

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA ESTATAL DEL CARCHI

POSGRADO



**MAESTRÍA EN SISTEMAS DE GESTIÓN DE LA CALIDAD CON
MENCIÓN EN ESTADÍSTICA DE PROCESOS**

**“Evaluación de tratamientos químicos para mejorar la calidad del agua
residual de curtiembre descargada en el río Pachanlica del cantón Ambato,
Tungurahua”**

Trabajo de titulación previa la obtención del

Título de Magister en Sistemas de Gestión de la Calidad mención Control
Estadístico de Procesos

Autora: Gabriela Elizabeth Pilco Saca

Tutor: Dr. Freddy Hernán Villota González

Tulcán, Julio 2025

CERTIFICADO DEL TUTOR

Certifico que la maestrante Gabriela Elizabeth Pilco Saca, con el número de cédula 1804186482 ha elaborado el trabajo de titulación: “Evaluación de tratamientos químicos para mejorar la calidad del agua residual de curtiembre descargada en el río Pachanlica del cantón Ambato, Tungurahua”. Este trabajo se sujeta a las normas y metodología dispuestas en el Reglamento de la Unidad de Titulación de Postgrado con RESOLUCIÓN N° 183-CSUP- 2024, por lo tanto, autorizo su presentación para la sustentación respectiva

f.....

Ph.D. Freddy Hernán Villota González

Tulcán, julio 2025

AUTORÍA DE TRABAJO

El presente trabajo de titulación constituye un requisito previo para la obtención del título de Magister en Sistemas de Gestión de la Calidad mención Control Estadístico de Procesos.

Yo, Gabriela Elizabeth Pilco, Saca con cédula de identidad número 1804186482 declaró: que la investigación es absolutamente original, auténtica, personal y los resultados y conclusiones a los que he llegado son de mi absoluta responsabilidad.

f.....

Gabriela Elizabeth Pilco Saca

Tulcán, julio 2025

ACTA DE CESIÓN DE DERECHOS DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Gabriela Elizabeth Pilco Saca, declaro ser autora de los criterios emitidos en el trabajo de titulación: “Evaluación de tratamientos químicos para mejorar la calidad del agua residual de curtiembre descargada en el río Pachanlica del cantón Ambato, Tungurahua” y eximo expresamente a la Universidad Politécnica Estatal del Carchi y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales.

f.....

Gabriela Elizabeth Pilco Saca

AUTORA

Tulcán, julio 2025

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios, por brindarme fortaleza, sabiduría y esperanza durante este camino. Su presencia ha sido un faro que me ha sostenido incluso en los momentos más desafiantes.

A mi esposo Rafael, gracias por tu paciencia, tu comprensión y por creer en mí siempre. Tu compañía ha sido clave para alcanzar esta meta.

A mi hija Areliz, gracias por ser mi motor y mi luz, por enseñarme el valor del esfuerzo a través de tu inocencia y amor.

A mi madre Laura, por su amor incondicional y por enseñarme con su ejemplo a no rendirme jamás. Tu fuerza ha sido mi mayor inspiración.

A mis hermanas, sobrinas y cuñado, gracias por estar presentes, por su apoyo constante y por ser una red de amor que me ha sostenido a lo largo de este proceso.

Extiendo también mi agradecimiento a mi tutor, por su valiosa orientación, paciencia y compromiso, así como a todos los docentes que contribuyeron a mi formación, y a mis compañeros de posgrado, con quienes compartí aprendizajes, desafíos y logros.

Gracias a todos por acompañarme en este camino. Este logro también es de ustedes.

Gabriela.

DEDICATORIA

A mi esposo, por ser mi compañero de vida, por su amor, comprensión y apoyo incondicional en cada paso de este camino.

A mi hija, por ser mi inspiración diaria, por darme razones para superarme y enseñarme la fuerza del amor verdadero.

A mi madre, por su incansable sacrificio, su paciencia infinita y su amor inquebrantable, que han sido guía y sostén en cada etapa de mi vida.

A mis hermanas, sobrinas y cuñado, por su cariño, compañía y palabras de aliento que han sido fundamentales para mantenerme firme.

A todos ustedes, dedico este logro con amor y gratitud profunda, porque han sido parte esencial de este proceso.

Gabriela.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	XV
ABSTRACT	XVI
CAPÍTULO I	1
PROBLEMA.....	1
1.1. Planteamiento del problema	1
1.2. Preguntas de investigación, hipótesis o idea a defender.....	1
1.3. Objetivos de investigación.....	2
1.3.1. Objetivo general.....	2
1.3.2. Objetivos específicos.....	2
1.4. Justificación.....	3
CAPÍTULO II.....	5
FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA	5
2.1. Antecedentes de investigación.....	5
2.2. Marco teórico.....	8
2.2.1. Proceso de curtiembre.....	8
2.2.2. Contaminantes presentes en las aguas residuales de curtiembre.....	12
2.2.3. Métodos de tratamiento de aguas residuales.....	16
2.2.4 Tipos de coagulantes	24
2.3. Marco legal.....	28
2.3.1. Normativa nacional para regulaciones ambientales en Ecuador.....	28
CAPÍTULO III	32
METODOLOGÍA.....	32
3.1. Descripción del área de estudio/grupo de estudio	32
3.1.1. Ubicación geográfica.....	32
3.1.3. Contexto ambiental.....	33
3.2. Enfoque y tipo de investigación	33
3.2.1. Enfoque cuantitativo.....	33
3.2.2. Tipo de investigación.....	34

3.3. Definición y operacionalización de variables.....	35
3.4. Procedimiento metodológico.....	38
3.4.1. Fase 1. Diagnóstico de la calidad del agua del río Pachanlica antes y después de la descarga de efluentes de aguas residuales de curtiembre y PTAR.....	38
3.4.2. Fase 2. Eficiencia de los tratamientos químicos.....	41
3.4.3. Fase 3. Estrategia de tratamiento químico integral del agua.....	46
3.5. Consideraciones bioéticas	47
CAPITULO IV.....	48
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	48
4.1. Diagnóstico de los parámetros de calidad del agua antes y después de la descarga efluentes de curtiembre y PTAR	48
4.1.1. Potencial de hidrógeno.....	48
4.1.2. Conductividad.....	51
4.1.3. Sólidos disueltos totales.....	54
4.1.4. Salinidad.....	58
4.1.5. Sólidos suspendidos totales.....	61
4.1.6. Turbiedad.....	64
4.2. Fase 2. Eficiencia de los tratamientos químicos.....	67
4.2.1. Potencial de hidrógeno.....	68
4.2.2. Conductividad.....	72
4.2.3. Sólidos disueltos totales.....	76
4.2.4. Sólidos suspendidos totales.....	81
4.2.5. Turbiedad.....	81
4.2.6. Demanda bioquímica de oxígeno.....	89
4.2.7. Demanda química de oxígeno.....	92
4.2.8. Cromo hexavalente.....	97
4.3. Estrategia para el tratamiento químico integral del agua residual de curtiembre antes de su disposición en el caudal del río Pachanlica.....	101
4.3.1. Resumen de hallazgos clave.....	102
4.3.2. Estrategia para la aplicación de un tratamiento químico antes de la descarga.....	103
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	109

5.1. Conclusiones.....	109
5.2. Recomendaciones	110
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
ANEXOS.....	120

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Límites máximos permisibles de parámetros de calidad de agua.....	29
Tabla 2 Definición y operacionalización de variables.....	35
Tabla 3 Información hidrológica del Río Pachanlica	38
Tabla 4. Detalle de los tratamientos aplicados al diseño experimental	44

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Proceso de curtido y acabado de cuero.	9
Figura 2. Ubicación del área de estudio.	32
Figura 3. Distribución del pH en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga....	49
Figura 4. Distribución de la conductividad en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.	52
Figura 5. Distribución de los Sólidos Disueltos Totales (SDT) en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.	55
Figura 6. Distribución de la salinidad en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.	58
Figura 7. Distribución de lo Sólidos Suspendidos Totales en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.....	61
Figura 8. Distribución de lo turbiedad en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.	64
Figura 9. Distribución del cambio en pH por tipo de coagulante.....	69
Figura 10. Distribución del cambio en pH por concentración del coagulante.	69
Figura 11. Distribución del cambio en pH por tratamiento.....	70
Figura 12. Efectos principales e interacciones para los cambios de pH.....	70
Figura 13. Distribución del cambio en conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por tipo de coagulante.	73
Figura 14. Distribución del cambio en conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por concentración del coagulante.....	73
Figura 15. Distribución del cambio en conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por tratamiento.....	74

Figura 16. Efectos principales e interacciones para los cambios de conductividad ($\mu\text{S/cm}$).....	75
Figura 17. Distribución del cambio en SDT (mg/L) por tipo de coagulante.....	77
Figura 18. Distribución del cambio en SDT (mg/L) por concentración del coagulante.	78
Figura 19. Distribución del cambio en SDT (mg/L) por tratamiento.....	78
Figura 20. Efectos principales e interacciones para los cambios de SDT (mg/L).....	79
Figura 21. Distribución del cambio en SST (mg/L) por tipo de coagulantet.	82
Figura 22. Distribución del cambio en SST (mg/L) por concentración del coagulante.	83
Figura 23. Distribución del cambio en SST (mg/L) por tratamiento.	83
Figura 24. Efectos principales e interacciones para los cambios de SST (mg/L).	84
Figura 25. Distribución del cambio en turbiedad (NTU) por tipo de coagulante.	86
Figura 26. Distribución del cambio en turbiedad (NTU) por concentración del coagulante.....	86
Figura 27. Distribución del cambio en turbiedad (NTU) por tratamiento.....	87
Figura 28. Efectos principales e interacciones para los cambios de turbiedad (NTU)..	88
Figura 29. Distribución del cambio en DBO (mg/L) por tipo de coagulante.....	89
Figura 30. Distribución del cambio en DBO (mg/L) por concentración del coagulante.	90
Figura 31. Distribución del cambio en DBO (mg/L) por tratamiento.....	91
Figura 32. Efectos principales e interacciones para los cambios de DBO (mg/L).....	91
Figura 33. Distribución del cambio en DQO (mg/L) por tipo de coagulante.....	93
Figura 34. Distribución del cambio en DQO (mg/L) por concentración del coagulante.	94
Figura 35. Distribución del cambio en DQO (mg/L) por tratamiento.....	95
Figura 36. Efectos principales e interacciones para los cambios de DQO (mg/L).....	95
Figura 37. Distribución del cambio en cromo hexavalente (mg/L) tipo de coagulante.	97
Figura 38. Distribución del cambio en cromo hexavalente (mg/L) por concentración del coagulante.....	98
Figura 39. Distribución del cambio en cromo hexavalente (mg/L) por tratamiento.	99
Figura 40. Efectos principales e interacciones para los cambios de cromo hexavalente (mg/L).....	99

Figura 41. Representación esquemática de la implementación de una planta de tratamiento primario para aguas residuales de curtiembres en la parroquia Totoras. ...	108
Figura 42. Río Pachanlica antes de la descarga de efluentes contaminantes.....	114
Figura 43. Río Pachanlica después de la descarga de efluentes contaminantes.....	114
Figura 44. Recolección de muestras de efluente contaminantes.....	115
Figura 45. Prueba de jarras (análisis experimental).....	115
Figura 46. Análisis físico químico de Agua del río Pachanlica in situ.....	116
Figura 47. Análisis físico químico en el laboratorio.....	116
Figura 48. Análisis físico químico de demanda bioquímica de Oxígeno (DBO).....	117

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo A. Certificado del abstract por parte de idiomas.....	120
Anexo B. Documentación fotográfica.....	121

RESUMEN

Las descargas de efluentes de curtiembres y de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) ha deteriorado la calidad del agua del río Pachanlica (Tungurahua, Ecuador), afectando su disponibilidad para las comunidades cercanas. La presente investigación, evaluó la eficiencia de diferentes tratamientos químicos de coagulación-floculación en la remoción de contaminantes de los efluentes de curtiembre descargados al río Pachanlica, a fin de determinar la influencia del tipo y la concentración de coagulante, que garantice la sostenibilidad ambiental y cumpla con la normativa vigente.. Los efluentes de curtiembre generaron incrementos significativos en la conductividad (de 447 a 1527 $\mu\text{S}/\text{cm}$), SDT (de 225 a 763 mg/L), turbidez (de 10 a 148 NTU), pH (de 7.20 a 8.58) y SST (de 23 a 263 mg/L), superando los límites establecidos por la normativa ecuatoriana. Además, se evidenció que, el efluente de la PTAR también contribuye a la contaminación del río, especialmente en términos de SDT y conductividad. Se evaluaron tratamientos de coagulación-floculación y se encontró que el policloruro de aluminio tipo B que el coagulante más eficiente, logrando reducciones altas en turbidez, SST, DBO y Cromo Hexavalente (Cr^{6+}) en comparación con el sulfato de aluminio y el policloruro de aluminio tipo A. Se obtuvo una reducción de hasta 110 NTU en los niveles de turbidez, 180 mg/L en SST, 540 mg/L en SDT y 200 mg/L en DBO. El Cr^{6+} (de 0.020 a 0.002 mg/L), alcanzando los estándares de calidad ambiental. El análisis de interacción entre el tipo y la concentración de coagulante mostró que el tipo de coagulante tiene una mayor influencia en la reducción de contaminantes que la concentración. Por tanto, el uso de coagulantes químicos es una estrategia eficaz para remover contaminantes en efluentes de curtiembre, destacando la eficiencia del policloruro de aluminio tipo B en reducir turbidez, SST y carga orgánica.

Palabras clave: efluentes de curtiembre; coagulación-floculación; tratamiento químico; calidad del agua; contaminación del agua; policloruro de aluminio.

