena aceptación en la industria curtiembre para manejar la cantidad de desechos es la generación de bioplásticos a partir de virutas de wet blue. Este proceso emplea un proceso de hidrólisis para recuperar la forma estructural del colágeno utilizando hidróxido de sodio a una concentración de 0.42 M durante 150 minutos. Esto ha evidenciado la recuperación de proteínas en un 73% **(Hinojosa & Saldaña, 2020).** Tal como expone **Velasco, (2023)**, este material recuperado suele combinarse con matrices que den soporte al colágeno, pueden ser de PVA, almidón y glicerina. Sin

embargo, esto juega mucho con las concentraciones y se busca una correcta formulación para mostrar un máximo rendimiento en la estructura de los bioplásticos generados.

### 1.1.12 Fitorremediación como alternativa para tratamientos de aguas residuales

Tal como se expone en el apartado **1.1.4.4**, la fitorremediación es una alternativa ecológica a las tecnologías de remediación tradicionales **(Phang et al., 2024).** La no biodegradabilidad de los metales pesados presentes en las aguas residuales de curtiembres ha sido clave para el descubrimiento y uso de macrófitas hiperacumuladoras, como se expone en la **Figura 2**. En tal sentido tanto *E. crassipes* y *C. zianioides* han sido empleados para remover, absorber o estabilizar contaminantes de hasta 30,000 ppm presentes en agua y suelo **(Lavanya et al., 2024).** Además, el tiempo es una variable significativa que se considera para la absorción y el mejoramiento de la calidad del agua. Los experimentos han llegado a un período de entre 30 y 260 días, evidenciando la rentabilidad de este método como depurador de metales y materia orgánica **(Sivakumar, 2016).** Por otra parte, se han evaluado estudios que presentan la disminución de parámetros críticos iniciales de DQO (6944 mg/L), pH (4,67), cromo VI (3,83 mg/L) y cadmio (1,29 mg/L), los cuales se han visto reducidos en un 90-95% para DQO, con un incremento de pH a 4,85, Cr a 2,0 mg/L y cadmio a 1,29 mg/L **(Pang et al., 2023; Sravan et al., 2024).** Sin embargo, estos métodos presentan sensibilidad a la temperatura, concentración de oxígeno, pH y toxicidad, por lo que es recomendable seguir un control cuidadoso de todos los minerales y metales presentes en el agua **(Saravanan et al., 2019).**

### 1.1.13 Lirio acuático (*E. crassipes).*

*E. crassipes* también conocido como "lirio acuático" es una monocotiledónea originaria de América del sur, acuática vascular y de raíces sumergibles y fibrosas **(Alfaro et al., 2019).** Se le considera una especie invasora y tiene la capacidad de adaptarse muy rápido a los cuerpos de agua a los que se expone, además de su crecimiento y reproducción acelerada la cual influye de sobremanera al desbalance del ecosistema y el ciclo de nutrientes **(Villamagna & Murphy, 2010).** Esto debido a su capacidad de inmovilizar diversos nutrientes para evitar la propagación de los contaminantes en el medio **(Rodríguez et al., 2022).**

Por este motivo **Sarkar et al. (2017)**, expone sus facultades de adsorción de metales en efluentes de curtiembre con el criterio de análisis de Cr y Cu, con un porcentaje de remoción del 99.98% y 99.96%,

respectivamente. Además, en otro estudio se revela niveles de reducción del DQO en 64% y DBO5 en un 50% en efluentes de minería **(Saha, 2016).** No solo eso, sino que ha sido de gran uso en la descontaminación de metales pesados como el Plomo (II), Zinc, Níquel y Arsénico **(Carreño, 2021)** y diversas especies nitrogenadas y aquellas que contienen fósforo aprovechando al máximo su capacidad de acumulación y una intensa fotosíntesis **(Buta et al., 2023).**



**Figura 3.** Lirio acuático *(E. crassipes).*

### 1.1.14 Vetiver (*Chryssopogon zizanioides*)

*C. zizanioides,* originaria de la India esta planta es tanto xerófita como hidrófita, lo que le permite adaptarse a inundaciones y sequías prolongadas por sus raíces que alcanzan hasta 4 m de profundidad **(Agexport, 2019; Santana y Santos 2016; Wildshut, 2013).** Su relevancia en la fitorremediación recae en la "Rizofiltración" que posee debido a su sistema radicular, ideal para manejar los contaminantes generados en lixiviados y efluentes de plantas de tratamiento **(Truong, 2000).** Tal como sugiere **Darajeh et al. (2019),** esta presenta mayor capacidad de absorción que otras especies investigadas como; *Cyperus, Phragmites y Typha*.

Además de ello, **Goykovic et al. (2021),** expone la capacidad remediadora del *vetiver* ante metales pesados (As, Pb, Ni y Cu) alcanzando hasta el al 90% de reducción de carga contaminante. Incluso se ha demostrado su afinidad para la degradación de nutrientes, como el Nitrógeno y Fósforo, en efluentes secundarios de industrias farmacéuticas en un porcentaje del 40 y 60% respectivamente, lo que contribuyó en la reducción del DQO en más del 40% **(Panja et al., 2020).** Por otra parte, en industrias curtiembres, esta planta, ha mostrado un desempeño eficiente al reducir DQO inicial de 2330 mg/L $O_2$ hasta un 80%, $DBO_5$ 87.07% y TDS en 73.39% en un lapso de 45 días aplicando un proceso de cultivo hidropónico **(Zereen et al., 2024)**.



**Figura 4.** Vetiver (*C. zizanioides).*

### 1.1.15 Importancia de la combinación de las plantas para la fitorremediación

En el tratamiento de aguas residuales, la construcción de humedales artificiales se ha buscado la optimización del uso de plantas suspendidas mediante "policultivos", lo cual contribuye al rendimiento de purificación **(Zhang et al., 2024).** Tal como señala **García y Sánchez (2022),** la combinación de *C. zizanioides* y *E. crassipes* alcanzan grados de depuración de 99.9% en pH, conductividad y coliformes totales en aguas grises domésticas. De manera similar, **Sekar y Ansari (2018),** resaltan la efectividad del uso de estas macrófitas para la eliminación de SST en un 55.6%, recomendando su uso combinado en un tratamiento a pequeña escala para evaluar sus beneficios.

Tanto el jacinto de agua y Vetiver tienen la capacidad de biorremediar más del 80% de la DQO, 60 % de la $DBO_5$ y 50% de metales pesados en efluentes médicos, industriales, farmacéuticos y curtiembres. Sin embargo, no existen estudios que analicen este tipo de policultivo combinando *E. crassipes* y *C. zizanioides* sugerido en este trabajo de investigación en aguas residuales de curtiembre.

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1 Objetivo General

Evaluar la capacidad fitorremediadora de *C.zizanioides* y *E. crassipes* en un efluente secundario de una curtiembre en la provincia de Tungurahua.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- Identificar los contaminantes presentes en el efluente de una Curtiembre de Tungurahua según la norma TULSMA para efluentes industriales.
- Aplicar un proceso de fitorremediación con *C. zizanioides y E. crassipes* en condiciones de laboratorio, contrastando los cambios fisicoquímicos generados en intervalos de 7, 15, 30 y 45 días.

# CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

## 2.1 Materiales

El presente trabajo de titulación fue de tipo experimental y se llevó a cabo en los laboratorios de Investigación UODIDE de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos de la Facultad de Ciencia en Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato. En la Tabla 1, se enlistan los reactivos, materiales fungibles y equipos que se utilizaron durante la investigación.

**Tabla 1.**

*Material fungible en el proyecto de titulación.*

| Materiales Fungibles | Cantidad |
|---|---|
| Asa de Digralsky | 1 |
| Balones de aforo (25, 50, 100, 500 y 1000) mL | 1 |
| Botellas ámbar 1.2 L | 60 |
| Botellas Oxitop | 30 |
| Celdas de cuarzo 1 mL | 2 |
| Crisol 50 mL | 10 |
| Embudo Buchner | 1 |
| Embudos de decantación | 4 |
| Espátula | 1 |
| Filtro de fibra de vidrio 0.47 mm | 140 |
| Kitasato | 1 |
| Macropipeta 2-10 mL | 1 |
| Mechero de alcohol | 1 |
| Micropipeta 100-1000 µL y 0.1-1 µL | 1 |
| Piceta | 2 |
| Pinzas | 1 |
| Placas Petri | 40 |
| Pliego de Papel filtro | 3 |
| Probeta 10, 50, 100 y 1000 mL | 1 |

| Materiales Fungibles | Cantidad |
|---|---|
| Vasos de precipitación 25, 250, 500 y 1000 mL | 4 |
| Viales de Digestión DQO | 120 |
| Vidrio reloj | 1 |

### 2.1.1 Reactivos

**Tabla 2.**

*Reactivos empleados en el proyecto de titulación*

| Reactivos | |
|---|---|
| Agar MacKonkey | **60 g** |
| Hexano | **600 mL** |
| Cloroformo | **1 L** |
| Ácido Sulfúrico | **1.2 L** |
| Ácido Nítrico | **50 mL** |
| Nitrato de plata | **9.936 g** |
| Dicromato de Potasio | **10.22 g** |
| Ftalato de Potasio | **850 mg** |
| Agua destilada | **8 L** |
| Agua filtrada | **20 L** |
| Aluminium reagent A HI93712-01 | **1 sobre** |
| Aluminium reagent B HI93712B-0 | **1 sobre** |
| Aluminium reagent C HI93712C-0 | **1 sobre** |
| Calcium reagent set HI937521-01 | **1 botella** |
| Sulfate reagent HI93751-0 | **1 sobre** |
| Copper HR reagent HI93702-0 | **1 sobre** |
| Chromium VI HR reagent HI93723-0 | **1 sobre** |
| Magnesium reagent set HI937520-01 | **1 sobre** |
| Chloride reagent set HI93753-01 | **0.5 mL** |
| Nickel LR reagents HI93740-01 | **1 sobre** |

| Reactivos | |
|---|---|
| Molybdenum reagent A HI93730A-0 | **1 sobre** |
| Molybdenum reagent B HI93730B-0 | **1 sobre** |
| Molybdenum reagent C HI93730C-0 | **1 sobre** |
| Bromine reagent HI93716-01 | **1 sobre** |
| zinc reagent A HI93731A-0 | **1 sobre** |
| Total Nitrogen HR box 1 HI93767B-50 | **1 vial** |
| Total Nitrogen HR box 2 HI93766V-0HR | **1 vial** |
| Nitrate reagent HI93728-0 | **1 sobre** |
| Total Phosphorus HR HI93763B-50 | **1 vial** |
| Iron HR reagent HI93721-01 | **1 sobre** |
| Ammonia Hr reagents HI93733-03 | **9 mL** |
| Potassium reagent A HI9375A-0 | **6 gotas** |
| Potassium reagent B HI93750B-0 | **1 sobre** |
| Fluoride HR reagents A HI93739A-0 | **2 mL** |
| Fluoride HR reagents B HI93739-01 | **8 mL** |
| Hardness total LR reagents HI93735-00 | **9.5 mL** |
| Fixing reagent HI937375C-0 | **2 gotas** |
| Manganese HR reagent A HI93709A-0 | **1 sobre** |
| Manganese HR reagent B HI93709B-0 | **1 sobre** |
| Anionic surfactants reagent set HI95769-01 | **2 gotas** |
| Buffer de dureza Fenoles | **10 mL** |
| Reactivo Fenol 1 | **1 sobre** |
| Reactivo Fenol 2 | **1 sobre** |
| Fenol | **5 g** |
| Hidróxido de Amonio | **20 mL** |
| Alcohol 90% | **50 mL** |

### 2.1.2 Equipos

**Tabla 3.**

*Equipos utilizados en el proyecto de titulación.*

| Equipos | |
|---|---|
| Autoclave | **1** |
| Balanza analítica | **1** |
| Bomba de vacío | **1** |
| Cámara de flujo laminar | **1** |
| Campana de extracción | **1** |
| Contador de colonias | **1** |
| Desecador | **1** |
| Espectrofotómetro | **1** |
| Extractor de fibras Velp SC | **1** |
| Fotómetro multiparamétrico HI83399 | **1** |
| Horno | **1** |
| Incubadora | **1** |
| Medidor Multiparanétrico pH/ORP, CE, OD, Turbidez, GPS HI9829-13101 | **1** |
| Plancha de calentamiento | **2** |
| Potenciómetro | **1** |
| Refrigerador | **1** |
| Turbidímetro | **1** |

## 2.2 Métodos

### 2.2.1 Selección del área de estudio

Debido a que en la zona industrial de Tungurahua se encuentran la mayoría de las curtiembres de Ambato, se mantuvieron conversaciones con diversas empresas. En las cuales, solo una de ellas aceptó el análisis fisicoquímico del agua que se vierte al alcantarillado público y la publicación de datos. Cabe destacar que

al ser una industria con alta carga contaminante no se revelará el nombre de la empresa para salvaguardar la integridad del organismo.

### 2.2.2 Muestreo de las aguas residuales de la Curtiembre

Se efectuó la toma de muestras del efluente secundario antes de ser vertido al alcantarillado. Para dicha recolección se siguió el protocolo establecido por la norma APHA-Standard Methods 1060 B para recolección de muestras, en la que se tomó aproximadamente 3 litros de agua en una botella ámbar para su caracterización inicial **(APHA, 2015)**. Primero, tal como indica la norma se enjuagó el envase con la muestra. Luego se llenó el envase por completo asegurando que no haya espacios con oxígeno para la degradación de los parámetros y se cerró con la tapa de la botella. Se etiquetó y se trasladó de inmediato al laboratorio de investigación 1.4 de análisis ambiental UODIDE de las Facultad de Ciencia e Ingeniera en Alimentos y Biotecnología para su posterior análisis. Además, se recolectaron 270 L del agua para el proceso a escala laboratorio de fitorremediación que se llevó a cabo con las plantas de *C.zizanioides* y *E. crassipes.*

Las muestras de agua recolectadas para el proceso de fitorremediación se mantuvieron a una temperatura de 4 ˚C en el cuarto frío de la planta piloto, para evitar la degradación de la materia orgánica y la volatilización de los contaminantes hasta el momento de la instalación del experimento **(INEN, 2008).**



**Figura 5.** Recolección del agua residual en envases de polietileno de alta densidad.

### 2.2.3 Recolección de las especies vegetales empleadas *C. zizanioides y E. crassipes*.

El vetiver (*C. Zizanioides)* se obtuvo de un huerto comercial ubicado en la zona de Palenque en la Costa Ecuatoriana, y *E. crassipes* se obtuvo de un acuario ubicado en la zona Norte de Quito. Los lugares contaban con un servicio de compra inmediata vía online, por lo tanto, no fue necesario trasladarse hasta el sitio de cultivo. Por otra parte, la naturaleza comercial de las especies facilitó a obtener la autorización correspondiente por parte del Ministerio del Ambiente, agua y Transición Ecológica (**Anexo 30**).



**Figura 6.** Plantas comerciales obtenidas por distribuidores.

### 2.2.4 Aplicación del proceso de fitorremediación

En este caso en particular, se lavaron los bidones con agua destilada sin usar algún tipo de detergente retirando sólidos y cualquier material que pueda influir con lecturas y la calidad del agua. Se los enjuagaron y se colocaron en el balcón de la facultad de alimentos y Biotecnología.



**Figura 7**. Bidones usados como peceras artificiales en el tratamiento de fitorremediación.

Tal como se indica en **Kumar et al. (2019**) y **Duran y Lino (2023),** el modelo a seguir contiene en un Tratamiento 500 g de *E. crassipes,* 500 g de *C. zizanioides,* y el tratamiento combinado (50:50) 250 g de *E. crassipes,* y 250 g C. *zizanioides.* Para una codificación y comprensión más simple se ha catalogado de la siguiente manera durante todo el experimento los tratamientos:

**T0:** Tratamiento 0: Control, 18 L de agua residual sin plantas.

**T1:** Tratamiento 1: *E. crassipes,* aproximadamente 500 g en 18 L agua residual.

**T2:** Tratamiento 2: *C. zizanioides,* aproximadamente 500 g en 18 L de agua residual.

**T3:** Tratamiento 3: *E. Crassipes y C zizanioides,* aproximadamente 250 g de cada una en 18 L de agua residual.

Ahora bien, tal como indica **Cuji (2017),** se simularon humedales artificiales, por lo que las plantas se lavaron, pesaron y desinfectaron removiendo cualquier suciedad en su parte radicular. Luego se colocaron en planchas de Espuma flex que contenían las medidas del tanque para que funcione como una tapa que proteja tanto de suciedad ambiental como de la luz evitando su degradación prematura. Así mismo se llevó un control en cuanto a la aireación para la introducción de oxígeno disuelto cada 2 días por 1 hora. El medio de manera mecánica recibió oxígeno por bombas de aire Jad SC-3500 de 2.5 W con un caudal de aire de 3,2 L/min, asegurando que la muestra se oxigene de manera adecuada.

### 2.2.5 Caracterización General del efluente de Curtiembre.

#### *2.2.5.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO).*

El análisis de DQO se determinó según el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 5220 D, método de reflujo cerrado colorimétrico (Baird et al., 2017, p. 589). Primero, en viales de vidrio se agregó 3.5 mL de solución de ácido sulfúrico, 1.5 mL de solución de digestión y 2.5 mL de muestra en un ángulo de 45°, cuidando siempre de no sostenerlos de la parte inferior. Posteriormente, se agitaron los viales desde la zona superior y se introdujeron al digestor a 150°C durante 2 horas. Luego, se extrajeron y se dispusieron en una gradilla para enfriar los viales durante 20 minutos. Seguidamente, se trasladaron al fotómetro multiparamétrico HI83399; primero se colocó el adaptador de viales de 16 mm y se insertó el blanco. Posteriormente, se presionó la opción "Zero", mostrando el indicador "-0.0-". Luego, se insertaron las muestras y se presionó la opción "Read". Finalmente, el instrumento brindó resultados en mg/L de $O_2$**(Hanna Instruments, 2020, pp. 93-95).**

#### 2.2.5.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5).

En la caracterización del $DBO_5$, se determinó por el método OxiTop®, el cual pertenece al método de análisis de aguas 5210 D **(Baird et al., 2017, pp. 582-584).** Para ello, se requirió conocer en primer lugar el DQO, para determinar el volumen de muestra que se dispondrá en los envases ámbar. Se prepararon las botellas colocando una barra de agitación magnética dentro de las mismas, y en el cuello de estas se dispuso una bolsa de goma que contenía perlas de NaOH. Finalmente, se enroscó el cabezal OxiTop® y se reinició el sistema para que registre los nuevos datos. Este proceso duró 5 días, durante los cuales las botellas permanecieron incubándose a una temperatura de 20 °C y en constante agitación, registrando los datos cada 24 horas **(Forero, 2021).** Una vez culminado el tiempo de análisis, se presionaron los botones S y M para determinar la lectura de cada día y observar la medición en mg/L de $O_2$.

#### 2.2.5.3 Fósforo Total

Para la caracterización del fósforo, se empleó el método de Hanna Instruments para medir la concentración de fósforo presente en el agua, el cual está basado en el método del ácido ascórbico adaptado del EPA

Method 365.2 **(Baird et al., 2017, pp. 524-525).** Para llevar a cabo esta medición, se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando para ello el método de interés en la pantalla. Primero, se retiró la tapa de los viales de digestión de fósforo total LR HI 93758V 0, y a cada uno de ellos se les agregó 5 mL de muestra en un ángulo de 45° y un paquete de persulfato de potasio (PERSULFATE/P). Luego, se colocaron nuevamente las tapas de los viales y se agitó vigorosamente durante 30 segundos. Seguidamente, se llevaron al reactor de digestión a 150 °C durante 30 minutos.

Una vez culminado el proceso, se retiraron los viales y se dejaron enfriar en una gradilla. Después, se agregó 2 mL de solución NaOH 1.54N HI 93758C-0 en un ángulo de 45° y un paquete del reactivo de fósforo HI 93758 0, para cerrar los viales y agitar durante 15 segundos. Posteriormente, se presionó la opción "Continuar" y se cronometraron 3 minutos. Transcurrido ese tiempo, se presionó la opción "Continuar" y se leyó el blanco en el equipo, con lo cual se seleccionó el blanco con la tecla "Zero". Finalmente, las lecturas obtenidas por el equipo, tras leer las muestras, fueron expresadas en mg/L de fósforo (P) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 210-213).**

#### 2.2.5.4 Cromo VI

Para conocer la concentración de cromo, se empleó el método de Hanna Instruments para medir la concentración de cromo hexavalente (Cr VI), basado en el método colorimétrico 3500-Cr del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Para realizar esta determinación, se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399. Se comenzó vertiendo 10 mL de la muestra sin reaccionar en una celda, la cual se cubrió con una tapa. A continuación, se marcó la opción “Zero” en el equipo, asegurando que la pantalla mostrara “-0.0-”, definiendo así nuestro blanco. Posteriormente, se añadió un sobre del reactivo de cromo HR HI 93723-0 y se agitó vigorosamente la muestra durante 30 segundos para garantizar una adecuada disolución del reactivo. Finalmente, se llevó la celda al equipo nuevamente y se presionó el botón “Timer” para permitir que la reacción se desarrolle en el fotómetro durante 6 minutos. Al finalizar ese periodo, se presionó la tecla “Read” para obtener la lectura en µg/L de Cr VI **(Hanna Instruments, 2020, pp. 86-87).**

#### 2.2.5.5 Oxígeno Disuelto (OD)

En la determinación del oxígeno, se empleó el medidor óptico de oxígeno disuelto de Hanna Instruments, HI98198, el cual cumple con los estándares IP67 para la medición de OD. Para ello, se encendió el equipo y se sometió a una calibración preliminar con una muestra de agua con 0% de oxígeno disuelto, teniendo en cuenta la altitud sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) para determinar la cantidad de oxígeno presente en el agua. Una vez calibrado el equipo, se insertó el electrodo y se agitó suavemente para obtener una lectura más precisa y cubrir un amplio rango de la muestra. Al final, el equipo mostró un resultado en mg/L de oxígeno disuelto en el agua **(Hanna Instruments, 2024b).**

#### 2.2.5.6 Potencial de Hidrógeno (pH)

En esta determinación se empleó el medidor multiparamétrico de pH Edge HI2020-01 de Hanna Instruments, el cual cumple con la norma ISO 10523:2008. Primero, se realizó una calibración del equipo con soluciones tampón de pH 7, 14 y 10.1. Una vez culminado este paso, el equipo estaba listo para usarse. Se vertieron 25 mL de muestra en un vaso de precipitados y se introdujo el electrodo en la muestra. Después de un tiempo, la pantalla del equipo mostró estabilidad en el resultado, proporcionando el valor de pH de la muestra analizada. Finalmente, se retiró el electrodo, se enjuagó con agua filtrada y se secó suavemente, preparándolo para otra lectura **(Fisher, 2014).**

#### 2.2.5.7 Turbidez

En la caracterización de turbidez, se empleó el turbidímetro 2020we, el cual sigue el método 2130 B Nefelométrico del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* **(Baird et al., 2017, pp. 129-131).** Para ello, se llenaron dos celdas de lectura: una que contenía un estándar de 0 NTU hasta la marca de 10 mL y otra que contenía la muestra de interés. Se taparon las celdas, cuidando que no se formaran burbujas, y se alineó la celda con la flecha de indexación para la lectura. Posteriormente, se introdujo la celda de 0 NTU y se definió el blanco. Luego, se insertó la celda con la muestra y se procedió a leerla, obteniendo el equipo los resultados en unidades NTU **(Hanna Instruments, 2024a).**

#### 2.2.5.8 Conductividad

Para la determinación de la conductividad del agua, se empleó el medidor multiparamétrico de pH/ORP, CE, OD, c/GPS HI9829 de Hanna Instruments. Primero, se sometió al equipo a una calibración para asegurar que todos los parámetros estuvieran estables. Luego, se vertieron aproximadamente 100 mL de muestra hasta llenar la celda que contenía los electrodos del equipo. Posteriormente, se esperó a que las lecturas fueran estables y se registraron los datos de lectura en µS/cm **(Fisher, 2014).**

#### 2.2.5.9 Color del agua

Para la caracterización del color del agua, se empleó el método de Hanna Instruments para medir la concentración de PCU presentes en el agua, el cual está basado en el método colorimétrico Platino-Cobalto del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* **(Baird et al., 2017, pp. 121-122).** Para llevar a cabo esta medición, se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando para ello el método de interés en la pantalla. Primero, se agregó 10 mL de la muestra sin reaccionar en las celdas de lectura y una de ellas se llenó solo con agua desionizada. La celda con agua se llevó a lectura y se determinó como el blanco con la opción "Zero", lo que indicó el resultado "-0.0-". Seguidamente, se leyeron las celdas con la muestra utilizando la opción "Read" y el resultado se mostró en unidades PCU **(Hanna Instruments, 2020, pp. 95-96).**

#### 2.2.5.10 Nitrógeno Total

Para la caracterización del nitrógeno, se empleó el método de Hanna Instruments para medir la concentración de nitrógeno presente en el agua, basado en el método del ácido cromotrópico. Para llevar a cabo esta medición, se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando el método de interés en la pantalla. Primero, se retiraron las tapas de dos viales de digestión de nitrógeno total HR HI 93767B, y a cada uno de ellos se le agregó un paquete de persulfato de potasio (PERSULFATE/N). Luego, se añadió a un vial 0.5 mL de agua desionizada y al otro 0.5 mL de muestra, en un ángulo de 45˚. Se colocaron nuevamente las tapas de los viales y se agitó vigorosamente durante 30 segundos. Seguidamente, se llevaron al reactor de digestión a 105 ˚C durante 30 minutos.

Una vez culminado el proceso, se retiraron los viales y se dejaron enfriar en una gradilla. Luego, se agregó un paquete de bisulfato (BISULFITE/N.) a cada uno de los viales y se presionó el temporizador del equipo para cronometrar 3 minutos. Después, se retiraron las tapas de los viales y se añadió un paquete HI 93767 0 para cerrar los viales y agitar durante 15 segundos. Posteriormente, se presionó la opción “Continuar” y se cronometraron 2 minutos. Transcurrido ese tiempo, se retiraron las tapas de dos viales diferentes, HI 93766V 0HR, y se añadieron 2 mL del blanco digerido a un vial, y al otro, la muestra digerida, en un ángulo de 45˚. Finalmente, se presionó la opción “Continuar” y se cronometraron 5 minutos con el blanco en el equipo, momento en el cual se seleccionó el blanco con la tecla "Zero". De este modo, las lecturas que brindó el equipo tras leer las muestras fueron en mg/L de nitrógeno (N) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 167-171).**

#### 2.2.5.11 RadicalAmonio ($NH_4^+$)

Se empleó el método de Hanna Instruments para medir el ion amonio, el cual está basado en el método colorimétrico D1426, método de Nessler, proveniente del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* **(Baird et al., 2017, p. 472).** Cabe destacar que para este análisis se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399.

Primero, se vertió 1 mL de muestra sin reaccionar en una celda de 10 mL, y se llevó al aforo con el reactivo Amoniaco B HR HI 93733B-0. Esta muestra se estableció como nuestro "blanco", presionando en el equipo y dejando la lectura “-0.0-”. Luego, se añadieron 4 gotas del reactivo Amoniaco A HI 93733A 0, mezclando la solución. Posteriormente, se colocó la cubeta en el equipo nuevamente y se dejó correr el temporizador durante 3 minutos y medio. Al finalizar, el fotómetro proporcionó la lectura en mg/L de $NH_3$-N, $NH_3$ y $NH_4^+$ **(Hanna Instruments, 2020, pp. 50-52).**

#### 2.2.5.12 Solidos Totales (ST)

En esta determinación se empleó el método gravimétrico 2540 C del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, en particular el método adaptado por la USEPA 8271. Para ello, se colocaron crisoles de 50 mL a 103-105 °C en la estufa durante 1 hora. Luego, se dispusieron los crisoles en el desecador y se procedió a pesarlos en la balanza analítica **(B)**, asegurándose de que no hubiera humedad en los recipientes. Es muy importante registrar el peso del crisol seco con un valor de variación menor a 0.0005

g. Posteriormente, la muestra se agitó en el recipiente en el que se encontraba y se vertieron 50 mL en los crisoles, para ser llevados a la estufa durante 6 horas a 103-105 °C (**Baird et al., 2017, p. 185).** Finalmente, se trasladaron los crisoles al desecador para su toma de pesos (**A**).

Para conocer el valor real de los sólidos se empleó la siguiente fórmula:

$$Sólidos\ totales\ \left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(A-B)}{V} \quad (\boldsymbol{Ec.1})$$

**Donde:**

A = peso del crisol + muestra seca en mg

B = Peso del crisol en mg

V = Volumen de muestra en L

#### 2.2.5.13 Solidos Suspendidos (SST)

Se siguió el método USEPA 8163, que es la versión adaptada del método 2540 C proveniente de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* **(Baird et al., 2017, pp. 186-187).** Se ensambló el Kitasato junto con la bomba de vacío, el sujetador y un filtro de 47 mm previamente pesado **(B)**. Se vertió un poco de agua destilada para empapar el filtro y remover impurezas, retirando el líquido del recipiente posteriormente. Después de 3 minutos, se añadieron 100 mL de muestra y, una vez que todo el líquido se filtró, se llevó a cabo un proceso de secado a 105°C durante 8 horas en un horno. Después de este tiempo, se conservó en un desecador y se registró el segundo peso **(A).**

Seguidamente se determinó el valor de los sólidos con la siguiente ecuación:

$$Sólidos\ suspendidos\ totales\ \left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(A-B)}{V} \quad (\boldsymbol{Ec.2})$$

**Donde:**

A = peso del filtro + muestra seca en mg.

B = Peso del filtro en mg.

V = Volumen de muestra en L.

### 2.2.5.14 Aluminio

Para la caracterización de aluminio, se siguió el método adaptado para el análisis de aluminio en Hanna Instruments. Primero, en el fotómetro multiparamétrico HI 83399, se seleccionó la opción de aluminio. Luego, se llenó una cubeta con 10 mL de muestra y se llevó a lectura para determinar el valor de "Zero" ("-0.0-") en el display del equipo. Una vez culminado este paso, se vertieron 25 mL de muestra en una probeta y se agregó un paquete de reactivo HI 93730A 0, HI 93730B 0 y HI 93730C 0. Se agitó hasta disolver completamente los reactivos y se llenaron las cubetas hasta su marca de 10 mL. Finalmente, se introdujeron las cubetas en el equipo y se presionó el temporizador, el cual mostró un tiempo de reacción de 5 minutos. Después de ese tiempo, el equipo proporcionó los datos de lectura de la muestra en mg/L de aluminio ($Al^{3+}$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 38-40).**

### 2.2.5.15 Bromo

Para la caracterización de bromo, se siguió el método adaptado del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, basado en el método DPD **(Baird et al., 2017, pp. 414-414).** Primero, en el fotómetro multiparamétrico HI 83399, se seleccionó la opción de bromo. Luego, se llenó una cubeta con 10 mL de muestra y se llevó a lectura para determinar el valor de "Zero" ("-0.0-") en el display del equipo. Una vez culminado este paso, se agregó un sobre de reactivo HI 93716 0 y se agitó durante 20 segundos, asegurando una disolución adecuada. Seguidamente, se introdujo la celda en el fotómetro y se presionó el temporizador de 2 minutos y 30 segundos. Finalmente, se presionó la opción "Read" y el equipo proporcionó los datos de lectura de la muestra en mg/L de bromo ($Br_2$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 56-57).**

#### 2.2.5.16 Calcio

Para la caracterización de calcio, se empleó el método de Hanna Instruments, el cual es un proceso adaptado del método de oxalato. Para llevar a cabo esta medición, se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando en la pantalla el mineral de interés. Primero, se vertieron 3 mL de muestra sin reaccionar en las cubetas de lectura y se aforaron hasta los 10 mL con el reactivo A HI 93752A Ca. Además, se añadieron 4 gotas de la solución tampón a las celdas. Se cerraron las celdas y se agitaron vigorosamente, asegurando una adecuada homogenización de las muestras. Luego, se llevaron las muestras al equipo para la lectura y se presionó la tecla "Zero", definiendo así nuestro blanco. Seguidamente, se extrajo la cubeta y se añadió 1 mL de reactivo de calcio HI 93752B Ca, agitándose suavemente durante 15 segundos. Finalmente, se colocó de nuevo la cubeta en el equipo y se seleccionó la opción “Read”, esperando 5 minutos para obtener los resultados en mg/L de calcio ($Ca^{2+}$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 58-60).**

#### 2.2.5.17 Cloruros

Para la caracterización de cloruros, se empleó el método de Hanna Instruments, el cual es un proceso adaptado del método de mercurio (III) tiocianato. Para llevar a cabo esta medición, se utilizó el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando el mineral de interés en la pantalla. Primero, se llenaron las cubetas de lectura: una con agua desionizada hasta la línea de aforo de 10 mL y otra con la muestra sin reaccionar. Seguidamente, se añadieron 0.5 mL de reactivo A HI 93753A-0 y 0.5 mL del reactivo B HI 93753B-0, utilizando una jeringa. Luego, se colocaron las tapas de las celdas y se agitaron suavemente durante 30 segundos.