ABSTRACT

Discharges of effluent from tanneries and the wastewater treatment plant (WWTP) have deteriorated the water quality of the Pachanlica River (Tungurahua, Ecuador), affecting its availability for nearby communities. This research evaluated the efficiency of various chemical coagulation-flocculation treatments in removing contaminants from tannery effluents discharged into the Pachanlica River, aiming to determine the influence of coagulant type and concentration on environmental sustainability and compliance with current regulations. The tannery effluents generated significant increases in conductivity (from 447 to 1527 $\mu\text{S}/\text{cm}$), TDS (from 225 to 763 mg/L), turbidity (from 10 to 148 NTU), pH (from 7.20 to 8.58) and TSS (from 23 to 263 mg/L), exceeding the limits established by Ecuadorian regulations. Additionally, it was found that the WWTP effluent also contributes to river pollution, especially in terms of TDS and conductivity. Coagulation-flocculation treatments were evaluated, and polyaluminum chloride type B was found to be the most efficient coagulant, achieving high reductions in turbidity, TSS, BOD, and hexavalent chromium ($\text{Cr}6^+$) compared to aluminum sulfate and polyaluminum chloride type A. A reduction of up to 110 NTU in turbidity levels, 180 mg/L in TSS, 540 mg/L in TDS, and 200 mg/L in BOD were achieved. Hexavalent chromium ($\text{Cr}6^+$) levels decreased from 0.020 to 0.002 mg/L, reached environmental quality standards. The interaction analysis between coagulant type and concentration showed that coagulant type has a greater influence on contaminant reduction than its concentration. Therefore, the use of chemical coagulants is an effective strategy for removing contaminants from tannery effluents, highlighting the efficiency of polyaluminum chloride type B in reducing turbidity, TSS, and organic load.

Keywords: tannery effluents; coagulation-flocculation; chemical treatment; water quality; water pollution; polyaluminum chloride.

CAPÍTULO I

PROBLEMA

1.1. Planteamiento del Problema

A nivel mundial, millones de personas y ecosistemas se ven afectados por la contaminación del agua. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), aproximadamente 2.1 billones de personas no tienen acceso a agua potable de manera segura (Zambrano, 2018). La contaminación hídrica es consecuencia de las descargas industriales, agrícolas y urbanas, lo que resulta en enfermedades y muertes, afectando principalmente a las comunidades vulnerables (Masabanda *et al.*, 2017).

En Ecuador, la actividad económica está significativamente influenciada por una diversidad de empresas, entre las cuales destacan las curtiembres, donde aproximadamente el 60 % de estas empresas cuentan con permisos ambientales (Masabanda *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2024). Sin embargo, las aguas residuales industriales generan contaminación ambiental debido a la falta de tratamientos adecuados, principalmente por los altos costos asociados. Es crucial analizar sistemas de tratamiento utilizando Sulfato de Aluminio y Policloruro de Aluminio, ya que estas alternativas pueden ayudar a controlar, cuidar y prevenir la contaminación, especialmente en los ríos cercanos (Ilbay, 2021).

La parroquia Totoras, ubicada en Ambato, Tungurahua, es un centro clave en la producción de cuero, gelatina y otros derivados. Las curtiembres locales procesan pieles mediante el uso de agentes químicos tóxicos, generando aguas residuales con altas concentraciones de sólidos suspendidos y compuestos químicos como cromo y curtientes vegetales (Acosta, 2021; Amangandi, 2016; Rosales *et al.*, 2018).

Estas aguas contaminadas son vertidas en cuerpos hídricos locales, como el río Pachanlica, afectando significativamente la calidad del agua y el equilibrio del ecosistema.

El vertimiento de efluentes industriales en el río Pachanlica ha provocado impactos ambientales severos, incluyendo la alteración de la fauna acuática, el deterioro de la biodiversidad y la contribución al calentamiento global. Además, el uso de estas aguas en la agricultura local ha generado la acumulación de contaminantes en los suelos, afectando su fertilidad y comprometiendo la producción agrícola (Masabanda *et al.*, 2017; Parada *et al.*, 2019; Rosales *et al.*, 2018). Esta problemática también conlleva repercusiones económicas y sanitarias, al impedir el uso del agua para consumo humano y generar un desequilibrio ambiental que afecta a las comunidades cercanas (Silva y Salinas, 2022).

Para mitigar esta contaminación, es fundamental implementar sistemas de tratamiento eficaces que reduzcan la carga de contaminantes en los efluentes de curtiembre antes de su descarga en el río. Entre las alternativas más viables, el uso de coagulantes como el sulfato de aluminio $[Al_2(SO_4)_3]$ y el policloruro de aluminio $[Al_2(OH)_3Cl_3]$ ha demostrado ser una estrategia eficiente para la remoción de sólidos suspendidos y la reducción de la turbidez del agua (Acosta, 2021). La aplicación de estos tratamientos no solo mejoraría la calidad del agua, sino que también contribuye a la conservación del medio ambiente y a la protección de la salud pública, minimizando la exposición de las personas y los ecosistemas a sustancias químicas peligrosas.

¿En qué medida el uso de sulfato de aluminio y policloruro de aluminio como coagulantes permite reducir la carga contaminante de los efluentes generados por curtiembres en la parroquia Totoras, mejorando así la calidad del agua del río Pachanlica?

1.2. Preguntas de investigación

Preguntas de investigación

- ¿Cómo varían los parámetros de calidad del agua (pH, SDT, SST, turbidez, conductividad y salinidad) en el río Pachanlica antes y después de la descarga de

aguas residuales de curtiembre, y qué indican estos cambios acerca del nivel de contaminación del río?

- ¿Cómo influyen, de forma individual y combinada, el tipo de coagulante, su concentración y el tratamiento químico aplicado en la eficiencia de la reducción de contaminantes en las aguas residuales de curtiembre?
- ¿Qué criterios deben considerarse en el diseño de una estrategia integral de tratamiento químico para reducir eficazmente los contaminantes de las aguas residuales de curtiembre, asegurando al mismo tiempo la sostenibilidad ambiental y la viabilidad económica del proceso?

1.3. Objetivos de investigación

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la eficiencia de diferentes tratamientos químicos de coagulación-floculación en la remoción de contaminantes de los efluentes de curtiembre descargados al río Pachanlica (Ambato, Tungurahua), determinando la influencia del tipo y la concentración de coagulante, que garantice la sostenibilidad ambiental y cumpla con la normativa vigente.

1.3.2. Objetivos específicos

- Caracterizar la calidad del agua del río Pachanlica antes y después de la descarga de efluentes de curtiembre, mediante la medición de parámetros como pH, conductividad, sólidos disueltos totales, salinidad, sólidos suspendidos totales y turbidez.
- Evaluar la eficiencia de diferentes tratamientos químicos empleando Policloruro de Aluminio tipo A, Policloruro de Aluminio Tipo B, Sulfato de Aluminio Tipo A y Sulfato de Aluminio tipo B, de coagulación-floculación (considerando tipo y concentración de coagulante) en la remoción de contaminantes de los efluentes de curtiembre, comparando el desempeño de cada coagulante en la reducción de parámetros fisicoquímicos y metales pesados.

- Proponer una estrategia de tratamiento químico integral, basada en los resultados de eficiencia, que permita optimizar la remoción de contaminantes y cumplir con la normativa ambiental aplicable, asegurando la sostenibilidad ambiental.

1.4. Justificación

El tratamiento de aguas residuales es una prioridad global debido a sus impactos directos sobre la salud pública, el medio ambiente y el desarrollo sostenible (Bhagawati *et al.*, 2024; Yahia *et al.*, 2021). El tratamiento eficaz de las aguas residuales puede mitigar estos riesgos, mejorar la calidad de vida y contribuir a la preservación de los ecosistemas acuáticos.

En Ecuador, la gestión de aguas residuales es crucial debido a la diversidad de industrias que generan efluentes contaminantes, especialmente las curtiembres. La falta de tratamientos adecuados en estas industrias representa un desafío significativo para el medio ambiente y la salud pública. La legislación ambiental ecuatoriana establece normas para el tratamiento y la disposición de aguas residuales, sin embargo, la implementación y el cumplimiento de estas normas aún son deficientes en muchos sectores (Tibaduiza, 2023). La mejora en el tratamiento de aguas residuales puede contribuir significativamente a la protección de los recursos hídricos del país, apoyar la agricultura sostenible y mejorar la calidad de vida de las comunidades locales (Masabanda *et al.*, 2017; Téllez *et al.*, 2004)

El río Pachanlica en la parroquia Totoras, ciudad de Ambato, provincia de Tungurahua, se ve severamente afectado por las descargas de aguas residuales de las curtiembres (Acosta, 2021). En este sentido, la implementación de un sistema de tratamiento adecuado puede reducir significativamente la carga contaminante, proteger el medio ambiente local y asegurar el uso sostenible del río para actividades agrícolas y recreativas. Es por este motivo, que en la presente investigación se busca evaluar diferentes tratamientos químicos para promover el establecimiento de una planta de tratamiento de aguas residuales. Este enfoque no solo mitigará los impactos negativos actuales, sino que también contribuirá a la resiliencia ambiental y económica de la comunidad.

Este estudio busca contribuir al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, particularmente en los ODS 3 y 6, a través del desarrollo de estrategias para la gestión de la contaminación hídrica (Matus *et al.*, 2020). En el marco del ODS 3, se pretende aportar con propuestas que favorezcan una vida sana y promuevan el bienestar en todas las edades, al reducir los riesgos asociados a enfermedades transmitidas por el agua contaminada. De manera complementaria, en alineación con el ODS 6, se busca generar estrategias que contribuyan a la disponibilidad y gestión sostenible del agua y el saneamiento. Específicamente, este trabajo se orienta a apoyar el cumplimiento de la meta 6.3, enfocada en el tratamiento adecuado de aguas residuales y la reducción de la contaminación, así como la meta 6.6, que promueve la protección y restauración de los ecosistemas acuáticos mediante la mejora en la calidad del agua y el fomento de su reutilización segura (Matus *et al.*, 2020).

Asimismo, esta investigación aporta directamente al Plan Nacional de Desarrollo del Ecuador "Plan Nacional de Desarrollo del Nuevo Ecuador 2024-2025" donde prioriza la gestión sostenible de los recursos hídricos, incluyendo la investigación y tratamiento de aguas residuales de curtiembres. Este plan busca mejorar el acceso al agua potable y al saneamiento, con un enfoque en la reducción de la contaminación y la protección de los ecosistemas acuáticos. La investigación en el tratamiento de aguas residuales de curtiembres es crucial para cumplir con las metas de desarrollo sostenible, especialmente el ODS 6 (Agua limpia y saneamiento). (Secretaría Nacional de Planificación, 2024).

Finalmente, esta investigación se enmarca en la línea de investigación correspondiente a "Gestión Ambiental", dentro del eje temático "Tecnologías para el tratamiento de aguas residuales de curtiembre", lo cual permite abordar la problemática desde un enfoque técnico, científico y sostenible, promoviendo soluciones aplicables a nivel local y regional.

CAPÍTULO II

FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

2.1. Antecedentes de investigación

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2023) y UNESCO (2023), uno de los derechos fundamentales de los seres humanos es el acceso a servicios básicos de agua y saneamiento. Sin embargo, en la actualidad el 26% de la población mundial carece de agua potable segura y un 46% no cuenta con sistemas de alcantarillado para evacuación de aguas residuales domésticas y se vierten directamente al ambiente (OMS/UNICEF 2023). En países en vías de desarrollo como Ecuador, solo ciudades de Quito, Guayaquil y Cuenca ofertan servicios adecuados de potabilización de agua para consumo y tratamiento de aguas residuales. En otras ciudades del país, solo el 25% de las aguas residuales son tratadas antes de su descarga al ambiente (ríos y quebradas) (Arcentales *et al.*, 2022). En las escasas plantas de tratamiento que existen en el país, se realizan tratamiento primario y secundario que busca eliminación de residuos químicos, contaminantes microbianos, metales pesados y pesticidas.

Las industrias de curtiembre representan una fuente significativa de contaminación hídrica debido a la generación de efluentes altamente tóxicos, caracterizados por elevadas concentraciones de DBO y DQO (Parada *et al.*, 2019). Estos efluentes afectan la calidad del agua de los ríos receptores, como lo demuestra el estudio del Índice de Calidad de Agua realizado por Villa *et al.* (2018). En su investigación sobre los ríos de los Andes tropicales de Ecuador, se determinó que fuentes hídricas como el río Yacuambi presentan una calidad media a buena según parámetros como pH, conductividad, oxígeno disuelto, temperatura, color, fosfatos, nitritos, nitratos, DBO, DQO, sólidos totales, turbidez y metales pesados (Ba, Cd, Cr, Pb, As y Hg). Sin embargo, la presencia de arsénico y coliformes fecales en concentraciones superiores a los límites permitidos por las normativas ecuatorianas y norteamericanas hace que el agua no sea apta para el consumo humano, la preservación de la vida acuática ni el riego agrícola.

Las aguas residuales generadas por las curtiembres constituyen una grave problemática ambiental y de salud pública debido a su contenido de contaminantes como cromo y sulfuros, entre otros (Rosales *et al.*, 2018). La alta toxicidad de estos efluentes y su liberación sin tratamiento adecuado generan impactos significativos en los ecosistemas acuáticos. Por ello, es esencial la aplicación de tratamientos que permitan reducir la carga contaminante y cumplir con los estándares ambientales vigentes.

Uno de los principales contaminantes en la industria del curtido es el cromo, utilizado como agente químico para estabilizar las pieles. No obstante, una gran proporción de este elemento no se fija a las fibras del cuero y es liberada en las aguas residuales, provocando efectos adversos en el medio ambiente y en la salud humana (Téllez *et al.*, 2004). En este sentido, la presencia de metales pesados en fuentes hídricas y en el agua potable ha sido ampliamente estudiada debido a su toxicidad para los organismos vivos (Arcentales *et al.*, 2022). La incapacidad de los seres humanos, animales y organismos acuáticos para eliminar estos compuestos favorece su acumulación y acción como disruptores endocrinos, lo que a largo plazo está relacionado con la aparición de cáncer en humanos y alteraciones hormonales en peces y mamíferos (Arcentales *et al.*, 2022; Arias y Méndez, 2014; Parada *et al.*, 2019). Adicionalmente, el vertimiento de sustancias como antibióticos, pesticidas, surfactantes, cafeína y drogas ilegales no es controlado eficazmente por los tratamientos convencionales de aguas residuales, lo que facilita su dispersión en el ambiente. En particular, la presencia de antibióticos residuales es preocupante debido a su contribución al desarrollo de resistencia bacteriana, comprometiendo la efectividad de los tratamientos médicos actuales (Parata *et al.*, 2019; Arcentales *et al.*, 2022).

Para mitigar estos impactos, diversos estudios han evaluado alternativas de tratamiento en el sector curtiembre (Abu *et al.*, 2017; Arris *et al.*, 2021; Ramón *et al.*, 2012; Zhao *et al.*, 2018). La integración de microalgas en los sistemas de tratamiento ha demostrado ser una estrategia eficiente en la reducción de la DQO, además de representar una opción energéticamente más sostenible en comparación con los sistemas biológicos convencionales. Asimismo, se han implementado métodos como adsorción, biosorción y fotocatalisis para disminuir la turbidez y mejorar la calidad del agua (Mendoza, 2016).

El tratamiento de los sólidos presentes en las aguas residuales de curtiembres puede realizarse mediante procesos fisicoquímicos de desestabilización, utilizando coagulantes y floculantes como etapa previa a la flotación o decantación (Pinto *et al.*, 2019; Tang *et al.*, 2016). Estos procesos favorecen la remoción de contaminantes y pueden integrarse con tecnologías basadas en humedales construidos para un tratamiento más eficiente.

Para mejorar la calidad del agua antes de su potabilización, se requiere la aplicación de tratamientos previos. Según Arcentales *et al.* (2022), los métodos convencionales más utilizados incluyen coagulación-floculación, sedimentación, filtración, adsorción y desinfección, los cuales han demostrado ser eficaces en la reducción de turbidez, materia orgánica y patógenos. No obstante, estos procesos resultan insuficientes para la eliminación de metales pesados y contaminantes emergentes, lo que resalta la necesidad de explorar tecnologías más avanzadas.

En este contexto, la aplicación de biocoagulantes y biofloculantes se presenta como una alternativa prometedora. Según Mouhri *et al.* (2024) demostraron que el uso de coagulantes naturales, como los derivados de *Parkinsonia aculeata* y un biofloculante de *Hibiscus esculentus*, puede mejorar significativamente la calidad del agua en procesos de coagulación-floculación. Su estudio evidenció que una dosis de 1.25 gL^{-1} de *Parkinsonia aculeata* y 0.6 gL^{-1} de *Hibiscus esculentus* a pH 8 permitió reducir eficientemente la DQO, la conductividad eléctrica, el cromo total y la densidad óptica de los efluentes de curtiembre.

Otra alternativa viable es la aplicación de procesos avanzados de oxidación. Umbarila *et al.* (2019) investigaron el uso de ozono y hierro ferroso para la mineralización de materia orgánica en los efluentes del proceso de pelambre de pieles. Su estudio reportó una eficiencia máxima de remoción de turbidez y DQO del 92.13% con una dosis de Fe^{2+} de 10 mgL^{-1} a pH 10. Asimismo, el tratamiento con ozono logró una remoción del 77.78% a pH 11, evidenciando su potencial para la reducción de la carga contaminante.

El uso de microalgas también ha demostrado ser una opción eficaz para la remediación de aguas residuales de curtiembres. Rosales *et al.* (2018) evaluaron la capacidad de remoción de contaminantes mediante el empleo del alga *Scenedesmus sp.*, comparando

células libres e inmovilizadas. Se observó una reducción superior al 97% en la DBO y DQO, lo que sugiere un efecto sinérgico con las bacterias presentes en los cultivos de microalgas. Además, la biomasa obtenida presentó un contenido lipídico superior al 20%, lo que la convierte en una materia prima potencial para la producción de biodiesel.

Finalmente, Parada *et al.* (2019) identificaron que los principales contaminantes en las aguas residuales de curtiembres incluyen DBO, DQO, sólidos suspendidos, sulfuros y cromo. En su análisis sobre tecnologías de tratamiento, destacaron que los sistemas combinados, como lodos activados con ozonización, lodos activados con electrólisis, reactores anaerobios UASB con ozonización y reactores UASB con electrólisis, ofrecen mayores ventajas en comparación con métodos individuales, logrando una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes.

La contaminación generada por las curtiembres requiere la implementación de estrategias de tratamiento avanzadas. Si bien los métodos convencionales han mostrado cierta eficacia, la combinación de tecnologías innovadoras, como biocoagulantes, procesos de oxidación y tratamiento con microalgas, puede optimizar la remoción de contaminantes y contribuir a la mejora de la calidad del agua en los ecosistemas afectados.

2.2. Marco teórico

En esta sección se aborda los fundamentos del tratamiento de aguas residuales, incluyendo procesos físicos, químicos y biológicos, con especial énfasis en la aplicación de coagulantes y floculantes para la eliminación de contaminantes específicos. También, se consideran aspectos normativos y regulatorios que rigen la calidad del agua y los límites permisibles de descarga de efluentes, proporcionando una base sólida para el desarrollo de estrategias sostenibles de tratamiento.

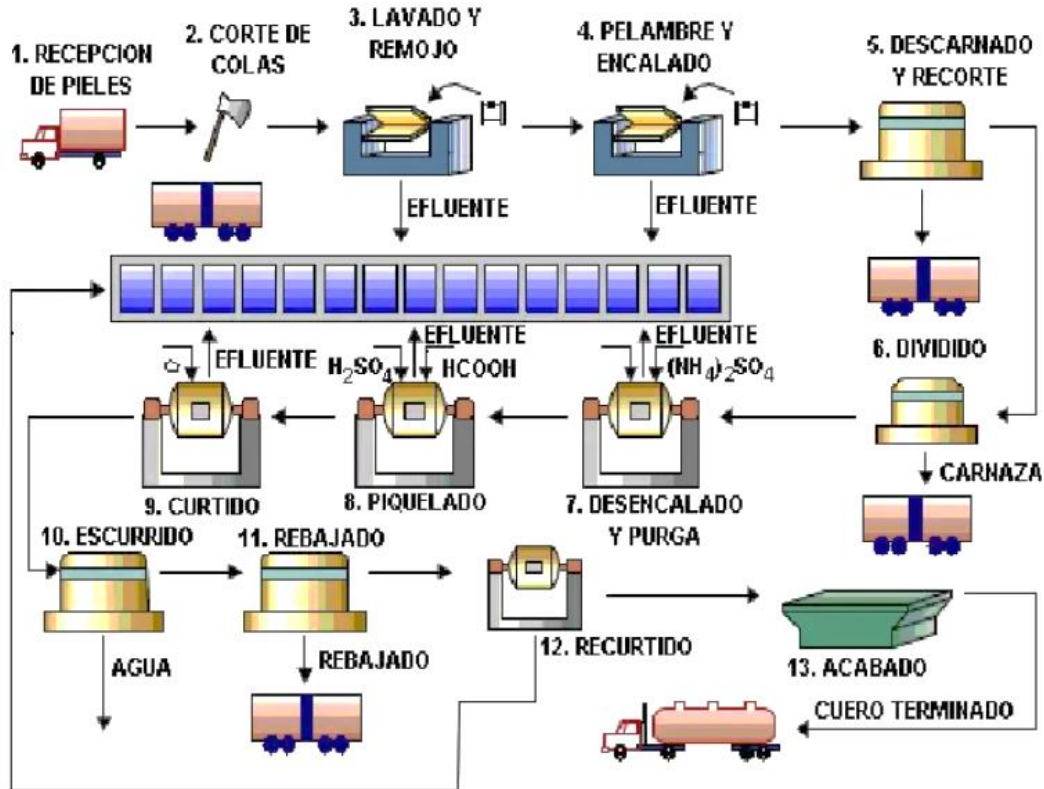
2.2.1. Proceso de curtiembre

La industria del cuero es una de las industrias más antiguas del mundo, a pesar de que ha evolucionado, existen procesos que se siguen practicando hasta la actualidad. El proceso de curtido de pieles puede variar (Figura 1), dependiendo del tipo de acabado, este se

puede desarrollarse en cuatro etapas de producción: ribera, curtido, post curtido y acabado (Ilbay, 2021; Parada *et al.*, 2019; Vargas *et al.*, 2017).

Figura 1.

Proceso de curtido y acabado de cuero.



Fuente: Guajala *et al.* (2016)

El proceso de curtiembre se considera una serie de etapas químicas y mecánicas utilizadas para transformar pieles crudas en cuero tratado, con propiedades que garantizan su durabilidad y resistencia (Guajala *et al.*, 2016). Este proceso involucra el uso de agentes químicos y sustancias que estabilizan la estructura proteica de las pieles, evitando su descomposición. Sin embargo, debido a la gran cantidad de residuos sólidos, líquidos y gaseosos generados, es una de las actividades industriales con mayor impacto ambiental, particularmente en la contaminación hídrica y del suelo (Vargas, 2016).

Ribera

La etapa de ribera corresponde a la preparación inicial de las pieles antes de ser curtidas (Guajala *et al.*, 2016). Durante este proceso, se realizan tratamientos para eliminar impurezas y preparar la piel para absorber adecuadamente los agentes curtientes (Parada *et al.*, 2019; Vargas, 2016):

- a. Clasificación y recorte. Las pieles son pesadas y clasificadas por tamaño, grosor y especie animal. Se recortan partes no útiles como el cuello, la cola y las extremidades para optimizar el material aprovechable.
- b. Lavado y rehidratación. Se sumergen en agua con hipoclorito de sodio y detergentes para eliminar restos de sangre, excrementos, grasa y otros residuos orgánicos. La rehidratación es fundamental, ya que las pieles suelen perder humedad durante el almacenamiento y el transporte.
- c. Depilado y descarnado. Se eliminan los restos de pelo y epidermis mediante la acción de productos químicos como el sulfuro de sodio y la cal. Luego, se retira el tejido subcutáneo adherido a la piel, lo que permite mejorar la absorción de los agentes curtientes en las siguientes etapas.

Curtido

El curtido es el proceso en el cual las pieles se someten a tratamientos químicos que estabilizan su estructura colagénica, impidiendo su descomposición y putrefacción. Existen dos métodos principales de curtido cómo, el curtido mineral y el curtido vegetal (Ilbay, 2021). Además, existen varios procesos, por ejemplo (Ilbay, 2021; Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, 2012; García y Ramírez, 2022):

- a. *Desencalado y piquelado*. En el desencalado se eliminan el sulfuro de sodio y la cal residual mediante la aplicación de ácido carbónico y sulfato de amonio, lo que reduce la alcalinidad y flexibiliza la piel. Por otra parte, en el piquelado se sumergen las pieles en una solución de ácidos (sulfúrico, clorhídrico, fosfórico, acético) y sales (cloruro sódico) para reducir el pH entre 2 y 3.5, facilitando la penetración del agente curtiente y asegurando un tratamiento uniforme.

- b. *Curtido al cromo*. Es el método más utilizado en la industria debido a su rapidez y a la producción de cueros resistentes y flexibles. En este proceso, los iones de cromo se unen a los grupos carboxilo del colágeno, formando enlaces estables que previenen la descomposición del material. Sin embargo, una gran proporción del cromo utilizado no se fija en la piel y termina en las aguas residuales, convirtiéndose en un contaminante peligroso. Este residuo tóxico requiere tratamientos específicos para reducir su impacto ambiental.
- c. *Curtido vegetal*. El curtido vegetal utiliza taninos extraídos de fuentes naturales como corteza de árboles (quebracho, mimosa, castaño), hojas, raíces, nueces y vainas de tara. La piel se sumerge en una solución de agua y taninos, generando un cuero con mayor rigidez y coloración natural. Este método es considerado más ecológico que el curtido con cromo, aunque genera aguas residuales con una alta carga de materia orgánica que también requiere tratamiento adecuado.

Post-Curtido

Una vez finalizado el curtido, el cuero pasa por procesos adicionales que mejoran sus propiedades mecánicas y químicas:

- a. *Basificación*. Tras el curtido, se aplica un tratamiento ácido para ionizar los aminoácidos de las fibras de colágeno. Luego, se incorpora óxido de magnesio (MgO) para aumentar el pH del baño, lo que facilita la formación de complejos de cromo dentro de la piel, otorgando mayor estabilidad estructural al cuero y mejorando su resistencia mecánica (Ilbay, 2021; Vargas *et al.*, 2017).
- b. *Escurredo y secado*. El escurrido es una operación mecánica que reduce la humedad del cuero, facilitando su manipulación y mejorando la eficiencia del secado posterior. El secado es una fase crítica, ya que afecta la calidad final del cuero. Un secado demasiado rápido puede generar grietas, mientras que uno muy lento puede favorecer la proliferación de microorganismos (Ilbay, 2021). Se utilizan distintos métodos de secado, incluyendo el secado al aire que es un método tradicional donde el cuero se cuelga en un ambiente ventilado. También, se usa el secado en estufa, empleando calor controlado para acelerar la evaporación del agua. Finalmente, el secado al

vacío, el cual reduce la humedad de manera uniforme sin alterar las propiedades del cuero (Parada *et al.*, 2019).

Acabado

Es la etapa final del proceso de curtiembre y se encarga de mejorar la apariencia, textura y resistencia del cuero. A través de los siguientes tratamientos mecánicos y químicos, se logran propiedades específicas según el uso final del material (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, 2012):

- a. *Engrasado*. Evita que el cuero se vuelva quebradizo y le proporciona flexibilidad, suavidad y resistencia. Se impregnan aceites de origen mineral o vegetal en las fibras del cuero para mejorar su impermeabilidad y resistencia a la fricción.
- b. *Rebajado y pulido*. Dependiendo de la aplicación del cuero, se pueden emplear distintos tratamientos para reducir su espesor y mejorar su acabado estético. Por ejemplo, el rebajado mecánico emplea máquinas rotativas para uniformar el grosor del cuero. El pulido con vapor y presión proporciona un acabado brillante o satinado al cuero. Finalmente, la clasificación final agrupa los cueros según su calidad y tamaño, listos para su comercialización.

2.2.2. Contaminantes presentes en las aguas residuales de curtiembre

Las aguas residuales generadas por la industria del curtido contienen una alta carga contaminante compuesta por sólidos suspendidos, metales pesados, materia orgánica y microorganismos patógenos (Pinto *et al.*, 2019). Estos elementos afectan significativamente la calidad del agua y pueden generar impactos adversos en los ecosistemas acuáticos y en la salud humana. A continuación, se detallan los principales contaminantes presentes en los efluentes de curtiembres.