Posteriormente, se llevaron las celdas al equipo de lectura, se introdujo la celda con agua desionizada y se presionó el temporizador para que transcurriera el tiempo de reacción. Al cabo de 2 minutos, se presionó la opción "Zero" (“-0.0-”), definiendo así nuestro blanco. Finalmente, se cambió la celda por la que contenía la muestra y se presionó la opción "Read", obteniendo los valores de lectura en mg/L de cloruro ($Cl^-$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 63-66).**

#### 2.2.5.18 Cobre

Para la caracterización de Cobre se empleó el método de Hanna instruments, el cual es un proceso adaptado del EPA method. Para llevar a cabo esta medición se empleó el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando para ello en la pantalla el mineral de interés. Primero se agregó en las celdas de lectura 10 mL de la muestra sin reaccionar, se las llevó al equipo de lectura para determinar el blanco "-0.0-" presionando la tecla Zero y definiendo el blanco. Seguidamente se añadió un paquete de reactivo de Cobre HR HI 93702-0 y se presionó el temporizador, el cual marcó 45 segundos. Una vez culminado el tiempo, el equipo brindó los datos de lectura mg/L de cobre (Cu). **(Hanna Instruments, 2020, pp. 99-100).**

#### 2.2.5.19 Dureza Total

Para la caracterización de Dureza se empleó el método de Hanna Instruments para medir la concentración de iones $CaCO_3$ presente en el agua, el cual es un método adaptado en el método 130.1 del EPA. Para llevar a cabo esta medición se empleará el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando para ello en la pantalla el mineral de interés. Primero se añadió 0.5 mL de muestra en las celdas de lectura y 0.5 mL de indicador de Dureza HI 93735IND-0. Ayudado de un cuentagotas se llevó al aforo las cuberas con el reactivo A HI 93735A-LR. Luego se vertieron 2 gotas de la solución tampón B HI 93735B-0. Luego se agitó 5 veces el recipiente asegurando la homogeneidad de la solución. Seguidamente se llevaron al equipo de lectura las celdas, se determinó el cero presionando la tecla Zero, con lo cual la pantalla marcó el indicador "-0.0-". Posteriormente se retiró la cubeta y se agregó un paquete del reactivo de fijación HI 93735C-0. Con lo cual se agitó y se esperó 20 segundos para la lectura final en el equipo presionando la tecla "Read". Finalmente, el equipo brindó los datos de lectura mg/L de carbonato de calcio ($CaCO_3$). **(Hanna Instruments, 2020, pp. 114-116).**

#### 2.2.5.20 Fluoruros

Para la caracterización de Fluoruros se empleó el método de Hanna instruments para medir la concentración de ($F^-$) presente en el agua, el cual está basado en el método SPADNS del e Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater **(Baird et al., 2017, pp. 449-450).** Para llevar a cabo esta medición se empleará el fotómetro multiparamétrico HI 83399, seleccionando para ello en la pantalla el mineral de interés. Primero se agregó en las celdas de lectura 2 mL del reactivo fluoruro HR A HI 93739A-0 y se la

llevó al foro de 10 mL con el reactivo B HI 93739B-0. Luego se agitó vigorosamente y se esperó 1 minuto para que reaccione adecuadamente los reactivos y determinar el blanco "-0.0-", seguidamente se añadió 1 mL de muestra a una de las cubetas y se presionó el temporizador, el cual marcó nuevamente 1 minuto. Una vez culminado el tiempo el equipo brindó los datos de lectura mg/L de fluoruro ($F^-$). **(Hanna Instruments, 2020, pp. 105-107).**

#### 2.2.5.21 Fosfatos ($PO_4^-$)

Para la caracterización de Fosfatos se empleó el método de Hanna instruments para medir el ($PO_4^{3-}$) presente en el agua, el cual está basado en el método de Ácido ascórbico. Para llevar a cabo esta medición se empleará el fotómetro multiparamétrico HI 83399. Primero se seleccionó el mineral de interés en el equipo HI83399, seguidamente se llenó la cubeta con 10 mL de muestra, y se llevó a definir el blanco marcando la opción "Zero". Luego se retiró la cubeta y se agregó un sobre de fosfato rango bajo HI 93713-0, se agitó y se esperó 2 minutos hasta que se disuelva por completo. Finalmente se llevó de nuevo al equipo de lectura presionando la opción "Timer" y esperando 3 minutos, para finalmente presionar la opción "Read" y obtener los resultados en mg/L de fosfato ($PO_4^{3-}$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 195-196).**

#### 2.2.5.22 Hierro

En la determinación del hierro se empleó Método adaptado del EPA Phenanthroline method 315B para tratamientos de agua. Primero se vertió 10 mL de muestra sin reaccionar en una celda y se llevó al fotómetro HI 83399 para detectar la muestra ZERO "-0.0-". Luego, se agregó el contenido de un sobre de reactivo HI 93721-0 y se mezcló completamente agitando la celda vigorosamente. Finalmente se introdujo la celda en el equipo y se seleccionó el botón "Timer" y durante 3 minutos actuó la reacción, posteriormente el equipo brindó la lectura de la muestra en mg/L de Fe **(Hanna Instruments, 2020, pp. 130-131).**

#### 2.2.5.23 Magnesio

En la determinación del Magnesio se empleó el Método adaptado de Calmagite method, para tratamientos de agua. Primero se agregó 1 mL del reactivo A HI 93752A-Mg y se llevó al aforo en la cubeta de 10 mL, con el reactivo HI 93752B-Mg. Se agitó varias veces asegurando la homogeneidad de la solución y se llevó

al equipo de lectura HI 83399 seleccionando el método adecuado para el mineral analizado. Luego se presionó la tecla Zero con la celda una vez dentro del equipo, definiendo de tal modo el "blanco". Seguidamente, con una micropipeta se agregó 0.5 mL de la muestra y se agitó nuevamente. Finalmente se introdujo la celda y se presionó la tecla "Timer" cuya cuenta regresiva es el tiempo de reacción a esperar, en este caso de 15 segundos y posteriormente se seleccionó la opción "Read" para obtener la lectura en mg/L de magnesio ($Mg^{2+}$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 132-133).**

#### 2.2.5.24 Molibdeno

Para la caracterización de Molibdeno se siguió el método adaptado del mercaptoacetic acid method, específicado en Hanna Instruments. Primero en el fotómetro multiparamétrico HI 83399 se escogió la opción de Molibdeno, luego se llenó una cubeta con 10 mL de muestra y se llevó a lectura para determinar el Zero "-0.0-" en el display del equipo. Una vez culminado el paso anterior se vertieron 25 mL de muestra en una probeta, para posteriormente agregar un paquete de reactivo HI 93730A-0, HI 93730B-0 y HI 93730C-0. Se agitó hasta disolver completamente los reactivos y se llenaron las cubetas hasta su marca de 10 mL. Finalmente, se introdujeron las cubetas en el equipo y se presionó el temporizador, el cual mostró un tiempo de reacción de 5 minutos. Después de ese tiempo el equipo brindó los datos de lectura de la muestra en mg/L de molibdeno ($Mo^{6+}$) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 140-142).**

#### 2.2.5.25 Níquel

Para la caracterización de Níquel se siguió el método adaptado del PAN method específicado en Hanna Instruments. Primero se requiere verter 25 mL de muestra en un vaso ed precipitados y en otro vaso de precipitados 25 mL de agua desionizada (blanco). En cada uno de ellos se agregó un paquete A HI 93740A-0 y 1 mL de reactivo B HI 93740B-0, se agitó y se mezcló vigorosamente permitiendo la homogenización de la solución. Luego se dejó reaccionar a los reactivos durante 15 minutos ayudados del temporizador del equipo. Una vez culminado el tiempo de espera se añadió un paquete de reactivo Niquel C HI 93740C-0 a cada vaso y se agitó de nuevo. Posteriormente se vertió 10 mL en la celda de lectura, tanto el blanco como la muestra. Finalmente se llevaron al equipo de lectura para determinar el Zero y los valores de concentración en la muestra en mg/L de níquel (Ni) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 143-145).**

#### 2.2.5.26 Nitratos

Para la caracterización de Nitratos se empleó el método de Reducción de Cadmio por Hanna instruments para contaminantes presentes en el agua. Para llevar a cabo esta medición se empleará el fotómetro multiparamétrico HI 83399 en la opción de Nitratos. Para ello, se vertió 10 mL de muestra sin reaccionar en una celda de 10 mL. A continuación, se seleccionó la opción "Zero", asegurando que la pantalla muestre "-0.0-", definiendo el blanco. Luego se añadió un sobre de Nitratos HI 93728-0. y se agitó vigorosamente durante 50 segundos para una mejor homogenización de la muestra. Por último, se dejó que produzca la reacción dentro del fotómetro durante 4 minutos y 30 segundos. Finalmente, al culminar la reacción se presionó la opción "Read" para la lectura en mg/L de nitrato-nitrógeno (NO3-N) o ($NO3^-$). **(Hanna Instruments, 2020, pp. 148-150).**

#### 2.2.5.27 Potasio

El análisis se realizó utilizando el Método Turbidimetric Tetraphenylborate adaptado por Hanna Instruments. Como primer punto se dispone de 10 mL de muestra sin reaccionar en una cubeta. Luego se agregaron 6 gotas del reactivo A HI 93750A-0. A continuación, se cierra la celda y se agita levemente, posteriormente se llevó la celda al equipo HI 83399 y se presionó la opción Zero"-0.0-" para definir nuestro blanco. Seguidamente se añadió un paquete del reactivo B HI 93750B-0 y se agitó por un minuto hasta disolver el contenido por completo y se llevó de nuevo a lectura al fotómetro. Al presionar "Timer", se espera la reacción de 2 minutos y finalmente se leen los datos en mg/L de $K^+$ **(Hanna Instruments, 2020, pp. 234-236).**

#### 2.2.5.28 Sulfatos

Para la caracterización de sulfatos se empleó el método de Hanna instruments para medir el $(SO_4)^{-2}$ presente en el agua, el cual está basado en el método colorimétrico 4500-$(SO_4)^{-2}$, proveniente del Standards Methods for the Examination of the Water and Wastewater **(Baird et al., 2017, pp. 546-548).** Para llevar a cabo esta medición se empleó el fotómetro multiparamétrico HI 83399.

Primero, se vertió 10 mL de muestra sin reaccionar en una celda de 10 mL. A continuación, se selecciona la opción "Zero", asegurando que la pantalla muestre "-0.0-", definiendo el blanco. Luego se añadió un

sobre de Sulfatos HI 93751-0 y se agitó vigorosamente durante 30 segundos para una mejor homogenización de la muestra. Por último, se dejó que produzca la reacción dentro del fotómetro durante 5 minutos. Finalmente, al culminar la reacción se presionó la tecla "Read" para la lectura en mg/L de $SO_4^{-2}$ **(Hanna Instruments, 2020, pp. 247-248).**

### 2.2.5.29 Surfactantes Aniónicos

El Análisis de SAAM o tensioactivos se determinó por el método de Hanna Instruments, el cual sigue el método 425.1 de la USEPA y corresponde al método 5540 C del Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. Se inoculará 25 mL de muestra en un vial, y se dispensó 2 gotas de los reactivos HI95769-A0 y HI95769-B0. Luego se agregó 10 mL de cloroformo para separar las fase acuosa y orgánica para lo cual se homogenizó adecuadamente la muestra. Posteriormente se removió la fase acuosa usando una pipeta y se dispuso 2 mL del reactivo HI95769-A0 nuevamente, a lo que en un lapso de 2 minutos se esperó la separación de las 2 fases por segunda vez. Por último, con el fotómetro multiparamétrico HI83399 se determinó la presencia de Tensioactivos en mg/L de SBDS, para ello se añadirá 10 mL de cloroformo a manera de blanco y se hará la lectura **(Pop, 2023; Hanna Instruments, 2020, pp. 249-252).**

### 2.2.5.30 Zinc

Para determinar la concentración de Zinc se empleó el método Zincon 3500-Zn B adaptado del Standards Methods for the Examination of the Water and Wastewater **(Baird et al., 2017, pp. 344-345).** Para ello, ayudado de una probeta se vierten 20 mL de muestra y se agrega un paquete de reactivo A HI 93731A-0, hasta disolverlo por completo. Luego, se aforan 2 cubetas de 10 ml, una de ellas a manera de nuestro blanco "-0.0-". Posteriormente se añadieron 0.5 mL de reactivo B HI 93731B-0 y se agitó vigorosamente por 15 segundos. Una vez terminado este lapso se insertó la cubeta en el equipo y se presionó la opción "Timer" para que transcurra la reacción y brinde lecturas de mg/L de Zn **(Hanna Instruments, 2020, pp. 253-255).**

#### 2.2.5.31 Manganeso

Para determinar la concentración de Manganeso se empleó el método de Periodate, adaptado del Standards Methods for the Examination of the Water and Wastewater **(Baird et al., 2017, pp. 324-326).** Primero se seleccionó el mineral de interés en el equipo HI83399, seguidamente se llenó la cubeta con 10 mL de muestra, y se llevó a definir el blanco marcando la opción "Zero". Luego se retiró la cubeta y se agregó un sobre de Magnesio rango alto HI 93709A-0, se agitó y se esperó 2 minutos hasta que se disuelva por completo. Posteriormente se agregó otro paquete de manganeso HR B HI 93709B-0. Finalmente se llevó de nuevo al equipo de lectura presionando la opción "Timer" y esperando 1 minuto y 30 segundos, para finalmente presionar la opción "Read" y obtener los resultados en mg/L de manganeso (Mn) **(Hanna Instruments, 2020, pp. 137-138).**

#### 2.2.5.32 Fenoles

Se determinó la concentración de Fenoles mediante el método estándar Hach 8047, el cual es adaptado del método 5530 C (**Baird et al., 2017, pp. 619-621).** Para este método se requiere una destilación preliminar para separar impurezas, luego se preparará un Blanco que será agua desionizada 300 mL y se vertieron en un embudo de decantación de 500 mL. A continuación, se midió 300 mL de la muestra destilada con una probeta y se trasladó a otro embudo de decantación. Posteriormente se añadieron 5 mL de la solución Buffer y la 4-aminotripina a cada uno de los embudos. Seguidamente se agitó levemente para mezclar las soluciones. Bien homogenizadas las muestras, se añadió el contenido del sobre de Fenol 2. Finalmente se drenó 25 mL de cloroformo, el cual contiene a los fenoles de interés y se desechó el restante de muestra **(Hach, 2024).**

#### 2.2.5.33 Coliformes Fecales

Para la determinación de coliformes presentes en el agua residual, se siguió la metodología NMP/100 mL (Número Más Probable), según lo determina la normativa ambiental **(TULSMA, 2017).** Para ello, al momento de recibir los envases con el agua residual, se extrajo una muestra representativa para preparar la dilución en diferentes tubos con solución salina. En total, se preparó hasta la solución (-5) para observar la cantidad de UFC presentes en el agua. Seguidamente, cada tubo se homogenizó adecuadamente con el Vortex y se inocularon 100 µL de las muestras en placas Petri con agar MacConkey (Barros et al., 2023).

Posteriormente, se diseminó la muestra por la superficie con el asa de Digralsky y se almacenaron a 37˚C en una incubadora durante 24 horas. Tal como señala **Wachsman y Vullo (2006),** una vez cumplido el tiempo de incubación, se observaron las colonias generadas y se realizó un conteo de colonias para determinar la presencia de los coliformes fecales.

### 2.2.5.34 Grasas y aceites

Se empleó el equipo VELP Scientifica SER148 Solvent extraction Unit, cuya metodología sigue los parámetros del Standards Methods for the Examination of the Water and Wastewater para grasas y aceites 5520 C Soxhlet Extraction Method **(Baird et al., 2017, pp. 616-618).** Para ello se recolectó 1 L de muestra y se almacenó inmediatamente acidificándola con HCl o $H_2SO_4$ a un pH $\leq 2$ en un periodo de vigencia de 28 días. Luego se filtró al vacío la muestra, ayudado de un embudo Buchner. Luego se filtró hasta el máximo de capacidad y ayudado de algodón o papel filtro humedecido con el solvente se limpiaron las paredes del frasco colector. Seguidamente se colocaron tanto el papel filtro junto con los retazos que se limpió el frasco en el cartucho de extracción. Posteriormente se secó en un horno a 103˚C por media hora. Luego se extrajo empleando 50 mL de Hexano por 15 minutos, para luego entrar a un reflujo de 30 minutos. Como paso final, se pesará el recipiente con el extracto una vez haya sido secado a 80˚C durante 15 min **(Turan, 2019).**

Para conocer el valor real de grasas se sigue la siguiente formula:

$$mg/L\ (G\ y\ A) = \frac{(P_2 - P_1) * 10^3}{V}\ (\boldsymbol{Ec.3})$$

**Donde:**

Ppm (G y A) = Concentración de Grasas y aceites en partes por millón (mg/L).

$P_2$ = Peso del matraz (libre de humedad) antes de la extracción.

$P_1$= Peso del matraz después de la extracción y el secado.

$10^3$= Factor de conversión.

V = Volumen de muestra filtrado en L.

### *2.2.5.35 Determinación del porcentaje de reducción.*

Una vez se han determinado todos los parámetros fisicoquímicos como indica **Chuchón y Escobar, (2008),** se empleará la siguiente formula apara conocer el porcentaje de remoción de contaminantes:

$$\% \, Remoción = \left| \frac{C.afluente - \ C.efluente}{C.afluente} \right| * 100 \ (\boldsymbol{Ec.4})$$

**Donde:**

**C. afluente =** Concentración del agua residual sin tratamiento.

**C. efluente =** Concentración del agua sometido a un tratamiento.

### *2.2.5.36 Análisis Estadístico.*

En este apartado, se investigó el efecto de los diferentes tipos de tratamiento y el tiempo de exposición, con el objetivo de determinar si el tratamiento combinado muestra una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes en comparación con los tratamientos individuales. Para ello, se analizaron los resultados obtenidos a través del ANOVA realizado con el programa estadístico SPSS, el cual indicó que existen diferencias significativas entre los tratamientos y el tiempo en relación con el grupo control, lo que demuestra la efectividad del tratamiento de remediación.

El diseño experimental utilizado fue un A x B, el cual reflejó de manera significativa los efectos de los tratamientos con respecto al tiempo. El análisis ANOVA arrojó un valor p menor a 0.05, lo que indica que los resultados son estadísticamente significativos. Posteriormente, se realizó un análisis de Tukey, que permitió identificar las diferencias significativas entre las medias para la remediación de las aguas residuales de curtiembre. Así, se determinó el tratamiento más efectivo en un período de 30 días.

## CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1 Análisis y discusión de los resultados

#### 3.1.1 Determinación inicial de los parámetros fisicoquímicos

**Tabla 4.**

*Determinación inicial de los parámetros fisicoquímicos del efluente secundario de curtiembre con el límite permisible del (TULSMA).*

| Parámetro fisicoquímico | Unidad | Valor inicial | Valores de la Norma de referencia (TULSMA) |
|---|---|---|---|
| DQO | mg/L | 1833,33 ± 3,28 | 500,0 |
| $DBO_5$ | mg/L | 916,67 ± 0,33 | 250,0 |
| Fósforo | mg/L | 4,33 ± 0,09 | 15,0 |
| Cromo (VI) | mg/L | 0,28 ± 0,33 | 0,5 |
| OD | mg/L | 3,24 ± 0,02 | - |
| Turbidez | NTU | 879,67 ± 10,87 | 100,0 |
| Conductividad | µS/cm | 5989,67 ± 1,45 | 1000,0 |
| Color | PCU | 1660 ± 1,53 | Dilución 1/20 |
| Nitrógeno | mg/L | 140 ± 1,15 | 60,0 |
| Amonio | mg/L | 318 ± 0,31 | 30,0 |
| ST | mg/L | 2190,67 ± 16,83 | 1600,0 |
| SST | mg/L | 150,67 ± 2,40 | 220,0 |
| Aluminio | mg/L | 0,43 ± 0,01 | 5,0 |
| Bromo | mg/L | 2,07 ± 0,01 | - |
| Calcio | mg/L | 716,67 ± 3,48 | - |
| Cloruros | mg/L | 800 ± 0,12 | 1000,0 |
| Cobre | mg/L | 1,63 ± 0,01 | 1,0 |
| Dureza | mg/L | 513,33 ± 2,33 | - |
| Fluoruros | mg/L | 41,67 ± 0,12 | 1,0 |
| Fosfatos | mg/L | 9,33 ± 0,43 | - |

| Parámetro fisicoquímico | Unidad | Valor inicial | Valores de la Norma de referencia (TULSMA) |
|---|---|---|---|
| Hierro | mg/L | 0 ± 0,0 | 25,0 |
| pH | | 7,61 ± 0,0 | 6-9 |
| Magnesio | mg/L | 43,33 ± 1,45 | - |
| Molibdeno | mg/L | 7,23 ± 0,33 | - |
| Níquel | mg/L | 0 ± 0,0 | 2,0 |
| Nitratos | mg/L | 0 ± 0,0 | - |
| Potasio | mg/L | 109 ± 0,40 | - |
| Sulfatos | mg/L | 266,67 ± 1,20 | 1000,0 |
| Surfactantes | mg/L | 2,97 ± 0,02 | 0,5 |
| Zinc | mg/L | 365 ± 0,01 | 5,0 |
| Manganeso | mg/L | 6,67 ± 0,19 | 2,0 |
| Fenoles | mg/L | 0,41 ± 0,00 | 0,2 |
| Coliformes fecales | NMP/100ml | < 9 ± 1,00 | Remoción > al 99% |
| Grasas y aceites | mg/L | 38,03 ± 4,43 | 50,0 |

**Nota:** Los resultados obtenidos corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 9 y Tabla 10 de la normativa TULSMA.

En el presente estudio se realizó la caracterización del agua residual de una curtiembre de la zona industrial de la provincia de Tungurahua. Dentro de los valores más altos y fuera de los rangos permisibles se encuentra la demanda química de oxígeno (DQO) que presentó un valor de 1833,33 ± 3,28 mg/L $O_2$, establecidos por la normativa TULSMA para descargas en sistemas de alcantarillado público. Según **Basurto-Flores y Medina-Guerrero (2023),** se han reportado valores de hasta 7860 mg/L $O_2$ en muestras provenientes de industrias curtiembres, evidenciando condiciones críticas que afectan significativamente la calidad de los cuerpos de agua receptores que posteriormente se dirigen a canales de riegos.

**Li et al. (2017)** afirma que el nivel de contaminación por materia orgánica se ve reflejada en los valores de demanda biológica de oxígeno ($DBO_5$), por lo que, en este estudio, el $DBO_5$ alcanzó un valor de 916,67 ± 0,33 mg/L $O_2$, excediendo en un 366,68 % el límite permitido para descargas. Este hallazgo pone de manifiesto la ausencia de un tratamiento adecuado del efluente previo a su disposición final, lo que resulta

preocupante debido a que estos contaminantes, aunque susceptibles a procesos de descomposición biológica, presentan una degradación lenta **(Dziadel & Ignatowicz, 2022).**

Por otra parte, el cromo hexavalente ($Cr^{6+}$) presentó valores de 0,28 ± 0,33 mg/L, situándose dentro del límite permitido según la normativa vigente. Es importante destacar que este metal pesado, en su estado hexavalente, posee un grado de toxicidad significativamente mayor en comparación con su forma trivalente **(Delgado-Sarmiento et al., 2020).** Tal como se presentó en la **Figura 1**, el cromo hexavalente es ampliamente utilizado en sales para la preservación y teñido del cuero en la industria, lo que contribuye a su presencia en los efluentes industriales.

Adicionalmente, se reportaron valores de fósforo de 4,33 ± 0,09 mg/L, que si cumple con los parámetros normativos establecidos. Este parámetro es particularmente relevante, ya que el fósforo, en concentraciones excesivas puede presentar fitotoxicidad, además se ha identificado como un factor clave en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en la formación y abultamiento de lodos **(Balakrishnan et al., 2021).** En este contexto, su adecuado manejo será fundamental durante el proceso de fitorremediación.

El parámetro de turbidez, al ser un indicador del nivel de transparencia óptica del agua, resulta de gran importancia, ya que permite determinar si la muestra bloquea o facilita la transmisión de luz, un factor esencial para los procesos fotosintéticos **(Jiménez-Oyola et al., 2023).** De manera similar, M**atos et al. (2024)** señalan que las partículas suspendidas influyen significativamente en el color, la estética y las propiedades organolépticas del agua, lo cual fomenta la proliferación de microorganismos y diversos contaminantes. En este estudio, la turbidez presentó un valor de 879,67 ± 10,87 NTU, excediendo ocho veces el límite permitido según la normativa TULSMA. Este resultado evidencia la elevada presencia de materia orgánica e inorgánica en los efluentes analizados, así como la falta o ineficiencia de los tratamientos de floculación necesarios para atrapar y eliminar el material suspendido en el agua.

La conductividad por su parte está relacionada a la cantidad de minerales, sales y iones presentes en el agua, estos normalmente son identificados cuando el nivel de conductividad es muy elevado por las sales empleadas en el teñido **(Doumbi et al., 2022).** De tal manera, presenta un valor de 5989,67 ± 1,45 µS/cm. Lo que concuerda con el estudio de **Amanial (2016),** encontrando valores oscilantes entre los 6.000 µS/cm a 14.000 µS/cm debido a los minerales no removidos en el efluente de curtiembre por un proceso de

floculación o coagulación. Igualmente, otro proceso óptico para determinar la calidad del agua es el color real de la muestra, en este caso reveló un valor de 1660 ± 1,53 PCU, muy por encima del límite permisible para un efluente industrial. Así mismo **Kamalakkannan et al. (2024)**, determina un valor de 2345 PCU para muestras de curtiembre y asegura que es característico de las aguas poseer un color marrón oscuro y olor acre. Sin embargo, las muestras trabajadas en esta investigación presentan un olor rotundo a sulfuro de hidrógeno y amonio, asimismo de un color verde salvia pronunciado **(Zhao et al., 2022)**. Tal como se puede observar en el **Anexo 4**, donde se pueden observar tanto el color inicial y finales durante el tratamiento de fitorremediación.

Además de ello, el valor de Nitrógeno Total evidencia una concentración del doble recomendado según la Normativa Tulsma, con un valor de 140 ± 1,15 mg/L N. Esto proviene tanto de la transformación del cuero como del proceso de rendido, curtido y del teñido en donde se emplea amonio **(Sierra et al., 2016; Qinhuan & Zha, 2013)**. Es importante cuantificar la concentración de Nitrógeno debido a que en condiciones aerobias el Nitrógeno orgánico se transformará por acción de los microorganismos a compuestos de amonio, o su vez ser oxidados a nitritos o nitratos en el proceso de nitrificación **(Sabily et al., 2022).** Por otra parte, la concentración de amonio presenta un valor de 318 ± 0,31 mg/L incumpliendo el límite permisible, lo que puede llegar a ser perjudicial para el equilibrio ecológico por la euritrificación generada en las cuencas donde son vertidas estas aguas **(Zhang et al., 2024)**. No obstante, el amonio es generado por su uso en el encalado como Sulfato de Amonio como agente amortiguador, y esto ha dado pie a que se consideren distintas alternativas como el $CO_2$, ácidos orgánicos y ésteres **(Hashem et al., 2024).** Demostrando un efecto negativo, ya que la calidad del cuero como producto se ve comprometida, brindando un resultado insatisfactorio para la industria **(Lei et al., 2023).**

Al igual que el punto anterior, se analizaron los sólidos Totales y suspendidos presentes en el efluente de curtiembre, a lo que se esperaba sólidos entre un valor de 7000-10000 mg/L. Esto debido a que se conoce que el 35% de ST y SST provienen del proceso de Decapado y este a su vez es uno de los más contaminantes pues genera gran cantidad de lodos sólidos **(Sivakumar et al., 2004).** Los sólidos, aunque no se consideran un contaminante principal del agua es un factor indicativo para asegurar la calidad del agua **(Agustini et al., 2019).** Estos afectan significativamente a la palatabilidad, corrosión e incluso a las propiedades organolépticas dependiendo de la fuente de origen de los residuos (material orgánico, sedimentos o químicos) **(Adjovu et al., 2023).** Con un valor de 2190,67 ± 16,83 mg/L para ST y 150,67 ± 2,40 para SST de los cuales los sólidos suspendidos se encuentran dentro del rango de la normativa ambiental. Sin

embargo, los sólidos al contener bastante material coloidal se observa un valor fuera del límite, lo que podría causar conflictos en los análisis si su valor aumenta con el proceso de fitorremediación.

Algunos parámetros solo se evaluaron al inicio y al final del tratamiento debido a la disponibilidad de reactivos y equipos durante los ensayos.

En primer lugar, se evaluó la presencia de metales y metaloides, el Aluminio con 0,43 mg/L valor considerablemente bajo el cual proviene de tratamientos de floculación o coagulación por el uso del formiato de aluminio o Sulfato de aluminio para remover partículas orgánicas e inorgánicas **(Arukula et al., 2018)**. Lo que indica un tratamiento previo al vertido de estas aguas, sin embargo, los valores tanto de $DQO_5$, DBO y sólidos denotan una ineficiencia en los métodos descontaminantes de la curtiembre.

Por otra parte, se determinó la presencia del Bromo con 2,07 ± 0,01 mg/L, el cual no es un parámetro medido en curtiembres, sin embargo, su toxicidad y su presencia puede provocar graves enfermedades **(Patel et al., 2023).**

Entre los metales se determinó el calcio cuyo protagonismo como veremos más adelante se debe a las altas concentraciones que presentó por el uso de Cal en el desprendimiento de la piel con un valor de 716,67 ± 3,48 mg/L. En otra instancia valores de cloruros se encontraban dentro del límite permisible con 800 ± 0,12 mg/L $Cl^-$, siendo este uno de los iones más abundantes en las aguas residuales de curtiembre, debido al uso de sales en el proceso de remojo y decapado **(Tadesse et al., 2017).**

Otro de los metales encontrados en la caracterización del agua residual fue el cobre con 1,63 ± 0,01 mg/L Cu que sobrepasa el límite permitido. Es importante destacar cada una de las concentraciones que superan el límite, ya que en dosis adecuadas el cromo es un elemento necesario para el crecimiento de las plantas en tratamientos de fitorremediación. Sin embargo, en Dosis altas resulta tóxico y ya que se une a las membranas celulares impedirá el transporte celular **(García et al., 2016).** Además, es destacable el análisis del Hierro y Níquel que resultaron en la ausencia de estos metales.

La Dureza total que denotó valores de 513,33 ± 2,33 mg/L que confiere la característica de agua dura, al ser el resultado de la suma de iones de sodio, calcio, sulfatos y Magnesio presentes en el agua **(Paltahe et al., 2019).** Si bien es cierto no depende de un solo factor se cree que este nivel de dureza tan alto se genera al combinar diversos efluentes generados a lo lardo del curtido y remojo **(Muthukkauppan & Parthiban, 2018)**.

Al analizar iones disueltos, los fluoruros con una concentración cuarenta veces más alta que la recomendada con 41,67 ± 0,12 mg/L $F^-$superando el límite. Considerando que este compuesto es moderadamente soluble la liberación de cationes y la concentración de ST es crucial para la precipitación del fluoruro en el agua residual **(Kanagaraj & Elango, 2018).** Por otra parte, los fosfatos presentaron un valor de 9,33 ± 0,43 mg/L que tienen una función similar al fósforo de brindar soporte y apoyo en funciones biológicas a las plantas en el proceso de fitorremediación debido a la falta de biodisponibilidad **(Yu et al., 2020**).

De la misma manera, se hizo el seguimiento del pH de la muestra, el resultado estaba dentro de los parámetros con un valor de 7,61 ± 0.0, es crucial el pH en este tipo de efluentes debido a que a un medio alcalino tienden a precipitar ciertas sales y aumentar la conductividad eléctrica del agua, en cambio sí se acidifican pueden llegar a descomponer metales como el Cromo (VI) y reducirlo a su forma trivalente **(Bingül et al., 2021**). Por otra parte, el Magnesio al ser un compuesto que altera a la dureza cuenta con una concentración de 43,33 ± 1,45 mg/L, este parámetro en exceso ha demostrado la capacidad de inhibir la capacidad de absorción de calcio y viceversa, influenciando de manera directa el crecimiento de plantas en procesos de fitorremediación **(Walsh et al., 2020; Shen et al., 2024).**

Luego se determinó el molibdeno, aunque no es metal comúnmente empleado en la industria curtiembre ha presentado valores por encima del límite permitido con 7,23 ± 0,33 mg/L lo cual puede favorecer al crecimiento de plantas en procesos de fitorremediación de aguas y suelos **(Wang et al., 2024)**. En otra instancia se analizó la concentración del Potasio con un valor de 109 ± 0,40 mg/L, esto puede favorecer a la euritrificación del medio acuática e influir en un desbalance iónico para futuros sistemas de tratamiento de aguas residuales **(Singh et al., 2023)**.

En cuanto a los sulfatos se evidencia una concentración de 266,67 ± 1,20 mg/L, sin embargo, la alta carga contaminante puede conllevar a una acidificación del medio y liberar sulfuro al medio, llegando a alterar la biota del medio en el que se viertan las aguas **(Pastrana et al., 2023)**.

Los surfactantes aniónicos o tensioactivos comprenden un interés general debido a su naturaleza de uso tanto industrial y doméstico **(Zhao & Chen, 2019).** Estos compuestos reducen la cantidad de energía libre, lo que permite alterar el área interfacial o superficial promoviendo la eficiencia de ciertos procesos comúnmente usado para humectar, detergente o un agente emulsionante **(Palmer & Hatley, 2018).** El valor determinado para este compuesto es de 2,97 ± 0,02 mg/L 4 veces más del nivel recomendado por el TULSMA.

Por otra parte, el nivel de Zinc fue elevado con 365 ± 0,01 mg/L de concentración, esto se debe al uso de licores y la desnaturalización del cuero, sangre, estiércol, pulpa y proteínas solubles. También se determinó la concentración de Manganeso con 6,67 ± 0,19 mg/L y fenoles con una concentración de 0,41 ± 0,00 provenientes de los tintes vegetales o licores de curtido con un bajo nivel biodegradable además de su toxicidad y posible efecto inhibidor de microorganismos **(Bobadilla et al., 2021; Appiah-Brempong et al., 2021).**

Finalmente se realizó análisis microbiológicos contemplados en el TULSMA, La concentración de coliformes fecales, misma que estaba dentro de un rango de 9 ± 1 UFC/100 mL un valor moderadamente elevado teniendo en cuenta que se prevé una remoción del 99.99% para un vertido al alcantarillado público.

Otro análisis obligatorio en la normativa ecuatoriana para aguas residuales es la concentración de Grasas y aceites, que dio un valor de 38,03 ± 4,43 mg/L proveniente del proceso de embadurnado o engrasado. Este resultado se encuentra dentro del límite permisible lo que beneficiaría al proceso de fitorremediación **(Parada et al., 2019)**.

### 3.1.2 Seguimiento a los parámetros fisicoquímicos durante el tratamiento de fitorremediación

#### 3.1.2.1 Medición de la demanda química de oxígeno (DQO)

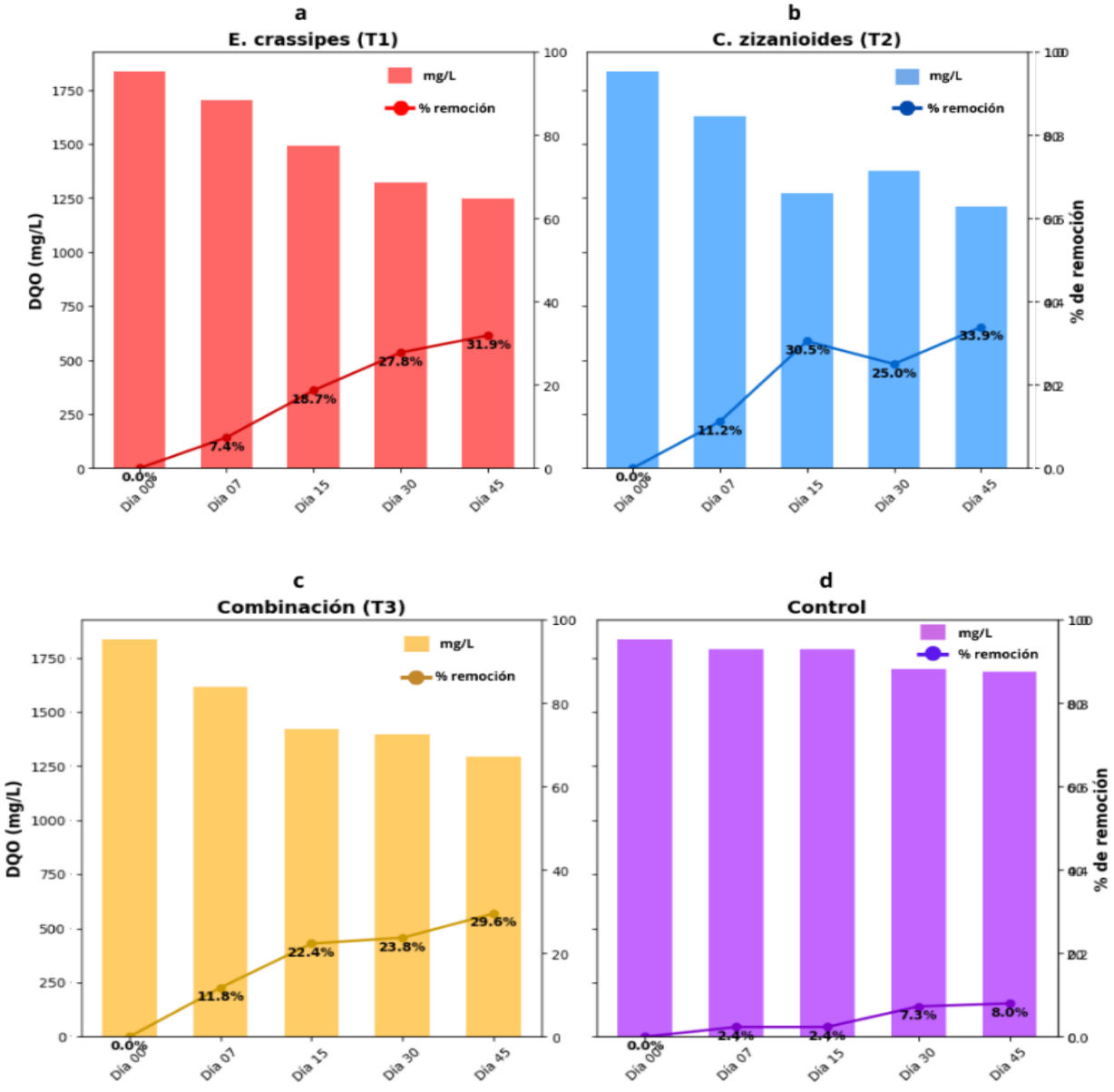



**Figura 8.** Evolución de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de DQO en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de DQO en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento.

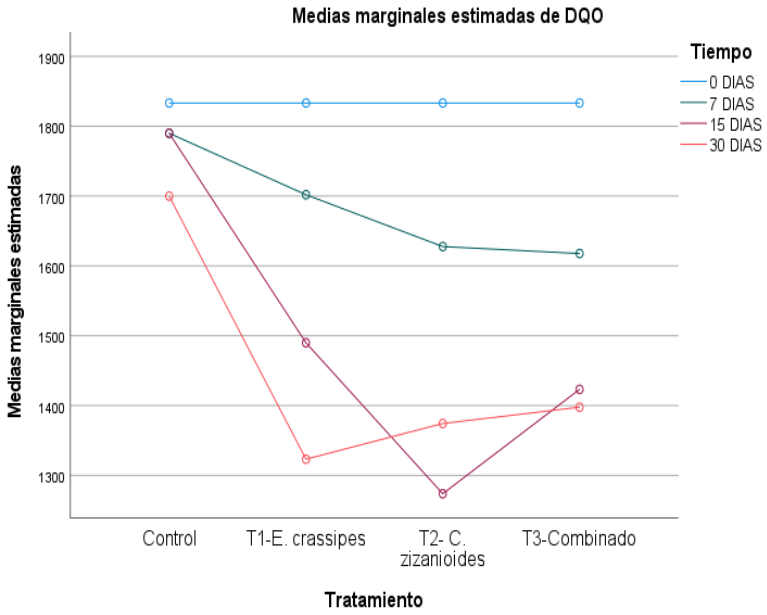



**Figura 9.** Gráfico de medias marginales estimadas de DQO.

Tal como se presenta en la **Tabla 4**, el valor de caracterización inicial del DQO, junto con la evolución observada en la **Figura 8**, muestra una reducción promedio del 30% para los 3 tratamientos a excepción del control. Aunque este nivel de descontaminación no es lo suficientemente prometedor como una alternativa principal. Puede considerarse como un proceso post tratamiento, ya sea junto con procesos electroquímicos, físicos o químicos **(Kafle et al., 2022).**

Adicionalmente, se logra observar una mayor eficiencia del tratamiento T1-*E. crassipes* con 31,9 % y T2-*C. zizanioides* de reducción, como se observa en la **Figura 8.** Por otra parte, el control revela valores esperados, debido a la ausencia de factores biológicos descontaminantes **(Nava-Rojas et al., 2023)**. Esto se ve reflejado en una reducción limitada en el día 30 con DQO medidas de 1700 ± 4,36 mg/L y el día 45 con 1686,67 ± 2,02 mg/L. Cabe destacar que este comportamiento puede estar relacionado con el nivel de oxígeno presente en el agua de 3,24 ± 0,02 mg/L $O_2$ tal como expone **García y Sánchez (2022),** esto juega un papel fundamental para los microorganismos y la efectividad al contrario de procesos anaerobios.

En ese mismo sentido, **Zereen et al. (2024)** exponen un valor de remoción del 39.79% en 15 días, muy cercano al valor obtenido por el tratamiento T2-*C. zizanioides* (30.5%), considerando que en su investigación el valor inicial fue de 2330 mg/L. Del mismo modo, **Arias et al. (2024)** demuestran el uso de macrófitas flotantes para lograr una descontaminación del 50% de DQO, considerando que su nivel inicial era de 1657 mg/L $O_2$ y que el tiempo de exposición de las especies al efluente fue de 72 horas. Esto sugiere que el tiempo es un factor clave en el proceso de fitorremediación y que el mayor nivel de descontaminación ocurre en las etapas tempranas del experimento; los resultados obtenidos refuerzan la viabilidad del uso de especies vegetales como herramientas eficaces en la gestión de aguas residuales provenientes de la industria curtidora.

Por su parte, el análisis estadístico proporcionado por la tabla ANOVA revela que tanto el tipo de tratamiento como el tiempo son factores significativos. Este análisis, al tener un $R^2$ de 0,933, ofrece una visión más precisa del tratamiento. Seguidamente, se continuó con la prueba de Tukey, en la cual el tratamiento T2-*C. zizanioides* presentó una diferencia significativa con el tratamiento T1-*E. crassipes*, mientras que el T3-Combinación mostró diferencias poco significativas. En este sentido, el mejor tratamiento para la remoción de DQO fue el T2-*C. zizanioides* durante los primeros 30 días del proceso.

### 3.1.2.2 Medición de la demanda biológica de oxígeno ($DBO_5$)

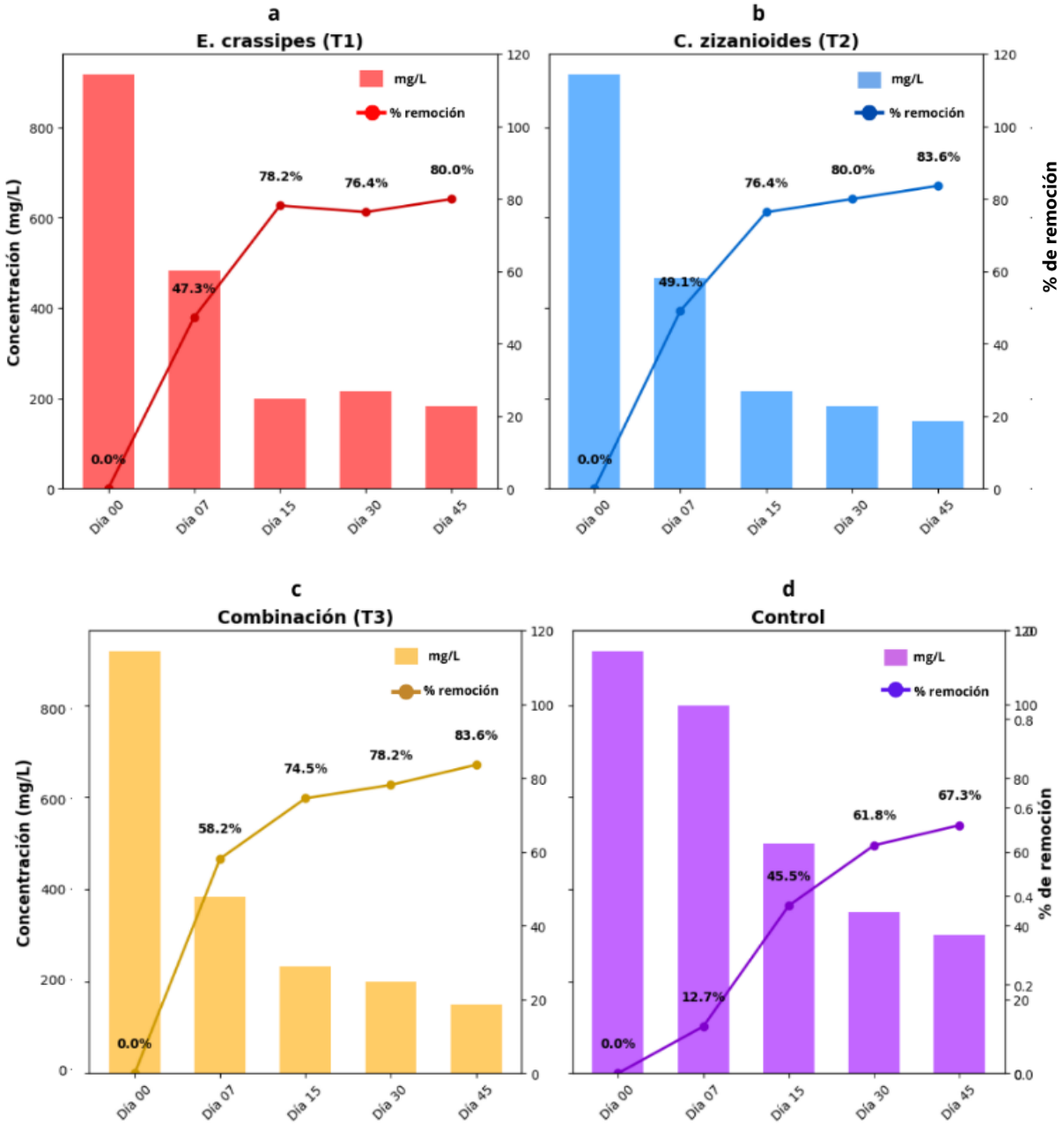



***Figura 10.****Evolución de la demanda biológica de oxígeno (DBO5) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran* la concentración de $DBO_5$ en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de $DBO_5$ en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento.

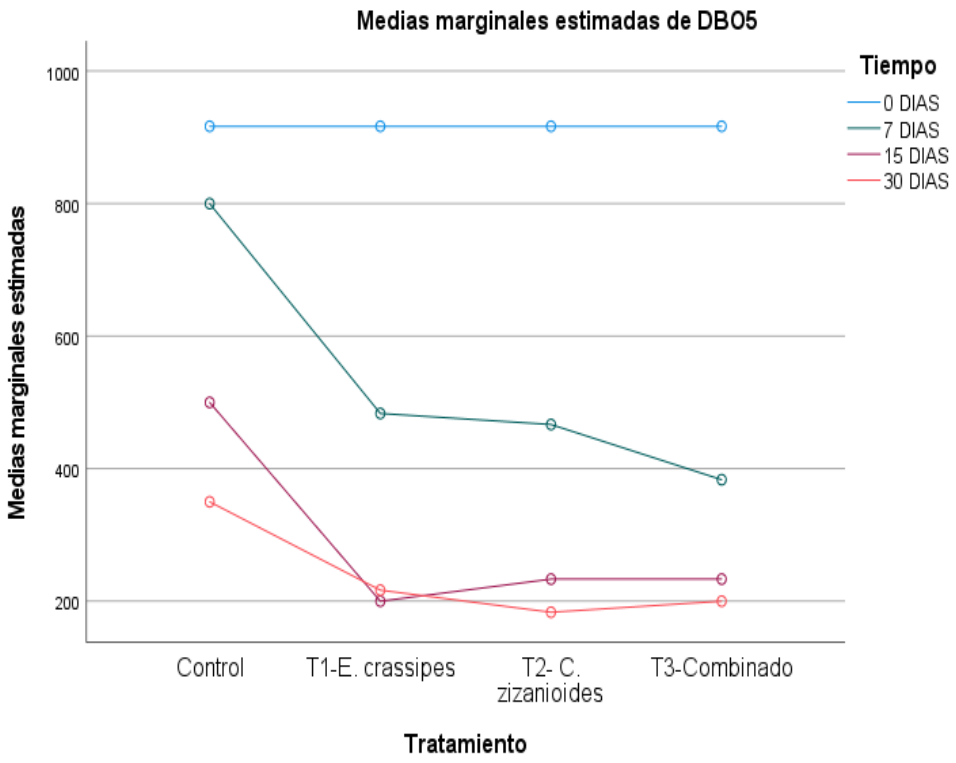



**Figura 11.** Gráfico de medias marginales estimadas de DBO5.

En relación con la concentración de $DBO_5$, la **Figura 10** evidencia una disminución significativa, alcanzando más del 80% en todos los tratamientos, incluido el control. Este comportamiento destaca la efectividad de los tratamientos en la reducción de la materia orgánica presente. No obstante, el Tratamiento T1-*E. crassipes* presenta un porcentaje de disminución del 80%, T2-*C. zizanioides 83,6%* y de manera similar *T3*-Combinación con 83,6% durante los 45 días de experimentación, lo que resulta decepcionante puesto que un efecto combinado de las especies se esperaba un porcentaje mucho mayor al observado. Asimismo, la **Figura 11** proporciona una perspectiva más amplia sobre la interacción entre el tiempo, la concentración y los tratamientos.

Los resultados revelan que los picos más altos de descontaminación se registran en los días 15 y 30 para los tres tratamientos con plantas. Estos hallazgos coinciden con los reportados por **Sayago (2018),** quien empleó *E. crassipes* para la oxidación de materia orgánica, logrando un porcentaje de éxito del 66% con una concentración inicial de 1250 mg/L durante un periodo de 24 días. Es importante señalar que la oxigenación y la cantidad de nutrientes disponibles desempeñaron un papel importante en el éxito de dicho

tratamiento **(Wang et al., 2021).** De manera similar, se observa una evolución notable en el porcentaje de remoción a lo largo del tiempo **(Alemu et al., 2021).**

En cuanto al análisis estadístico, los resultados presentados en el **Anexo 7** confirman la existencia de diferencias significativas tanto en función del tiempo como entre los tratamientos. Por otro lado, el **Anexo 8** revela que los tratamientos T1 (*Eichhornia crassipes*) y T2 (*Cymbopogon zizanioides*) no presentan diferencias significativas entre sí. Asimismo, se observa una interacción significativa entre los tratamientos y el tiempo, lo que sugiere que una mayor duración del proceso de fitorremediación podría conducir a valores de remoción aún más elevados. Este hallazgo resalta la relevancia de considerar el tiempo como un factor crítico en el diseño y la implementación de tratamientos de remediación **(Igolima et al., 2022).**

Por otra parte, el tratamiento T3-Combinación tampoco muestra diferencias significativas con los tratamientos T1-*E. crassipes* y T2-*C. zizanioides*, lo que indica que los tres tratamientos son igualmente efectivos en la remoción de DQO. Esto sugiere que su elección puede ser indistinta, dado que presentan un efecto similar. Sin embargo, se destaca el tratamiento 2 como el mejor tratamiento teniendo el mayor rango de remoción durante los primeros 15 días.

### 3.1.2.3 Medición del Fósforo Total

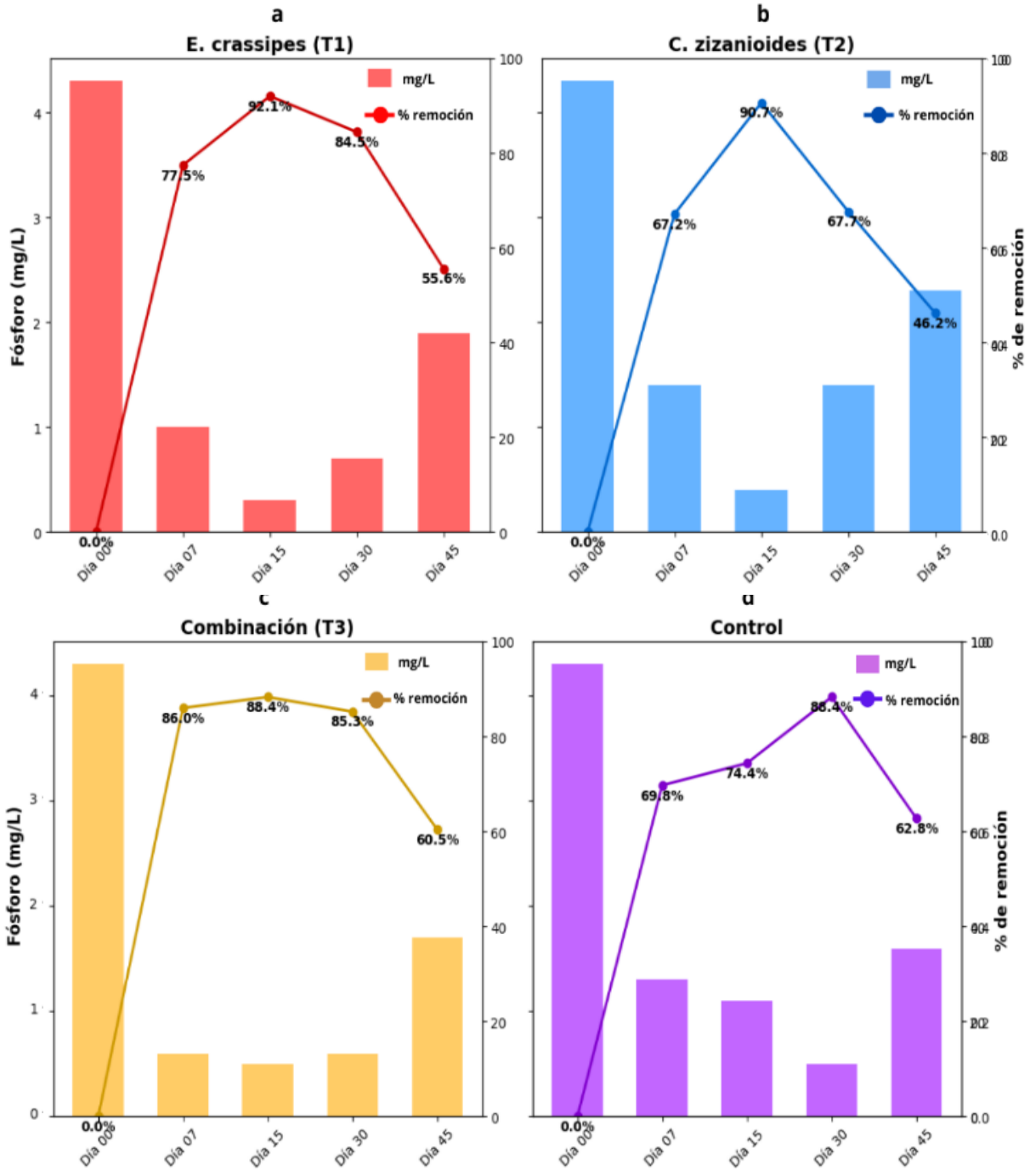



**Figura 12**. Evolución de la concentración de fósforo total durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de fósforo total mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de fósforo total en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento.

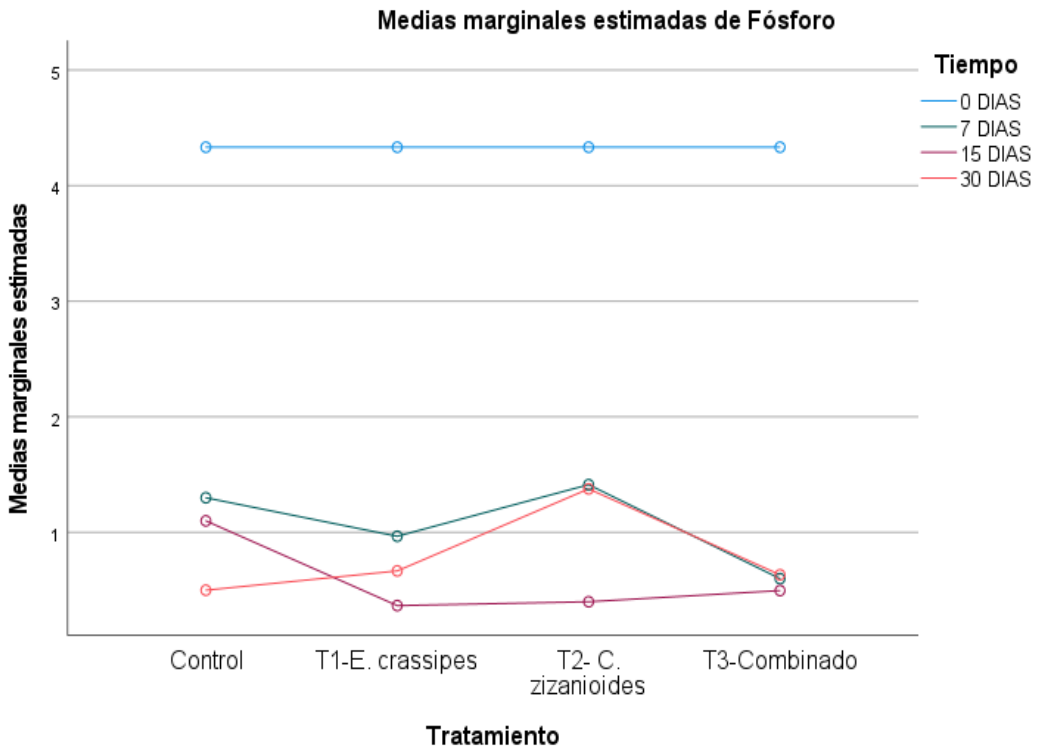



**Figura 13.** Gráfico de medias marginales estimadas de Fósforo Total.

Tal como se observa en la **Figura 12,** la evolución en el tratamiento T1-*E. crassipes*, *T2- C. zizanoides*, T3-Combinado y T0-Control presentan un pico más alto en el día 15 con 92,1%, 90,7%, 88,4% y 88,4% respectivamente. Sin embargo, estos valores disminuyeron notablemente en los días posteriores. Esta reducción puede atribuirse a la acumulación de compuestos tóxicos en el agua, como cromo, zinc y fenoles, que favorecieron la fitotoxicidad en las plantas, lo que resultó en una disminución de la actividad biológica y, en casos extremos, en la muerte de estas **(García et al., 2020).**

Este fenómeno puede observarse con mayor detalle en las imágenes presentadas en el **Anexo 3.** Por otro lado, la **Figura 13** recalca que el mejor tratamiento se presentó en el día 15 con T1-*E. crassipes*, sin embargo, se detalla que el T3-Combinación logró resistir el día 30 con un porcentaje de 85,3% y con un porcentaje final de 60,5% siendo considerado el T3-Combinado como el mejor para remover fósforo en el periodo de 15 a 45 días.

A su vez el análisis estadístico muestra que no existen diferencias significativas en la reducción del fósforo y que existe una interacción con el tiempo de manera significativa, por lo cual los procesos biológicos de la planta y exceso de mineralización del agua no pueden verse comprometidos por el tipo de tratamiento aplicado.

Es importante destacar que, aunque el fósforo es un nutriente esencial, su exceso en cuerpos de agua puede provocar problemas ambientales graves, como la eutrofización **(Chowdhury et al., 2016).** La tecnología de fitorremediación planteada en este estudio ha demostrado que especies como *E. crassipes* y *C. zizanioides*, dispuestas en sistemas de humedales artificiales, tienen la capacidad de absorber entre un 40% y un 90% del fósforo presente en aguas residuales (**Rezania et al., 2021).**

En nuestra investigación, se logró un rendimiento del 90% con cualquiera de los tratamientos sin distinción durante las primeras etapas del tratamiento, lo que coincide con los valores reportados. Sin embargo, también se ha observado que la relación entre el nitrógeno y el fósforo en aguas residuales de curtiembre influye directamente en la capacidad de estas especies vegetales para absorber y metabolizar estos nutrientes de manera prolongada **(Nagabalaji et al., 2017).**

### 3.1.2.4 Medición del cromo

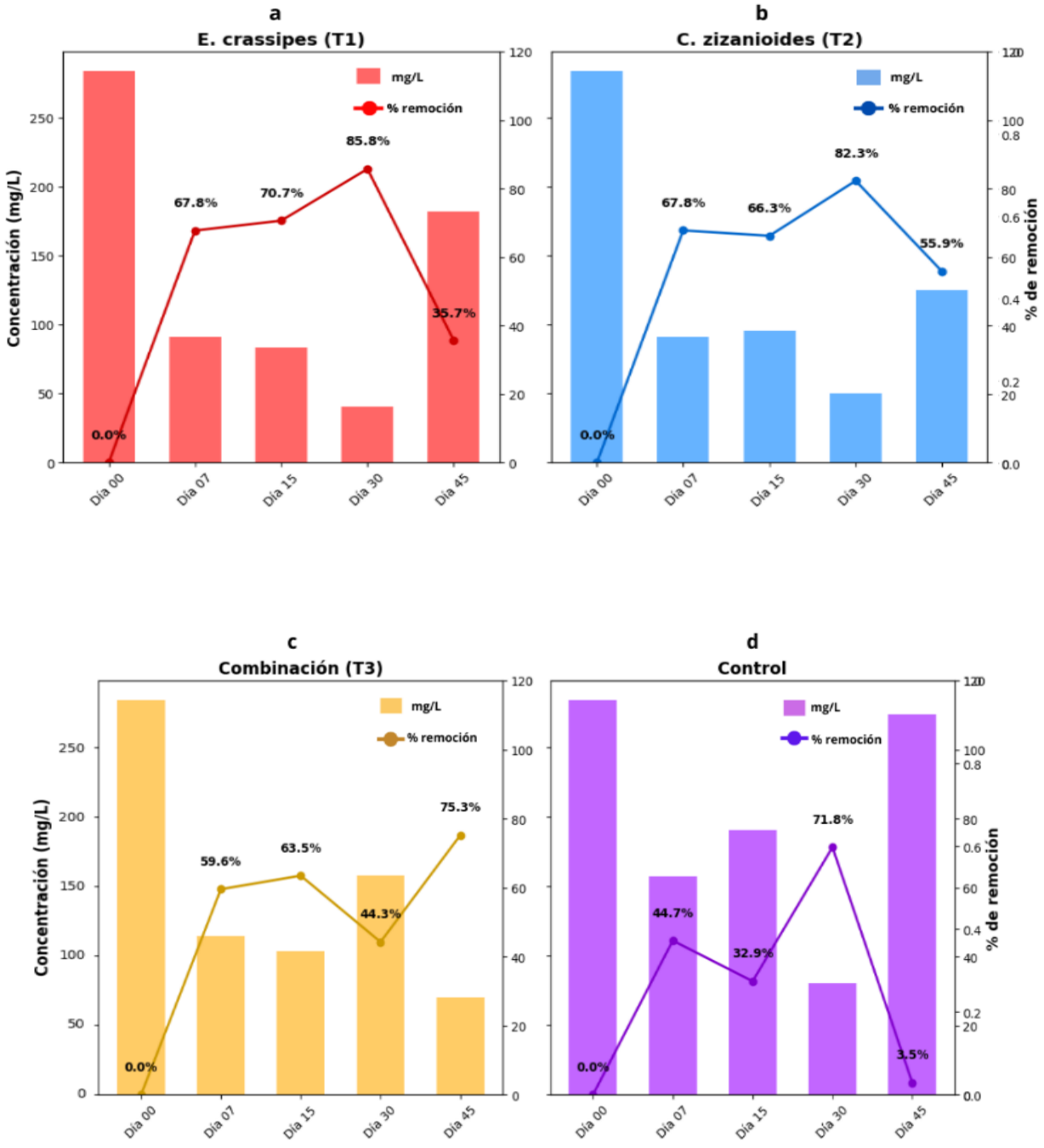



**Figura 14**. Evolución de la concentración del Cromo (VI) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de cromo (VI) en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de cromo (VI) en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento

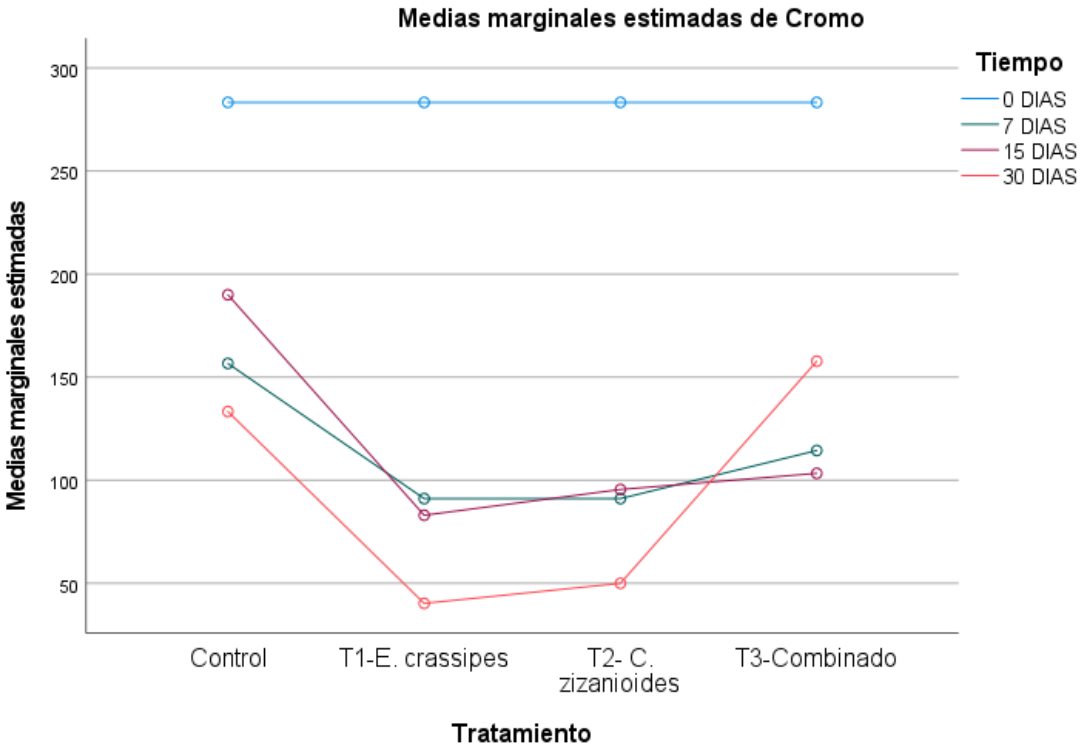



**Figura 15.** Gráfico de medias marginales estimadas para el Cromo VI.

La remoción de cromo en los sistemas de fitorremediación evidencia una tendencia significativa en la capacidad de reducir la concentración de metales pesados. Tal como se observa en el **Anexo 11**, el modelo estadístico presenta un coeficiente de determinación ($R^2$) de 0.935, lo que indica una evaluación considerable entre los tratamientos, el tiempo y su interacción.

La **Figura 14** muestra que el tratamiento T1-*E. crassipes* alcanzó un porcentaje máximo de remoción del 85.8% en el día 30, superando ligeramente al tratamiento T2-*C. zizanioides*, que presentó un porcentaje de remoción similar al 82.3%.

Por otro lado, el tratamiento T3-Combinado experimentó una ligera disminución en el rendimiento el día 30, con un 44,3%. Sin embargo, en los días posteriores, incrementó este porcentaje hasta alcanzar un 75,3%. Estos resultados son consistentes con los hallazgos de **Masinire et al. (2021),** quienes señalan que el cromo, al ser un agente mutagénico y cancerígeno, presenta alta movilidad en el medio acuático. Las macrófitas del tratamiento combinado logran estabilizar el cromo o lo absorben y retienen en raíces y extremidades.

No obstante, estos resultados son controvertidos, ya que tanto *C. zizanioides* como *E. crassipes* mostraron fitotoxicidad y un secado prematuro como consecuencia de la absorción de cromo. Según lo detallado en el Anexo 3, ambas especies presentaron resequedad, incluso bajo condiciones controladas con aireación periódica. Esto coincide con **Barrera et al. (2020) y García et al. (2019),** quienes reportan que estas plantas exhiben picos de descontaminación durante los primeros 15 días, pero también un porcentaje de marchitamiento superior al 50% en total.

Por otra parte, el control del tratamiento, a pesar de no incluir un proceso biológico, alcanzó un pico de remoción del 71.8% en el día 30. Esto podría atribuirse a la posible oxidación del cromo VI a cromo III. Sin embargo, esta investigación no incluye valores de caracterización para esta forma de cromo, por lo que sería relevante analizar este aspecto en futuros estudios. Además, este proceso puede provocar cambios en la acidez o alcalinidad del medio, subrayando la importancia de considerar el pH como un factor clave en la remoción de cromo **(Mallhi et al., 2020).**

Finalmente, el modelo estadístico revela un impacto significativo del tiempo en la eficiencia de los tratamientos. No obstante, según lo detallado en los **Anexos 11 y 12,** se observarán diferencias significativas en la eficiencia de remoción entre los tratamientos T1-*E. crassipes*, T2-*C. zizanioides* y T3-Combinado basándonos en el límite inferior el tratamiento T3-Combinado brinda una mejor respuesta a la descontaminación por este metal pesado.

### 3.1.2.5 Medición del oxígeno disuelto (OD)

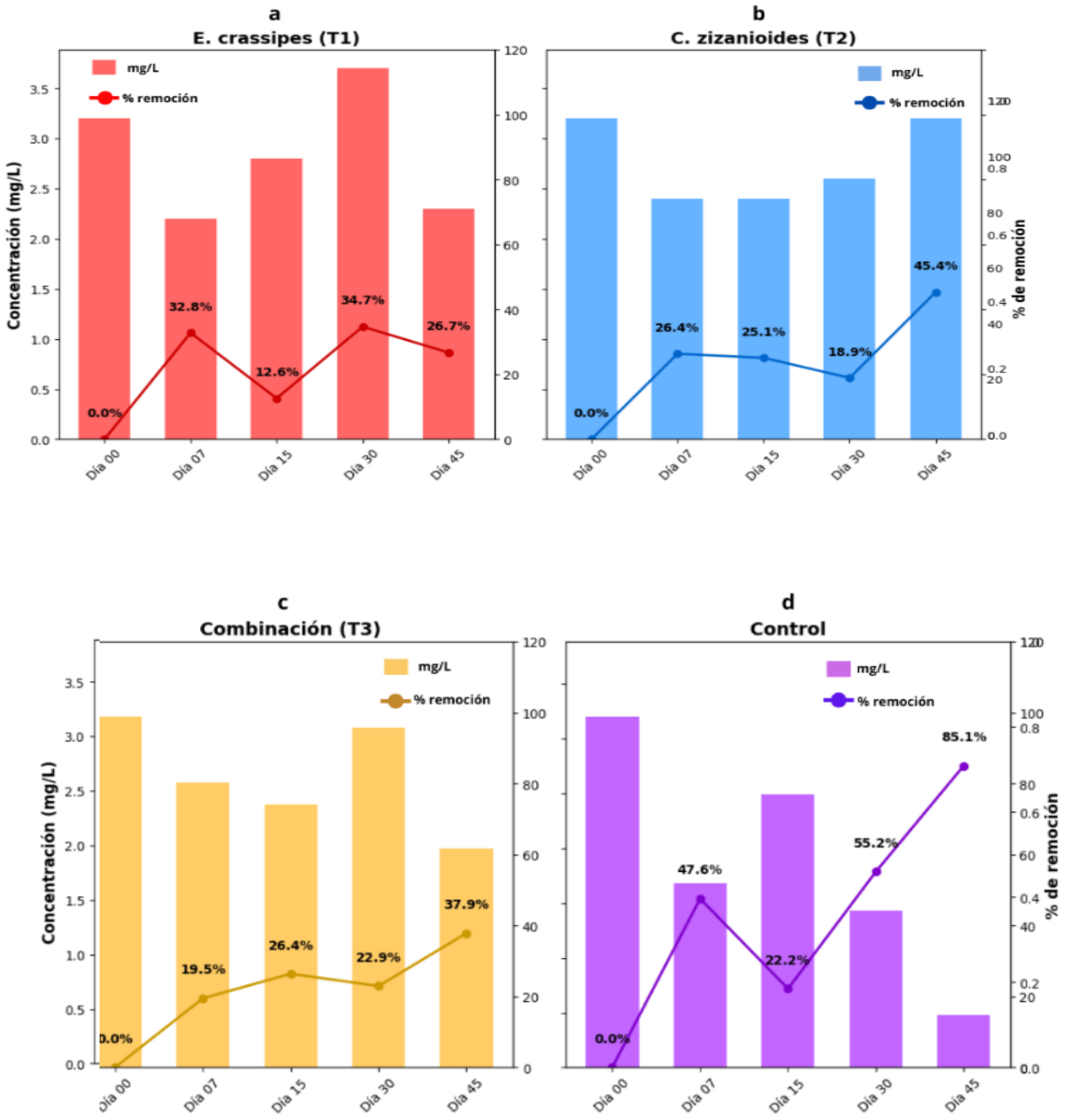



***Figura 16.*** *Evolución del oxígeno disuelto durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de oxígeno disuelto en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de concentración de oxígeno disuelto en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento*

Según lo señalado por **Niño et al. (2018),** el oxígeno disuelto es un factor fundamental para sustentar la vida acuática. Su disponibilidad se ve influenciada por propiedades topográficas y la implementación de sistemas de aireación mecánica. En este contexto, los valores presentados en la **Figura 16** representan el porcentaje de oxígeno utilizado por las macrófitas para realizar sus funciones biológicas. De acuerdo con **Xin et al. (2019),** el oxígeno en los humedales artificiales actúa como un factor bioestimulante, ya que favorece la fotosíntesis y el metabolismo de las plantas, contribuyendo a la degradación de contaminantes y al mantenimiento del rendimiento fisiológico de las especies.