Sólidos Totales Suspendidos (SST)

Los sólidos suspendidos totales (SST) representan la cantidad de partículas sólidas no disueltas transportadas por el agua. Estos pueden ser de origen orgánico o inorgánico y provienen de restos de piel, residuos de procesos de depilado, productos químicos agregados en las distintas etapas del curtido, y sedimentos generados durante el

tratamiento de las aguas residuales (Pinto *et al.*, 2019). El alto contenido de SST en los efluentes de curtiembre no solo contribuye a la turbidez del agua, sino que también dificulta la penetración de la luz solar en los cuerpos de agua, afectando la fotosíntesis de organismos acuáticos (Tang *et al.*, 2016). Además, los SST pueden contener metales pesados adsorbidos en su superficie, lo que agrava la contaminación del agua y del suelo cuando estas partículas sedimentan. El impacto ambiental que genera incluye la disminución de la oxigenación del agua por reducción de la penetración de luz solar. Así como el aumento del proceso de eutrofización en cuerpos de agua. También, influye en la generación de depósitos sedimentarios que afectan la biodiversidad acuática. Las posibles soluciones corresponden a la filtración y sedimentación en los procesos de tratamiento de efluentes. También, el uso de coagulantes y floculantes para facilitar la eliminación de partículas en suspensión.

Turbidez

La turbidez es un indicador de la cantidad de partículas suspendidas en el agua, afectando su transparencia. En las aguas residuales de curtiembres, la turbidez es causada por materia coloidal, restos orgánicos, proteínas y residuos de taninos, así como microorganismos y partículas de metales pesados (Arris *et al.*, 2021).

Un alto nivel de turbidez puede dificultar la desinfección del agua, ya que las partículas en suspensión pueden proteger a los microorganismos patógenos de los agentes desinfectantes. Asimismo, puede favorecer la proliferación de bacterias anaerobias en los sedimentos, contribuyendo a la producción de gases nocivos como el sulfuro de hidrógeno (H₂S). Además, influye en la reducción de la penetración de luz en los ecosistemas acuáticos debido a la presencia de sólidos en suspensión afecta la vida fotosintética, impactando negativamente en la biodiversidad (Arris *et al.*, 2021). Asimismo, la disminución de la calidad del agua compromete su uso para el riego agrícola y el consumo humano, mientras que la contaminación favorece la proliferación de microorganismos patógenos, incrementando los riesgos sanitarios. Para mitigar estos efectos, es fundamental la aplicación de procesos de coagulación-floculación que permitan la remoción de partículas coloidales, así como el uso de tratamientos con filtros de arena o membranas en los sistemas de purificación de aguas residuales, asegurando una mejor calidad del recurso hídrico.

Metales pesados

El agua residual de curtiembres contiene metales pesados, siendo el cromo (Cr) el más relevante debido a su uso en el curtido. Se encuentra en dos formas principales (Hossain *et al.*, 2023):

- Cromo trivalente (Cr^{3+}). Es menos tóxico y se emplea en el curtido del cuero. Sin embargo, su exceso en los efluentes puede afectar la calidad del agua.
- Cromo hexavalente (Cr^{6+}). Es altamente tóxico, carcinogénico y puede atravesar membranas celulares, afectando la salud humana y la fauna acuática.

Adicionalmente, los metales pesados como plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As) y mercurio (Hg) pueden bioacumularse en la cadena trófica, generando efectos adversos en los ecosistemas acuáticos y la salud humana (Acosta, 2021). Su presencia en cuerpos de agua contribuye a la bioacumulación y biomagnificación en organismos acuáticos, provocando toxicidad crónica en la fauna y flora, además de la contaminación de suelos agrícolas cuando el agua residual es utilizada para riego.

Para mitigar estos impactos, se han desarrollado diversas estrategias de tratamiento, incluyendo la adsorción con carbón activado o arcillas modificadas, procesos de precipitación química con hidróxidos o sulfatos para la remoción de metales, y el uso de microorganismos y plantas en sistemas de fitorremediación, los cuales ofrecen soluciones sostenibles para la descontaminación de aguas residuales.

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO es un indicador de la cantidad de materia orgánica en el agua que puede ser oxidada químicamente, y en las aguas residuales de curtiembres suele presentar valores elevados debido a la presencia de residuos proteicos, grasas y agentes curtientes como los taninos sintéticos (Arris *et al.*, 2021).

Su alta concentración en los cuerpos de agua receptores puede generar impactos ambientales severos, como el agotamiento del oxígeno disuelto, afectando la vida acuática; la proliferación de bacterias anaerobias que producen gases tóxicos, y la

disminución de la capacidad de autodepuración de los ecosistemas acuáticos (Martínez, 2016). Para mitigar estos efectos, el autor menciona que se han implementado diversas soluciones, entre ellas los tratamientos biológicos como lodos activados y biodigestores anaerobios, los procesos de oxidación avanzada como ozonización y Fenton, y la aplicación de tecnologías de membranas para la remoción de materia orgánica, lo que contribuye a mejorar la calidad del agua y reducir la contaminación ambiental.

Coliformes fecales

Los coliformes fecales son indicadores clave de contaminación biológica en el agua, ya que reflejan la posible presencia de patógenos como *Escherichia coli*, *Salmonella spp.* y otras bacterias entéricas (Instituto Ecuatoriano de Normalización [INEN], 2011).

En las aguas residuales de curtiembre, su presencia puede estar asociada al uso de pieles contaminadas, la utilización de aguas de proceso sin desinfección o descargas ilegales de aguas domésticas en los sistemas industriales. Su impacto ambiental y sanitario es significativo, ya que pueden incrementar el riesgo de enfermedades gastrointestinales y cutáneas en poblaciones expuestas, contaminar fuentes hídricas destinadas al consumo humano y agrícola, y aumentar la carga bacteriana en los ecosistemas acuáticos, desplazando especies nativas y alterando el equilibrio ecológico (Pérez y Chávez, 2024). Para mitigar estos efectos, es fundamental aplicar procesos de desinfección como cloración, ozonización o radiación UV, así como establecer un control y tratamiento adecuado de los efluentes industriales antes de su descarga, garantizando el cumplimiento de las normativas ambientales y sanitarias (INEN, 2011).

Otros contaminantes químicos

Las aguas residuales de curtiembres contienen una amplia variedad de compuestos químicos, cuya composición varía según el tipo de curtido y los productos utilizados en el proceso. Entre los contaminantes más comunes se encuentran compuestos alcalinos y ácidos como hidróxido de sodio, ácido sulfúrico, ácido fórmico y ácido bórico, así como sales inorgánicas como cloruros, sulfatos y bisulfitos de sodio (Ramón *et al.*, 2012). Además, se identifican compuestos orgánicos, incluyendo surfactantes, azúcares, melazas y residuos de aceites de engrasado (Abu *et al.*, 2017).

Estos contaminantes generan un impacto ambiental significativo, ya que pueden alterar el pH de los cuerpos de agua, afectando la biodiversidad acuática y provocando la acumulación de residuos orgánicos en los sedimentos, lo que favorece procesos de descomposición anaerobia y la liberación de gases tóxicos (Zhao *et al.*, 2018). Para mitigar estos efectos, es esencial aplicar procesos de neutralización química y ajuste del pH antes de la descarga, así como implementar tecnologías de filtración y adsorción para la eliminación de contaminantes orgánicos, garantizando una gestión más sostenible de los efluentes industriales.

2.2.3. Métodos de tratamiento de aguas residuales

La industria curtidora genera grandes volúmenes de aguas residuales con elevadas concentraciones de contaminantes, incluyendo materia orgánica, sólidos suspendidos, sales, cromo hexavalente y otros metales pesados. Estos efluentes pueden provocar impactos negativos en la calidad del agua de los cuerpos receptores, afectando su disponibilidad para riego, consumo humano y la preservación de ecosistemas acuáticos (Chávez y Alpaca, 2014). Debido a la compleja composición de estos residuos, es necesario implementar estrategias de tratamiento que combinen distintos procesos físicos, químicos y biológicos para lograr una reducción eficiente de la carga contaminante antes de su vertido.

El tratamiento de estas aguas residuales debe abordar la eliminación de contaminantes mediante diversas tecnologías que permitan su reducción hasta niveles aceptables según la normativa ambiental vigente. Los procesos físicos se utilizan para la remoción de partículas en suspensión y sólidos sedimentables mediante mecanismos de separación por gravedad o filtración (Vargas, 2016). Los tratamientos químicos, como la coagulación-floculación, la precipitación química y la adsorción, facilitan la eliminación de compuestos específicos, incluyendo metales pesados y materia orgánica disuelta (Munim *et al.*, 2025). Asimismo, los procesos biológicos aprovechan la actividad de microorganismos para degradar contaminantes orgánicos, reduciendo la demanda bioquímica y química de oxígeno en el efluente tratado (Tuyupanda, 2010).

A continuación, se presentan los principales métodos empleados en el tratamiento de aguas residuales de curtiembre, destacando su mecanismo de acción y su eficiencia en la reducción de contaminantes. La combinación adecuada de estos procesos resulta fundamental para optimizar el tratamiento y garantizar la sostenibilidad ambiental del sector curtidor.

a. Métodos físicos. Los procesos físicos se basan en el uso de técnicas de separación que no requieren agentes químicos o biológicos, sino que dependen únicamente de fuerzas físicas para separar los contaminantes, ya sea por gravedad o mediante el uso de bombas. A continuación, se describen los métodos físicos más comunes empleados en el tratamiento de aguas residuales:

Desbaste. Este proceso tiene como objetivo eliminar los sólidos gruesos y sedimentables, atrapándolos en las superficies. Para ello, se emplean rejjas o tamices. Las rejjas tienen aberturas de 25 mm, mientras que los tamices cuentan con aperturas de aproximadamente 6 mm (Tuyupanda, 2010). Las rejjas se encargan de separar los sólidos grandes que podrían dañar las bombas, mientras que el tamiz se utiliza para remover los sólidos suspendidos.

Dilaceración. Este proceso se basa en la trituración de sólidos grandes en partículas más pequeñas, con el objetivo de facilitar la circulación en los circuitos, aunque no mejora la calidad del agua. Utiliza un tamiz tipo tambor con ranuras de entre 6 y 10 mm, a través del cual los sólidos pasan por barras cortantes y se Trituran (Muñoz, 2008). Sin embargo, en la actualidad, esta operación ha disminuido considerablemente, ya que no tiene sentido devolver al proceso los contaminantes que se podrían eliminar, lo que ayudaría a mejorar la calidad del agua.

Mezclado. El proceso de mezclado es crucial, especialmente cuando se combina con otros tratamientos como el químico y biológico, ya que es fundamental lograr una homogeneización de las sustancias que se usarán para la clarificación del agua contaminada (Muñoz, 2008). Además, este proceso también se emplea en la desinfección del agua para eliminar contaminantes microbiológicos.

Floculación. La floculación es un proceso complementario a la coagulación que facilita la aglomeración de las partículas coaguladas, permitiendo su posterior separación del agua. Según Vargas (2016), este proceso combina interacciones químicas y físicas para formar flóculos o agregados de mayor tamaño y peso, los cuales pueden ser eliminados más eficientemente mediante sedimentación o filtración

Para que la floculación sea efectiva, primero se realiza la coagulación mediante la adición de coagulantes específicos, seguida de una mezcla rápida con turbinas de agitación a alta velocidad, asegurando una distribución homogénea del reactivo. Posteriormente, en la etapa de floculación, se reduce la velocidad de agitación, permitiendo que las partículas coaguladas colisionen entre sí y formen estructuras más grandes. Este proceso se lleva a cabo en un tanque con paletas giratorias a baja velocidad, donde la agitación controlada favorece la consolidación de los flóculos sin desintegrarlos (Vásquez y Villalobos, 2023).

El éxito de la floculación depende de varios factores, como el tipo y dosis de coagulante, el tiempo de contacto y la velocidad de agitación. Además, en algunos casos, se emplean polímeros floculantes sintéticos o naturales que mejoran la cohesión de los flóculos, aumentando la eficiencia en la remoción de contaminantes. Este proceso es crucial para la reducción de turbidez, la eliminación de materia orgánica y la retención de metales pesados en las aguas residuales de curtiembres.

Sedimentación. Esta fase consiste en la separación de los sólidos en dos fases, la una se forman los fangos más pesados formados en la floculación y la otra fase es el agua formada con las partículas más pequeñas, esta fase se ejecuta a gravedad (Muñoz, 2008).

b. Tratamientos químicos

En los procesos químicos se utilizan agentes químicos de diversos compuestos con el objetivo de eliminar contaminantes existentes por el proceso de curtidos de las pieles. Los procesos más utilizados para la depuración del agua, se detallan a continuación:

Precipitación química. La precipitación química implica la adición de productos químicos al agua residual para modificar el estado físico de los sólidos disueltos o

suspendidos, facilitando su eliminación por sedimentación. Este método puede ser el principal y único proceso de tratamiento en aguas residuales industriales, o bien puede complementar la sedimentación cuando hay una alta concentración de sólidos disueltos y suspendidos, sirviendo como tratamiento previo o en conjunto con un proceso biológico. Con la precipitación química, es posible obtener agua casi libre de sólidos en suspensión y en forma coloidal. En general, se logra la eliminación del 80 al 90 % de los sólidos suspendidos, del 40 al 70 % de la DBO, del 30 al 60 % de la DQO y del 80 al 90 % de bacterias. Este proceso es particularmente eficaz para eliminar fósforo y compuestos orgánicos disueltos (Muñoz, 2008).