La **Figura 16** muestra que el tratamiento control exhibe un alto porcentaje de oxígeno disuelto, es atribuible a la aireación constante proporcionada durante los experimentos. En el Tratamiento T2-*C. zizanioides* destaca una concentración del OD del 45.4% en el día 45, superando los porcentajes de los tratamientos T1-*E. crassipes* (26,7%) y T3-Combinado (37,9%).

Los análisis estadísticos presentados en los **Anexos 13 y Anexo 14** revelan que existen diferencias significativas entre el Tratamiento T0-Control y T1-*E. crassipes.* Sin embargo, no se observarán variaciones significativas entre los demás tratamientos. Si bien el tiempo y el tipo de tratamiento son factores que influyen significativamente en los niveles de oxígeno disuelto, la interacción entre estos factores no resulta altamente eficiente.

Finalmente, la prueba de Tukey confirma que el Tratamiento T1-*E. crassipes* presenta niveles significativamente mayores de oxígeno disuelto en comparación con el T0-control, reafirmando que gracias a la aireación se logró mantener suficiente oxígeno disuelto durante los 45 días para mejorar el proceso de fitorremediación

### 3.1.2.6 Medición del Potencial de Hidrógeno (pH)

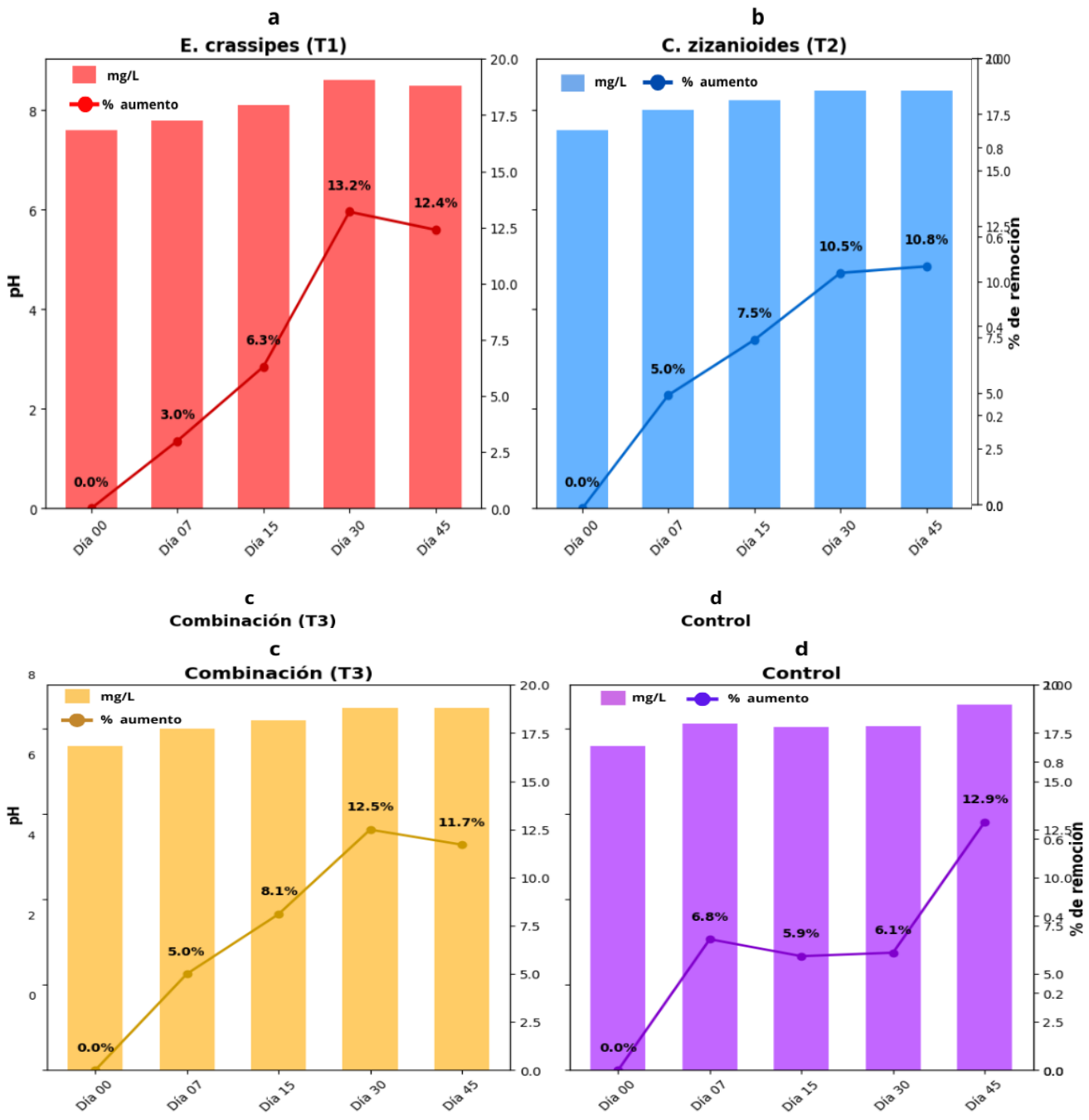



**Figura 17.** *Evolución del pH durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control.*

Tal como se observa en la **Figura 17**, los valores iniciales de pH se encontraban dentro de los límites permisibles establecidos. Durante el tratamiento, el pH no disminuyó, por el contrario, mostró un incremento en los tres tratamientos evaluados con un valor promedio de pH de 8.04 ± 0.04. Este comportamiento puede atribuirse a un proceso de mineralización característico de sistemas que involucran el transporte de contaminantes a través de los tejidos de las especies vegetales *C. zizanioides* y *E. crassipes* **(Wang & Delavar, 2024).** Dicho proceso generó una tendencia hacia la alcalinidad, facilitando la acumulación de sales y minerales, como se reflejó en la caracterización final del sistema. Aunque el pH permaneció dentro de los límites permisibles a lo largo del tratamiento, es importante destacar que la mineralización puede influir en parámetros como la conductividad eléctrica.

Este fenómeno responde a la presencia de sales disueltas, nitratos e iones amonio, que interactúan en el sistema para su regulación **(Velásquez & Cobeña, 2022).** Sin embargo, al día 30, el tratamiento T2-*C. zizanioides* mostró el mejor desempeño, manteniendo el pH más estable. Este comportamiento resalta la capacidad de esta especie vegetal para mantener la estabilidad del pH en condiciones específicas. El análisis estadístico presentado en los **Anexos 15 y 16** respalda estos hallazgos. El modelo ANOVA indica que, aunque el tiempo tiene un efecto significativo sobre los niveles de pH, la interacción entre tiempo y tratamiento no presenta diferencias significativas. Además, la prueba de Tukey confirma que las variaciones observadas en el pH están más influenciadas por las condiciones temporales que por el tipo de tratamiento.

### 3.1.2.7 Medición de la Turbidez

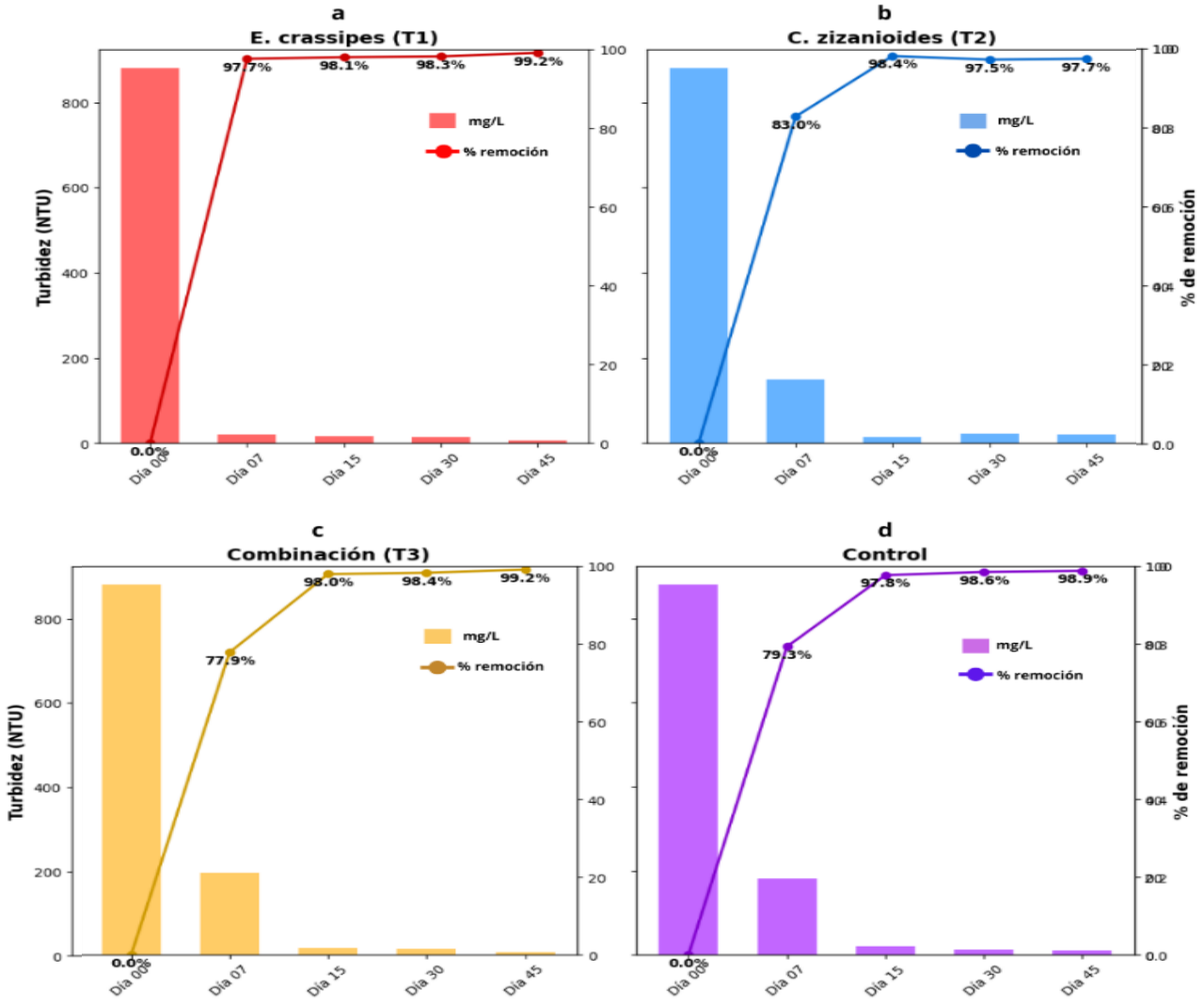



**Figura 18.** Evolución de la turbidez durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la turbidez en NTU, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de la turbidez en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento

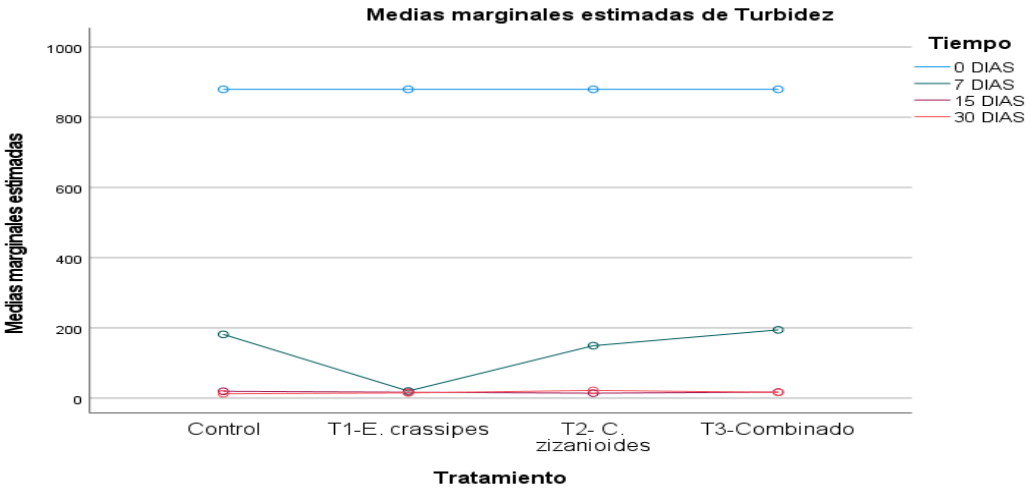



**Figura 19.** Gráfico de medias marginales estimadas para la Turbidez.

Tal como se presenta en la **Figura 19,** los valores de remoción de turbidez al cabo de 45 días reflejan una alta eficiencia en todos los tratamientos evaluados. El tratamiento T1-*E. crassipes* y T3-Combinado alcanzaron un porcentaje de remoción del 99.2%, mientras que el tratamiento T2-*C. zizanioides* logró un 97.7% y el tratamiento T0-Control obtuvo un valor de 98.9%. Estos resultados destacan la capacidad general de los tratamientos para reducir la turbidez, evidenciada también en la **Figura 18,** donde se observa un desempeño óptimo en los días 15 y 30, con valores elevados de remoción en todos los tratamientos.

Sin embargo, para determinar cuál es el tratamiento más efectivo, es necesaria una valoración estadística más detallada. Es por ello, que en la prueba Tukey y ANOVA presentes en los **Anexos 17 y 18** revelan que la diferencia de medias entre los tratamientos es significativa, particularmente para T1-*E. crassipes*, que mostró resultados significativamente diferentes en comparación con los tratamientos T2-*C. zizanioides* y T3-Combinado. Por su parte, T2-*C. zizanioides* no mostró diferencias significativas con T3-Combinado, lo que sugiere que ambos tratamientos tienen una afinidad similar para la remoción de material suspendido en el agua. Este hallazgo coincide con los resultados reportados por **Ruiz et al. (2024),** quienes observaron niveles de remoción de turbidez superiores al 90% en sistemas similares, atribuyendo este comportamiento a la capacidad de *C. zizanioides* para retener partículas en suspensión y estabilizar las condiciones del agua.

### 3.1.2.8 Medición de la Conductividad eléctrica (CE)

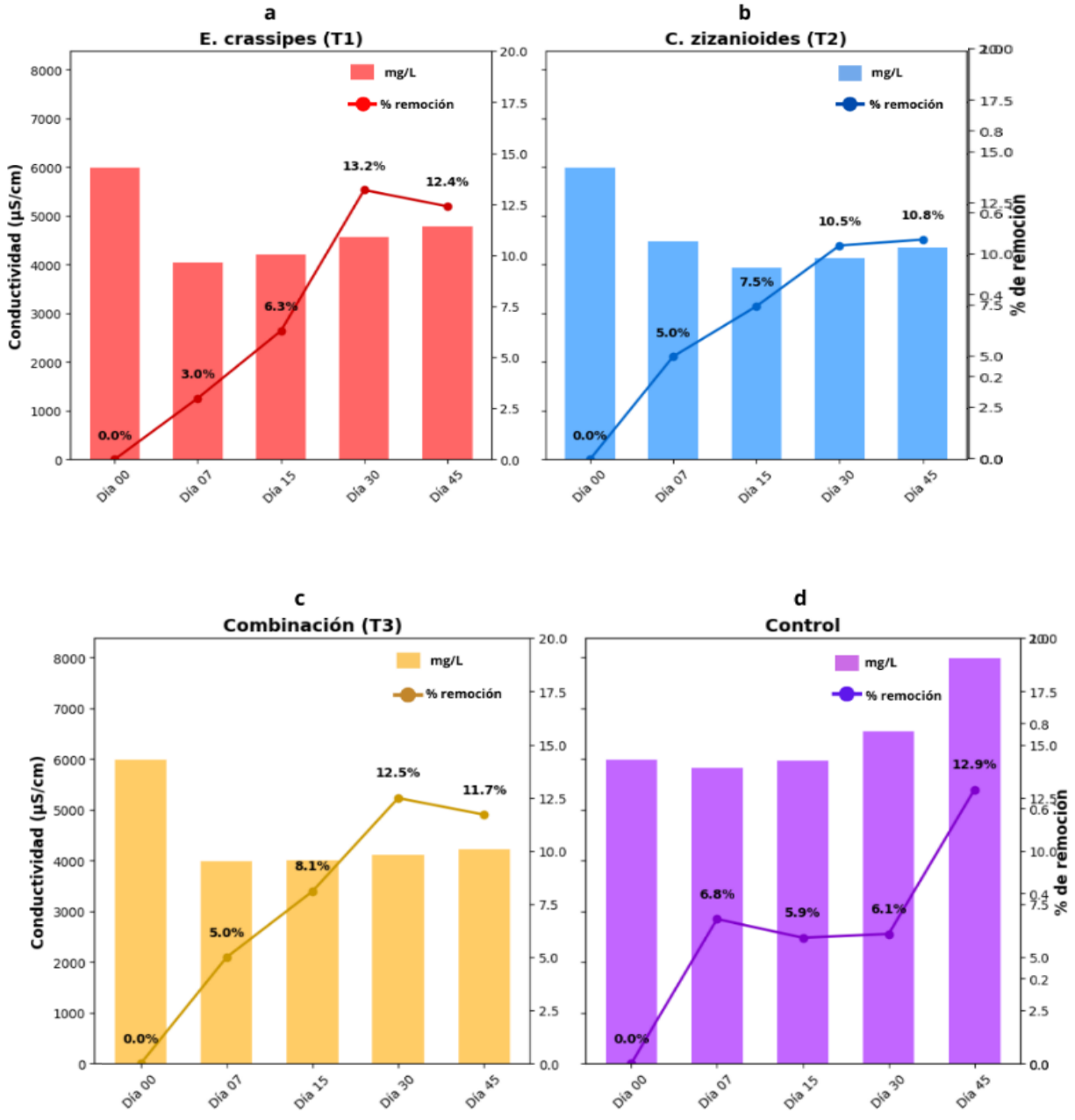


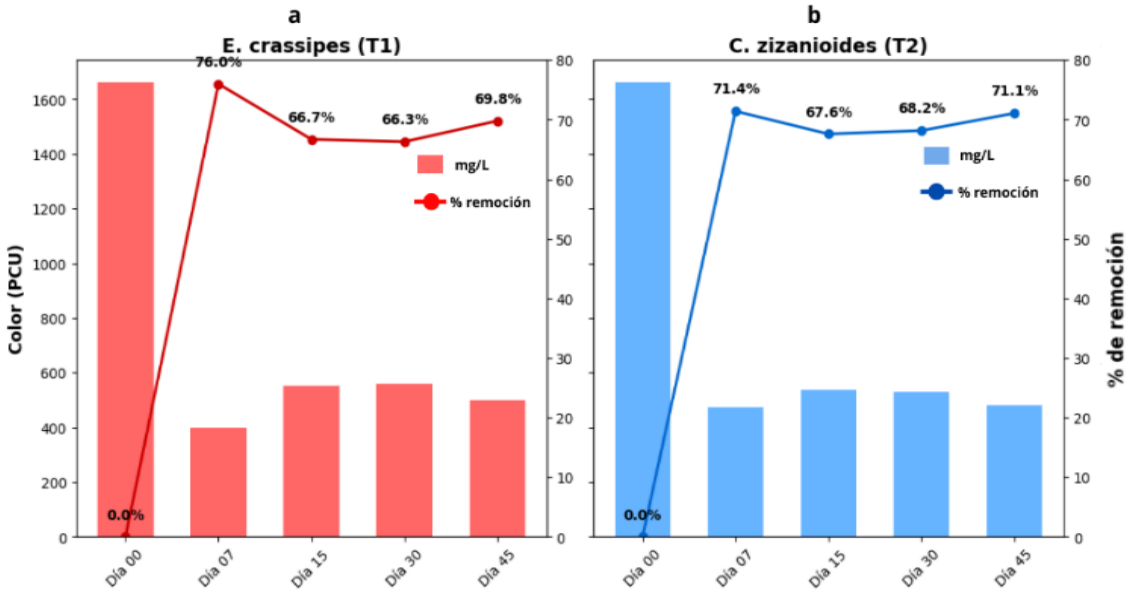

**Figura 20.** Evolución de la conductividad eléctrica (CE) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control.

Como se mencionó anteriormente, el aumento del pH debido a la mineralización generó un cambio significativo en la conductividad eléctrica del agua. Tal como se observa en la **Figura 20,** el tratamiento

T1- *E. crassipes* mostró un ligero decrecimiento de la conductividad del 12.4% al finalizar el proceso, mientras que el tratamiento T2- *C. zizanioides* presentó una reducción del 10.8%, y el T3 -Combinado del 11,7%. Según lo señalado por **Durán y Lino (2023),** la disminución en la conductividad puede atribuirse a la adsorción de iones disueltos por las especies vegetales, que utilizan estos compuestos en la síntesis de hidratos de carbono durante sus procesos metabólicos.

Además de ello se destaca al tratamiento T2- *C. zizanioides* en donde se mantiene casi constante de conductividad en el día 15 con 3935,4 ± 36,80 µS/cm (reducción del 7,5%). Este comportamiento resalta la capacidad de *C. zizanioides* para estabilizar los niveles de iones disueltos en el agua. En tratamientos previos con valores elevados de conductividad, como 9134 µS/cm, se ha reportado una reducción superior al 60%. Este nivel de remoción depende en gran medida de la afinidad de las especies vegetales para adsorber iones, materia orgánica o sales disueltas, como lo indica (**Chakrabarty et al., 2017).**

### 3.1.2.9 Medición del Potencial de Color real.



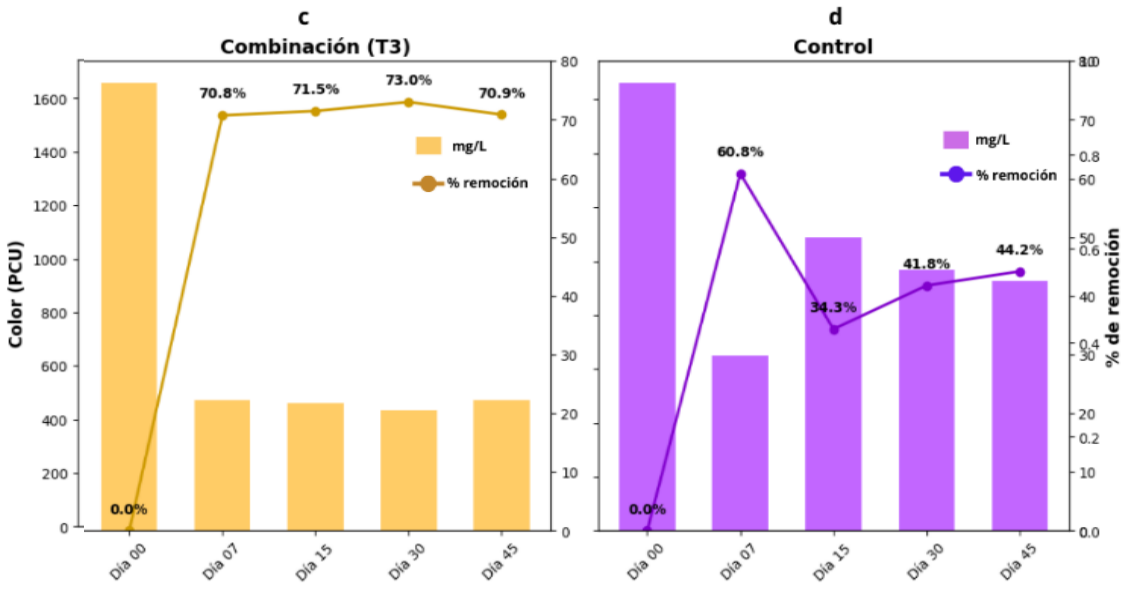



**Figura 21.** Evolución del potencial del color real durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran el potencial del color real, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción del color real en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento

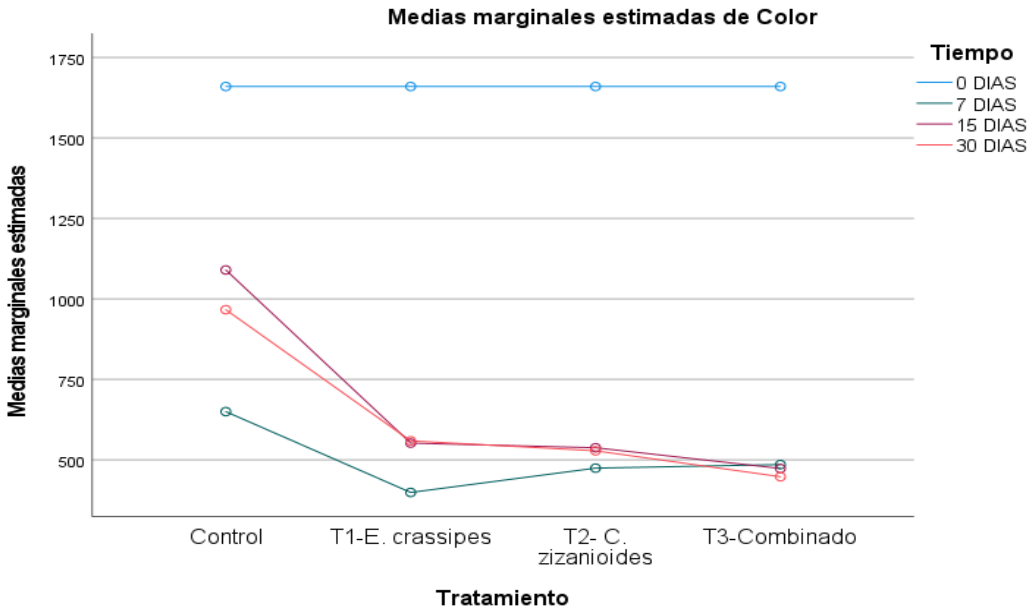


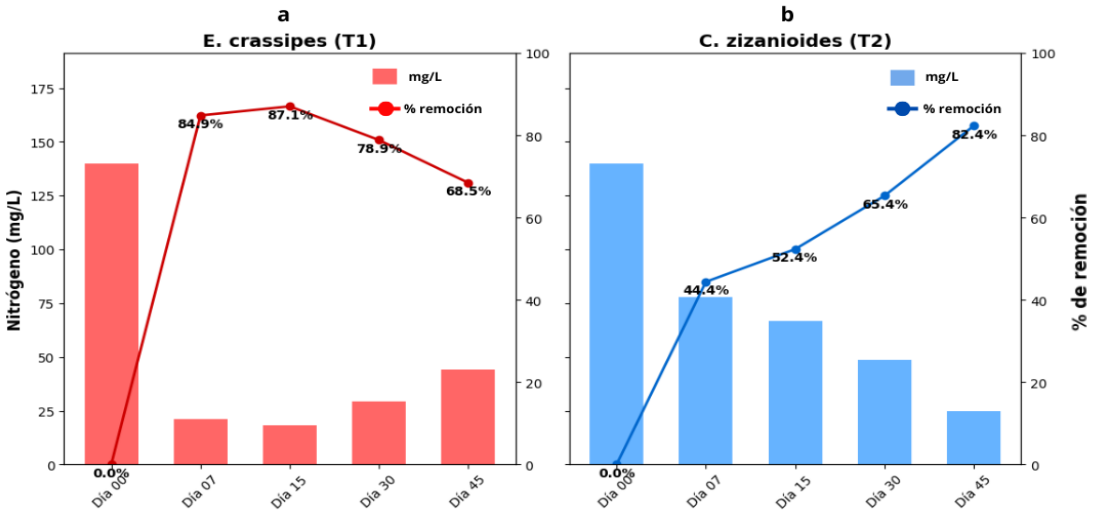

**Figura 22.** Gráfico de medias marginales estimadas para el color.

La industria curtidora se caracteriza por el uso intensivo de tintes y ácidos durante el proceso de teñido de pieles, lo que genera alteraciones significativas en el color del agua residual **(Zhao et al., 2022).** En la **Figura 21** se detalla que la remoción del color fue más eficiente durante los primeros siete días del tratamiento, alcanzando valores de remoción del 76.0% para T1-*Eichhornia crassipes*, 71.4% para T2-*C. zizanioides* y 70.8% para T3-Combinación. Posteriormente, los valores de remoción se estabilizaron, manteniéndose constantes hasta la finalización del periodo de 45 días. Estos resultados evidencian que la mayor eficiencia del tratamiento ocurre en sus etapas iniciales, lo cual se destaca de manera consistente en la **Figura 22.**

Tal como se observa en el **Anexo 4**, la remoción de color ha sido un factor de descontaminación significativo en los tres tratamientos evaluados, excluyendo al control. Aunque los tintes utilizados en esta industria contienen compuestos fenólicos tóxicos, las especies seleccionadas demostraron una alta capacidad para adsorber y remover estos residuos del agua.

El análisis estadístico realizado hasta el día 30 confirmó que la mayor reducción de color se alcanzó en el día 7, con un nivel de confianza del 95%, como se presenta en los **Anexos 22 y 23.** Además, el análisis post-hoc no detectó diferencias significativas entre los tratamientos, lo que sugiere que cualquiera de ellos puede aplicarse de manera indistinta, obteniendo resultados similares en términos de eficiencia en la remoción de color.

### 3.1.2.10 Medición del Potencial del Nitrógeno Total.



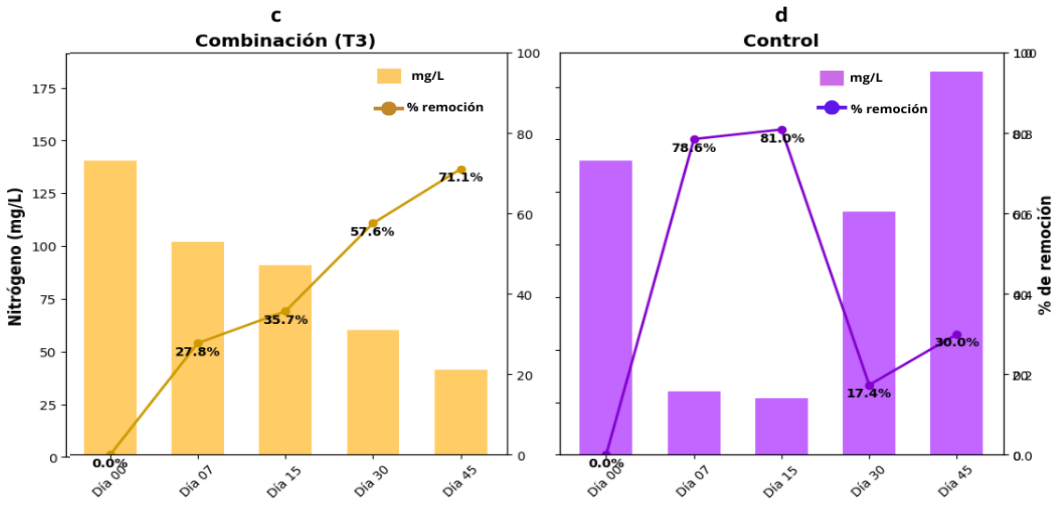



**Figura 23.** Evolución del nitrógeno total durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración del nitrógeno total en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de nitrógeno total en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento.

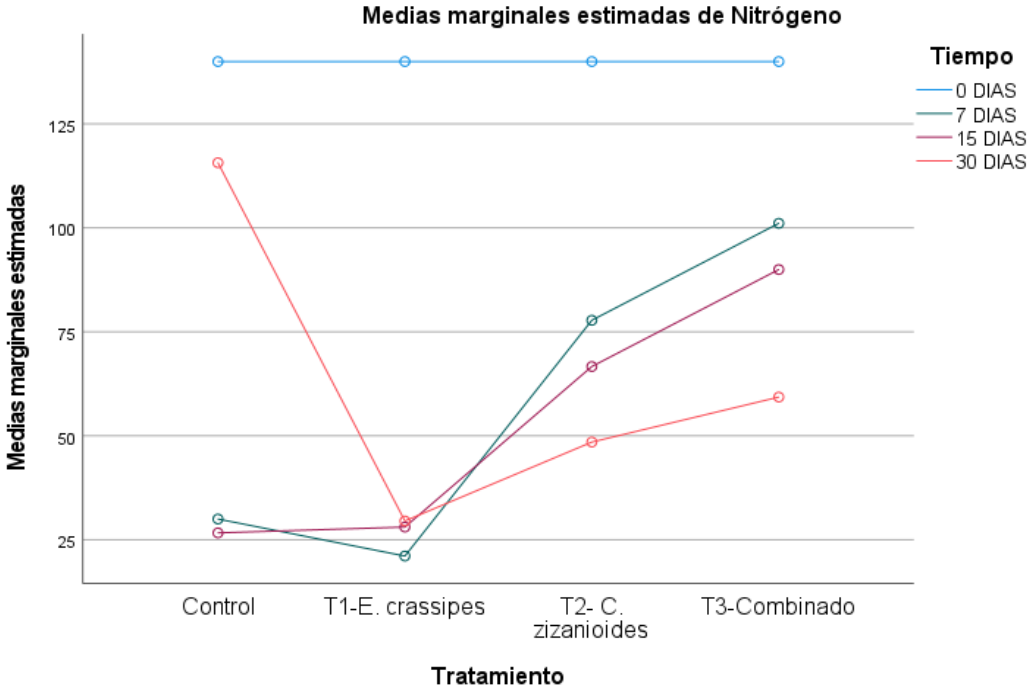



**Figura 24**.Gráfico de medias marginales estimadas para el nitrógeno.

Los resultados de la remoción de nitrógeno, presentados en las **Figuras 23 y 24,** muestran una variabilidad entre los tratamientos. Al finalizar el tratamiento (día 45), T1-*E. crassipes* removió un 68.5% del nitrógeno, T2-C. *zizanioides* un 82.4% y T3-Combinación un 71.1%. Sin embargo, al analizar la tendencia a lo largo del tiempo **(Figura 23),** se observa que T1-*E. crassipes* presenta una mayor capacidad de remoción de nitrógeno desde los primeros días.

El nitrógeno es esencial para los organismos acuáticos, pero sus excesos pueden perjudicar la calidad del agua. Estudios previos han demostrado la eficacia de especies como *E. crassipes* y *C. zizanioides* en la remoción de nitrógeno alcanzando porcentajes de remoción del 68,5% T1-*E. crassipes*,82,4 T2-*C. zizanioides* y el T3-Combinado del 71,1% (**Ting et al., 2018; Darajeh et al., 2014).** Por otra parte, esto se asemeja a lo visto en **Nikolić et al. (2022),** en donde alrededor del 302 mg/L fue removido por acción de las especies vegetales empleando un modelo similar de humedales artificiales. Sin embargo, los resultados destacan que el clima favoreció a su experimento al desarrollarse en un clima templado. En tal sentido, **Suele (2015)** destaca, además, el papel del nitrógeno en la fitorremediación, donde estas plantas pueden fijar metales pesados.

Además de ello el análisis estadístico presentado en el **Anexo 23,** indica que, en general, si existen diferencias significativas entre los tratamientos y el tiempo. Sin embargo, la prueba de Tukey detallado en el **Anexo 24,** revela que el efecto del tiempo es significativo, y que el tratamiento T3-Combinación presenta la mayor remoción de nitrógeno al final del experimento. Aunque T1-*E. crassipes* muestra una mayor capacidad inicial, no se observan diferencias significativas con T2-*C. zizanioides* a lo largo del tiempo. Estableciendo al T3-Combinación como el mejor tratamiento para la remoción de Nitrógeno.

### 3.1.2.11 Medición del radical Amonio ($NH_4^+$).

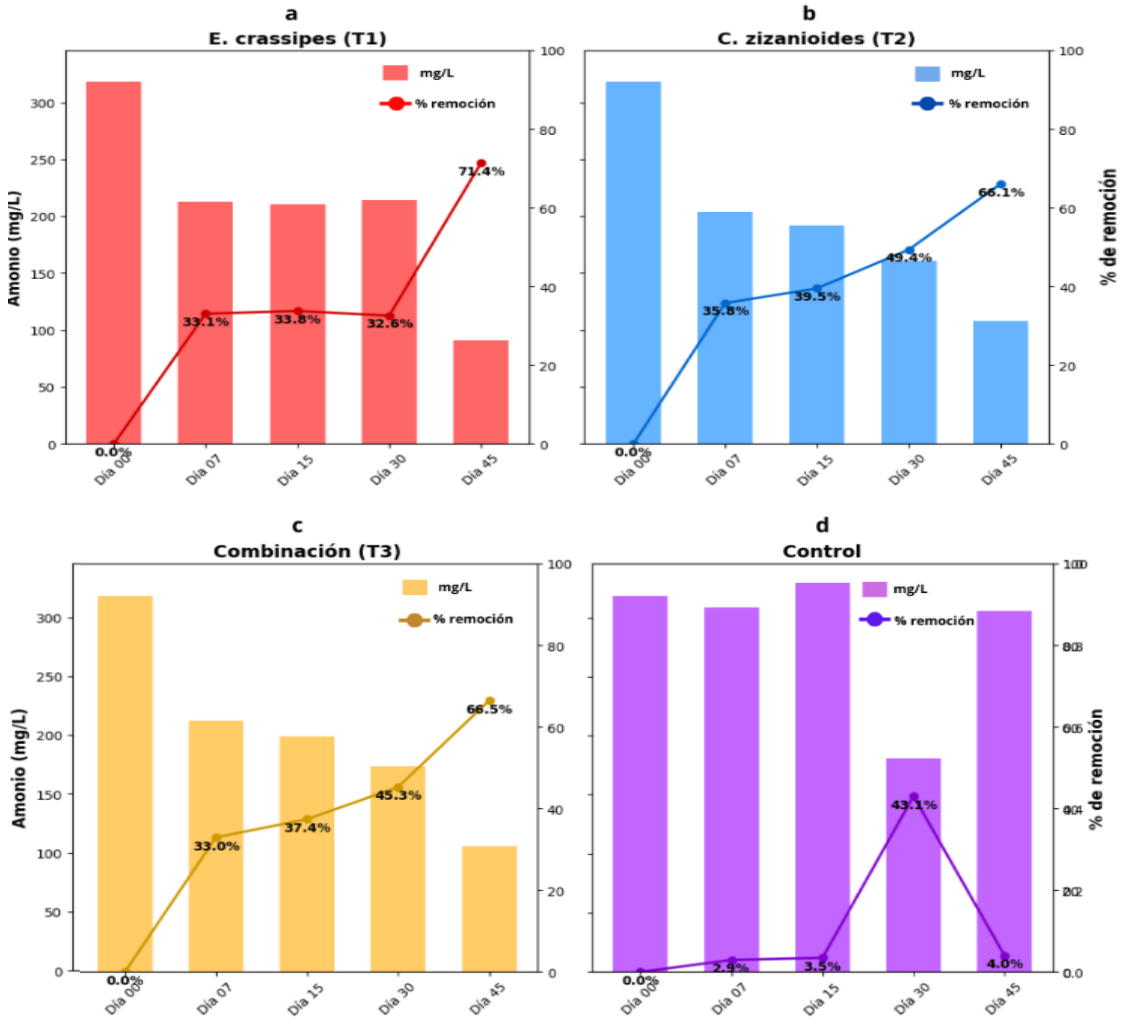



**Figura 25**.*Evolución del radical amonio (NH4 +) durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración* del $NH_4^+$ en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción del $NH_4^+$ en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento

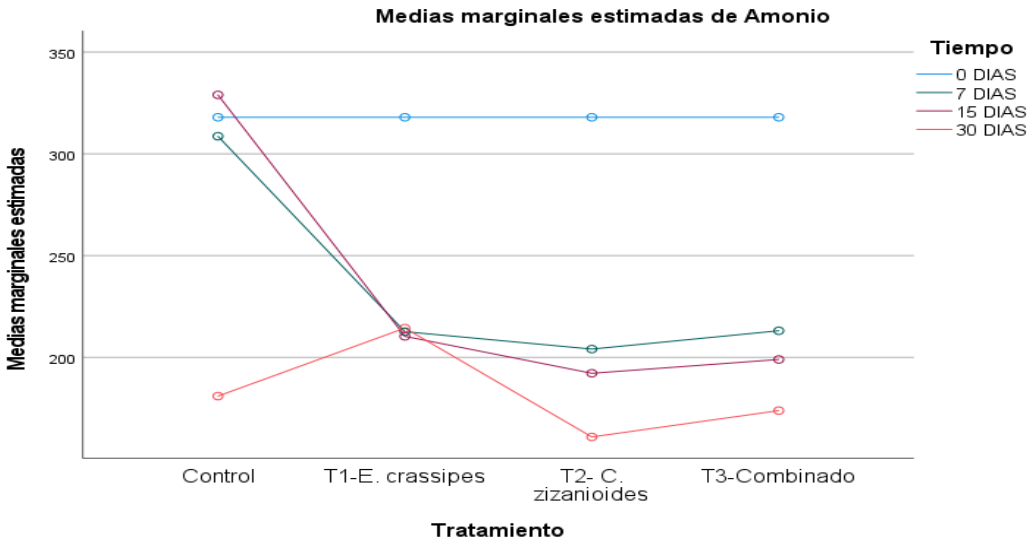



**Figura 26.** Evolución del amonio en el proceso de fitorremediación.

La reducción de amonio en cuerpos de agua es un objetivo prioritario en la investigación ambiental. Estudios previos, como el de **Ren et al. (2020),** han resaltado el papel fundamental de las bacterias desnitrificantes en este proceso. Sin embargo, como señala **El-Ghobashy et al. (2023),** la búsqueda de métodos más eficientes y confiables para la eliminación de amonio continúa siendo un desafío importante.

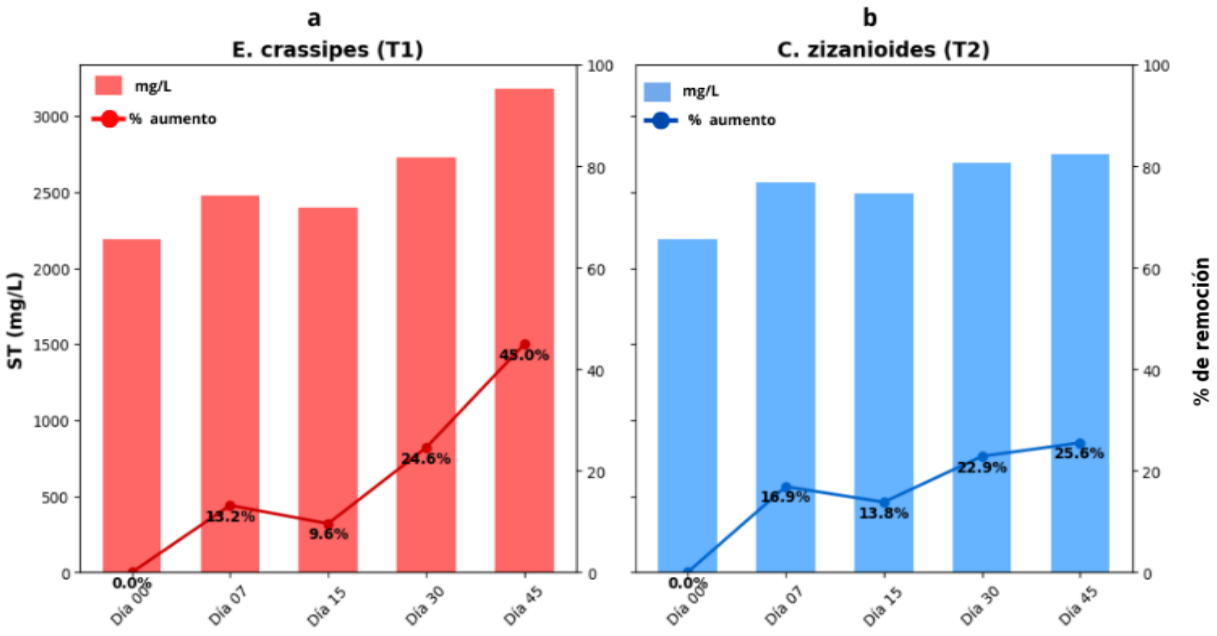
En este contexto, el presente estudio evaluó la eficacia de tres tratamientos biológicos. Los resultados, presentados en la **Figura 25**, indican que todos los tratamientos ensayados lograron una reducción significativa de los niveles de amonio en comparación con el grupo control. En particular, el tratamiento T1-*E. crassipes* mostró la mayor eficiencia de remoción, alcanzando un 71,4 % (91,1 ± 5,82 mg/L) al día 45. A pesar de estos resultados alentadores, ninguno de los tratamientos cumplió con los límites establecidos por la normativa TULSMA.

A su vez el nivel de reducción puede deberse a la concentración de *E. coli* en el medio, según señala **Wang et al. (2018),** en su investigación empleando *E. crassipes* parámetros como el fósforo, nitrógeno y amonio fueron reducidos eficazmente. Por otra parte, se han llegado a observar porcentajes de reducción del 85,3% de amonio lo que se asemeja a nuestro experimento con porcentaje es 66,4% en donde macrófitas como *E. crassipes* y *C. zizanioides* oxidan al amonio para convertirlo en Nitritos como veremos más adelante **(Rodríguez et al., 2021).**

Para evaluar diferencias significativas entre los tratamientos, se llevaron a cabo análisis estadísticos ANOVA y pruebas de Tukey, cuyos resultados se detallan en los **Anexos 24 y 25**. Estos resultados confirmaron que existen diferencias significativas en la capacidad de los tres tratamientos para reducir el amonio y el tiempo de incidencia del experimento.

No obstante, el tratamiento T3-Combinación se destacó como el más eficiente al cabo de 30 días, logrando una reducción del 45,3 % (173,9 ± 16,3 mg/L). Esta conclusión se ve respaldada por la gráfica de medias marginales (**Figura 26**), que muestra una tendencia clara y consistente hacia la disminución de los niveles de amonio con el tratamiento T3-Combinación.

### 3.1.2.12 Medición de Sólidos Totales.



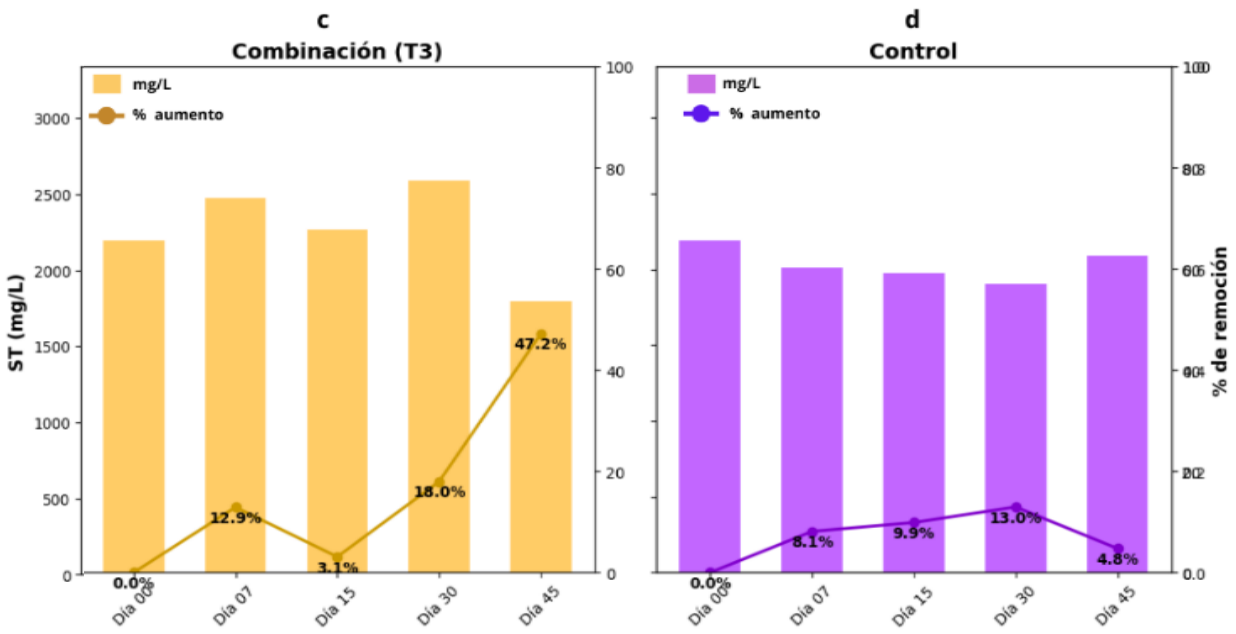



**Figura 27.** Evolución de los sólidos totales durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de sólidos totales en mg/L, mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de los sólidos suspendidos totales en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento.

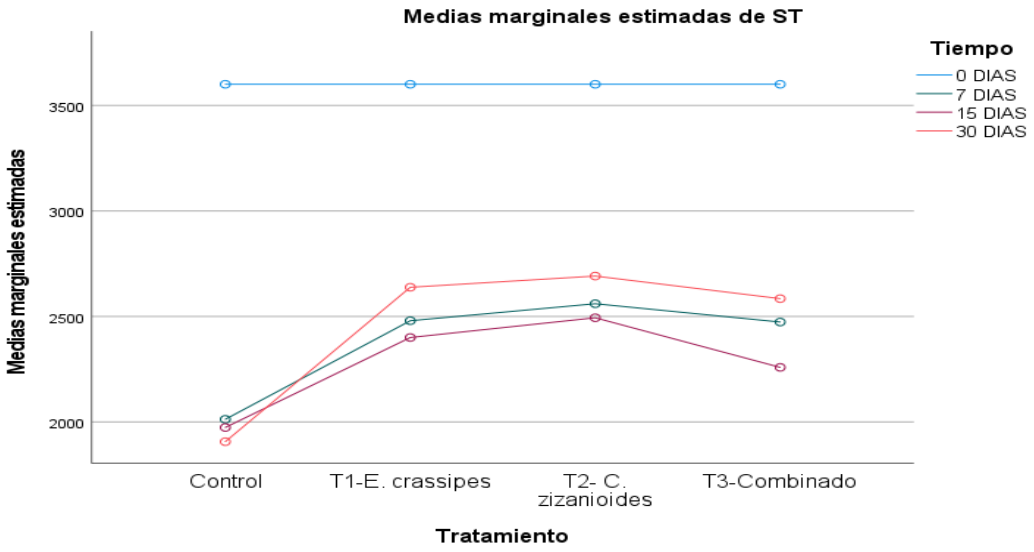


**Figura 28.** Gráfico de medias marginales estimadas para sólidos totales.

Tal como se observa en la **Figura 27**, se evidencia un incremento en los sólidos totales, atribuido al marchitamiento acelerado de las plantas y al deterioro de sus raíces. De acuerdo con los datos obtenidos, los tratamientos T1-*E. crassipes*, T2-*C. zizanioides* y T3-Combinación presentan porcentajes de aumento en sólidos totales al día 30 de 24,6 %, 22,9 % y 18 %, respectivamente. Por su parte, la **Figura 28** destaca que el tratamiento T3-Combinación alcanzó la menor concentración de sólidos totales durante el proceso de fitorremediación, registrando un valor de 2258,9 ± 9,8 mg/L (3,1 %) al día 15.

Este fenómeno resalta la importancia de controlar este parámetro, ya que su incremento podría representar un desafío significativo en la remediación de aguas residuales, al generar material orgánico suspendido y aumentar los contaminantes previamente removidos del agua **(Nizam et al., 2020).** Para evaluar estadísticamente estas diferencias, se aplicaron las pruebas ANOVA y Tukey (**Anexos 26 y 27**). Los resultados revelaron que el tiempo tiene un efecto significativo en la concentración de sólidos totales ($p<0,05$). Además, el modelo estadístico utilizado presentó un coeficiente de determinación del 98,5 %, indicando que el modelo explica gran parte de la variabilidad en los datos.

Asimismo, se observó que los tratamientos T1-*E. crassipes* y T2 *C. zizanioides* producen efectos similares en términos de generación de sólidos totales, mientras que T3-Combinación se identificó como el tratamiento más eficiente bajo ciertas condiciones específicas.

### 3.1.2.13 Medición de Sólidos Suspendidos Totales.

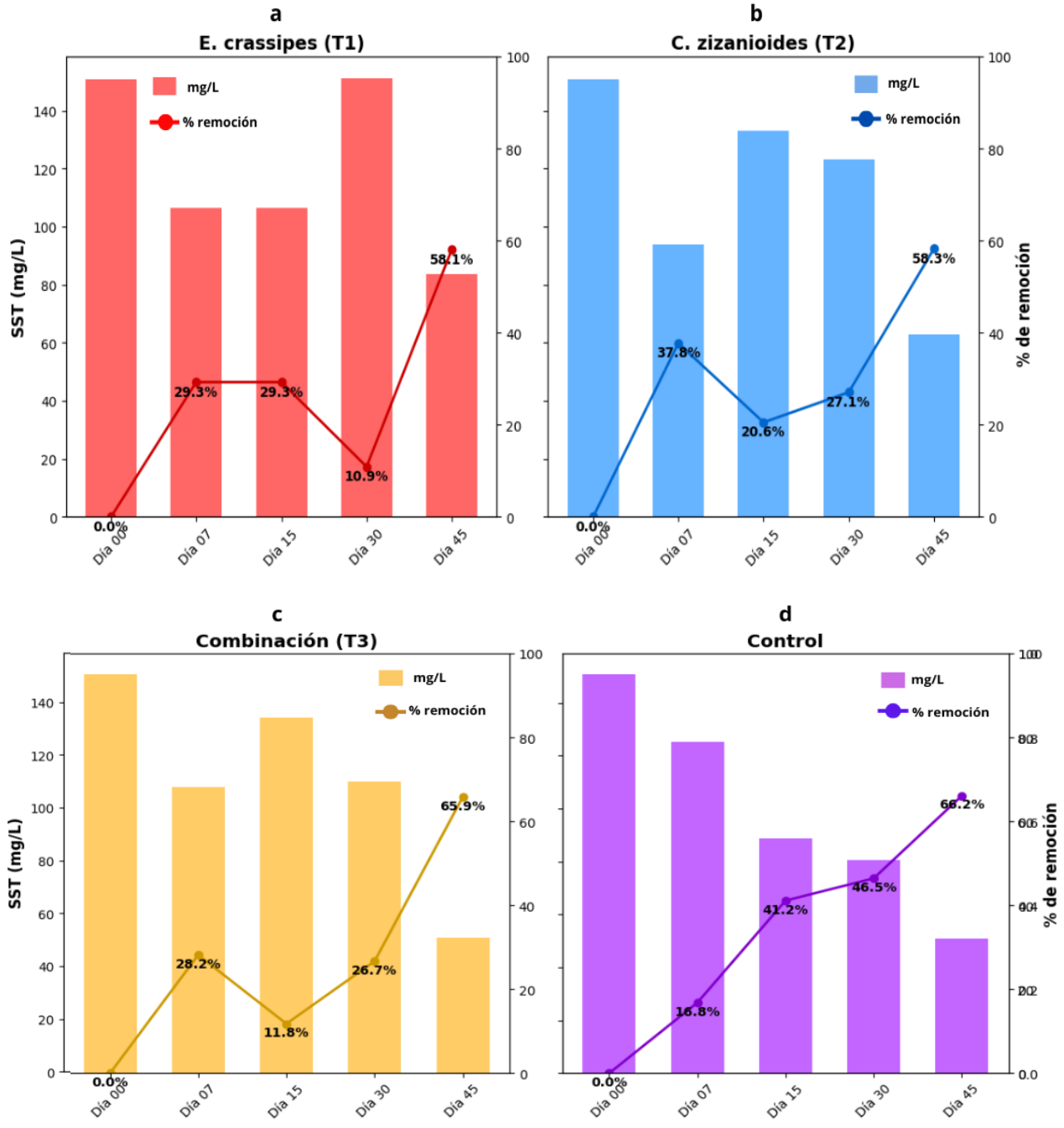



**Figura 29.** Evolución de los sólidos suspendidos totales durante el proceso de fitorremediación a lo largo de 45 días para los distintos tratamientos: (a) Tratamiento 1, (b) Tratamiento 2, (c) Tratamiento 3 y (d) Control. En la gráfica, las barras muestran la concentración de los sólidos suspendidos totales en mg/L,

mientras que las líneas indican el porcentaje de remoción de los sólidos suspendidos totales en los mismos días analizados, para tres réplicas en cada tratamiento.

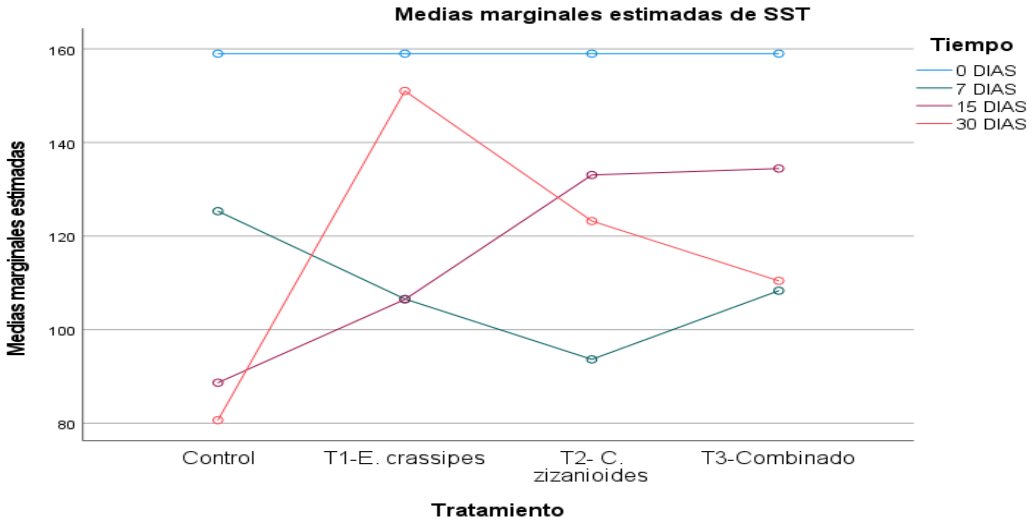



**Figura 30.** Gráfico de medias marginales estimadas para sólidos suspendidos totales

En la **Figura 29** se pueden apreciar los valores de los sólidos suspendidos totales y su evolución a lo largo del tratamiento. Como se mencionó anteriormente, el nivel de sólidos suele verse influenciado por el marchitamiento de las plantas, lo que genera material orgánico particulado **(Nizam et al., 2020).** Se evidencia un porcentaje de remoción máximo al día 45 para T1-*E. crassipes* con 58,1 % (83,6 ± 20,22 mg/L), T2-*C. zizanioides* con 58,3 % (62,9 ± 7,96 mg/L) y T3-Combinación con 65,9 % (51,4 ± 10,54 mg/L). En este caso, el control no se consideró como un tratamiento eficaz, ya que su porcentaje de remoción del 66,2 % se debe a la ausencia de un tratamiento biológico activo. En tal sentido, la **Figura 30** muestra un desempeño destacado para el tratamiento T2-*C. zizanioides* en el día 7.

No obstante, el análisis estadístico presentado en los **Anexos 28 y 29** revela que el ANOVA indica que el tiempo tiene un impacto significativo en los sólidos suspendidos totales. Por esta razón, se continuó con la prueba de Tukey, cuyos hallazgos sugieren que ninguno de los tres tratamientos muestra diferencias significativas entre sí, con lo cual su uso es indistinto para remediar los sólidos suspendidos.

### 3.1.3 Caracterización final

**Tabla 5.**

*Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T0-Control.*

| Parámetro fisicoquímico | Unidad | Resultado final día 45 | % de remoción | Valores de la Norma TULSMA |
|---|---|---|---|---|
| DQO | mg/L | 1686,67 ± 1,17 | 8% | 500,00 |
| $DBO_5$ | mg/L | 300,00 ± 0,00 | 67% | 250,00 |
| P | mg/L | 1,60 ± 0.01 | 63% | 15,00 |
| Cr (VI) | mg/L | 0,27 ± 0,07 | 4% | 0,50 |
| Turbidez | NTU | 10,01 ± 0,01 | 99% | 100,00 |
| Conductividad | µS/cm | 7981,67 ± 1,26 | 33% | 1000,00 |
| Color | PCU | 926,67 ± 1,50 | 44% | Dilución 1/20 |
| OD | mg/L | 0,48 ± 0,03 | 85% | - |
| Nitrógeno | mg/L | 182,00 ± 0,10 | 30% | 60,00 |
| Radical Amonio | mg/L | 305,33 ± 0,08 | 4% | 30,00 |
| ST | mg/L | 2086,67 ± 5.35 | 5% | 1600,00 |
| SST | mg/L | 51,00 ± 0,58 | 66% | 220,00 |
| Al | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 100% | 5,0 |
| Br | mg/L | 2,77 ± 0,01 | 32% | - |
| Ca | mg/L | 1000,00 ± 0,67 | 40% | - |
| Cl | mg/L | 960,00 ± 0,67 | 20% | 1000,00 |
| Cu | mg/L | 0,97 ± 0,03 | 40% | 1,00 |
| Dureza | mg/L | 510,00 ± 0,67 | 1% | - |
| Fluoruros | mg/L | 30,00 ± 0,00 | 28% | 1,00 |
| Fosfatos | mg/L | 5,57 ± 0,00 | 40% | - |
| pH | | 8,58 ± 0,00 | 13% | 25,00 |
| Fe | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 6-9 |
| Mg | mg/L | 40,00 ± 0,33 | 8% | - |
| Mo | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 100% | - |
| Ni | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 2,00 |
| Nitratos | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | - |
| K | mg/L | 196,67 ± 0,05 | 80% | - |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Sulfatos | mg/L | 460,00 ± 1,33 | 72% | 1000,00 |
| Surfactantes | mg/L | 2,07 ± 0.03 | 31% | 0,50 |
| Zn | mg/L | 37,67 ± 0.01 | 90% | 5,00 |
| Mn | mg/L | 9,00 ± 0,03 | 44% | 2,00 |
| Fenoles | mg/L | 0,38 ± 0.04 | 8% | 0,20 |
| Coliformes fecales | NMP/100ml | 8,00 ± 1 | 11% | Remoción > al 99% |
| Grasas y aceites | mg/L | 28,20 ± 1,16 | 26% | 50,00 |

**Nota:** Los resultados obtenidos corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 9 y Tabla 10 de la normativa TULSMA.

***Tabla 6.***

*Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T1-E.crassipes.*

| **Parámetro fisicoquímico** | **Unidad** | **Resultado final día 45** | **% de remoción** | **Valores de la Norma de referencia (TULSMA)** |
|---|---|---|---|---|
| DQO | mg/L | 1243,33 ± 27,37 | 32% | 500,00 |
| DBO5 | mg/L | 183,33 ± 9,62 | 80% | 250,00 |
| Fósforo | mg/L | 1,90 ± 0,16 | 56% | 15,00 |
| Cromo (VI) | mg/L | 0,18 ± 20,28 | 35% | 0,05 |
| OD | mg/L | 2,35 ± 0,24 | 27% | - |
| Turbidez | NTU | 7,38 ± 0,79 | 99% | 100,00 |
| Conductividad | µS/cm | 4778,44 ± 87,35 | 20% | 1000,00 |
| Color | PCU | 501,11 ± 9,05 | 70% | Dilución 1/20 |
| Nitrógeno | mg/L | 44,33 ± 1,61 | 68% | 60,00 |
| Amonio | mg/L | 90,91 ± 5,84 | 71% | 30,00 |
| ST | mg/L | 3177,33 ± 49,22 | 45% | 1600,00 |
| SST | mg/L | 83,67 ± 28,20 | 44% | 220,00 |
| Aluminio | mg/L | 0,00 ±0,00 | 100% | 5,00 |
| Bromo | mg/L | 0,74 ± 0,29 | 65% | - |
| Calcio | mg/L | 1698,89 ± 47,27 | 137% | - |
| Cloruros | mg/L | 877,78 ± 136,05 | 10% | 1000,00 |
| Cobre | mg/L | 0,24 ± 0,03 | 85% | 1,00 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Dureza | mg/L | 688,89 ± 21,92 | 34% | - |
| Fluoruros | mg/L | 25,78 ± 4,01 | 38% | 1,00 |
| Fosfatos | mg/L | 5,88 ± 0,58 | 37% | - |
| Hierro | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 25,00 |
| pH | | 8,54 ± 0,02 | 12% | 6-9 |
| Magnesio | mg/L | 24,44 ± 0,640 | 44% | - |
| Molibdeno | mg/L | 1,11 ± 0,64 | 85% | - |
| Níquel | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 2,00 |
| Nitratos | mg/L | 121,33 ± 40,61 | 0% | - |
| Potasio | mg/L | 110,33 ± 2,80 | 1% | - |
| Sulfatos | mg/L | 471,11 ± 71,77 | 77% | 1000,00 |
| Surfactantes | mg/L | 2,36 ± 0,27 | 21% | 0,50 |
| Zinc | mg/L | 31,44 ± 2,79 | 91% | 5,00 |
| Manganeso | mg/L | 3,11 ± 0,23 | 81% | 2,00 |
| Fenoles | mg/L | 0,13 ± 0,40 | 67% | 0,02 |
| Coliformes fecales | NMP/100ml | 8,00 ± 4,61 | 11% | Remoción > al 99% |
| Grasas y aceites | mg/L | 23,52 ± 0,38 | 38% | 50,00 |

**Nota:** Los resultados obtenidos corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 9 y Tabla 10 de la normativa TULSMA.

***Tabla 7.***

*Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T2-C. zizanioides.*

| **Parámetro fisicoquímico** | **Unidad** | **Resultado final día 45** | **% de remoción** | **Valores de la Norma TULSMA** |
|---|---|---|---|---|
| DQO | mg/L | 1221,11 ± 19,57 | 33% | 500,00 |
| DBO5 | mg/L | 150,00 ± 0,00 | 84% | 250,00 |
| P | mg/L | 2,33 ± 0,19 | 46% | 15,00 |
| Cr (VI) | mg/L | 0,13 ± 0,26 | 55% | 0,50 |
| Turbidez | NTU | 20,28 ± 2,17 | 98% | 100,00 |
| Conductividad | µS/cm | 4352,89 ± 80,57 | 27% | 1000,00 |
| Color | PCU | 478,89 ± 4,49 | 71% | Dilución 1/20 |
| OD | mg/L | 3,19 ± 0,64 | 0% | - |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Nitrógeno | mg/L | 25,00 ± 0,80 | 82% | 60,00 |
| Amonio | mg/L | 107,44 ± 14,04 | 66% | 30,00 |
| ST | mg/L | 2750,44 ± 42,63 | 26% | 1600,00 |
| SST | mg/L | 62,00 ± 5,11 | 59% | 220,00 |
| Al | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 100% | 5,00 |
| Br | mg/L | 1,20 ± 0,41 | 43% | - |
| Ca | mg/L | 1446,67 ± 12,81 | 102% | - |
| Cl | mg/L | 926,67 ± 74,05 | 16% | 1000,00 |
| Cu | mg/L | 0,33 ± 0,04 | 79% | 1,00 |
| Dureza | mg/L | 817,78 ± 181,58 | 59% | - |
| Fluoruros | mg/L | 16,33 ± 1,56 | 61% | 1,00 |
| Fosfatos | mg/L | 7,27 ± 0,62 | 22% | - |
| pH | | 8,42 ± 0,03 | 11% | 25,0s0 |
| Fe | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 6-9 |
| Mg | mg/L | 22,22 ± 1.70 | 49% | - |
| Mo | mg/L | 2,00 ± 0,38 | 72% | - |
| Ni | mg/L | 0,00 ± 0,0 | 0% | 2,00 |
| Nitratos | mg/L | 121,78 ± 29,57 | 0% | - |
| K | mg/L | 68,56 ± 5,11 | 37% | - |
| Sulfatos | mg/L | 397,78 ± 32,51 | 49% | 1000,00 |
| Surfactantes | mg/L | 1,50 ± 0,21 | 50% | 0,50 |
| Zn | mg/L | 37,56 ± 4,90 | 90% | 5,00 |
| Mn | mg/L | 4,67 ± 0,59 | 71% | 2,00 |
| Fenoles | mg/L | 0,21 ± 0,03 | 64% | 0,20 |
| Coliformes fecales | NMP/100ml | 8 ± 2 | 16% | Remoción > al 99% |
| Grasas y aceites | mg/L | 26,01 ± 0.47 | 32% | 50,00 |

**Nota:** Los resultados obtenidos corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 9 y Tabla 10 de la normativa TULSMA.

***Tabla 8.***

*Valores de descontaminación al final del proceso de fitorremediación T3-Combinación.*

| Parámetro fisicoquímico | Unidad | Resultado final día 45 | % de remoción | Valores de la Norma TULSMA |
|---|---|---|---|---|
| DQO | mg/L | 1291,11 ± 31,12 | 30% | 500,00 |
| DBO5 | mg/L | 150,00 ± 0,00 | 84% | 250,00 |
| P | mg/L | 1,70 ± 0,12 | 60% | 15,00 |
| Cr6+ | mg/L | 0,07 ± 0,03 | 75% | 0,50 |
| Turbidez | NTU | 7,08 ± 1.56 | 38% | 100,00 |
| Conductividad | µS/cm | 4223,67 ± 47,20 | 99% | 1000,00 |
| Color | PCU | 483,33 ± 37,38 | 29% | Dilución 1/20 |
| OD | mg/L | 1,99 ± 0,14 | 71% | - |
| Nitrógeno | mg/L | 40,44 ± 1,77 | 71% | 60,00 |
| Amonio | mg/L | 126,11 ± 15,08 | 60% | 30,00 |
| ST | mg/L | 2643,67 ± 35,93 | 21% | 1600,00 |
| SST | mg/L | 58,89 ± 3,61 | 61% | 220,00 |
| Al | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 100% | 5,00 |
| Br | mg/L | 6,73 ± 3,50 | 221% | - |
| Ca | mg/L | 1677,78 ± 60,88 | 134% | - |
| Cl | mg/L | 581,11 ± 127,97 | 27% | 1000,00 |
| Cu | mg/L | 0,12 ± 0,01 | 92% | 1,00 |
| Dureza | mg/L | 760,00 ± 22,22 | 48% | - |
| Fluoruros | mg/L | 4,78 ± 1,37 | 89% | 1,00 |
| Fosfatos | mg/L | 5,86 ± 0,64 | 37% | - |
| pH | | 8,49 ± 0,04 | 12% | 25,00 |
| Fe | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 6-9 |
| Mg | mg/L | 27,78 ± 1,70 | 36% | - |
| Mo | mg/L | 6,00 ± 0,40 | 17% | - |
| Ni | mg/L | 0,00 ± 0,00 | 0% | 2,00 |
| Nitratos | mg/L | 121,11 ± 35,94 | 0% | - |
| K | mg/L | 69,22 ± 2,22 | 36% | - |
| Sulfatos | mg/L | 415,56 ± 1,28 | 56% | 1000,00 |
| Surfactantes | mg/L | 1,01 ± 0,16 | 66% | 0,50 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Zn | mg/L | 29,11 ± 3,17 | 92% | 5,00 |
| Mn | mg/L | 3,36 ± 0,39 | 79% | 2,00 |
| Fenoles | mg/L | 0,33 ± 0,32 | 21% | 0,20 |
| Coliformes fecales | NMP/100ml | 12 ± 5 | 38% | Remoción > al 99% |
| Grasas y aceites | mg/L | 22,80 ± 0,56 | 40% | 50,00 |

**Nota:** Los resultados obtenidos corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 9 y Tabla 10 de la normativa TULSMA.