Adsorción. La adsorción es una técnica eficaz, sencilla y respetuosa con el medio ambiente que se emplea para eliminar compuestos químicos dañinos de aguas residuales industriales, como el sector de curtiembre. Para la aplicación de este tratamiento se emplean sustancias como carbón activado de diferentes fuentes (*Parthenium hysterophorus*, *Lagenaria siceraria*), escamas de bacalao, cáscara de palma, cáscara de plátano, raquis de plátano, gel de PVA o PAA, caparazón de cangrejo magnetita (Fe_3O_4), nanocompuesto de óxido de grafeno y magnetita ($\text{GO-Fe}_3\text{O}_4$), biocarbón de concha (*Borassus flabellifer*), nanocompuestos fotocatalíticos de biocarbón, entre otros. Este tipo de materiales son eficientes en la eliminación de microcontaminantes (As, Ni, Zn, Pb y Cu), sulfuros (H_2S , Na_2S) (Munim *et al.*, 2025).

Intercambio iónico. El intercambio iónico es una técnica que se utiliza para el tratamiento de aguas residuales, mediante el arrastre de iones metálicos; debido a su eficiencia, selectividad y facilidad. Existe una amplia variedad de materiales que se emplean para el intercambio iónico, los cuales pueden presentar diferente morfología (forma física), origen, grupo funcional fijo y sus funciones. Existen dos tipos de materiales de intercambio iónico: orgánico e inorgánico. Las resinas de tipo orgánico presentan polímeros sintéticos de tipo aniónico y catiónico; que están elaboradas con polímeros sintéticos, resinas quelantes, polímeros zwitteriónicos como: resina retardante 11-A-8, resina amber lite (IRA 743), resina Dowex XUS 43594, Purolite S-108, resina y resina Diaion WA 30 (Jubouri *et al.*, 2021). Las resinas de tipo mineral, se elabora con intercambiadores de iones (inorgánicos) de tipo catiónico como las zeolitas y la bentonita.

Sin embargo, para el tratamiento de residuos radioactivos se usa resinas orgánicas de intercambio iónico, por su alta selectividad y estabilidad a la radiación para especies radiológicas específicas, como el estroncio y cesio. Las zeolitas son intercambiadores de iones catiónicos adecuados para la eliminación de iones de metales pesados (*Jubouri et al.*, 2021).

Ósmosis inversa. Las membranas semipermeables, se emplean para tratar aguas residuales de varias industrias que incluyen el sector textil, láctea, curtiembre y farmacéutica, para eliminar varios contaminantes como: cobre, nitrato, sulfato, fenoles y acrilonitrilo. Los módulos de membrana espiral empleados en el proceso de ósmosis inversa, en uno de los más conocidos. Su efectividad en el tratamiento de aguas residuales se debe a la densidad de empaquetamiento y al menor costo operativo que las membranas convencionales. La efectividad de este método de osmosis inversa se debe a la estructura de sándwich de las láminas planas y espaciadores envueltos en un canal de permeado central. La solución de alimentación fluye axialmente a través del sándwich en el canal espaciador. La velocidad de flujo cruzado comúnmente utilizada es laminar, pero el material de separación (malla de fibra) puede servir como promotor de turbulencia y, por lo tanto, disminuye la polarización de la concentración en la membrana al reducir la capa límite de la membrana sin una disminución excesiva de la presión (*Khan et al.*, 2023).

Membranas de microfiltración y ultrafiltración. El uso de tecnologías de membranas aplicadas para tratamiento de aguas residuales de la industria del cuero representa una ventaja económica, especialmente en la recuperación de cromo. Existen diferentes métodos de membranas para reducir la contaminación como la microfiltración de flujo cruzado (MF) y la ultrafiltración (UF). Las membranas empleadas en este proceso son fabricadas en cerámica empleando óxidos inorgánicos como alúmina, sílice, circonio y óxido estónico. Estas membranas se utilizan en una amplia gama de procesos de filtración debido su resistencia mecánica, resistencia a los productos químicos y la facilidad para trabajar a diferentes niveles de pH y temperatura, llegando a emplearse en procesos con condiciones extremas (*Kaplan et al.*, 2016).

Electrocoagulación. La electrocoagulación es una tecnología en desarrollo combina métodos electroquímicos con coagulación química para la eliminación de contaminantes de aguas crudas y residuales. Dentro del reactor electroquímico, se generan coagulantes con la capacidad de eliminar una amplia gama de contaminantes de las aguas residuales. El reactor de electrocoagulación consta de dos electrodos metálicos (ánodo y cátodo) hechos de aluminio o hierro, conectados a una fuente de alimentación eléctrica. Dentro del reactor electroquímico, se generan coagulantes con la capacidad de eliminar una amplia gama de contaminantes de las aguas residuales. Los cationes metálicos reaccionan con los iones hidroxilo generados en el cátodo para formar hidróxidos metálicos solubles e insolubles que causan desestabilización, neutralización, flotación y precipitación de contaminantes (Genawi *et al.*, 2025).

c. Tratamientos biológicos

El tratamiento biológico de aguas residuales tiene como objetivo la eliminación de sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica mediante la acción de microorganismos. Existen dos tipos principales: aerobios y anaerobios. Los tratamientos aerobios utilizan microorganismos que requieren oxígeno para descomponer la materia orgánica, generando CO₂ y nueva biomasa. El proceso más común es el de lodos activados, donde el agua residual se mezcla con biomasa y oxígeno en un tanque aireador, seguido de sedimentación y recirculación de lodos. Existen diversas variantes como el sistema convencional, aireación gradual, mezcla completa y aireación prolongada, logrando una remoción de DBO entre 60 y 95% (Tuyupanda, 2010). Por otro lado, los tratamientos anaerobios se aplican a aguas con alta carga orgánica y estabilización de lodos, operando sin oxígeno molecular. La materia orgánica se transforma en metano y CO₂ mediante tres fases: hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis. Entre los reactores anaerobios destacan el anaerobio de contacto, el UASB, el lecho fijo y el lecho expandido (Tuyupanda, 2010). Los microorganismos más frecuentes en estos tratamientos son bacterias, hongos, algas, protozoos, rotíferos, crustáceos y virus (Muñoz, 2008).

d. Coagulación

La coagulación es un proceso fundamental en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en la industria de curtiembres, donde se busca la eliminación de partículas coloidales y materia orgánica suspendida. Según diversos estudios (Chávez y Alpaca, 2014; Tolkou y Zouboulis, 2015; Vargas Huanca, 2016), la coagulación implica la adición de agentes químicos que inducen la formación de partículas con un tamaño y peso específico, promoviendo su desestabilización y facilitando su eliminación.

El proceso se basa en la neutralización de las cargas superficiales de las partículas coloidales presentes en el agua residual, permitiendo su aglomeración en estructuras más grandes (Vargas Huanca, 2016). Los coagulantes más utilizados incluyen sulfato de aluminio, sulfato ferroso y sulfato férrico, los cuales reaccionan con los sólidos en suspensión, favoreciendo su precipitación (Tolkou y Zouboulis, 2015). Además, en algunos casos, se emplean coadyuvantes de coagulación como la cal (hidróxido de calcio) y el carbonato de calcio, que ajustan el pH del agua para mejorar la eficiencia del proceso. La optimización de la coagulación es clave para garantizar la remoción de contaminantes dentro de los límites establecidos por la normativa ambiental vigente.

e. Otros tratamientos

Existen varios métodos utilizados en la remoción de contaminantes en el agua descargada de curtiembre, entre los cuales se incluyen la electrocoagulación, el uso de ozono con hierro como catalizador, el uso de ozono como oxidante, el empleo de células libres e inmovilizadas, y diversos tipos de coagulantes (Pinto *et al.*, 2019; Yahia *et al.*, 2021).

La electrocoagulación, se realiza con materiales a base de carbono como cátodos en procesos de electrocoagulación airada con hierro, conocida como peroxi-coagulación. Este método ofrece ventajas significativas al generar oxidantes como peróxido de hidrógeno y radicales hidroxilos, además de iones férricos (Abu *et al.*, 2017).

El uso de ozono con catalizadores de hierro ha demostrado ser eficaz en la degradación de aguas residuales de curtiembre. Catalizadores novedosos de tetrametal derivado de la adsorción microbiana y pirolisis, han mostrado un rendimiento catalítico mejorado en la

degradación de fenol y aguas residuales en comparación con ozono puro y catalizadores comerciales (Rodríguez *et al.*, 2021).

Las células libres e inmovilizadas también se emplean en el tratamiento de aguas residuales de curtiembre, proporcionando una alternativa biológica para la remoción de contaminantes. Este enfoque biotecnológico puede ser complementado con la adición de diversos tipos de coagulantes para mejorar la eficiencia del tratamiento (Carreño Sayago, 2016).

f. Desinfección.

La desinfección es una parte esencial del proceso de tratamiento del agua, este se aplica para destruir o inactivar los patógenos (bacterias, hongos, parásitos, etc.) transmitidos por el agua, con la finalidad de proteger la salud humana (Gelete *et al.*, 2020). En la actualidad, existen diferentes métodos aplicados como desinfectantes divididos en tres tipos: químico, radiación y calor (Chu *et al.*, 2016; Sun *et al.*, 2019).

Radiación ultravioleta

La radiación ultravioleta es una de las técnicas más utilizadas para la desinfección de efluentes en agua plantas de tratamiento. Su capacidad de inactivación se debe a la radiación de onda corta inhabilita el crecimiento y la replicación de microorganismos al afectar directamente su ácido desoxirribonucleico (ADN) (Gelete *et al.*, 2020). Además, este se considera un método físico, puesto que, no se añade ningún agente químico al agua para la desinfección, no es residual y no forma ningún elemento nocivo con los contaminantes del agua.

Cloración

La cloración es un método efectivo para la desinfección de agua, en la mayoría de los países. El cloro o subproductos de cloro (ácido hipocloroso e hipoclorito) reaccionan con el agua para formar iones, altamente oxidantes, lo que le hace barato y eficaz incluso a bajas concentraciones (Sun *et al.*, 2019). Sin embargo, este método presenta desventajas como el olor y el sabor desagradables, la ineficacia contra los huevos y quistes de protozoos y la formación de trihalometanos (Gelete *et al.*, 2020).

Cloraminación

La monocloramina se forma mediante la dosificación de cloro y amoníaco, a través de un proceso de reacción en condiciones bien controladas, para evitar la formación de subproductos y sabores desagradables. Este método se emplea para proporcionar un residuo desinfectante durante la distribución del agua tratada. La ventaja de este tipo de desinfección es que no forma subproductos nocivos como los trihalometanos bajo la presencia de materia orgánica (Chu *et al.*, 2016; Gelete *et al.*, 2020).

Ozonización

El ozono (O₃) se genera in situ mediante el paso de oxígeno seco o aire a través de un sistema de electrodos de alto voltaje (Pichel *et al.*, 2019). Es considerado como un poderoso agente oxidante que se aplica ampliamente en el suministro de agua para una desinfección de mejor calidad. Es un producto altamente efectivo por que oxida fácilmente los residuos químicos, los pesticidas, diversos microbios y la materia orgánica en breve contacto y bajas concentraciones. Además, es eficaz contra quistes y esporas (Gelete *et al.*, 2020).

Dióxido de cloro (ClO₂)

El Dióxido de cloro es uno de los métodos más utilizados en tratamiento de agua potable para desinfectante, incluyendo el control de algas. Además, es efectivo para eliminar el olor y sabor del hierro, y manganesos presentes en el agua. Este tratamiento, se genera al momento de la aplicación, debido a que es altamente explosivo en el aire si sus concentraciones son superiores al 4% (Gelete *et al.*, 2020).

2.2.4. Tipos de coagulantes

En el proceso de curtido de pieles para la obtención de cueros se emplean gran cantidad de sustancias químicas de origen vegetal y sustancias químicas como el sulfato de cromo. A pesar de que el proceso de curtido vegetal puede considerarse más amigable con el ambiente, debido a la producción de cuero biodegradable, requiere de una gran cantidad de químicos (taninos sintéticos), que conducen a la producción de efluentes altamente coloreados, con pH básico y una excesiva DQO y un nivel elevado de solidos disueltos

(Bhagawati *et al.*, 2024). Dando como resultado, aguas de baja tratabilidad, con altos niveles de contaminación.

El tratamiento de pieles con sulfato de cromo es el proceso de curtido más aplicado en las curtiembres, debido a que produce cueros con una excelente resistencia mecánica e hidrotermal y buena capacidad de teñido. A pesar de que este proceso requiere de una baja cantidad de sales; los efluentes presentan baja biodegradabilidad por su alto contenido de sólidos inorgánicos (aceites, grasas, resinas, biocidas y detergentes) (El Mouhri *et al.*, 2024). Además de su elevada dureza y alcalinidad, este tipo de aguas residuales están cargados de químicos peligrosos como el cromo y otros iones metálicos tóxicos (Bhagawati *et al.*, 2024; Moktadir *et al.*, 2024).

Según el Consejo Provincial de Tungurahua (2015), la industria del cuero tiene un impacto económico significativo en el sector productivo de diferentes países y en Ecuador, la provincia de Tungurahua es conocida como un importante centro de la industria del cuero. En este lugar, se encuentran 18 curtiembres especializadas en procesamiento básico y acabados. Empresas como Ecocueros II, Tenería Díaz y Tenería San José que dedican a procesos fundamentales de limpieza, desencalado y acabado (teñido, engrase, blanqueo y pulido).

Además, existen otras empresas que ofrecen servicios más específicos que se enfocan en cueros terminados, como: PROMPELL S.A., Curtiduría Aldas, Curtipiel BJ, Curtiduría San Vicente y Curtiduría Hidalgo. A partir de procesos de vendaje, suavice, tiñes, anilinas, cepillado y pulido obtienen productos como cuero para mueble, cuero wet blue, gamuzón, y cueros para calzado (nubuck, plinuffer, encrusado, napa y terminados naturales) (Amangandi, 2016).

En el segmento de cueros especializados existen un gran número de empresas como: Curtiduría Tungurahua S.A., Curtiembre Quisapincha, Curtiduría Los Andes, CETI Cuero Curtipura, Suelas Javi, Curtiembre Chimborazo y Curtiduría Ortiz que se dedican a la producción de cuero para calzado, marroquinería y afines. Su producción se enfoca en materia prima para vestimenta, calzado y tapicería. A través de una amplia gama de

procesos (curtido, descarte, grabado, fase engrasada, tintura y acabado vegetal) se obtienen variedades específicas de cuero entre los que se puede mencionar el nubuck, pluter, graso, engrasado, plinuffer, nobuck, ruso y gamuzón negro; incluyendo también fabricación de suelas (forros, vaqueta y cuero) (Acosta, 2021; Consejo Provincial de Tungurahua, 2015; Ilbay, 2021; Minchala, 2020; Silva y Salinas, 2022).

La gran diversidad de empresas especializadas en curtiembre y marroquinería ubicadas en Tungurahua, contribuyen significativamente en la economía local debido a que esta provincia es un referente nacional en la industria del cuero (Consejo Provincial de Tungurahua, 2015). A pesar de que, este sector productivo es un motor de la economía local, los efluentes de las curtidurías se consideran uno de los contaminantes más peligrosos en el sector manufacturero (El Mouhri *et al.*, 2024).

Por lo tanto, la contaminación excesiva de la industria del cuero sigue siendo un factor significativo en el deterioro de la calidad del agua, sobre todo en las cuencas hídricas de esta provincia (Tungurahua). Debido a que, la descarga de aguas residuales se realiza directamente a los ríos que se encuentran cerca de las curtidurías; las aguas de estos presentan altos niveles de DBO, DQO, sulfatos; entre otros parámetros que a menudo no cumplen con la legislación ambiental (Arcentales *et al.*, 2022).

La principal preocupación que existe por el efecto contaminante de las curtidurías se debe a que, tras la descarga de aguas residuales que contienen cromo en los ríos, mediante el riego y pastoreo de animales este tipo de metales pesados de naturaleza no biodegradable, entran fácilmente en la cadena alimentaria. El consumo de alimentos contaminados con cromo provoca una serie de problemas de salud, incluidos daños al estómago, intestinos, riñones, hígado y órganos reproductivos (Moktadir *et al.*, 2024).

Según diferentes autores, para el tratamiento de agua y aguas residuales de las curtidurías existen diferentes métodos de tratamiento físicos, fisicoquímicos y biológicos que permiten disminuir la carga contaminante de los efluentes de curtiembres. La mayoría de las tecnologías de tratamiento empleadas utilizan métodos de intercambio iónico,

coagulación, electrocoagulación, oxidación, adsorción, filtración y técnicas de membrana (Chávez y Alpaca, 2014; Moktadir *et al.*, 2024; Vo *et al.*, 2021).

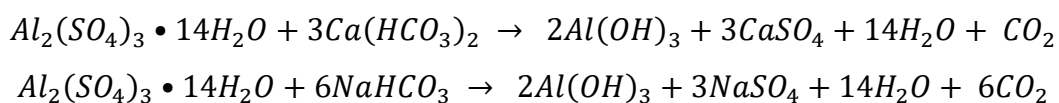
La coagulación-floculación es la técnica más popular para la eliminación de contaminantes y partículas (color, turbidez y bacterias) en aguas residuales. Debido a su bajo costo y facilidad de uso, las sustancias inorgánicas mayormente empleadas en el tratamiento de aguas residuales son polímeros con sales férricas o aluminio. Estos compuestos poliméricos presentan una excelente capacidad floculante, que presenta una alta eficiencia al emplearse en dosis bajas (Joaquin y Gnanasundaram, 2019). En este contexto, es importante realizar estudios que permitan determinar alternativas de tratamiento de aguas residuales de curtiduría mediante técnicas de coagulación-floculación. A continuación, se analizan varios tipos de coagulantes utilizados en los tratamientos químicos.

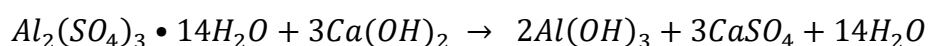
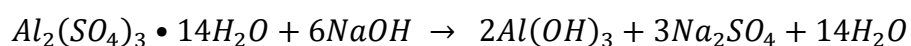
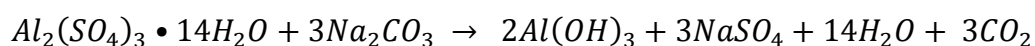
Sulfato de aluminio

El sulfato de aluminio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O]$ puede encontrarse en forma sólida o líquida, con dos tipos de pureza: Tipo A y Tipo B (Chávez y Alpaca, 2014). El polímero tipo A contiene un mayor porcentaje de aluminio presente como óxido de aluminio (alúmina, Al_2O_3), menos material insoluble y una menor cantidad de óxido férrico (Tang *et al.*, 2016). En contraste, el polímero tipo B presenta menos alúmina, más material soluble y una mayor cantidad de óxido férrico. Para una coagulación eficiente, estos compuestos deben tener un pH entre 6.5 y 8.5 (Pinto *et al.*, 2019).

Al disolverse en agua, el sulfato de aluminio se descompone en iones Al^{3+} y SO_4^{2-} . Los iones de aluminio interactúan con las cargas negativas de los coloides y con los iones OH^- del agua, formando hidróxidos. Estos hidróxidos se cargan positivamente, lo que permite la captura de partículas coloidales y facilita la coagulación (Medina, 2021).

El sulfato de aluminio reacciona con la alcalinidad natural del agua que se detalla a continuación (Cárdenas, 2000):





Policloruro de aluminio

Según Rodríguez Díaz *et al.* (2019), el Policloruro de Aluminio (PAC) ayuda a disminuir la Demanda Química de Oxígeno (DQO), los Sólidos Suspendedos Totales (SST) y remueve las grasas y aceites. Este compuesto presenta una eficiencia de remoción de hasta el 98.80%. Además, el PAC mantiene el pH del agua dentro de los límites permitidos al aplicarse en la dosis óptima.

2.3. Marco legal

2.3.1. Normativa nacional para regulaciones ambientales en Ecuador

La Ley de Gestión Ambiental indica que la Autoridad Ambiental Nacional tiene la responsabilidad del Ministerio del Ambiente, instancia rectora, coordinadora y reguladora del sistema nacional descentralizado de Gestión Ambiental; sin perjuicio de las atribuciones que en el ámbito de sus competencias y acorde a las Leyes que las regulan, ejerzan otras instituciones del estado.

La Norma de Calidad Ambiental y de descarga de efluentes: Recurso Hídrico, es dictado bajo el amparo de la Ley de gestión ambiental y del Reglamento a la Ley de Gestión Ambiental para la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental donde establece los límites permisibles, disposiciones y prohibiciones para las descargas en cuerpos de aguas y alcantarillado, así como los criterios de calidad para sus distintos usos. En el Libro VI, Anexo 1, Tabla 12 del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA, 2017) se encuentra (Tabla 1):

Tabla 1*Límites máximos permisibles de parámetros de calidad de agua.*

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0.3
Alkil mercurio	–	mg/L	No detectable
Aldehídos	–	mg/L	2.0
Aluminio	Al	mg/L	5.0
Arsénico total	As	mg/L	0.1
Bario	Ba	mg/L	2.0
Boro total	B	mg/L	2.0
Cadmio	Cd	mg/L	0.02
Cianuro total	CN ⁻	mg/L	0.1
Cloro Activo	Cl	mg/L	0.5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo ECC	mg/L	0.1
Cloruros	CL ⁻	mg/L	1000
Cobre	Cu	mg/L	1.0
Cobalto	Co	mg/L	0.5
Coliformes Fecales	Nmp/100 mL	–	Remoción > 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	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	250
Dicloroetileno	Dicloroetileno	mg/L	1.0

Estaño	Sn	mg/L	5.0
Fluoruros	F	mg/L	5.0
Fósforo Total	P	mg/L	10
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
Nitritos + Nitratos	Expresado como Nitrógeno (N)	mg/L	10,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/L	15
Organoclorados totales	Concentración de organoclorados totales	mg/L	0.05
Organofosforados totales	Concentración de 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 Sedimentables	–	mL/L	100
Sólidos Suspendidos Totales	–	mg/L	1600
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	mg/L	1000
Sulfitos	SO ₃	mg/L	2.0
Sulfuros	S	mg/L	0.5
Temperatura	°C		<35

Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno	mg/L	0.5
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/L	1.0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/L	1.0
Vanadio		mg/L	5.0
Zinc	Zn	mg/L	5.0

La Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de efluentes: Recurso agua” indica los parámetros para proteger la calidad del recurso para conservar el bienestar de las personas y el ambiente en general, garantizando el cumplimiento de los parámetros establecidos (INEN, 2011).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

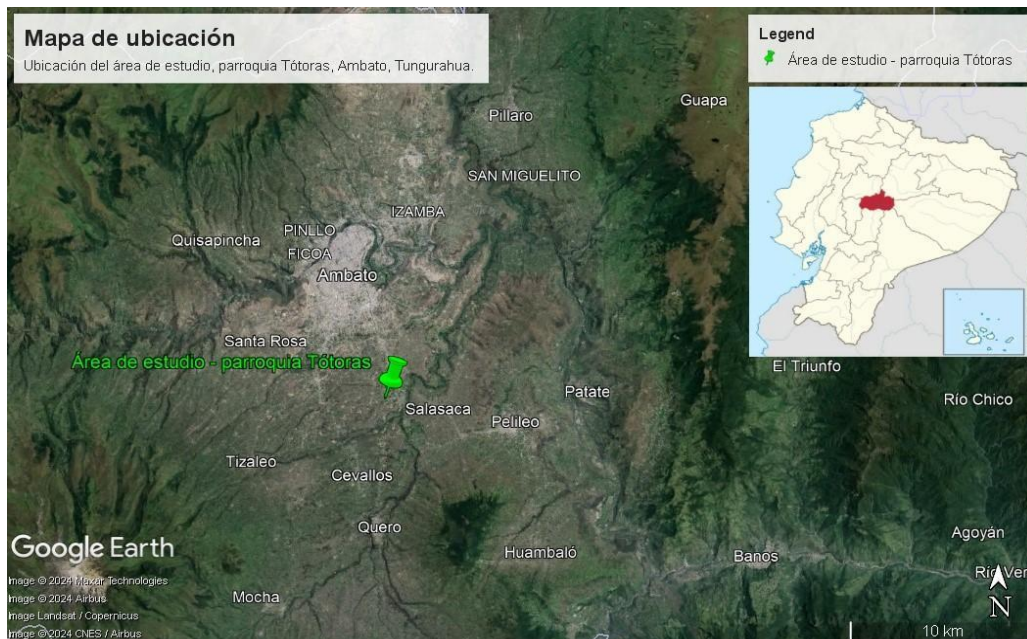
3.1. Descripción del área de estudio/grupo de estudio

3.1.1. Ubicación geográfica

La parroquia Totoras está ubicada en el cantón Ambato, provincia de Tungurahua, en la región central del Ecuador (Figura 2). Se encuentra cerca del noreste de la ciudad de Ambato. Existen industrias y talleres artesanales que se dedican a la producción de textiles, cerámicas y artesanías, pero la actividad con mayor demanda es la agricultura y ganadería.

Figura 2

Ubicación del área de estudio.



Fuente: Imagen adaptada de Google Earth. Imágenes © 2024 Maxar Technologies, © 2024 Airbus, © Landsat / Copernicus, © 2024 CNES / Airbus.

3.1.2. Características del sitio

El río Pachanlica es un afluente importante en la región, tiene origen en las montañas circundantes de la región captando aguas de varias quebradas y afluentes menores, forma parte de la cuenca hidrográfica del río Ambato, que eventualmente contribuye al sistema del río Pastaza (Acosta, 2021). La contaminación por residuos domésticos y agrícolas es un problema que afecta la calidad del agua.

La presencia de curtiembres en la zona es significativa tanto por su impacto económico como por su influencia en la comunidad local. Estas instalaciones industriales se dedican al procesamiento y tratamiento del cuero con fines comerciales y han tenido un rol históricamente importante en la generación de empleo y en el desarrollo de la economía regional. En particular, destacan dos curtiembres relevantes: Curtiembre Moderna de Ambato y Curtiembre Tungurahua, las cuales han sido identificadas como fuentes de contaminación del río Pachanlica (Consejo Provincial de Tungurahua, 2015; Fabricio y Fonseca, 2014).

3.1.3. Contexto ambiental

La presencia de industrias como las curtiembres afecta el entorno ambiental debido a que no se manejan adecuadamente los desechos y las emisiones. La contaminación del agua y del aire son preocupaciones importantes en áreas donde las actividades industriales tienen una presencia notable. Tiene un entorno natural rico y diverso, la actividad industrial, como las curtiembres, representa un desafío para el equilibrio ambiental que debe abordarse con cuidado y responsabilidad (Parada *et al.*, 2019).

3.2. Enfoque y tipo de investigación

3.2.1. Enfoque cuantitativo

Este estudio adoptó un enfoque cuantitativo para evaluar la eficacia de distintos tratamientos químicos en la remoción de contaminantes presentes en los efluentes residuales de curtiembre vertidas en el río Pachanlica. Se llevó a cabo una recopilación sistemática de datos numéricos mediante la medición de parámetros fisicoquímicos del agua antes y después de la aplicación de los tratamientos.

Las concentraciones de SST, turbidez, DBO, DQO, pH, Conductividad, SDT y metales pesados (como Cr^{6+}) fueron determinadas utilizando métodos analíticos estandarizados como Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater y métodos HACH para análisis de Agua. Posteriormente, los resultados obtenidos fueron sometidos a análisis estadísticos con pruebas de significancia ANOVA de dos vías con bloque aleatorio para evaluar la variabilidad de los datos y determinar la eficiencia relativa de cada tratamiento.

Este enfoque permitió no solo cuantificar la reducción de contaminantes en función del tipo y concentración de coagulantes utilizados, sino también establecer comparaciones entre los tratamientos empleados, identificando aquellos con mayor potencial para su implementación en el tratamiento de aguas residuales de curtiembres.

3.2.2. Tipo de investigación

La investigación tuvo un carácter diagnóstico exploratorio, en el cual, dada la disponibilidad limitada de tiempo, recursos y la ausencia de financiamiento se realizó un único muestreo según la Norma INEN 2176:2013.