Algunos parámetros se analizaron al inicio y al final del proceso por la disposición de reactivos. En tal sentido se continuó con el análisis de Aluminio, si observamos las Tablas 8, 9, 10 y 11, en donde se muestra un 0% de este metaloide en la muestra. Analizando el bromo, se puede ver que se presentó una disminución significativa de este sobre todo en el tratamiento T2-*C. zizanioides* 0,74 ± 0,40 mg/L (65%) y T3-Combinación 1,20 ± 3,50 mg/L (43%). Según **Jatav y Singh (2015),** el bromo al ser un agente oxidante el cual va a beneficiar la remediación en aguas residuales será transformado a una forma iónica no tóxica. Como se ha observado en **Jian et al., (2015),** la remoción del bromo no es beneficiosa debido a que este ayuda a capturar especies no bromadas o halogenadas en tratamientos químicos más agresivos **(Pengfei et al., 2019).**

Por otro lado, el calcio presente en el agua residual aumentó durante los tratamientos, registrando un 137% de aumento en el tratamiento T1-*E. crassipes***,** un 102% en T2-*C. zizanioides* y un 134% en T3-Combinación. Este incremento se debe a la mineralización y a los cambios alcalinos del pH, como se observó previamente. Dado que el calcio se precipita en medios alcalinos, ha facilitado diversos procesos químicos en la eliminación del cromo VI, alcanzando tasas de descontaminación de hasta un 99,8% **(Reyes-Serrano et al., 2020).** Sin embargo, como se ha demostrado en estudios previos **(Ajayan et al., 2015),** aunque el calcio es beneficioso para mejorar la eficiencia de los procesos de fitorremediación, su acumulación podría generar problemas de calidad tanto en el suelo como en el agua si no se maneja adecuadamente.

Tal como se puede apreciar en las **Tablas 8, 9, 10 y 11** los Cloruros también aumentaron en un 20% para el T0 control, T1-*E. crassipes***,** un 10% en T2-*C. zizanioides* y un 16% en T3-Combinación 27%. Esto evidenciando que la mineralización puede hacer precipitar los iones cloruro de las sales empleadas en el curtido. Si bien es cierto el cloruro es uno de los contaminantes más críticos en las aguas residuales de curtiembre se ha logrado observar con especies de microalgas existe una reducción de la concentración de

cloruros en un 54%, además de un rendimiento favorable y significativo a la calidad del agua **(Ayyappan et al., 2016; Losada et al., 2018).**

Como se puede observar en las **Tablas 8, 9, 10 y 11**, los cloruros también aumentaron un 20% en el T0 control, un 10% en el T1-*E. crassipes*, un 16% en el T2-*C. zizanioides* y un 27% en el T3-Combinación. Esto evidencia que la mineralización puede causar la formación de iones cloruro provenientes de las sales empleadas en el proceso de curtido. Aunque el cloruro es uno de los contaminantes más críticos en las aguas residuales de curtiembres, se ha observado que, al utilizar las especies estudiadas en este trabajo, es posible reducir la concentración de cloruros hasta en un 54%, además de lograr un rendimiento favorable y significativo en la mejora de la calidad del agua **(Ayyappan et al., 2016; Losada et al., 2018).** Lo cual es un punto importante para considerar, dado que nuestro estudio presentó un aumento significativo de cloruros, esto posiblemente a los cambios de pH y a las transformaciones de las sales todavía presentes en el agua residual. Por otro lado, el control del pH en el agua también ha demostrado ser un factor clave, como se ha observado, ya que facilita la solubilización de sales y la precipitación de metales, materia orgánica, entre otros.

Por otro lado, el nivel de dureza en el agua también se vio afectado por el aumento de calcio y magnesio. El tratamiento más preocupante fue el T3-Combinación, que registró un aumento del 89% respecto al valor inicial de caracterización. En cambio, los tratamientos T1-*E. crassipes* y T2-*C. zizanioides* presentaron aumentos del 34% y 59%, respectivamente. Aunque se ha demostrado que el pH facilita la precipitación de carbonatos, metales y la formación de complejos, también puede ser perjudicial si no se mantiene un control adecuado **(Javed et al., 2019).** Además, minerales como el hierro, los nitratos y el níquel no mostraron variaciones en el estudio desde su caracterización inicial, lo que indica la ausencia de estos. Es importante destacar que el nitrógeno, debido a la acción de bacterias nitrificantes, puede ser oxidado o alterado, convirtiéndose en compuestos amoniacales **(Ren et al., 2020).**

Posteriormente, el magnesio presentó niveles de reducción del 44% en T1-*E. crassipes*, 49% en T2-*C. zizanioides* y 36% en T3-Combinación, destacando el tratamiento T2 por su nivel considerable de reducción. En este sentido, la dureza total determinada anteriormente, en lugar de ser atribuida al nivel de magnesio en el agua, lo más probable es que se deba a los iones carbonatos solubilizados por el pH alcalino alcanzado entre los días 30 y 45. Como destaca **Sivakumar (2016),** el magnesio no es un contaminante

nocivo en sí mismo para la biodiversidad, y la disminución observada en medios acuáticos se debe a los requerimientos nutricionales de las plantas, algas y microorganismos.

Asimismo, el nivel de molibdeno experimentó una disminución significativa en comparación con su valor detallado en la **Tabla 4**. Los análisis muestran una reducción del 100% en el tratamiento T0-Control, lo que podría deberse a la sedimentación o evaporación de este elemento, considerando que dicho tratamiento no contaba con ningún factor de descontaminación activo. Por otro lado, el tratamiento T1-*E. crassipes* mostró una respuesta del 85%, el T2-*C. zizanioides* alcanzó una reducción del 72%, y el T3-Combinación presentó solo un 17%. No obstante, diversos estudios han demostrado que, al intentar remover este contaminante mediante fitorremediación, generalmente las plantas inhiben la acumulación de molibdeno en su estructura, lo que resulta en un aumento de su concentración **(Wang et al., 2024; Golia et al., 2021).** Lo que puede significar que el uso de los 3 tratamientos ha tenido impacto en la remoción del molibdeno y se requeriría un estudio más profundo para la remediación del Molibdeno presente en aguas residuales de curtidurías.

Por otra parte, como se observa en las **Tablas 8, 9, 10 y 11**, la concentración de sulfatos y fosfatos presentó una disminución significativa en el tratamiento T3, considerando que las condiciones químicas estructurales de estos compuestos son similares a las del cromo VI, por lo que su absorción estaría regida por un proceso activo dependiente de energía **(Srivastava et al., 2021).** En cuanto a los sulfatos, los valores de reducción fueron los siguientes: 77% en T1-*E. crassipes*, 49% en T2-*C. zizanioides* y 56% en T3-Combinación, destacando la acción hiperacumuladora de *E. crassipes* en comparación con *C. zizanioides*. De manera similar, la concentración de fosfatos mostró un porcentaje de absorción moderado: 37% en T1-*E. crassipes*, 22% en T2-*C. zizanioides* y 37% en T3-Combinación, destacando nuevamente la acción hiperacumuladora de *E. crassipes* en comparación con *C. zizanioides*. Es destacable la comparación con la remoción de fósforo total, lo que sugiere que las especies vegetales adquirieron afinidad por los compuestos fosforados para llevar a cabo sus actividades metabólicas.

Por otro lado, la disminución de fluoruros es digna de estudio, ya que el tratamiento T3-Combinación reveló un valor de descontaminación del 89%, en contraste con sus semejantes: T1-*E. crassipes* con un 38% y T2-*C. zizanioides* con un 61%. Esto destaca al tratamiento T3-Combinación como el más eficiente para la remoción de fluoruros, favoreciendo la biodisponibilidad generada por diversos minerales como el nitrógeno y el fósforo **(Kanagaraj & Elango, 2018).**

De manera similar, se llevó a cabo un control del potasio, donde el nivel de reducción mostró una fuerte discrepancia: una reducción del 80% en el T0-Control, un 1% en T1-*E. crassipes*, un 37% en T2-*C. zizanioides* y un 36% en T3-Combinación. Sin embargo, ese bajo nivel de remoción no representa un factor preocupante, ya que el agua de curtiembre generalmente presenta niveles muy bajos de potasio **(Kamalakkannan et al., 2024).** Por otra parte, la concentración de surfactantes muestra una disminución considerable en comparación con su valor detallado en la **Tabla 4.** En este sentido, los valores presentados en las **Tablas 8, 9, 10 y 11** sugieren que T3-Combinación es un tratamiento afín a la naturaleza del contaminante, ya que presenta un valor de remoción del 66%, mientras que sus homólogos, T1-*E. crassipes* y T2-*C. zizanioides*, muestran reducciones del 21% y 50%, respectivamente. Esto podría sugerir la viabilidad de este tipo de tratamiento para la remoción de surfactantes que por lo general impiden la acción de agentes floculantes para la remoción de sólidos.

A su vez, el análisis de descontaminación por parte del zinc fue excesivamente deficiente, ya que no mostró diferencias significativas entre los tratamientos y el control, destacando que todos los tratamientos lograron una reducción superior al 90%. Por otro lado, el manganeso reveló la afinidad del tratamiento T1-*E. crassipes* al remover el 81% del contaminante. Asimismo, los tratamientos T2-*C. zizanioides* y T3-Combinación presentaron rendimientos del 71% y 79%, respectivamente, lo que sugiere que el T3-Combinación puede ser considerado un buen tratamiento para la remoción de manganeso en aguas residuales de curtiembre.

Finalmente, la concentración de compuestos monofenólicos se vio fuertemente disminuida por los tratamientos T1-*E. crassipes* y T2-*C. zizanioides*, con reducciones del 67% y 64%, respectivamente, en la concentración de fenoles en el agua. Sin embargo, hubo deficiencias en la remoción en el tratamiento T3-Combinación, lo que no es alentador para este tipo de tratamiento y para las especies macrófitas utilizadas. Por otro lado, la concentración de coliformes comúnmente se ve mermada por la acción de las plantas en tratamientos de fitorremediación. No obstante, el tratamiento T3 brindó las condiciones adecuadas para que se desarrollaran y aumentaran en un 38% la cantidad de unidades formadoras de colonias (UFC) en el medio. En este sentido, la acción del tratamiento T1-*E. crassipes* y T2-*C. zizanioides* mostró un porcentaje de reducción del 11% y 16%, respectivamente.

Por último, la concentración de grasas y aceites mostró un porcentaje favorable de descontaminación en el tratamiento T3-Combinación, con un grado de reducción del 40%, a pesar de los inconvenientes durante su desarrollo. Asimismo, los tratamientos T1-*E. crassipes* y T2-*C. zizanioides* presentaron reducciones del 38% y 32%, respectivamente. Esto se debe a que en la rizosfera artificial generada se producen enzimas lipasas capaces de degradar el nivel de grasa presente, además de que la estructura de las macrófitas favorece la adherencia de las raíces y la posterior degradación. Por su parte, el control evidenció una reducción del 23%, lo que sugiere la capacidad de los microorganismos presentes para degradar grasas. Sin embargo, al no conocerse qué tipo de bacterias están presentes, se sugiere realizar una caracterización microbiológica en futuras investigaciones para profundizar en el estudio.

### 3.2 Verificación de Hipótesis.

Las hipótesis formuladas para esta investigación fueron evaluadas principalmente para el tratamiento T3-combinación, esto debido a que bibliográficamente se conoce que los contaminantes con cada una de las especies de forma individual tienen la capacidad de remover contaminantes. Y se deseaba comprobar si puede constituir un modelo de descontaminación factible. En tal sentido las hipótesis a evaluar son las siguientes:

***Ho:*** *C. zizanioides* y *E. crassippes* no tienen la capacidad de disminuir los contaminantes de efluentes secundarios de industrias curtiembres de Tungurahua.

***Hi:*** *C. zizanioides* y *E. crassipes* sí tienen la capacidad de disminuir los contaminantes de efluentes secundarios de industrias curtiembres de Tungurahua.

Como se puede observar en la **Tabla 11**, los resultados muestran una tendencia favorable hacia la descontaminación de minerales, materia orgánica, coliformes y material suspendido. Además, los anexos indican que el valor *p* obtenido en el análisis de varianza ANOVA es menor a 0.05, lo que evidencia diferencias significativas en comparación con el control, tanto en relación con el tiempo como con el tipo de tratamiento. En consecuencia, se rechaza la hipótesis nula, que establece que la combinación de las especies vegetales en el tratamiento T3-Combinación no tiene la capacidad de disminuir los contaminantes

presentes. Por lo tanto, se acepta la hipótesis alternativa, que afirma que dichas especies tienen la capacidad de remover los contaminantes de los efluentes de curtiembre en la provincia de Tungurahua. Esto establece un modelo de fitorremediación viable, el cual puede ser evaluado con diferentes variables para mejorar su eficacia en la descontaminación de aguas residuales en el futuro.

# CAPÍTULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

## 4.1 CONCLUSIONES

- En la determinación inicial del efluente de curtiembre se consiguió recopilar una gran cantidad de datos que pueda ayudar a comprender de mejor manera como remediar las aguas residuales de curtiembre. En tal sentido los valores encontrados en los 34 análisis su mayoría no cumplían con la normativa ambiental por lo que la justificación de este trabajo sigue siendo un fuerte punto de partida para las industrias de teñido y curtiduría por el mal manejo de residuos, así como la falta de infraestructura para tratar los deshechos generados. Por tanto, los valores recopilados son los siguientes: DQO (1833,33 ± 3,28 mg/L $O_2$), $DBO_5$ (916,67 ± 0,33 mg/L $O_2$), Fósforo (4,33 ± 0,09 mg/L P), Cromo VI (0,28 ± 0,33 mg/L $Cr^{6+}$), Oxígeno disuelto (3,24 ± 0,02 mg/L $O_2$), Turbidez (879,67 ± 10,87 NTU), Conductividad eléctrica (5989,67 ± 1,45 µS/cm), Color (1660 ± 1,53 PCU), Nitrógeno Total (mg/L N), Amonio (150,67 ± 2,40 mg/L $NH_4^+$), Sólidos Totales (ST) (2190,67 ± 16,83 mg/L) y Sólidos suspendidos (150,67 ± 2,40 mg/L), Aluminio (0,43 ± 0,01 mg/L $Al^{3+}$), Bromo (2,07 ± 0,01 mg/L $Br_2$), Calcio (716,67 ± 3,48 mg/L $Ca_2^+$), Cobre (1,63 ± 0.01 mg/L), Dureza (513,33 ± 2,33 mg/l $CaCO_3$), Fluoruros (41,67 ± 0,12 mg/L $F^-$), Fosfatos (9,33 ± 0,43 mg//L $PO_4^{3+}$), Hierro (0,00 ± 0,00 mg/L), Magnesio (43,33 ± 1,45 mg/L), Molibdeno (7,23 ± 0.33 ), Níquel y Nitratos (0,00 ± 0,00), Potasio (109 ± 0,40), Sulfatos (266,67 ± 1,20), Surfactantes (2,97 ± 0,02), Zinc (365 ± 0,01) Cloruros (800 ± 0,12 mg/L $Cl^-$), Mn (6,67 ± 0,19 mg/L), Fenoles (0,41 ± 0,00 mg/L), Coliformes fecales (9 ± 1 NMP/100 mL) y finalmente Grasas y aceites con (38,03 ± 4,43 mg/L).

- El efecto de la remediación observado en los tratamientos T1-*E. crassipes*, T2-*C. zizanioides* y T3-Combinación, muestran una alta eficiencia en la remoción de contaminantes de un efluente complejo. Sin embargo, a lo largo del estudio, el tratamiento T3-Combinación se destaca como el más efectivo debido a la alta resistencia de las especies involucradas y sus características rizofiltradoras e hiperacumuladoras. Este tratamiento mostró un alto rendimiento en la remoción de cromo (75%), grasas y aceites (40%), surfactantes (66%), DBO (84%) y DQO (30%), entre otros. En este sentido, se considera que el tratamiento T3-Combinación es una herramienta prometedora para la remediación de distintos efluentes, lo que justifica su aplicación en futuros estudios con diversas concentraciones de contaminantes para evaluar su eficacia en diferentes condiciones.

## 4.2 RECOMENDACIONES

- Considerar el pH y la temperatura como factores que pueden afectar significativamente el desarrollo del experimento. Es importante mitigar sus efectos bajo condiciones controladas para evitar que las distintas sales se mineralicen, alterando el pH y afectando el desarrollo de las plantas durante el experimento.

- Tal como se observó en los anexos, el desecado de las plantas debido a la acción del cromo VI debe ser contrarrestada mediante un cambio progresivo de plantas o mediante un largo período de aclimatación, en el que las plantas puedan adaptarse a la alta concentración de contaminantes antes de iniciar el proceso de remediación.

- Se recomienda explorar más combinaciones de *C. zizanioides* y *E. crassipes* para evaluar su efecto en este tipo de efluentes, ya que la combinación observada en el tratamiento 3 mostró resultados prometedores para el tratamiento de aguas residuales.

- Se sugiere considerar el tiempo de aireación como una variable constante, ya que la acción del oxígeno puede contribuir a la degradación más rápida de los contaminantes, ya sea por la acción de microorganismos o de las especies vegetales empleadas.

- Se recomienda considerar el tiempo de aireado como una variable permanente debido a que la acción del oxígeno puede contribuir a que los contaminantes se degraden más rápido ya sea por acción de microorganismos o por la especie vegetal empleada.

**MATERIAL DE REFERENCIA**


Adjovu, G. E., Stephen, H., James, D., & Ahmad, S. (2023). Measurement of Total Dissolved Solids and Total Suspended Solids in Water Systems: A Review of the Issues, Conventional, and Remote Sensing Techniques. *Remote Sensing*, *15*(14), 3534. https://doi.org/10.3390/rs15143534

Afifi A., Clark V.A., May S., (2004), Computer-aided Multivariate Analysis, Fourth Edition, Boca Raton: Chapman & Hal

Agexport. (2019). *C, Vetiveria zizanioides Guía de cultivo*. https://www.export.com.gt/documentos/guia-de-cultivos/guia-de-cultivo-de-vetiver.pdf

Agudelo, K. T. R., Valencia, R. N. A., & Jiménez, M. C. C. (2021). Tratamiento de aguas residuales producidas en el proceso de remojo en curtiembres empleando ozono y hierro como catalizador. *Revista ION*, *34*(2), 105-113. https://www.redalyc.org/journal/3420/342070411010/html/

Agustini, C. B., Da Costa, M., & Gutterres, M. (2019). Tannery wastewater as nutrient supply in production of biogas from solid tannery wastes mixed through anaerobic co-digestion. *Process Safety And Environmental Protection*, *135*, 38-45. https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.11.037

Ajayan, K. V., Selvaraju, M., Unnikannan, P., & Sruthi, P. (2015). Phycoremediation of Tannery Wastewater Using MicroalgaeScenedesmusSpecies. *International Journal Of Phytoremediation*, *17*(10), 907-916. https://doi.org/10.1080/15226514.2014.989313

Alemu, A., Gabbiye, N., & Lemma, B. (2021). Evaluation of Tannery Wastewater Treatment by Integrating Vesicular Basalt With Local Plant Species in a Constructed Wetland System. *Frontiers In Environmental Science*, *9*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.721014

Alfaro, D., Blanco, M., Germy, C., Orozco, J., & Gutiérrez, C. (2019). Biorremediación de aguas residuales mediante *Eicchornia crassipes* y *Lemma minor*. Universidad Libre, 8. https://revistas.unilibre.edu.co/index.php/microciencia/article/view/7400/6454

American Public Health Association. (2015). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, R. Baird, A. Eaton, & E. Rice, Eds.; 23rd ed. American Public Health Association. https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.216

Anchatipan, D. (2022). *"Actualidad de la reutilización y reciclaje de desechos provenientes de curtiembres, revisión en Ecuador y el mundo* [Tesis pregrado, Universidad Técnica de Ambato]. https://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/36002/1/BQ%20329.pdf

Appiah-Brempong, M., Essandoh, H. M. K., Asiedu, N. Y., Dadzie, S. K., & Momade, F. W. Y. (2021). Artisanal tannery wastewater: quantity and characteristics. *Heliyon*, *8*(1), e08680. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08680

Arias, T. R. L., Franco, D., Medina, L., Benítez, C., Villagra, V., McGahan, S., Duré, G. M., & Kurita-Oyamada, H. G. (2024). Removal of Chromium (III) and Reduction in Toxicity in a Primary Tannery Effluent Using Two Floating Macrophytes. *Toxics*, *12*(2), 152. https://doi.org/10.3390/toxics12020152

Arukula, D., Prem, P., Tanwl, P., Hariraj, S., Vijay, L., & Brijesh, K. (2018). Treatment of tannery wastewater using aluminium formate: influence of the formate over sulphate based coagulant. *Global NEST Journal*, *20*(3), 458-464. https://doi.org/10.30955/gnj.002528

Asrafuzzaman, M., Fakhruddin, A. N. M., & Hossain, M. A. (2011). Reduction of Turbidity of Water Using Locally Available Natural Coagulants. *ISRN Microbiology*, *2011*, 1-6. https://doi.org/10.5402/2011/632189

Ayyappan, D., Sathiyaraj, G., & Ravindran, K. C. (2016). Phytoextraction of heavy metals bySesuvium portulacastruml. a salt marsh halophyte from tannery effluent. *International Journal Of Phytoremediation*, *18*(5), 453-459. https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1109606

Baird, R., Rice, E. W., & Eaton, A. D. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Water Works Association.

Balakrishnan, A., Kanchinadham, S. B. K., & Kalyanaraman, C. (2021). Nutrient requirement of tannery wastewater containing tannins. *Environmental Technology & Innovation*, *23*, 101776. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101776

Barrera, A., Castañeda, D., Juárez, J., Hernández, A., Rivera, A., & Ramos, M. (2020). Modelo de biorremediación de plomo con lirio acuático. Modelo de biorremediación de plomo con lirio acuático, Alianzas y Tendencias, 17, 15-28, http://doi.org/10.5281/zenodo.5093045.

Barros, M., Escobar, S., Gómez, J., Manzanilla, C., & Cruz, S. (2023). Identificación molecular de la bacteria *Escherichia coli* en muestras de carne de pollo que se expenden en el cantón Ambato.

*Revista Científica Arbitrada Multidisciplinaria Pentaciencias*, 5(5), 671–684. ISSN: 2806-5794, https://editorialalema.org/index.php/pentaciencias/article/view/770.

Bastidas, D. A., & Tapia, N. F. (2023). Actualidad de tratamientos y procesos de reciclaje de los residuos industriales de curtiembres en Ecuador y el mundo. *Revista Tecnológica ESPOL - RTE, 35*(1), 66-87, https://rte.espol.edu.ec/index.php/tecnologica/article/view/983

Basurto-Flores, N., & Medina-Guerrero, N. (2023). Evaluación técnico-económica del uso de biopolímeros para el tratamiento de aguas residuales de curtiembres. *Revista de Ciencias Ambientales, 57*(2), 1-25. https://doi.org/10.15359/rca.57-2.2

Bazrafshan, E., Mohammadi, L., Ansari-Moghaddam, A., & Mahvi, A. H. (2015). Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process– a systematic review. *Journal Of Environmental Health Science & Engineering*, *13*(1). https://doi.org/10.1186/s40201-015-0233-8

Becerra-Moreno, D., Rubio-Gomez, Y., Ramírez-Ríos, L. F., Barajas-Solano, A. F., & Martínez, F. M. (2021). Procesos avanzados de oxidación basados en ozono como alternativa de tratamiento para lixiviados de rellenos sanitarios. *Ciencia en Desarrollo*, *12*(2). https://doi.org/10.19053/01217488.v12.n2.2021.12503

Bingül, Z., Irdemez, Ş., & Demircioğlu, N. (2021). Effect of controlled and uncontrolled pH on tannery wastewater treatment by the electrocoagulation process. *International Journal Of Environmental & Analytical Chemistry*, *103*(16), 4269-4284. https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1925261

Bobadilla, J. L. M., Escobedo, A. E. G., Eustaquio, W. M., Zavaleta, M. P., & Arteaga, L. C. (2021). Influence Modeling and optimization of sulphide removal by catalytic oxidation of tannery fur effluents [Modelamiento y optimización de la remoción de sulfuros por oxidación catalítica de efluentes de pelambre de curtiduría]. *Journal Of Energy & Environmental Sciences*, *5*(1), 20-28. https://doi.org/10.32829/eesj.v5i1.126

Buta, E., Borșan, I., Omotă, M., Trif, E., Bunea, C., Mocan, A., Bora, F., Rózsa, S., & Nicolescu, A. (2023). Comparative Phytoremediation Potential of *Eichhornia crassipes, Lemna minor*, and *Pistia stratiotes* in Two Treatment Facilities in Cluj County, Romania. Horticulturae, 9(4). https://doi.org/10.3390/horticulturae9040503

Carreño, F. (2021). Desarrollo de un sistema sostenible de fitorremediación y bioetanol con *E. crassipes.* Tecnología y ciencias del agua, 12(4), Article 4. https://doi.org/10.24850/j-tyca2021-04-06

Carril Verastegui, B. D., Castro Vargas, D. J., Machaca-Mamani, J., Lujan Minaya, J. C., Yenque Guerrero, K. E., & Mendoza Castillo, A. L. L. F. (2023). *Rediseño industrial en los procesos de curtido de pieles.* Universidad, Ciencia y Tecnología, 27(118). https://doi.org/10.47460/uct.v27i118.692

Chakrabarty, T., Afrin, R., Mia, M. Y., & Hossen, M. Z. (2017). Phytoremediation of Chromium and some chemical parameters from Tannery effluent by using water Hyacinth *(Eichhornia craassipes*). *Research In Agriculture Livestock And Fisheries*, *4*(3), 151-156. https://doi.org/10.3329/ralf.v4i3.35091

Checa Artos, 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)*. [Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica del Litoral, ESPOL]. Repositorio Digital ESPOL. https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/53771/1/T-111300%20Checa%20Miriam.pdf

Chowdhury, R. B., Moore, G. A., Weatherley, A. J., & Arora, M. (2016). Key sustainability challenges for the global phosphorus resource, their implications for global food security, and options for mitigation. *Journal Of Cleaner Production*, *140*, 945-963. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.012

Chuchón Martínez, S. A., & Aybar Escobar, C. A. (2008). Evaluación de la capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales y demanda bioquímica de oxígeno de la planta de tratamiento de aguas residuales "La Totora", Ayacucho, Perú. *Ecología Aplicada*, *7*(1-2), 165–171. Recuperado el 15 de enero de 2025, de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162008000100020&lng=es&tlng=es

Cuji, K. (2017). *Evaluación del Vetiver (vetiveria zizanioides) para la disminución de Metales Pesados (pb, cd), en el Canal de Riego Latacunga – Salcedo – Ambato en el Sector Samanga.* https://repositorio.utc.edu.ec/items/75ecbcd9-e7b8-4fff-a8fc-66742039eb8b

Darajeh, N., Idris, A., Truong, P., Aziz, A. A., Bakar, R. A., & Man, H. C. (2014). Phytoremediation Potential of Vetiver System Technology for Improving the Quality of Palm Oil Mill Effluent. *Advances In Materials Science And Engineering*, *2014*, 1-10. https://doi.org/10.1155/2014/683579

Darajeh, N., Idris, A., Truong, P., Aziz, A. A., Bakar, R. A., & Man, H. C. (2014). Phytoremediation Potential of Vetiver System Technology for Improving the Quality of Palm Oil Mill Effluent. *Advances In Materials Science And Engineering*, *2014*, 1-10. https://doi.org/10.1155/2014/683579

Darajeh, N., Truong, P., Rezania, S., Alizadeh, H., & Leung, D. (2019). Effectiveness of Vetiver Grass versus other Plants for Phytoremediation of Contaminated Water, *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 7, 3, 485-500, http://www.jett.dormaj.com/docs/Volume7/Issue%203/Effectiveness%20of%20Vetiver%20Grass%20versus%20other%20Plants%20for%20Phytoremediation%20of%20Contaminated%20Water.pdf

Dayanandan, A., Rani, S. H. V., Shanmugavel, M., Gnanamani, A., & Rajakumar, G. S. (2013). Enhanced production of *Aspergillus tamarii* lipase for recovery of fat from tannery fleshings. *Brazilian Journal Of Microbiology*, *44*(4), 1089-1095. https://doi.org/10.1590/s1517-83822013000400010

De la Cruz, L. A. L., Méndez, B. G., Avalos, A. M. C., & Portales, R. L. (2022). Suelos agrícolas y metales pesados, una relación tóxica que se puede remediar. *Epistemus (Sonora, MéXico)/Epistemus, 16*(33). https://doi.org/10.36790/epistemus.v16i33.228

Delgadillo, A., Ramírez, C., García, F., Ibarra, J., & Sandoval, O. (2011). *FITORREMEDIACIÓN: UNA ALTERNATIVA PARA ELIMINAR LA CONTAMINACIÓN*. Tropical and Subtropical Agroecosystems. https://www.scielo.org.mx/pdf/tsa/v14n2/v14n2a2.pdf

Delgado-Sarmiento, P., G, A. D., P, P. Z., P, H. J., T, V. A., & Q, G. V. (2020). Biorremediacion de cromo vi mediante el uso de rhodopseudomonas palustris en efluentes industriales provenientes de curtiembres. *Revista Boliviana de Química*, *37*(1). https://doi.org/10.34098/2078-3949.37.1.3

Demapa. (2002). *Norma Técnica para control de descargas líquidas (NT002)*. http://www.demapa.com/images/7.-NT002.pdf

Donohue, I., & Kenneth. (2008). Quantifying variability within water samples: The need for adequate subsampling. Water Research, 42(1-2), 476-482. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.041

Doumbi, R. T., Noumi, G. B., Ngobtchok, B., & Domga, N. (2022b). Tannery wastewater treatment by electro-Fenton and electro-persulfate processes using graphite from used batteries as free-cost electrode materials. *Case Studies In Chemical And Environmental Engineering*, *5*, 100190. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100190

Durán, B., & Lino, M. (2023). Fitorremediación con *Eichhornia crassipes* en aguas residuales del cantón Jipijapa, Ecuador. 6. https://doi.org/https://doi.org/10.46380/rias.v6.e221

Dziadel, M., & Ignatowicz, K. (2022). Assessment of the Quality of Wastewater Generated During Production at a Tannery Plant. *Journal Of Ecological Engineering*, *23*(5), 109-115. https://doi.org/10.12911/22998993/147253

Esparza, E., & Gamboa, N. (2001). Contaminación debida a la industria curtiembre. *Revista De Química*, *15*(1), 41-63. Recuperado a partir de https://revistas.pucp.edu.pe/index.php/quimica/article/view/4756

*Fisher. (2014). Enfoque en la electroquímica del pH . httpshttps ://activos.F.com/Yo-Activos/CCG/MI/F/folletos /FocusOn_pH_Electrochem_UK -ES.pdf*

Forero, A. (2021). *Diseño y construcción de un prototipo de biorreactor para determinación de coeficientes cinéticos de tratamiento de agua residual para el laboratorio de tratamiento de aguas de la universidad Santo Tomás - Sede Bogotá* [Tesis de grado, Universidad Santo Tomás]. https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/37718/2021andreaforero.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Fúquene Yate, D. (2011). *Optimización del uso del agua en la etapa de pelambre en un proceso que permita la mejor calidad del cuero final y el menor impacto ambiental*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34584.67847

García P. D., & Anaya López, L. E. (2016). Informe de monitoreo para el diagnóstico ambiental de calidad de agua, sedimento y suelo en el área de influencia de los administrados del sector curtiembre, en los alrededores del Parque Industrial Río Seco (PIRS), en apoyo a la Dirección de Supervisión del OEFA, llevado a cabo en los distritos de Cerro Colorado y Uchumayo, provincia de Arequipa, departamento de Arequipa.

García, & Sánchez. (2022). *Eficiencia de Fitorremediación por Chrysopogon zizanioides y Eichhornia crassipes para el tratamiento de aguas grises domésticas en Cantoral, Ica 2022* [Tesis de grado, Universidad César Vallejo]. https://rias.unesum.edu.ec/index.php/revista/article/view/221/332

García, F., & Sánchez, D. (2022). *Eficiencia de Fitorremediación por Chrysopogon zizanioides y Eichhornia crassipes para el tratamiento de aguas grises domésticas en Cantoral, Ica 2022*. https://hdl.handle.net/20.500.12692/99403

Garcia, L. M., Ferreira, F. P., Oyamada, H. G. K., Bonet, S. R., Galeano, E. F., & Viera, M. R. (2019). Phytoremediation of chrome in tannery effluents using *Eichhornia crassipes*. *Reportes Científicos de la FACEN*, *10*(1), 25-36. https://doi.org/10.18004/rcfacen.2019.10.1.25

García-Valero, A., Martínez-Martínez, S., Faz, Á., Terrero, M. A., Muñoz, M. Á., Gómez-López, M. D., & Acosta, J. A. (2020). Treatment of WASTEWATER from the Tannery Industry in a Constructed Wetland Planted with Phragmites australis. *Agronomy*, *10*(2), 176. https://doi.org/10.3390/agronomy10020176

Ghobashy, M. A., Khamis, M. M., Elsherbiny, A. S., & Salem, I. A. (2023). Selective removal of ammonia from wastewater using Cu(II)-loaded Amberlite IR-120 resin and its catalytic application for removal of dyes. *Environmental Science And Pollution Research*, *30*(49), 106822-106837. https://doi.org/10.1007/s11356-023-25677-3

Ghosh, K., & Sarkar, A. (2021). Evaluating urban wastewater remediation efficiency of the Hydroponic Vetiver System through predictive modelling using Artificial Neural Network. *Environmental Technology & Innovation*, *24*, 102007. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102007

González-Chávez, M. C. A., Carrillo-González, R., & Sánchez-López, A. S. (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. *Agroproductividad*, *10*(1), 3-7, https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/987/845.

Goykovic, V., Ugalde-Smolcz, S., & Pacheco-Cartagena, P. (2021). Eficiencia fitorremediadora de vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) en agua contaminada con arsénico y plomo. Idesia (Arica), 39(4), 139-145. https://doi.org/10.4067/S0718- 34292021000400139

Gupta, P., Roy, S., & Mahindrakar, A. B. (2012). Treatment of Water Using Water Hyacinth, Water Lettuce and Vetiver Grass - A Review. *Resources And Environment*, *2*(5), 202-215. https://doi.org/10.5923/j.re.20120205.04

Gutiérrez, D. (2004). *Fitorremediación en la recuperación de suelo y agua subterránea* [Tesis de grado, Universidad de Quintana Roo]. http://risisbi.uqroo.mx/bitstream/handle/20.500.12249/3015/QK753.G87.2004-43847.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Hach. (2024). *Juego de reactivos para la determinación de fenoles, de 0,002 a 0,200 mg/l | Hach España - Descargas. https://es.hach.com/juego-de-reactivos-para-la-determinacion-de-fenoles-de-0-002-a-0-200-mg-l/product-downloads?id=25144093195 2* .