Este estudio se enmarca es una investigación tipo experimental con un diseño A*B, dado que se llevó a cabo la manipulación de variables independientes, específicamente la aplicación de diferentes tratamientos químicos, con el objetivo de evaluar su impacto en las variables dependientes, representadas por los parámetros de calidad del agua residual. Se analizaron variables como la turbidez, SDT, SST, DBO, DQO, pH, Conductividad eléctrica y la concentración de metales pesados, antes y después de la aplicación de los tratamientos.

Además, se evaluó la relación entre la dosis de coagulantes y la eficiencia en la remoción de contaminantes, utilizando un enfoque correlacional para determinar las condiciones óptimas de tratamiento. Este análisis permitió identificar la dosis más efectiva para maximizar la reducción de contaminantes, asegurando el cumplimiento de estándares ambientales y proponiendo estrategias para la optimización del tratamiento de aguas residuales de curtiembres (Campos y Covarrubias, 2010).

3.3. Definición y operacionalización de variables

Tabla 2

Definición y operacionalización de variables.

Conceptualización	Dimensiones	Indicador	Ítems	Instrumentos
Análisis de tratamientos químicos				
Variable independiente				
Tratamiento químico	Tipo de coagulante	Eficiencia del sulfato de aluminio tipo A en diferentes concentraciones en la remoción de contaminantes	¿Cuál es la eficiencia del sulfato de aluminio tipo A en la remoción de contaminantes?	Prueba de jarras
		Eficiencia del Sulfato de Aluminio tipo B en diferentes concentraciones de aluminio en la remoción de contaminantes	¿Cuál es la eficiencia del sulfato de aluminio tipo B en la remoción de contaminantes?	Prueba de jarras
		Eficiencia del Policloruro de Aluminio tipo A en diferentes concentraciones de aluminio en la remoción de contaminantes	¿Cuál es la eficiencia del policloruro de aluminio tipo A en la remoción de contaminantes?	Prueba de jarras

Variable dependiente		Eficiencia del policloruro de aluminio tipo B en diferentes concentraciones de aluminio en la remoción de contaminantes	¿Cuál es la eficiencia del policloruro de aluminio tipo B en la remoción de contaminantes?	Prueba de jarras	
		Sólidos Totales Suspendidos (SST)	¿Cuál es la diferencia en la concentración de SST antes y después de la descarga?	Espectrofotometría	
		Turbiedad	¿Cuál es la diferencia en la turbidez antes y después de la descarga?	Turbidímetro	
	Contaminación del río antes y después de la descarga de curtiembre	Calidad del agua antes y después de la descarga	pH	¿Cuál es la variación del pH antes y después de la descarga?	Potenciométrico (Multiparámetro)
			Conductividad Eléctrica	¿Cuál es la variación de la conductividad eléctrica antes y después de la descarga?	Potenciométrico (Multiparámetro)
			Sólidos Disueltos Totales (SDT)	¿Cuál es la variación de la SDT antes y después de la descarga?	Potenciométrico (Multiparámetro)
			Salinidad	¿Cuál es la variación de la Salinidad antes y después de la descarga?	Potenciométrico (Multiparámetro)

Análisis de parámetros de calidad del agua antes y después de la descarga de agua residual de curtiembre

Contaminantes en el agua residual (Análisis de tratamientos químicos)	Calidad del agua	Sólidos Totales Suspendidos (SST)	¿Se observan cambios en la concentración de SST?	Espectrofotométrico
		Turbiedad	¿Se observan cambios en la turbidez?	Turbidímetro
		Sólidos disueltos totales (SDT)	¿Se observan cambios en la concentración de SDT?	Potenciométrico (multiparámetro)
		pH	¿Se observan cambios en la concentración de pH?	Potenciométrico (multiparámetro)
		Conductividad	¿Se observan cambios en la concentración de conductividad eléctrica?	Potenciométrico (multiparámetro)
		DQO	¿Se observan cambios en la DQO?	Método de reflujos cerrado título métrico
		DBO	¿Se observan cambios en la DBO?	Método DBO5
		Metales Pesados (Cromo Hexavalente)	¿Se observan cambios en la concentración de Cr ⁶⁺ ??	Espectrofotométrico

3.4. Procedimiento metodológico

3.4.1. Fase 1. Diagnóstico de la calidad del agua del río Pachanlica antes y después de la descarga de efluentes de aguas residuales de curtiembre y PTAR

Selección y procesamiento de datos

Se analizaron seis parámetros de calidad de agua en el río Pachanlica antes y después de la descarga de aguas residuales de una curtiembre y del efluente de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en 9 fechas diferentes una vez por semana con un tiempo total de 2 meses, así como su variación en función del turno de muestreo (mañana vs. tarde). Los parámetros analizados fueron: pH, conductividad, SDT, salinidad, SST y turbiedad, para lo cual se utilizó un equipo multiparamétrico, turbidímetro y espectrofotómetro para registrar los valores de concentración de estas variables.

Cada grupo de datos fue procesado y analizado utilizando técnicas estadísticas para evaluar diferencias significativas en la calidad del agua. Además, la información hidrológica junto con los puntos de muestreo se presentó en la tabla 3.

Tabla 3

Información hidrológica del Río Pachanlica

Parámetros	Información hidrológica
Microcuenca	Río Pachanlica
Provincia	Tungurahua
Cantones	Quero, Cevallos, Ambato y Pelileo
Altitud	2440 m.s.n.m.
Punto de muestreo antes de descarga de curtiembre	Latitud: -1.322197 Longitud: -78.5962
Punto de muestreo después de descarga de curtiembre	Latitud: -1.319503 Longitud: -78.59284
Punto de muestreo antes de descarga de PTAR	Latitud: -1.312368 Longitud: -78.592771

Punto de muestreo después de
descarga de PTAR

Latitud: -1.311434
Longitud: -78.592574

Nota: Los puntos de muestreo están en el sistema de coordenadas geográficas WGS 84 (World Geodetic System 1984), expresadas en grados decimales (DD, Decimal Degrees).

Fuente: López (2019).

Para cada parámetro, se generaron cuatro comparaciones:

- Antes y después de la descarga de curtiembre.
- Antes y después de la descarga del efluente de la PTAR.
- Diferencias entre los horarios de descarga de curtiembre.
- Diferencias entre los horarios de descarga de la PTAR.
-

Evaluación de supuestos estadísticos

Antes de la aplicación de las pruebas inferenciales, se evaluaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad en cada comparación.

- Normalidad. Se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilk, ya que es adecuada para muestras pequeñas ($n < 50$). Se consideró que los datos seguían una distribución normal cuando $p > 0.05$ (Royston, 1992).
- Homocedasticidad. Se evaluó con la prueba de Levene, considerando una distribución homogénea de varianzas cuando $p > 0.05$ (O'Neill y Mathews, 2002).

Selección de la prueba estadística

Con base en los resultados de las pruebas de normalidad y homocedasticidad, se seleccionó la prueba estadística adecuada para cada comparación:

- Si los datos cumplían con la normalidad en ambos grupos y la homocedasticidad, se aplicó la prueba t de Student para muestras independientes (Kim, 2015).
- Si los datos cumplían con la normalidad, pero no con la homocedasticidad, se utilizó la prueba t de Welch, que corrige la diferencia en varianzas (Sakai, 2016).
- Si los datos no seguían una distribución normal en al menos uno de los grupos, se aplicó la prueba de Mann-Whitney U (Wilcoxon rank sum test), que es una

alternativa no paramétrica para comparar medianas en dos muestras independientes (MacFarland *et al.*, 2016).

Para todas las pruebas, se estableció un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

Evaluación del tamaño del efecto

Dado que una diferencia estadísticamente significativa no siempre implica una diferencia relevante desde el punto de vista ambiental, se calcularon índices de impacto para evaluar la magnitud del efecto de las descargas en los parámetros de calidad del agua:

Para las comparaciones en las que se aplicó la prueba de t de Student o Welch, se calculó el tamaño del efecto con d de Cohen. Según Cohen (1988), la interpretación de d es:

- Pequeño: $d = 0.2$
- Medio: $d = 0.5$
- Grande: $d = 0.8$

Para las comparaciones en las que se utilizó la prueba de Mann-Whitney U, se calculó el Rank Biserial r , que mide la magnitud del efecto en pruebas no paramétricas (Berry y Johnston, 2023). Su interpretación es:

- Pequeño: $r = 0.1$
- Medio: $r = 0.3$
- Grande: $r = 0.5$

Ambos índices permitieron evaluar la magnitud del impacto de las descargas de curtiembre y PTAR sobre los parámetros de calidad del agua del río Pachanlica.

Tratamiento de Outliers

Para la detección de valores extremos (outliers) se utilizaron diagramas de caja (“box-plots”) con la regla clásica de $1.5 \times \text{IQR}$:

- Identificación. En los box-plots se marcaron uno o dos puntos sobre el “bigote” como atípicos según la regla de $1.5 \times \text{IQR}$.

- Tratamiento de los outliers. No se eliminaron: con muestras pequeñas, remover aquellos puntos podría desbalancear el análisis y ocultar la verdadera variabilidad del sistema.
- Mitigación del impacto. Tamaños de efecto (Cohen's d y Rank Biserial r) para valorar la magnitud de los cambios más allá de la significancia estadística.

3.4.2. Fase 2. Eficiencia de los tratamientos químicos

La eficiencia de los tratamientos químicos en el efluente de curtiembre descargada en el río Pachanlica incluyó el siguiente procedimiento:

Toma de muestras

La recolección de muestras de efluente se realizó en la zona donde se descarga las aguas residuales de curtiembre al Río Pachanlica en la parroquia Totoras, cantón Ambato, provincia de Tungurahua.

La toma de muestras se realizó una sola vez siguiendo la metodología de la Norma INEN 2176:2013 (INEN, 2013). La recolección de las muestras se realizó empleando frascos estériles de 2 L con tapa hermética y fueron etiquetados con el nombre de la encargada del muestreo, fecha, hora y punto de muestreo.

Las muestras fueron transportadas en hieleras a una temperatura aproximada de 4 °C para preservar las propiedades físicas y químicas; garantizando que el tiempo entre la toma de muestras y el análisis en el laboratorio no exceda las 24 horas.

Prueba de jarras

a. Preparación de soluciones

Para el desarrollo del experimento se prepararon soluciones de sulfato de aluminio y policloruro de aluminio de los tipos A y B, en las tres concentraciones establecidas: 300, 400 y 500 ppm. Estas soluciones se utilizaron para los tratamientos de coagulación y floculación en las pruebas.

b. Coagulación y floculación

Las pruebas de coagulación y floculación, se realizaron con ayuda de un equipo de prueba de jarras con capacidad para seis muestras, siguiendo la metodología de (Medina y Martínez, 2021). Para el ensayo se colocaron 2 litros de agua residual de curtiembre en cada jarra y se añadieron las diferentes concentraciones de coagulantes a cada jarra.

El proceso de coagulación se realizó a alta velocidad, durante 1 minuto para mezclar completamente. Posteriormente, se redujo la velocidad de agitación y se continuó durante 20 minutos para permitir la formación de flóculos. Finalmente, se dejó en reposo durante 30 minutos para la sedimentación de flóculos.

c. Calidad del agua

- Parámetros fisicoquímicos. Los parámetros fisicoquímicos como pH, Conductividad, SDT y Salinidad se determinaron mediante el uso de un equipo multiparámetro, para ello se tomó una alícuota de agua, se sumergieron los electrodos y se procedió a leer los resultados (Arcentales *et al.*, 2022).
- Para medir los SST, se utilizó el método espectrofotométrico. Se colocó 10 ml de agua purificada en la celda del espectrofotómetro y se encero el equipo, en la misma celda se colocó 10 ml de muestra y se procedió a leer el resultado (Hach company, 2015).
- Turbidez. La turbidez se midió utilizando el método nefelométrico. Se colocaron 12 ml muestra en la celda y se midió la cantidad de luz dispersada por las partículas suspendidas, proporcionando un valor en unidades nefelométricas de turbidez (NTU) (Chama, 2017).
- La DBO se determinó mediante el método de Demanda Bioquímica de Oxígeno de HACH (Hach Company, 2017). Para el ensayo se identificaron las muestras y se tomó una cantidad de muestra dependiendo del valor esperado de DBO basado en DQO. Se añadió un sobre de nutrientes buffer, 0.16 g de inhibidor de nitrificación e hidróxido de litio en el capuchón. Luego, las muestras se dejaron en el reactor por 5 días y se procedió a leer los resultados.
- La DQO se midió utilizando el método de reflujos cerrado mediante titulación (Hach Company, 2015). Para el análisis se tomaron 2 ml de la muestra de agua

y se colocó en un vial de digestión. La muestra se digiere durante 2 horas a 150 °C y se midió la concentración de oxígeno requerido utilizando un espectrofotómetro HACH.

- Cromo hexavalente. La concentración de cromo hexavalente se determinó mediante el método espectrofotométrico de Hach company (2019). Para el ensayo se tomaron 10 mL de muestra de agua y se añadió el reactivo específico para cromo hexavalente, dejándolo reaccionar durante 5 minutos. Se preparó un blanco con otra muestra de 10 ml de agua sin reactivo. Finalmente, se midió la concentración de cromo hexavalente utilizando un espectrofotómetro. La concentración de Cr⁶⁺ se determinó con el método espectrofotométrico de Hach (US EPA 7196A, reactivo de 1,5-difenilcarbazida), que presenta un límite de detección (MDL) de 0.002 mg/L y un límite de cuantificación (LOQ) de 0.005 mg/L. Cada corrida analítica incluyó un blanco de reactivo, un estándar cero y una curva de calibración en el rango 0.002–0.050 mg/L ($R^2 > 0.999$). Todas las muestras se midieron por triplicado y la desviación relativa entre réplicas fue < 5 %. Los valores finales de 0.002 mg/L se encuentran en el límite de detección del método, pero por encima del blanco y con adecuada repetibilidad, lo que descarta artefactos de fondo o errores instrumentales.