Hanna Instruments. (2020). *HI83399 Multiparameter Photometer with COD: Instruction Manual*. https://cdn.hannacolombia.com/hannacdn/support/manual/2020/08/Manual_HI_83399.pdf

Hanna Instruments. (2024a, 10 mayo). HANNA® Instruments Ecuador. https://hannainst.ec/productos/turbidimetros/medidor-portatil-de-turbidez-compatible-con-iso-con-registro-de-datos-y-conectividad-a-pc/

Hanna Instruments. (2024b, 11 mayo). HANNA Instruments Ecuador. https://hannainst.ec/productos/linea/acuacultura/medidor-optico-de-oxigeno-disuelto/

Haseeb, M., Iqbal, S., Hafeez, M. B., Saddiq, M. S., Zahra, N., Raza, A., Lbrahim, M. U., Iqbal, J., Kamran, M., Ali, Q., Javed, T., Ali, H. M., & Siddiqui, M. H. (2022). Phytoremediation of nickel by quinoa: Morphological and physiological response. *PLoS ONE*, *17*(1), e0262309. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262309

Hashem, M. A., Hasan, M., Momen, M. A., Payel, S., & Nur-A-Tomal, M. S. (2020). Water hyacinth biochar for trivalent chromium adsorption from tannery wastewater. *Environmental And Sustainability Indicators*, *5*, 100022. https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100022

Hashem, M. A., Islam, S., Mimi, A. A., Enan, E. T., Miem, M. M., Rahman, M. T., & Zahin, M. E. H. (2024). Solid dicarboxylic acid assisted deliming in beamhouse to reduce nitrogen compounds in tannery wastewater. *Journal Of Cleaner Production*, *448*, 141440. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141440

Hinojosa, J. B., & Saldaña, L. M. (2020). Optimization of Alkaline Hydrolysis of Chrome Shavings to Recover Collagen Hydrolysate and Chromium Hydroxide. *Leather And Footwear Journal*, *20*(1), 15-28. https://doi.org/10.24264/lfj.20.1.2

Hussain, J., Wei, X., Xue-Gang, L., Shah, S. R. U., Aslam, M., Ahmed, I., Abdullah, S., Babar, A., Jakhar, A. M., & Azam, T. (2021). Garlic (*Allium sativum*) based interplanting alters the heavy

metals absorption and bacterial diversity in neighboring plants. *Scientific Reports, 11*(1), 5833. https://doi.org/10.1038/s41598-021-85269-4

Igiri, B. E., Okoduwa, S. I. R., Idoko, G. O., Akabuogu, E. P., Adeyi, A. O., & Ejiogu, I. K. (2018). Toxicity and Bioremediation of Heavy Metals Contaminated Ecosystem from Tannery Wastewater: A Review. *Journal Of Toxicology*, *2018*, 1-16. https://doi.org/10.1155/2018/2568038

Ikehata, K., & Li, Y. (2018). Ozone-Based processes. En *Elsevier eBooks* (pp. 115-134). https://doi.org/10.1016/b978-0-12-810499-6.00005-x

INEN. (15 de enero del 2014). Calidad de agua, muestreo y técnicas de muestreo. https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/2176.pdf

INEN. (2008). Calidad de agua, muestreo y técnicas de muestreo. https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/2176.pdf

INEN. (2012). Recuperado 29 de septiembre de 2024, de https://www.insistec.ec/images/insistec/02-cliente/07-descargas/NTE%20INEN%201203%20-%20AGUA.%20DEMANDA%20QU%C3%8DMICA%20DE%20OX%C3%8DGENO%20(DQO).pdf

Islam, M. S., Hasan, N., Islam, M. S., Akter, T., Rafsun, M. F., & Fouji, M. H. (2024). Investigating waste recycling intentions of top management in Bangladesh's leather industry: A hybrid analytical framework. *Cleaner Waste Systems*, *8*, 100140. https://doi.org/10.1016/j.clwas.2024.100140

Jatav, K. S., & Singh, R. P. (2015). Phytoremediation Using Algae and Macrophytes: II. En *Springer eBooks* (pp. 291-296). https://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5_23

Javed, M. T., Tanwir, K., Akram, M. S., Shahid, M., Niazi, N. K., & Lindberg, S. (2019). Phytoremediation of cadmium-polluted water/sediment by aquatic macrophytes: Role of plant-induced pH changes. In M. Hasanuzzaman, M. N. V. Prasad, & M. Fujita (Eds.), *Cadmium toxicity and tolerance in plants* (pp. 495–529). Academic Press, https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780128148648000206

Jiménez-Oyola, S., Valverde-Armas, P. E., Romero-Crespo, P., Capa, D., Valdivieso, A., Coronel-León, J., Guzmán-Martínez, F., & Chavez, E. (2023). Heavy metal(loid)s contamination in water and sediments in a mining area in Ecuador: a comprehensive assessment for drinking

water quality and human health risk. *Environmental Geochemistry And Health*, *45*(7), 4929-4949. https://doi.org/10.1007/s10653-023-01546-3

Jizheng, P., Houhu, Z., Xuejun, L., Yong, L., Min, Z., & Hongling, X. (2019). Enhanced nitrogen removal by integrated constructed wetlands with artificial aeration. *Environmental Technology & Innovation*, *14*, 100362. https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100362

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

Kamalakkannan, P., Younis, M., Gezici, S., Kailash, S., & Iqbal, J. (2024). Characterization and Impact of Physicochemical Parameters of Tannery Effluent on the Aquatic Environment. *Biosciences Biotechnology Research Asia*, *21*(1), 193-202. https://doi.org/10.13005/bbra/3215

Kumar, V., Singh, J., & Kumar, P. (2019). Heavy metal uptake by water lettuce (*Pistia stratiotes L*.) from paper mill effluent (PME): experimental and prediction modeling studies. *Environmental Science And Pollution Research*, *26*(14), 14400-14413. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04766-2

La Hora. (2024, 2 mayo). El 80% de curtidurías en Tungurahua no tiene planta de tratamiento de agua. *La Hora*. https://www.lahora.com.ec/tungurahua/destacado-tungurahua/curtidurias-tungurahua-tiene-planta-tratamiento-agua/

Lam, E. J., Cánovas, M., Gálvez, M. E., Montofré, Í. L., Keith, B. F., & Faz, Á. (2017). Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, *182*, 210-217. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.06.015

Lavanya, M., Viswanath, D., & Sivapullaiah, P. (2024). Phytoremediation: An eco-friendly approach for remediation of heavy metal-contaminated soils-A comprehensive review. *Environmental Nanotechnology Monitoring & Management*, *22*, 100975. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100975

Lei, C., Wang, H., Zeng, Y., & Shi, B. (2023). A cleaner leather chemical from feather waste for reducing ammonia-nitrogen pollution and improving biological treatment efficiency of tannery wastewater. *Journal Of Environmental Management*, *342*, 118311. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118311

Li, J., Luo, G., He, L., Xu, J., & Lyu, J. (2017). Analytical Approaches for Determining Chemical Oxygen Demand in Water Bodies: A Review. *Critical Reviews In Analytical Chemistry*, *48*(1), 47-65. https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670

Li, Y., Guo, R., Lu, W., & Zhu, D. (2019). Research progress on resource utilization of leather solid waste. *Journal Of Leather Science And Engineering*, *1*(1). https://doi.org/10.1186/s42825-019-0008-6

Lim , A. (2015). *Phytoremediation potential of vetiver grass (Vetiveria zizanioides) for water contaminated with selected heavy metals* (Proyecto de licenciatura). Facultad de Estudios Ambientales, Universiti Putra Malaysia. Recuperado de https://vetiver.org/MAL_contaminated%20water%20.pdf

Loma, S. (2018). *Validación del método respirométrico para determinar DBO5 en aguas residuales y naturales en el Distrito Metropolitano de Quito* [Tesis, Escuela Politécnica Nacional]. https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/19481/1/CD-8878.pdf

Losada, V. A. R., Bonilla, E. P., Pinilla, L. A. C., & Serrezuela, R. R. (2018). Removal of chromium in wastewater from tanneries applying bioremediation with algae, orange peels and citrus pectin. *Contemporary Engineering Sciences*, *11*(9), 433-449. https://doi.org/10.12988/ces.2018.8235

Mahmud, Z., Manik, M. R. K., Rahman, A., Karim, M. M., & Islam, L. N. (2024). Impact of untreated tannery wastewater in the evolution of multidrug-resistant bacteria in Bangladesh. *Scientific Reports*, *14*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-024-71472-6

Maina, P., Ollengo, M. A., & Nthiga, E. W. (2019). Trends in leather processing: A Review. *International Journal Of Scientific And Research Publications*, *9*(12), p9626. https://doi.org/10.29322/ijsrp.9.12.2019.p9626

Mallhi, A. I., Chatha, S. A. S., Hussain, A. I., Rizwan, M., Bukhar, S. A. H., Hussain, A., Mallhi, Z. I., Ali, S., Hashem, A., Abd_Allah, E. F., Alyemeni, M. N., & Ahmad, P. (2020). Citric Acid Assisted Phytoremediation of Chromium through Sunflower Plants Irrigated with Tannery Wastewater. *Plants*, *9*(3), 380. https://doi.org/10.3390/plants9030380

Mallhi, A. I., Chatha, S. A. S., Hussain, A. I., Rizwan, M., Bukhar, S. A. H., Hussain, A., Mallhi, Z. I., Ali, S., Hashem, A., Abd_Allah, E. F., Alyemeni, M. N., & Ahmad, P. (2020b). Citric Acid Assisted Phytoremediation of Chromium through Sunflower Plants Irrigated with Tannery Wastewater. *Plants*, *9*(3), 380. https://doi.org/10.3390/plants9030380

Masabanda, M. (2021). Análisis y localización de curtiembres en el cantón Ambato, como parte de patrimonio cultural en el Ecuador. *Revista de Ciencias de Seguridad y Defensa*, *2*(4), 16. https://doi.org/10.24133/rcsd.v2n4.2017.05

Masinire, F., Adenuga, D. O., Tichapondwa, S. M., & Chirwa, E. M. (2021). Phytoremediation of Cr(VI) in wastewater using the vetiver grass (Chrysopogon zizanioides). *Minerals Engineering*, *172*, 107141. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107141

Matos, T., Martins, Henriques, R., & Goncalves, L. (2024). A review of methods and instruments to monitor turbidity and suspended sediment concentration. *Journal Of Water Process Engineering*, *64*, 105624. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105624

Michael-Igolima, U., Abbey, S. J., & Ifelebuegu, A. O. (2022). A systematic review on the effectiveness of remediation methods for oil contaminated soils. *Environmental Advances*, *9*, 100319. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100319

Monroy-Licht, A., Carranza-Lopez, L., De la Parra-Guerra, A. C., & Acevedo-Barrios, R. (2024). Unlocking the potential of Eichhornia crassipes for wastewater treatment: Phytoremediation of aquatic pollutants, a strategy for advancing Sustainable Development Goal-06 clean water. *Environmental Science and Pollution Research*, *31*(31), 43561-43582. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33698-9

Montano, Y., Tapia, P. M., Fow, A., & Fuentealba, B. (2022). *Fitorremediación. Una alternativa para tratar la contaminación ambiental* (Folleto). Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña – Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (DIEM-INAIGEM). https://www.inaigem.gob.pe (Web publicación online)

Montenegro, S. P., Pulido, S. Y., & Vallejo, L. F. C. (2020). Prácticas de biorremediación en suelos y aguas. https://doi.org/10.22490/notas.3451

Muralimohan, N., Sudha, P., Saranya, T., Nithya, S., Sakthivel, P., & Kodimalaravan, K. E. (2018). Tannery Waste Water Treatment Using *Eichhornia Crassipes*. *International Journal Of Advances In Science Engineering And Technology*, *6*. https://www.iraj.in/journal/journal_file/journal_pdf/6-445-152456799220-24.pdf

Muthukkauppan, M., & Parthiban, P. (2018). A study on the physicochemical characteristics of tannery effluent collected from Chennai. *Int. Res. J. Eng. Technol*, *5*(3), 24-28.

Nagabalaji, V., Sivasankari, G., Srinivasan, S. V., Suthantharajan, R., & Ravindranath, E. (2017). Nutrient removal from synthetic and secondary treated sewage and tannery wastewater through phycoremediation. *Environmental Technology*, *40*(6), 784-792. https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1408689

Nava-Rojas, J., Lango-Reynoso, F., Del Refugio Castañeda-Chávez, M., & Reyes-Velázquez, C. (2023). Remoción de Contaminantes en los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial: Una Revisión. *Terra Latinoamericana*, *41*. https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1715

Nikolić, L., Maksimović, I., Džigurski, D., Putnik-Delić, M., & Ljevnaić-Mašić, B. (2022). Removal of nitrogen and phosphorus by aboveground biomass of Phragmites australis in Constructed Wetland System under the conditions of temperate continental climate. *International Journal Of Phytoremediation*, *25*(4), 483-492. https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2090498

Niño, AD, Aponte, MC, Rodríguez, LA y Perico-Granados, NR (2018). Fitorremediación en aguas residuales sin tratamiento previo. Caso: Tierra Negra, Boyacá. *Revista de Tecnología*, https://doi.org/10.18270/rt.v17i1.2950

Nizam, N. U. M., Hanafiah, M. M., Noor, I. M., & Karim, H. I. A. (2020). Efficiency of Five Selected Aquatic Plants in Phytoremediation of Aquaculture Wastewater. *Applied Sciences*, *10*(8), 2712. https://doi.org/10.3390/app10082712

Oruko, R. O., Selvarajan, R., Ogola, H. J. O., Edokpayi, J. N., & Odiyo, J. O. (2020). Contemporary and future direction of chromium tanning and management in sub Saharan Africa tanneries. *Process Safety and Environmental Protection*, *133*, 369-386. https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.11.013

Palmer, M., & Hatley, H. (2018). The role of surfactants in wastewater treatment: Impact, removal and future techniques: A critical review. *Water Research*, *147*, 60-72. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.039

Paltahe, A., Cornelius, T., Sambo, B., Christian, D., Téri, T., Rallet, D., & Wahabou, A. (2019). Physico-chemical characterization of local tannery waste water before and after flocculation treatment. *International Journal of Chemistry*, *11*(2), 77, https://ccsenet.org/journal/index.php/ijc/article/view/0/40171

Pan, X. (2020). Degradation of organics from landfill leachate by combined process of semi-aerobic aged refuse biofilter and ozone oxidation. *Desalination And Water Treatment*, *205*, 103-110. https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26418

Panja, S., Sarkar, D., & Datta, R. (2020). Removal of antibiotics and nutrients by Vetiver grass (Chrysopogon zizanioides) from secondary wastewater effluent. *International Journal of Phytoremediation*, *22*(7), 764-773. https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1710813

Parada, M., Andrade, M., Carreras, F., & Flores, B. (2018). OBTENCIÓN DE UN TENSOACTIVO A PARTIR DEL PROCESO DE RECUPERACIÓN DE SEBO DE LAS INDUSTRIAS DE CURTIEMBRE. *Perfiles*, *2*(20). https://doi.org/10.47187/perf.v2i20.3

Parada, M., Manobanda, P., Tapia, Z., Zambrano, M., Rennola, L., & Castillo, Y. (2019). Estudio de las tecnologías para el tratamiento de los efluentes generados por una planta de curtiembres en Ecuador. *Ciencia e Ingeniería , 40* (2), 125-136.

Parisi, M., Nanni, A., & Colonna, M. (2021). Recycling of Chrome-Tanned Leather and Its Utilization as Polymeric Materials and in Polymer-Based Composites: A Review. Polymers, *13(3), 429. https://doi.org/10.3390/polym13030429*

Pastrana, A., Solis, R., Ávila, I., Laines, J. R., & Sánchez, B. (2023). Coagulación de aguas residuales mediante una mezcla de polvo de Crotalaria longirostrata y sulfato de aluminio. Revista Tecnología En Marcha, 36(2), 135–142. https://doi.org/10.18845/tm.v36i2.6000

Patel, S. K., Shukla, S. C., Natarajan, B., & Prajapati, A. K. (2023). Treatment of debrominated wastewater by electrocoagulation using Mild Steel electrodes. *Materials Today Proceedings*. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.04.539

Phang, L., Mingyuan, L., Mohammadi, M., Tee, C., Yuswan, M. H., Cheng, W., & Lai, K. (2024). Phytoremediation as a viable ecological and socioeconomic management strategy. *Environmental Science And Pollution Research*, *31*(38), 50126-50141. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34585-z

Pop, A. (2023). Studies on the Analysis of Anionic Surfactants. *Scientific Bulletin Series D : Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering*, *37*(1), 39-45. https://doi.org/10.37193/SBSD.2023.1.04

Popa, P., Murariu, G., Timofti, M., & Georgescu, L. P. (2018). MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSES OF DANUBE RIVER WATER QUALITY AT GALATI, ROMANIA. *Environmental Engineering and Management Journal*, *17*(5), 1249-1266. https://doi.org/10.30638/eemj.2018.124

Priebe, G., Kipper, E., Gusmão, A., Marcilio, N., & Gutterres, M. (2016). Anaerobic digestion of chrome-tanned leather waste for biogas production. *Journal Of Cleaner Production*, *129*, 410-416. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.038

Puente, C., Jara, J., Guapulema, A., & Burbano, D. (2020). Composting treatment of fur waste originating from tannery. *F1000Research, 9, 228. https://doi.org/10.12688/f1000research.22244.1*

Qadiri, R. Z. Z., Gani, K. M., Zaid, A., Aalam, T., Kazmi, A. A., & Khalil, N. (2021). Comparative evaluation of the macrophytes in the constructed wetlands for the treatment of combined wastewater (greywater and septic tank effluent) in a sub-tropical region. *Environmental Challenges, 5*, 100265. https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100265

Qinhuan, Y., & Zha, C. (2013). Removal of Total Nitrogen from Tannery Wastewater by Bioflocculant. *Journal of pure and applied microbiology*, *7*, 137-144, https://microbiologyjournal.org/removal-of-total-nitrogen-from-tannery-wastewater-by-bioflocculant/

Rai, P. K. (2021). Heavy metals and arsenic phytoremediation potential of invasive alien wetland plants *Phragmites karka* and *Arundo donax*: Water-Energy-Food (W-E-F) Nexus linked sustainability implications. *Bioresource Technology Reports*, *15*, 100741. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100741

Ren, Z., Jia, B., Zhang, G., Fu, X., Wang, Z., Wang, P., & Lv, L. (2020). Study on adsorption of ammonia nitrogen by iron-loaded activated carbon from low temperature wastewater. *Chemosphere*, *262*, 127895. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127895

Reyes-Serrano, A., López-Alejo, J. E., Hernández-Cortázar, M. A., & Elizalde, I. (2020). Removing contaminants from tannery wastewater by chemical precipitation using CaO and Ca(OH)2. Chinese Journal of Chemical Engineering, *28(4), 1107-1111. https://doi.org/10.1016/j.cjche.2019.12.023*

Reyes-Serrano, A., López-Alejo, J. E., Hernández-Cortázar, M. A., & Elizalde, I. (2020). Removing contaminants from tannery wastewater by chemical precipitation using CaO and Ca(OH)2. *Chinese Journal Of Chemical Engineering*, *28*(4), 1107-1111. https://doi.org/10.1016/j.cjche.2019.12.023

Rezania, S., Kamyab, H., Rupani, P. F., Park, J., Nawrot, N., Wojciechowska, E., Yadav, K. K., Ghahroud, M. L., Mohammadi, A. A., Thirugnana, S. T., Chelliapan, S., & Cabral-Pinto, M.

M. (2021). Recent advances on the removal of phosphorus in aquatic plant-based systems. *Environmental Technology & Innovation*, *24*, 101933. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101933

Rodríguez, L. E. C., Díaz, B. C., Legendre, J. C. M., Pérez, A. S. D., Jiménez, A. I. H., & Bazán, M. E. P. (2021). Biotratamiento para reducción de carga orgánica generada en el agua residual de curtiembres. *REVISTA DE INNOVACIÓN y TRANSFERENCIA PRODUCTIVA*, *1*(2), e001. https://doi.org/10.54353/ritp.v1i2.e001

Rodríguez-Lara, J. W., Cervantes-Ortiz, F., Arámbula-Villa, G., Mariscal-Amaro, L. A., Aguirre-Mancilla, C. L., & Andrio-Enríquez, E. (2022). Lirio acuático (Eichhornia crassipes): Una revisión. *Agronomía Mesoamericana*, *33*(1), 1-12, https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S1659-13212022000100024&script=sci_abstract&tlng=es.

Rous, V., Vymazal, J., & Hnátková, T. (2019). Treatment wetlands aeration efficiency: A review. *Ecological Engineering*, *136*, 62-67. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.006

SABLIY, L., ZHUKOVA, V., & KIKA, L. (2022). Effective biological treatment of tannery wastewater from nitrogen compounds. In *ICAMS Proceedings of the International Conference on Advanced Materials and Systems* (pp. 213-218).

Saha, P., Shinde, O., y Sarkar, S. (2016). Fitorremediación de aguas residuales de minas industriales utilizando jacinto de agua. *Revista Internacional de Fitorremediación* , *19* (1), 87–96. https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1216078

Santana & Santos. (2016, 1 junio). *Eficiencia del pasto vetiver (Chrysopogon zizanioides) ex – situ en la remoción de contaminantes orgánicos, caso de estudio río muerto, cantón Manta*. http://repositorio.espam.edu.ec/handle/42000/281

Saravanan, M., Pooventhan, B., Wilson, R., Logeswaran, S., & Pradeep, G. (2019). Experimental treatment of tannery effluent by using phytoremediation. *IJSRD - International Journal for Scientific Research & Development*, *7*(1), 903, https://ijsrd.com/Article.php?manuscript=IJSRDV7I10481.

Sarkar, M., Rahman, A. K. M. L., & Bhoumik, N. C. (2017). *Remediation of chromium and copper on water hyacinth (E. crassipes) shoot powder. Water Resources and Industry*, 17, 1-6. https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.12.003

Sayago, U. F. C. (2018). Diseño y evaluación de un biosistema de tratamiento a escala piloto de aguas de curtiembres a través de la Eichhornia crassipes. *Revista Colombiana de Biotecnología*, *18*(2), 74. https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n2.52271

Sayago, U. F. C., & Torres, C. A. G. (2016). Design, Development and Evaluation of a Laboratory-Scale Phytoremediation System Using Eichhornia Crassipes for the Treatment. *TECCIENCIA*, *12*(22), 7-14. https://doi.org/10.18180/tecciencia.2017.22.2

Sekar, A., & Ansari, M. (2018). Phyto-remediation of total dissolved solids (TDS) by Eichhornia Crassipes, Pistia Stratiotes and Chrysopogon Zizanioides from second stage RO-Brine solution. *Research Journal of Chemistry and Environment*, *22*, https://www.researchgate.net/profile/Abinaya-Sekar/publication/324774342_Phyto-remediation_of_total_dissolved_solids_TDS_by_Eichhornia_Crassipes_Pistia_Stratiotes_and_Chrysopogon_Zizanioides_from_second_stage_RO-Brine_solution/links/5ae19b4f0f7e9b285948840f/Phyto-remediation-of-total-dissolved-solids-TDS-by-Eichhornia-Crassipes-Pistia-Stratiotes-and-Chrysopogon-Zizanioides-from-second-stage-RO-Brine-solution.pdf.

Silva, M. J., & Salinas Morales, D. (2022). *La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana*. Revista Científica UISRAEL, 9(1), [páginas si están disponibles]. https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427

Shen, X., Sun, T., Dai, M., Aslam, M. M. A., & Peng, C. (2024). Performance and mechanistic study of biochar and magnesium-enhanced phytoremediation in cadmium-contaminated soil by alfalfa. *Chemosphere*, *362*, 142737. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142737

Sierra, M. C., Cegarra-Badell, D. D., Carrasquero-Ferrer, S. J., Angulo-Cubillan, N. E., & Díaz-Montiel, A. R. (2016). Nitrogen and cod removal from tannery wastewater using biological and physicochemical treatments. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, *80*. https://doi.org/10.17533/udea.redin.n80a08

Silva, M. J., & Morales, D. S. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, *9*(1), 69-80. https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427

Silva, M. J., & Morales, D. S. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, *9*(1), 69-80. https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427

Singh, P. K., Kumar, V., Pratap, S. G., Singh, P. K., Kumar, M., Negi, S., & Raj, A. (2023). Characterization of inorganic and organic pollutants load in tannery wastewater: Biochemical and haematological induced changes in Swiss mice. *Journal Of Hazardous Materials Advances*, *12*, 100387. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100387

Sivakumar, V., Sundar, V. J., Rangasamy, T., Muralidharan, C., & Swaminathan, G. (2005). Management of total dissolved solids in tanning process through improved techniques. *Journal Of Cleaner Production*, *13*(7), 699-703. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.01.006

Sravan, J. S., Matsakas, L., & Sarkar, O. (2024). Advances in Biological Wastewater Treatment Processes: Focus on Low-Carbon Energy and Resource Recovery in Biorefinery Context. *Bioengineering*, *11*(3), 281. https://doi.org/10.3390/bioengineering11030281

Srivastava, D., Tiwari, M., Dutta, P., Singh, P., Chawda, K., Kumari, M., & Chakrabarty, D. (2021). Chromium Stress in Plants: Toxicity, Tolerance and Phytoremediation. *Sustainability*, *13*(9), 4629. https://doi.org/10.3390/su13094629

Sureshkumar, K., Kempegowda, R. G., & Ramakrishnappa, T. (2023). 31—Electrochemical recovery of metals from industrial wastewaters. En M. Sillanpää, A. Khadir, & K. Gurung (Eds.), *Resource Recovery in Industrial Waste Waters* (pp. 639-654). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95327-6.00035-X

Tadesse, G. L., Guya, T. K., & Walabu, M. (2017). Impacts of tannery effluent on environments and

Tapia, N. E. F., & Moina, H. B. (2023). Exploring Tannery Solid Wastes as a Source of Animal Feed. *Processes*, *11*(10), 2965. https://doi.org/10.3390/pr11102965

Ting, W., Tan, I., Salleh, S., & Wahab, N. (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

Truong, PN (2000). El impacto global de la tecnología del pasto vetiver en el medio ambiente. Actas de la Segunda Conferencia Internacional sobre Vetiver, Vetiver, Bangkok, https://www.researchgate.net/publication/237814271_The_global_impact_of_vetiver_grass_technology_on_the_environment.

TULSMA. (2017). *Texto Unificado De Legislación Secundaria Del Ministerio Del Ambiente: Norma De Calidad Ambiental Y De Descarga De Efluentes Al Recurso Agua*. https://www.cip.org.ec/attachments/article/1579/PROPUESTA%20ANEXO%201.pdf

Turan, A. (2019). Effect of drying on the chemical composition of Çakıldak (cv) hazelnuts during storage. *Grasas y Aceites*, *70*(1), 296. https://doi.org/10.3989/gya.0693181

Valdez-Urbina, M., González-Gutiérrez, L., Pariguana-Begazo, M., Guerra, R. L., & Dueñas-Gonza, A. (2019). Determinación de proteínas para la obtención de un material adhesivo a diferentes tiempos y temperaturas, a partir de la viruta de wet blue del proceso del curtido de pieles mediante hidrolisis alcalina. *Veritas*, *20*(2), 71. https://doi.org/10.35286/veritas.v20i2.246

Valdiviezo-Gonzales Lorgio, Aguilar Mancco Franklin, Palomino Cartolin Allison, Montoya Molina Julio, Cabello Torres Rita J., & Reynoso Quispe Patricia. (2023). Kinetic Study of Electrocoagulation of Tannery Wastewater, Chemical Engineering Transactions, 98, https://www.cetjournal.it/cet/23/98/012.pdf.

Velasco, R. (2023). *Reciclaje de las virutas residuales de wet-blue de una curtiembre de Ambato para la producción de un bioplástico*. https://repositorio.uta.edu.ec/items/74432167-e048-47ce-95a9-0a964344216c

Velásquez, J., & Cobeña, H. (2022). Fitorremediación como alternativa en remoción de metales pesados del suelo: Una revisión teórica. Colon Ciencia Tecnología Negocios, 9(2). http://portal.amelica.org/ameli/journal/215/2153488002/2153488002.pdf Ruiz, P. Z., Amaro-Espejo, I. A., Pérez-Landa, I. D., & Martínez-Santiago, G. E. (2024). Common water-hyacinth (Eichhornia crassipes) and water lettuce (Pistia stratiotes) used to treat leachate. *Agro Productividad*. https://doi.org/10.32854/agrop.v17i8.2822

Villagomez, V. (2024). *Evaluación de la capacidad fitorremediadora del Eichhornia crassipes y Salvinia natans en aguas residuales de la PTAR Artezón-Píllaro* [Tesis Pregrado, Universidad Técnica de Ambato]. https://repositorio.uta.edu.ec:8443/jspui/bitstream/123456789/42302/3/CBT%20148.pdf

Villalobos-Lara, A. D., Álvarez, F., Gamiño-Arroyo, Z., Navarro, R., Peralta-Hernández, J. M., Fuentes, R., & Pérez, T. (2020). Electrocoagulation treatment of industrial tannery wastewater employing a modified rotating cylinder electrode reactor. *Chemosphere*, *264*, 128491. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128491

Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth ( *Eichhornia crassipes* ): A review. *Freshwater Biology*, *55*(2), 282-298. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x

Wachsman, M & Vullo, L (2006). Aplicación de diferentes técnicas de recuento para bacterias de importancia sanitaria en aguas. http : //www.f.fcn .unp .edu.ar /sitio/simposioquimica /wp - content/subidas /3_VIIJEUQ2006 .pdf

Walsh, É., Paolacci, S., Burnell, G., & Jansen, M. A. K. (2020). The importance of the calcium-to-magnesium ratio for phytoremediation of dairy industry wastewater using the aquatic plant *Lemna minor* L. *International Journal Of Phytoremediation*, *22*(7), 694-702. https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1707478

Wang, J., Fu, G., Li, W., Shi, Y., Pang, J., Wang, Q., Lü, W., Liu, C., & Liu, J. (2018). The effects of two free-floating plants (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) on the burrow morphology and water quality characteristics of pond loach (*Misgurnus anguillicaudatus*) habitat. *Aquaculture and Fisheries, 3*(1), 22–29. https://doi.org/10.1016/j.aaf.2017.12.001

Wang, J., & Delavar, M. A. (2024). Modelling phytoremediation: Concepts, methods, challenges and perspectives. *Soil & Environmental Health*, *2*(1), 100062. https://doi.org/10.1016/j.seh.2024.100062

Wang, M., Song, G., Zheng, Z., Song, Z., & Mi, X. (2024). Phytoremediation of molybdenum (Mo)-contaminated soil using plant and humic substance. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, *284*, 117011. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117011

Wang, M., Zhu, J., & Mao, X. (2021). Removal of Pathogens in Onsite Wastewater Treatment Systems: A Review of Design Considerations and Influencing Factors. *Water*, *13*(9), 1190. https://doi.org/10.3390/w13091190

Wildschut, L. (2013). Mercados potenciales de tecnologías de biorremediación con vetiver. 1 ed. Madrid- España, https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/78265/mercados-potenciales-de-tecnologias-de-biorremediacion-con-vetiver.

Xin, J., Tang, J., Liu, Y., Zhang, Y., & Tian, R. (2019). Pre-aeration of the rhizosphere offers potential for phytoremediation of heavy metal-contaminated wetlands. *Journal Of Hazardous Materials*, *374*, 437-446. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.010

Yu, F., Li, C., Dai, C., Liu, K., & Li, Y. (2020). Phosphate: Coupling the functions of fertilization and passivation in phytoremediation of manganese-contaminated soil by Polygonum pubescens blume. *Chemosphere*, *260*, 127651. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127651

Zereen, I., Hossain, S., Islam, M., & Husna, A. (2022). Journal of Agroforestry and Environment. *Journal Of Agroforestry And Environment*. https://jagroforenviron.com/wp-content/uploads/2024/06/Bioremediation-of-Industrial-Wastewater-Using-Hydroponics-Planted-with-Vetiver.pdf

Zhang, B., Zhao, Y., Hu, X., Jing, Y., & Qian, G. (2024). Enhancing nitrogen removal from wastewater via photoelectrocatalytic oxidation over a Ru/TiO2 system. *Chemical Engineering Journal Advances*, *18*, 100598. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2024.100598

Zhang, Y., Han, Y., Xie, E., Wang, X., Yang, Y., & Jia, F. (2024). Phytoremediation performance of mixed planting patterns and the associated rhizosphere microbial community in pilot-scale constructed wetlands. *Chemosphere*, *361*, 142482. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142482

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

Zhao, J., Wu, Q., Tang, Y., Zhou, J., & Guo, H. (2022). Tannery wastewater treatment: conventional and promising processes, an updated 20-year review. *Journal Of Leather Science And Engineering*, *4*(1). https://doi.org/10.1186/s42825-022-00082-7

## ANEXOS

**Anexo 1.** *Límites de descarga de efluentes al alcantarillado público Tabla 9 del TULSMA.*

**TABLA 9. Límites de descarga al sistema de alcantarillado público**

| Parámetros | Expresado como | Unidad | Límite máximo permisible |
|---|---|---|---|
| Aceites y grasas | Solubles en hexano | mg/l | 50,0 |
| Explosivas o inflamables. | Sustancias | mg/l | Cero |
| Alkil mercurio | | mg/l | **No detectable** |
| Aluminio | Al | mg/l | 5,0 |
| Arsénico total | As | mg/l | 0,1 |
| Cadmio | Cd | mg/l | 0,02 |
| Cianuro total | $CN^-$ | mg/l | 1,0 |
| Cinc | Zn | mg/l | 10,0 |
| Cloro Activo | Cl | mg/l | 0,5 |
| Cloroformo | Extracto carbón cloroformo | mg/l | 0,1 |
| Cobalto total | Co | mg/l | 0,5 |
| Cobre | Cu | mg/l | 1,0 |
| Compuestos fenólicos | Expresado como fenol | mg/l | 0,2 |
| Compuestos organoclorados | Organoclorados totales | mg/l | 0,05 |
| Cromo Hexavalente | $Cr^{+6}$ | mg/l | 0,5 |
| Demanda Bioquímica de | $DBO_5$ | mg/l | 250,0 |
| Demanda Química de Oxígeno | DQO | mg/l | 500,0 |
| Dicloroetileno | Dicloroetileno | mg/l | 1,0 |
| Fósforo Total | P | mg/l | 15,0 |
| Hidrocarburos Totales de Petróleo | TPH | mg/l | 20,0 |
| Hierro total | Fe | mg/l | 25,0 |
| Manganeso total | Mn | mg/l | 10,0 |
| Materia flotante | Visible | | Ausencia |
| Mercurio (total) | Hg | mg/l | 0,01 |
| Níquel | Ni | mg/l | 2,0 |
| Nitrógeno Total Kjedahl | N | mg/l | 60,0 |
| Organofosforados y carbamatos | Especies Totales | mg/l | 0,1 |
| Plata | Ag | mg/l | 0,5 |
| Plomo | Pb | mg/l | 0,5 |
| Potencial de hidrógeno | pH | | 6-9 |
| Selenio | Se | mg/l | 0,5 |
| Sólidos Sedimentables | | ml/l | 20,0 |
| Sólidos Suspendidos Totales | | mg/l | 220,0 |
| Sólidos totales | | mg/l | 1 600,0 |
| Sulfatos | $SO_4^{-2}$ | mg/l | 400,0 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Sulfuro de carbono | Sulfuro de carbono | mg/l | 1,0 |
| Sulfuros | S | mg/l | 1,0 |
| Temperatura | °C | | < 45,0 |
| Tensoactivos | Activas al azul de metileno | mg/l | 2,0 |
| Tetracloruro de carbono | Tetracloruro de carbono | mg/l | 1,0 |
| Tricloroetileno | Tricloroetileno | mg/l | 1,0 |

**Fuente:** Obtenido de **(Tulsma, 2017).**

**Anexo 2.** *Límites de descarga de efluentes a un cuerpo de agua Dulce Tabla 10 del TULSMA.*

**TABLA 10. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce**

| Parámetros | Expresado como | Unidad | Límite máximo permisible |
|---|---|---|---|
| Aceites y Grasas. | Sust. solubles en hexano | mg/l | 30,0 |
| Alkil mercurio | | mg/l | No detectable |
| Aluminio | Al | mg/l | 5,0 |
| Arsénico total | As | mg/l | 0,1 |
| Bario | Ba | mg/l | 2,0 |
| Boro Total | B | mg/l | 2,0 |
| 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 | Remoción > al 99,9 % |
| Color real | Color real | unidades de color | * Inapreciable en dilución: 1/20 |
| Compuestos fenólicos | Fenol | mg/l | 0,2 |
| Cromo hexavalente | $Cr^{+6}$ | mg/l | 0,5 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días) | $DBO_5$ | mg/l | 50,0 |
| Demanda Química de Oxígeno | DQO | mg/l | 100,0 |
| Estaño | Sn | mg/l | 5,0 |
| Fluoruros | F | mg/l | 5,0 |
| Fósforo Total | P | mg/l | 10,0 |
| Hierro total | Fe | mg/l | 10,0 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Hidrocarburos Totales de Petróleo | TPH | mg/l | 20,0 |
| Manganeso total | Mn | mg/l | 2,0 |
| Materia flotante | Visibles | | Ausencia |
| Mercurio total | Hg | mg/l | 0,005 |
| 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 | | 5-9 |
| Selenio | Se | mg/l | 0,1 |
| Sólidos Suspendidos Totales | SST | mg/l | 80,0 |
| Sólidos totales | ST | mg/l | 1 600 |
| Sulfatos | $SO_4^{-2}$ | mg/l | 1000 |
| Sulfuros | $S^{-2}$ | mg/l | 0,5 |
| Temperatura | $^oC$ | | < 35 |
| Tensoactivos | Activas al azul de metileno | mg/l | 0,5 |
| Tetracloruro de carbono | Tetracloruro de carbono | mg/l | 1,0 |
| * La apreciación del color se estima sobre 10 cm de muestra diluida | | | |

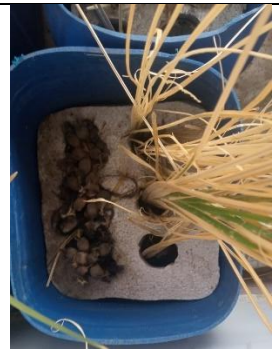
**Fuente:** Obtenido de **(Tulsma, 2017).**

**Anexo 3.** Especies vegetales durante el tratamiento de aguas residuales de curtiembre.

| | Día 0 | Día 7 | Día 15 | Día 30 | Día 45 |
|---|---|---|---|---|---|
| **T 1 – *E. crassipes*** |  |  |  |  |  |
| **T 1.1 – *E. crassipes*** |  |  |  |  |  |
| **T 1.2 – *E. crassipes*** |  |  |  |  |  |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **T 0 – Control** |  |  |  |  |  |
| **T 2 – *C. zizaniodes*** |  |  |  |  |  |
| **T 2.1 – *C. zizaniodes*** |  |  |  |  |  |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **T 2.2 – *C. zizaniodes*** |  |  |  |  |  |
| **T 3 - Combinado** |  |  |  |  |  |
| **T 3.1 - Combinado** |  |  |  |  |  |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **T 3.2 - Combinado** |  |  |  |  |  |

**Anexo 4.** *Especies vegetales durante el tratamiento de aguas residuales de curtiembre.*

| Tratamiento | Día 0 | Día 7 | Día 15 | Día 30 | Día 45 |
|---|---|---|---|---|---|
| **Control** |  |  |  |  |  |

**T1**







**T1.1**

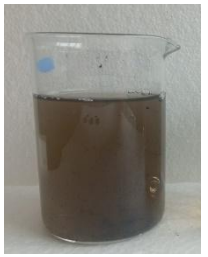






**T 1.2**




**T 2**







**T 2.1**







**T 2.2**







**T 3**







**T 3.1**

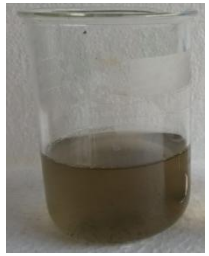






**T 3.2**







**Anexo 5.** *Análisis ANOVA de dos vías para el DQO*.

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: DQO

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo corregido | 1877181,977[a] | 15 | 125145,465 | 29,532 | ,000 |
| Intersección | 125230946,309 | 1 | 125230946,309 | 29551,929 | ,000 |
| Tratamiento | 448018,023 | 3 | 149339,341 | 35,241 | ,000 |
| Tiempo | 1135734,574 | 3 | 378578,191 | 89,337 | ,000 |
| Tratamiento * Tiempo | 293429,379 | 9 | 32603,264 | 7,694 | ,000 |
| Error | 135605,033 | 32 | 4237,657 | | |
| Total | 127243733,318 | 48 | | | |
| Total corregido | 2012787,009 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,933 (R al cuadrado ajustada = ,901)

**Anexo 6.** *Prueba de Tukey para el DQO.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: DQO

HSD Tukey

| | | | | | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **(I) Tiempo** | **(J) Tiempo** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| Control | T1-*E. crassipes* | 148,93* | 26,576 | ,000 | 76,93 | 220,94 |
| | T2- *C. zizanioides* | 339,02* | 26,576 | ,000 | 267,02 | 411,03 |
| | T3-Combinado | 384,44* | 26,576 | ,000 | 312,44 | 456,45 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| T1-*E. crassipes* | Control | -148,93* | 26,576 | ,000 | -220,94 | -76,93 |
| | T2- *C. zizanioides* | 190,09* | 26,576 | ,000 | 118,09 | 262,09 |
| | T3-Combinado | 235,51* | 26,576 | ,000 | 163,51 | 307,52 |
| T2- *C. zizanioides* | Control | -339,02* | 26,576 | ,000 | -411,03 | -267,02 |
| | T1-*E. crassipes* | -190,09* | 26,576 | ,000 | -262,09 | -118,09 |
| | T3-Combinado | 45,42 | 26,576 | ,336 | -26,58 | 117,43 |
| T3-Combinado | Control | -384,44* | 26,576 | ,000 | -456,45 | -312,44 |
| | T1-*E. crassipes* | -235,51* | 26,576 | ,000 | -307,52 | -163,51 |
| | T2- *C. zizanioides* | -45,42 | 26,576 | ,336 | -117,43 | 26,58 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 4237,657.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 7.** *Análisis ANOVA para el DBO5.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: $DBO_5$

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 3972864,583[a] | 15 | 264857,639 | 299,133 | ,000 |
| **Intersección** | 11751302,083 | 1 | 11751302,083 | 13272,059 | ,000 |
| **Tratamiento** | 348072,917 | 3 | 116024,306 | 131,039 | ,000 |
| **Tiempo** | 3443072,917 | 3 | 1147690,972 | 1296,216 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 181718,750 | 9 | 20190,972 | 22,804 | ,000 |
| **Error** | 28333,333 | 32 | 885,417 | | |
| **Total** | 15752500,000 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 4001197,917 | 47 | | | |

**Nota:** R al cuadrado = ,993 (R al cuadrado ajustada = ,990)

**Anexo 8.** *Prueba de Tukey para el DBO5.*

.

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: DBO5

HSD Tukey

| (I) Tratamiento | (J) Tratamiento | Diferencia de medias (I-J) | Desv. Error | Sig. | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Límite inferior | Límite superior |
| Control | T1-*E. crassipes* | 187,50* | 12,148 | ,000 | 154,59 | 220,41 |
| | T2- *C. zizanioides* | 191,67* | 12,148 | ,000 | 158,75 | 224,58 |
| | T3-Combinado | 208,33* | 12,148 | ,000 | 175,42 | 241,25 |
| T1-*E. crassipes* | Control | -187,50* | 12,148 | ,000 | -220,41 | -154,59 |
| | T2- *C. zizanioides* | 4,17 | 12,148 | ,986 | -28,75 | 37,08 |
| | T3-Combinado | 20,83 | 12,148 | ,333 | -12,08 | 53,75 |
| T2- *C. zizanioides* | Control | -191,67* | 12,148 | ,000 | -224,58 | -158,75 |
| | T1-*E. crassipes* | -4,17 | 12,148 | ,986 | -37,08 | 28,75 |
| | T3-Combinado | 16,67 | 12,148 | ,526 | -16,25 | 49,58 |
| T3-Combinado | Control | -208,33* | 12,148 | ,000 | -241,25 | -175,42 |
| | T1-*E. crassipes* | -20,83 | 12,148 | ,333 | -53,75 | 12,08 |
| | T2- *C. zizanioides* | -16,67 | 12,148 | ,526 | -49,58 | 16,25 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 885,417.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 9.** *Análisis ANOVA para el Fósforo.*.

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Fósforo

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 116,262[a] | 15 | 7,751 | 10,330 | ,000 |
| **Intersección** | 138,246 | 1 | 138,246 | 184,246 | ,000 |
| **Tratamiento** | 1,103 | 3 | ,368 | ,490 | ,692 |
| **Tiempo** | 112,587 | 3 | 37,529 | 50,016 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 2,572 | 9 | ,286 | ,381 | ,936 |
| **Error** | 24,011 | 32 | ,750 | | |
| **Total** | 278,519 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 140,273 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,829 (R al cuadrado ajustada = ,749).

**Anexo 10.** *Prueba de Tukey para Fósforo.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: Fósforo

HSD Tukey

| | | | | | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **(I) Tratamiento** | **(J) Tratamiento** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | ,23 | ,354 | ,920 | -,73 | 1,18 |
| | *T2- C. zizanioides* | -,07 | ,354 | ,997 | -1,03 | ,89 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *T3- Combinado* | ,29 | ,354 | ,841 | -,67 | 1,25 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | -,23 | ,354 | ,920 | -1,18 | ,73 |
| | *T2- C. zizanioides* | -,30 | ,354 | ,834 | -1,26 | ,66 |
| | *T3- Combinado* | ,07 | ,354 | ,997 | -,89 | 1,03 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | ,07 | ,354 | ,997 | -,89 | 1,03 |
| | *T1-E. crassipes* | ,30 | ,354 | ,834 | -,66 | 1,26 |
| | *T3- Combinado* | ,36 | ,354 | ,732 | -,59 | 1,32 |
| *T3- Combinado* | *Control* | -,29 | ,354 | ,841 | -1,25 | ,67 |
| | *T1-E. crassipes* | -,07 | ,354 | ,997 | -1,03 | ,89 |
| | *T2- C. zizanioides* | -,36 | ,354 | ,732 | -1,32 | ,59 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = ,750

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 11.** *Análisis Anova para el Cromo.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Cromo

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 338593,859[a] | 15 | 22572,924 | 30,704 | ,000 |
| **Intersección** | 1116239,001 | 1 | 1116239,001 | 1518,327 | ,000 |
| **Tratamiento** | 34959,094 | 3 | 11653,031 | 15,851 | ,000 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Tiempo** | 277326,204 | 3 | 92442,068 | 125,741 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 26308,561 | 9 | 2923,173 | 3,976 | ,002 |
| **Error** | 23525,660 | 32 | 735,177 | | |
| **Total** | 1478358,520 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 362119,519 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,935 (R al cuadrado ajustada = ,905).

**Anexo 12**. *Prueba de Tukey para el Cromo.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: Cromo

HSD Tukey

| **(I) Tratamiento** | **(J) Tratamiento** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Intervalo de confianza al 95%** | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | 66,40* | 11,069 | ,000 | 36,41 | 96,39 |
| | *T2- C. zizanioides* | 60,84* | 11,069 | ,000 | 30,85 | 90,83 |
| | *T3- Combinado* | 26,11 | 11,069 | ,106 | -3,88 | 56,10 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | -66,40* | 11,069 | ,000 | -96,39 | -36,41 |
| | *T2- C. zizanioides* | -5,56 | 11,069 | ,958 | -35,55 | 24,43 |
| | *T3- Combinado* | -40,29* | 11,069 | ,005 | -70,28 | -10,30 |
| | *Control* | -60,84* | 11,069 | ,000 | -90,83 | -30,85 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *T2- C. zizanioides* | *T1-E. crassipes* | 5,56 | 11,069 | ,958 | -24,43 | 35,55 |
| | *T3-Combinado* | -34,73* | 11,069 | ,018 | -64,72 | -4,74 |
| *T3-Combinado* | *Control* | -26,11 | 11,069 | ,106 | -56,10 | 3,88 |
| | *T1-E. crassipes* | 40,29* | 11,069 | ,005 | 10,30 | 70,28 |
| | *T2- C. zizanioides* | 34,73* | 11,069 | ,018 | 4,74 | 64,72 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 735,177. *. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 13.** *Análisis ANOVA para el Oxígeno Disuelto.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: OD

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 16,633[a] | 15 | 1,109 | 3,365 | ,002 |
| **Intersección** | 341,333 | 1 | 341,333 | 1035,762 | ,000 |
| **Tratamiento** | 3,978 | 3 | 1,326 | 4,023 | ,015 |
| **Tiempo** | 6,761 | 3 | 2,254 | 6,839 | ,001 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 5,894 | 9 | ,655 | 1,987 | ,074 |
| **Error** | 10,546 | 32 | ,330 | | |
| **Total** | 368,512 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 27,178 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,612 (R al cuadrado ajustada = ,430).

**Anexo 14.** *Prueba de Tukey para el Oxígeno Disuelto.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: OD

HSD Tukey

| (I) Tratamiento | (J) Tratamiento | Diferencia de medias (I-J) | Desv. Error | Sig. | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Límite inferior | Límite superior |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | -,77* | ,234 | ,012 | -1,41 | -,14 |
| | *T2- C. zizanioides* | -,45 | ,234 | ,243 | -1,08 | ,19 |
| | *T3-Combinado* | -,60 | ,234 | ,067 | -1,24 | ,03 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | ,77* | ,234 | ,012 | ,14 | 1,41 |
| | *T2- C. zizanioides* | ,33 | ,234 | ,512 | -,31 | ,96 |
| | *T3-Combinado* | ,17 | ,234 | ,883 | -,46 | ,81 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | ,45 | ,234 | ,243 | -,19 | 1,08 |
| | *T1-E. crassipes* | -,33 | ,234 | ,512 | -,96 | ,31 |
| | *T3-Combinado* | -,15 | ,234 | ,911 | -,79 | ,48 |
| *T3-Combinado* | *Control* | ,60 | ,234 | ,067 | -,03 | 1,24 |
| | *T1-E. crassipes* | -,17 | ,234 | ,883 | -,81 | ,46 |
| | *T2- C. zizanioides* | ,15 | ,234 | ,911 | -,48 | ,79 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática(Error) = ,330.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 15.** *Análisis ANOVA para el pH*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: pH

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 4,620[a] | 15 | ,308 | 13,209 | ,000 |
| **Intersección** | 3095,565 | 1 | 3095,565 | 132761,902 | ,000 |
| **Tratamiento** | ,102 | 3 | ,034 | 1,458 | ,244 |
| **Tiempo** | 3,908 | 3 | 1,303 | 55,868 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | ,610 | 9 | ,068 | 2,907 | ,012 |
| **Error** | ,746 | 32 | ,023 | | |
| **Total** | 3100,931 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 5,366 | 47 | | | |

**Nota:** R al cuadrado = ,861 (R al cuadrado ajustada = ,796).

**Anexo 16.** *Prueba de Tukey para el pH.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: pH

HSD Tukey

| | | | | | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **(I) Tratamiento** | **(J) Tratamiento** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | -,07 | ,062 | ,678 | -,24 | ,10 |
| | *T2- C. zizanioides* | -,08 | ,062 | ,580 | -,25 | ,09 |
| | *T3-Combinado* | -,13 | ,062 | ,184 | -,30 | ,04 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *T1-E. crassipes* | *Control* | ,07 | ,062 | ,678 | -,10 | ,24 |
| | *T2- C. zizanioides* | -,01 | ,062 | ,998 | -,18 | ,16 |
| | *T3-Combinado* | -,06 | ,062 | ,779 | -,23 | ,11 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | ,08 | ,062 | ,580 | -,09 | ,25 |
| | *T1-E. crassipes* | ,01 | ,062 | ,998 | -,16 | ,18 |
| | *T3-Combinado* | -,05 | ,062 | ,859 | -,22 | ,12 |
| *T3-Combinado* | *Control* | ,13 | ,062 | ,184 | -,04 | ,30 |
| | *T1-E. crassipes* | ,06 | ,062 | ,779 | -,11 | ,23 |
| | *T2- C. zizanioides* | ,05 | ,062 | ,859 | -,12 | ,22 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = ,023.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

***Anexo 17.*** *Análisis ANOVA para la Turbidez.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Turbidez

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 6267890,756[a] | 15 | 417859,384 | 613,921 | ,000 |
| **Intersección** | 3305604,502 | 1 | 3305604,502 | 4856,610 | ,000 |
| **Tratamiento** | 14607,827 | 3 | 4869,276 | 7,154 | ,001 |
| **Tiempo** | 6210414,697 | 3 | 2070138,232 | 3041,457 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 42868,232 | 9 | 4763,137 | 6,998 | ,000 |
| **Error** | 21780,492 | 32 | 680,640 | | |
| **Total** | 9595275,749 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 6289671,248 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,997 (R al cuadrado ajustada = ,995).

**Anexo 18.** *Prueba de Tukey para el Turbidez*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: Turbidez

HSD Tukey

| (I) Tratamiento | (J) Tratamiento | Diferencia de medias (I-J) | Desv. Error | Sig. | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Límite inferior | Límite superior |
| Control | T1-*E. crassipes* | 40,42* | 10,651 | ,003 | 11,56 | 69,27 |
| | T2- *C. zizanioides* | 7,02 | 10,651 | ,911 | -21,83 | 35,88 |
| | T3-Combinado | -3,67 | 10,651 | ,986 | -32,52 | 25,19 |
| T1-*E. crassipes* | Control | -40,42* | 10,651 | ,003 | -69,27 | -11,56 |
| | T2- *C. zizanioides* | -33,39* | 10,651 | ,018 | -62,25 | -4,54 |
| | T3-Combinado | -44,08* | 10,651 | ,001 | -72,94 | -15,23 |
| T2- *C. zizanioides* | Control | -7,02 | 10,651 | ,911 | -35,88 | 21,83 |
| | T1-*E. crassipes* | 33,39* | 10,651 | ,018 | 4,54 | 62,25 |
| | T3-Combinado | -10,69 | 10,651 | ,748 | -39,55 | 18,17 |
| T3-Combinado | Control | 3,67 | 10,651 | ,986 | -25,19 | 32,52 |
| | T1-*E. crassipes* | 44,08* | 10,651 | ,001 | 15,23 | 72,94 |
| | T2- *C. zizanioides* | 10,69 | 10,651 | ,748 | -18,17 | 39,55 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 680,640.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 19**. *Análisis ANOVA para la Conductividad.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Conductividad

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 43818762,265[a] | 15 | 2921250,818 | 45,328 | ,000 |
| **Intersección** | 1193547198,121 | 1 | 1193547198,121 | 18519,642 | ,000 |
| **Tratamiento** | 19446158,709 | 3 | 6482052,903 | 100,579 | ,000 |
| **Tiempo** | 16768446,283 | 3 | 5589482,094 | 86,729 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 7604157,272 | 9 | 844906,364 | 13,110 | ,000 |
| **Error** | 2062324,415 | 32 | 64447,638 | | |
| **Total** | 1239428284,801 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 45881086,680 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,955 (R al cuadrado ajustada = ,934).

**Anexo 20**. *Prueba de Tukey para la Conductividad.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: Conductividad

HSD Tukey

| | | | | | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **(I) Tratamiento** | **(J) Tratamiento** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | 1380,57* | 103,640 | ,000 | 1099,77 | 1661,37 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *T2- C. zizanioides* | 1448,94* | 103,640 | ,000 | 1168,14 | 1729,74 |
| | *T3-Combinado* | 1558,34* | 103,640 | ,000 | 1277,54 | 1839,13 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | -1380,57* | 103,640 | ,000 | -1661,37 | -1099,77 |
| | *T2- C. zizanioides* | 68,37 | 103,640 | ,911 | -212,43 | 349,17 |
| | *T3-Combinado* | 177,76 | 103,640 | ,333 | -103,03 | 458,56 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | -1448,94* | 103,640 | ,000 | -1729,74 | -1168,14 |
| | *T1-E. crassipes* | -68,37 | 103,640 | ,911 | -349,17 | 212,43 |
| | *T3-Combinado* | 109,40 | 103,640 | ,718 | -171,40 | 390,20 |
| *T3-Combinado* | *Control* | -1558,34* | 103,640 | ,000 | -1839,13 | -1277,54 |
| | *T1-E. crassipes* | -177,76 | 103,640 | ,333 | -458,56 | 103,03 |
| | *T2- C. zizanioides* | -109,40 | 103,640 | ,718 | -390,20 | 171,40 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 64447,638.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 21.** *Análisis ANOVA para el color real.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Color

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 11664727,934[a] | 15 | 777648,529 | 226,918 | ,000 |
| **Intersección** | 35729013,990 | 1 | 35729013,990 | 10425,741 | ,000 |
| **Tratamiento** | 845770,402 | 3 | 281923,467 | 82,265 | ,000 |
| **Tiempo** | 10339800,102 | 3 | 3446600,034 | 1005,719 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 479157,430 | 9 | 53239,714 | 15,535 | ,000 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Error** | 109664,002 | 32 | 3427,000 | | |
| **Total** | 47503405,926 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 11774391,936 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,991 (R al cuadrado ajustada = ,986).

***Anexo 22.*** *Análisis ANOVA para el Nitrógeno.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Nitrógeno

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 95510,610[a] | 15 | 6367,374 | 34,477 | ,000 |
| **Intersección** | 295033,312 | 1 | 295033,312 | 1597,486 | ,000 |
| **Tratamiento** | 11462,886 | 3 | 3820,962 | 20,689 | ,000 |
| **Tiempo** | 61365,612 | 3 | 20455,204 | 110,757 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 22682,111 | 9 | 2520,235 | 13,646 | ,000 |
| **Error** | 5909,952 | 32 | 184,686 | | |
| **Total** | 396453,874 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 101420,562 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,942 (R al cuadrado ajustada = ,914).

**Anexo 23.** Prueba de Tukey para el Nitrógeno.

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: Nitrógeno

HSD Tukey

| (I) Tratamiento | (J) Tratamiento | Diferencia de medias (I-J) | Desv. Error | Sig. | Intervalo de confianza al 95% Límite inferior | Límite superior |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Control* | *T1-E. crassipes* | 23,41* | 5,548 | ,001 | 8,38 | 38,44 |
| | *T2- C. zizanioides* | -5,16 | 5,548 | ,789 | -20,19 | 9,88 |
| | *T3-Combinado* | -19,52* | 5,548 | ,007 | -34,55 | -4,49 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | -23,41* | 5,548 | ,001 | -38,44 | -8,38 |
| | *T2- C. zizanioides* | -28,57* | 5,548 | ,000 | -43,60 | -13,53 |
| | *T3-Combinado* | -42,93* | 5,548 | ,000 | -57,96 | -27,90 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | 5,16 | 5,548 | ,789 | -9,88 | 20,19 |
| | *T1-E. crassipes* | 28,57* | 5,548 | ,000 | 13,53 | 43,60 |
| | *T3-Combinado* | -14,36 | 5,548 | ,065 | -29,40 | ,67 |
| *T3-Combinado* | *Control* | 19,52* | 5,548 | ,007 | 4,49 | 34,55 |
| | *T1-E. crassipes* | 42,93* | 5,548 | ,000 | 27,90 | 57,96 |
| | *T2- C. zizanioides* | 14,36 | 5,548 | ,065 | -,67 | 29,40 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 184,686.

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 24.** *Análisis ANOVA para el Amonio.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: Amonio

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 177799,688[a] | 15 | 11853,313 | 42,100 | ,000 |
| **Intersección** | 2810196,028 | 1 | 2810196,028 | 9981,034 | ,000 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Tratamiento** | 30974,799 | 3 | 10324,933 | 36,671 | ,000 |
| **Tiempo** | 113406,504 | 3 | 37802,168 | 134,263 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 33418,385 | 9 | 3713,154 | 13,188 | ,000 |
| **Error** | 9009,715 | 32 | 281,554 | | |
| **Total** | 2997005,431 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 186809,403 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,952 (R al cuadrado ajustada = ,929).

**Anexo 25.** *Prueba de Tukey para el Amonio.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: Amonio

HSD Tukey

| | | | | | **Intervalo de confianza al 95%** | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **(I) Tratamiento** | **(J) Tratamiento** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | 45,30* | 6,850 | ,000 | 26,74 | 63,86 |
| | *T2- C. zizanioides* | 65,35* | 6,850 | ,000 | 46,79 | 83,91 |
| | *T3-Combinado* | 58,17* | 6,850 | ,000 | 39,61 | 76,73 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | -45,30* | 6,850 | ,000 | -63,86 | -26,74 |
| | *T2- C. zizanioides* | 20,05* | 6,850 | ,030 | 1,49 | 38,60 |
| | *T3-Combinado* | 12,87 | 6,850 | ,257 | -5,69 | 31,42 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | -65,35* | 6,850 | ,000 | -83,91 | -46,79 |
| | *T1-E. crassipes* | -20,05* | 6,850 | ,030 | -38,60 | -1,49 |
| | *T3-Combinado* | -7,18 | 6,850 | ,723 | -25,74 | 11,38 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *T3-Combinado* | *Control* | -58,17* | 6,850 | ,000 | -76,73 | -39,61 |
| | *T1-E. crassipes* | -12,87 | 6,850 | ,257 | -31,42 | 5,69 |
| | *T2- C. zizanioides* | 7,18 | 6,850 | ,723 | -11,38 | 25,74 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 281,554. *. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 26.** *Análisis ANOVA para Sólidos Totales.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: ST

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 15990499,498[a] | 15 | 1066033,300 | 140,049 | ,000 |
| **Intersección** | 344731348,413 | 1 | 344731348,413 | 45288,799 | ,000 |
| **Tratamiento** | 1571227,365 | 3 | 523742,455 | 68,806 | ,000 |
| **Tiempo** | 13746904,930 | 3 | 4582301,643 | 601,996 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 672367,202 | 9 | 74707,467 | 9,815 | ,000 |
| **Error** | 243579,060 | 32 | 7611,846 | | |
| **Total** | 360965426,970 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 16234078,558 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,985 (R al cuadrado ajustada = ,978).

**Anexo 27**. *Prueba de Tukey para Sólidos Totales.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: ST

HSD Tukey

| (I) Tratamiento | (J) Tratamiento | Diferencia de medias (I-J) | Desv. Error | Sig. | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Límite inferior | Límite superior |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | -406,40* | 35,618 | ,000 | -502,90 | -309,90 |
| | *T2- C. zizanioides* | -463,22* | 35,618 | ,000 | -559,73 | -366,72 |
| | *T3-Combinado* | -356,00* | 35,618 | ,000 | -452,51 | -259,50 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | 406,40* | 35,618 | ,000 | 309,90 | 502,90 |
| | *T2- C. zizanioides* | -56,83 | 35,618 | ,395 | -153,33 | 39,68 |
| | *T3-Combinado* | 50,40 | 35,618 | ,500 | -46,11 | 146,90 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | 463,22* | 35,618 | ,000 | 366,72 | 559,73 |
| | *T1-E. crassipes* | 56,83 | 35,618 | ,395 | -39,68 | 153,33 |
| | *T3-Combinado* | 107,22* | 35,618 | ,025 | 10,72 | 203,72 |
| *T3-Combinado* | *Control* | 356,00* | 35,618 | ,000 | 259,50 | 452,51 |
| | *T1-E. crassipes* | -50,40 | 35,618 | ,500 | -146,90 | 46,11 |
| | *T2- C. zizanioides* | -107,22* | 35,618 | ,025 | -203,72 | -10,72 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 281,554. *. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 28**. *Análisis ANOVA para Sólidos Suspendidos Totales.*

**Pruebas de efectos inter-sujetos**

Variable dependiente: SST

| Origen | Tipo III de suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|---|---|---|---|---|---|
| **Modelo corregido** | 32698,047[a] | 15 | 2179,870 | 7,596 | ,000 |
| **Intersección** | 748425,078 | 1 | 748425,078 | 2607,912 | ,000 |
| **Tratamiento** | 2180,324 | 3 | 726,775 | 2,532 | ,074 |
| **Tiempo** | 19095,385 | 3 | 6365,128 | 22,179 | ,000 |
| **Tratamiento * Tiempo** | 11422,339 | 9 | 1269,149 | 4,422 | ,001 |
| **Error** | 9183,441 | 32 | 286,983 | | |
| **Total** | 790306,566 | 48 | | | |
| **Total corregido** | 41881,489 | 47 | | | |

**Nota:** a. R al cuadrado = ,781 (R al cuadrado ajustada = ,678).

**Anexo 29.** *Prueba de Tukey para Sólidos Suspendidos Totales.*

**Comparaciones múltiples**

Variable dependiente: SST

HSD Tukey

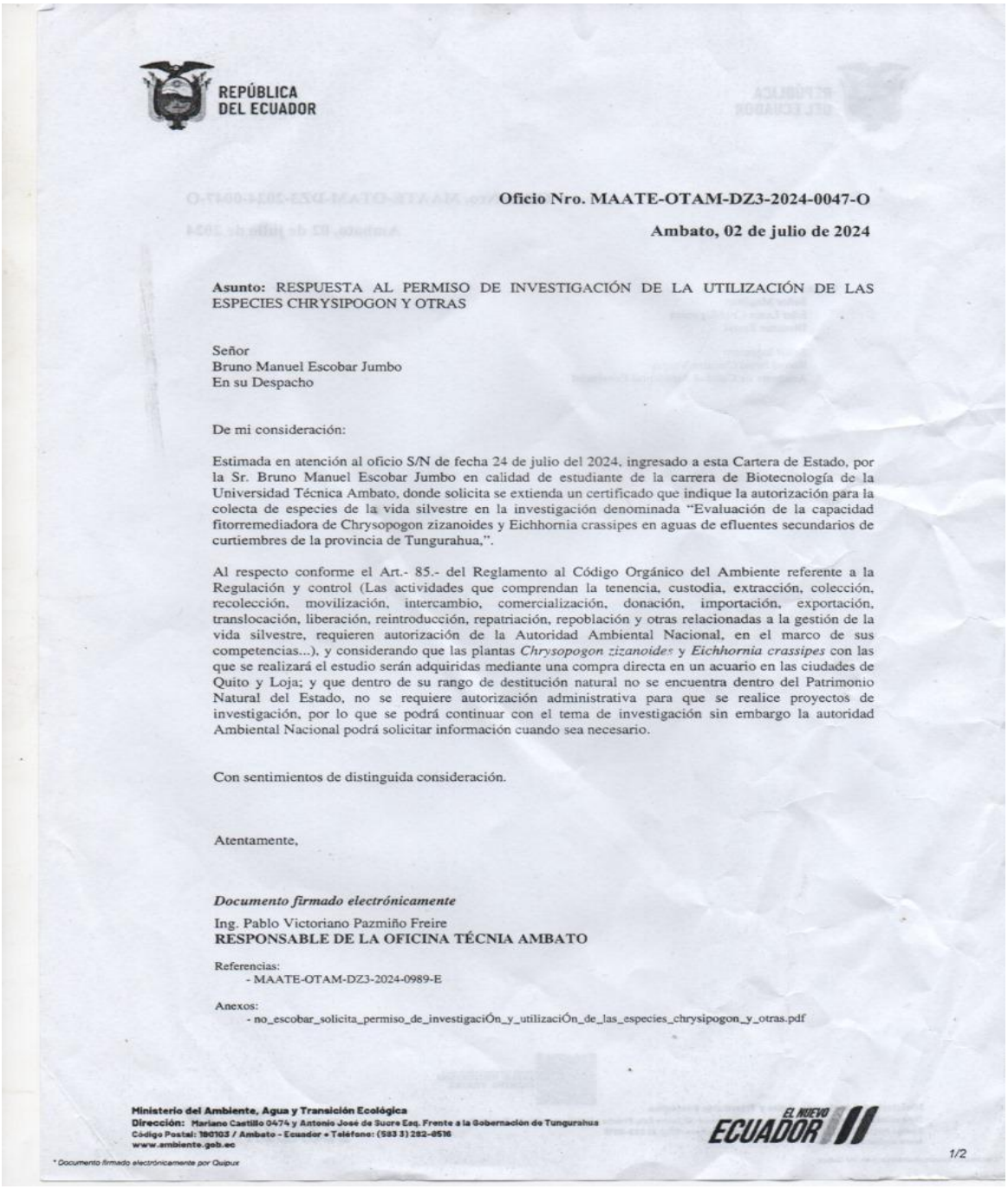
| | | | | | Intervalo de confianza al 95% | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **(I) Tratamiento** | **(J) Tratamiento** | **Diferencia de medias (I-J)** | **Desv. Error** | **Sig.** | **Límite inferior** | **Límite superior** |
| *Control* | *T1-E. crassipes* | -17,35 | 6,916 | ,078 | -36,09 | 1,39 |
| | *T2- C. zizanioides* | -13,82 | 6,916 | ,210 | -32,56 | 4,92 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *T3-Combinado* | -14,64 | 6,916 | ,170 | -33,38 | 4,10 |
| *T1-E. crassipes* | *Control* | 17,35 | 6,916 | ,078 | -1,39 | 36,09 |
| | *T2- C. zizanioides* | 3,53 | 6,916 | ,956 | -15,21 | 22,27 |
| | *T3-Combinado* | 2,71 | 6,916 | ,979 | -16,03 | 21,45 |
| *T2- C. zizanioides* | *Control* | 13,82 | 6,916 | ,210 | -4,92 | 32,56 |
| | *T1-E. crassipes* | -3,53 | 6,916 | ,956 | -22,27 | 15,21 |
| | *T3-Combinado* | -,82 | 6,916 | ,999 | -19,56 | 17,92 |
| *T3-Combinado* | *Control* | 14,64 | 6,916 | ,170 | -4,10 | 33,38 |
| | *T1-E. crassipes* | -2,71 | 6,916 | ,979 | -21,45 | 16,03 |
| | *T2- C. zizanioides* | ,82 | 6,916 | ,999 | -17,92 | 19,56 |

**Nota:** Se basa en las medias observadas. El término de error es la media cuadrática (Error) = 281,554. *.

La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

**Anexo 30.** *Permiso emitido por el Ministerio del ambiente, agua y transición.*



REPÚBLICA
DEL ECUADOR

**Oficio Nro. MAATE-OTAM-DZ3-2024-0047-O**

**Ambato, 02 de julio de 2024**

**Asunto:** RESPUESTA AL PERMISO DE INVESTIGACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DE LAS ESPECIES CHRYSIPOGON Y OTRAS

Señor
Bruno Manuel Escobar Jumbo
En su Despacho

De mi consideración:

Estimada en atención al oficio S/N de fecha 24 de julio del 2024, ingresado a esta Cartera de Estado, por la Sr. Bruno Manuel Escobar Jumbo 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 de la capacidad fitorremediadora de Chrysopogon zizanoides y Eichhornia crassipes en aguas de efluentes secundarios de curtiembres de la provincia de Tungurahua,".

Al respecto conforme 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, repoblación 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 *Chrysopogon zizanoides* y *Eichhornia crassipes* con las que se realizará el estudio serán adquiridas mediante una compra directa en un acuario en las ciudades de Quito y Loja; y que dentro de su rango de destitución 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-DZ3-2024-0989-E

Anexos:
- no_escobar_solicita_permiso_de_investigaciÓn_y_utilizaciÓn_de_las_especies_chrysipogon_y_otras.pdf

**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: 180103 / Ambato - Ecuador • Teléfono: (593 3) 282-0516
www.ambiente.gob.ec

EL NUEVO ECUADOR

1/2

* Documento firmado electrónicamente por Quipux