Diseño experimental

El diseño experimental empleado en este estudio es un diseño factorial AxB, el cual permite evaluar el efecto de dos factores sobre las variables de respuesta, facilitando el análisis de su interacción. En este caso, se analizaron los efectos de diferentes tipos de coagulantes y sus concentraciones en la reducción de contaminantes presentes en el agua residual de curtiembre. El diseño factorial en dos direcciones es una metodología ampliamente utilizada cuando se estudian múltiples tratamientos en combinación, permitiendo evaluar no solo el efecto principal de cada factor, sino también posibles interacciones entre ellos (Quevedo y Pérez, 2015).

a. Factores del estudio. En este estudio, se consideraron cuatro tipos de coagulantes (Factor A) y tres niveles de concentración (Factor B), resultando en un total de 12 tratamientos experimentales (Tabla 4).

Tabla 4*Detalle de los tratamientos aplicados al diseño experimental*

Tratamiento	Código	Descripción
T1	a ₁ b ₁	Sulfato de Aluminio tipo A – 300 ppm
T2	a ₁ b ₂	Sulfato de Aluminio tipo A – 400 ppm
T3	a ₁ b ₃	Sulfato de Aluminio tipo A – 500 ppm
T4	a ₂ b ₁	Sulfato de Aluminio tipo B – 300 ppm
T5	a ₂ b ₂	Sulfato de Aluminio tipo B – 400 ppm
T6	a ₂ b ₃	Sulfato de Aluminio tipo B – 500 ppm
T7	a ₃ b ₁	Policloruro de Aluminio tipo A – 300 ppm
T8	a ₃ b ₂	Policloruro de Aluminio tipo A – 400 ppm
T9	a ₃ b ₃	Policloruro de Aluminio tipo A – 500 ppm
T10	a ₄ b ₁	Policloruro de Aluminio tipo B – 300 ppm
T11	a ₄ b ₂	Policloruro de Aluminio tipo B – 400 ppm
T12	a ₄ b ₃	Policloruro de Aluminio tipo B – 500 ppm

Factor A (Tipo de coagulante):

- Sulfato de aluminio tipo A
- Sulfato de aluminio tipo B
- Policloruro de aluminio tipo A
- Policloruro de aluminio tipo B

Factor B (Concentración del coagulante):

- 300 ppm
- 400 ppm
- 500 ppm

b. Variables de respuesta (Variable dependiente). Los efectos de los tratamientos fueron evaluados mediante la medición de distintos parámetros de calidad del agua residual, los cuales incluyen:

- SST
- Turbidez
- DBO
- DQO
- Metales Pesados (especialmente Cromo)
- pH
- Conductividad
- SDT

c. Análisis estadístico. Para evaluar la influencia del tipo de coagulante (Factor A) y la concentración del coagulante (Factor B) en la reducción de los parámetros de calidad del agua en el río Pachanlica, se realizó un análisis de comparación antes vs. después del tratamiento. Para ello, se calculó la diferencia entre los valores iniciales y finales de cada parámetro de calidad del agua (Antes - Después), lo que permitió evaluar la eficiencia del proceso de coagulación-floculación. Dado que los muestreos se llevaron a cabo en dos días diferentes, la fecha de muestreo fue considerada como un factor de bloqueo en el análisis estadístico, con el objetivo de controlar variaciones temporales y minimizar posibles efectos asociados a condiciones ambientales fluctuantes.

El análisis estadístico se realizó mediante un ANOVA de dos vías con bloque aleatorio, considerando como variable respuesta la diferencia calculada para cada parámetro (Montgomery Douglas, 2004). Este modelo permitió evaluar los efectos principales del tipo y concentración de coagulante, así como su posible interacción. Antes de interpretar los resultados del ANOVA, se verificaron sus supuestos mediante pruebas estadísticas sobre los residuos del modelo. La normalidad de los residuos se evaluó con la prueba de Shapiro-Wilk, mientras que la homogeneidad de varianzas se analizó con la prueba de Levene, ambas con un nivel de confianza del 95%. En caso de que los datos no cumplieran estos supuestos, incluso después de aplicar transformaciones matemáticas (logarítmica, raíz cuadrada, Box-Cox), se descartó el uso del ANOVA y se optó por una prueba no paramétrica. Cuando los datos cumplieron con los supuestos del ANOVA, se procedió a interpretar los efectos principales y la interacción mediante comparaciones múltiples post-hoc con la prueba de Tukey HSD, estableciendo un intervalo de confianza del 95% para identificar qué niveles dentro de cada factor presentaban diferencias significativas (Quevedo y Pérez, 2015).

Para los casos donde no se cumplieron los supuestos del ANOVA, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, la cual permite comparar distribuciones de grupos independientes (MacFarland *et al.*, 2016). Dado que esta prueba no evalúa interacciones entre factores, se analizaron por separado los efectos del tipo de coagulante (Factor A), la concentración del coagulante (Factor B) y el tratamiento completo. Cuando se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), se realizaron comparaciones post-hoc mediante la prueba de

Dunn, ajustando los valores de significancia con el método de Bonferroni para controlar el error tipo I.

Dado que la prueba de Kruskal-Wallis no permite evaluar interacciones entre factores, la posible presencia de interacción entre el tipo y la concentración del coagulante se analizó mediante la gráfica de interacciones, observando la dirección y la pendiente de las líneas. Si las líneas eran paralelas, se interpretó que no existía interacción significativa; mientras que, si se identificaban cambios en la pendiente o cruces entre líneas, se sugirió la posible presencia de interacción entre los factores.

Todos los análisis estadísticos se realizaron en el software R (versión 4.2.0), utilizando los paquetes dplyr, ggplot2, car, FSA y multcomp (RStudio Team, 2020).

3.4.3. Fase 3. Estrategia de tratamiento químico integral del agua

La estrategia de tratamiento químico integral se diseñó con base en los hallazgos de las fases previas del estudio, en las que se evaluó el impacto de los efluentes de curtiembre que se descarga en la calidad del agua del río Pachanlica y se determinó la eficacia de distintos tratamientos químicos para su remediación. Además, se realizó una revisión exhaustiva de la literatura científica con el propósito de identificar tecnologías de coagulación-floculación que optimicen la remoción de contaminantes, asegurando al mismo tiempo la viabilidad ambiental y operativa del proceso.

El desarrollo de esta estrategia tiene como objetivo la reducción significativa de los parámetros de calidad del agua que se vieron alterados por las descargas de aguas residuales de curtiembre. Para ello, se priorizó la selección de productos químicos con alta eficiencia en la remoción de contaminantes y bajo impacto ambiental, garantizando su biodegradabilidad y minimizando la generación de residuos secundarios. De este modo, la propuesta busca establecer un tratamiento químico sostenible que cumpla con las normativas ambientales vigentes y contribuya a la mitigación de la contaminación en ecosistemas acuáticos.

3.5. Consideraciones bioéticas

Se garantizó que todos los procedimientos del estudio cumplan con las normas éticas y ambientales vigentes, asegurando la integridad del proceso y el respeto por las regulaciones aplicables. Se implementó medidas específicas para minimizar el impacto ambiental durante el estudio, incluyendo la gestión adecuada de residuos y la utilización de prácticas sostenibles en todas las etapas del proyecto

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Diagnóstico de los parámetros de calidad del agua antes y después de la descarga efluentes de curtiembre y PTAR

Los cambios en la conductividad eléctrica, la turbidez y la salinidad del agua del río Pachanlica tras las descargas de aguas residuales están directamente relacionados con la presencia de SDT y SST. La composición de estos residuos incluye compuestos orgánicos, cloruros, sulfuros de sodio, cal, sales de cromo, taninos y solventes, los cuales provienen de los procesos industriales y domésticos que contribuyen a la contaminación del agua (Agudelo y Gutiérrez, 2007; García *et al.*, 2022; Parada *et al.*, 2019). La acumulación de estos contaminantes en el ecosistema acuático puede generar impactos en la calidad del agua y afectar su disponibilidad para diferentes usos, lo que resalta la necesidad de optimizar los sistemas de tratamiento para reducir la carga contaminante de los efluentes vertidos en cuerpos de agua naturales. La variabilidad en los resultados obtenidos en este estudio en comparación con datos reportados en otras investigaciones puede estar asociada a las diferencias en los métodos y mecanismos empleados en el tratamiento de aguas residuales. Estos sistemas incluyen procesos físicos, como sedimentación, filtración, regulación y flotación; procesos químicos, como precipitación, coagulación y neutralización; y procesos biológicos, como lagunas aireadas, lodos activos y filtros verdes (Tibaduiza, 2023). La eficiencia de estos métodos varía según las condiciones específicas del efluente y la tecnología implementada en cada planta de tratamiento, lo que puede explicar las diferencias observadas en los parámetros de calidad del agua evaluados.

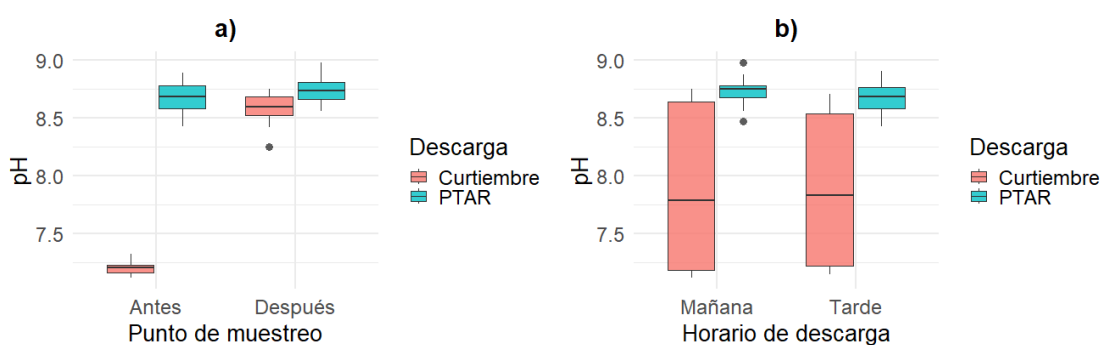
4.1.1. Potencial de hidrógeno

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk indicó que los datos de pH en los cuatro puntos de muestreo antes y después de la descarga de aguas residuales de curtiembre, y antes y después de la descarga del efluente de la PTAR siguen una distribución normal ($p > 0.05$)

en todas las pruebas) (Figura 3a). Asimismo, se evaluó si el horario de descarga (mañana vs. tarde) influye en los valores de pH del agua del río Pachanlica en los puntos de descarga de curtiembre y PTAR. En la descarga de curtiembre, la prueba de Shapiro-Wilk mostró que los datos no siguen una distribución normal (Mañana: $W = 0.74551$, $p = 0.00028$; Tarde: $W = 0.72464$, $p = 0.00016$), mientras que en la descarga de la PTAR los datos sí presentaron normalidad (Mañana: $W = 0.961$, $p = 0.621$; Tarde: $W = 0.9713$, $p = 0.8217$) (Figura 3b).

Figura 3

Distribución del pH en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.



La prueba de Levene mostró que las varianzas en el pH antes y después de la descarga de curtiembres no son homogéneas ($F = 9.0742$, $p = 0.004867$), mientras que en la descarga de la PTAR sí se cumple la homogeneidad de varianzas ($F = 0.6829$, $p = 0.4143$). Por otra parte, no se evidenciaron diferencias significativas en la homogeneidad de varianzas entre los horarios, tanto en la descarga de curtiembre ($F = 0.3674$, $p = 0.5484$) como en la descarga de la PTAR ($F = 1.0278$, $p = 0.3178$).

Para evaluar el impacto de la descarga de aguas residuales de curtiembre, se comparó el pH antes de la descarga (aguas arriba, sin contaminación directa) y después de la descarga (aguas abajo, tras recibir los efluentes de curtiembre). La prueba t de Welch mostró un incremento significativo en el pH tras la descarga ($t = -41.463$, $df = 22.849$, $p < 2.2e-16$). La media del pH antes de la descarga fue de 7.206, mientras que después de la descarga aumentó a 8.585, con un intervalo de confianza al 95% entre -1.448 y -1.311, lo que indica un incremento promedio de 1.38 unidades de pH en el agua del río tras recibir los

efluentes de curtiembre. El cálculo del tamaño del efecto (d de Cohen) confirmó estos hallazgos, mostrando un efecto extremadamente alto en la variación del pH ($d = -13.821$, IC 95%: [-17.200, -10.442]), lo que evidencia un fuerte impacto en la alcalinidad del sistema.

Por otro lado, se analizó el impacto de la descarga del efluente de la PTAR, comparando el pH del río antes y después de la descarga. La prueba t de Student para muestras independientes no mostró diferencias significativas ($t = -1.7174$, $df = 34$, $p = 0.095$). La media del pH antes de la descarga del efluente de la PTAR fue de 8.677, mientras que después de la descarga fue de 8.748, con un intervalo de confianza del 95% entre -0.156 y 0.013, lo que sugiere que la descarga del efluente de la PTAR no genera un cambio significativo en el pH del río. De manera consistente, la descarga de la PTAR presentó un efecto moderado, pero no significativo ($d = -0.572$, IC 95%: [-1.264, 0.119]), reforzando los resultados de la prueba t.

En cuanto al horario de descarga (mañana vs. tarde), los resultados de la prueba de Mann-Whitney U indicaron que no hay diferencias significativas en el pH del agua del río ($W = 172$, $p = 0.7636$). Además, el cálculo del Rank Biserial r mostró un efecto pequeño en la variación del pH debido al horario ($r = 0.05277$). Para la descarga de la PTAR, la prueba t de Student para muestras independientes, no reportó diferencias significativas entre los horarios ($t = 1.4056$, $df = 34$, $p = 0.1689$). El tamaño del efecto medido con Cohen's d fue pequeño ($d = 0.4685$, IC 95%: [-0.218, 1.155]), lo que sugiere que la diferencia en el pH entre la descarga de la mañana y la descarga de la tarde no es relevante.

Los valores de pH registrados en el río Pachanlica se encuentran dentro del rango establecido por la normativa legal del TULSMA ($pH = 5 - 9$) (TULSMA, 2017). Sin embargo, se observó una variación significativa en el pH tras la descarga de aguas residuales de curtiembre, mientras que la descarga del efluente de la PTAR no generó cambios estadísticamente significativos. En ausencia de descargas, el pH del río se mantuvo cercano a la neutralidad (~ 7.0), un valor característico de aguas naturales no impactadas (Arcentales *et al.*, 2022). Este comportamiento contrasta con el incremento

en la alcalinidad observado tras la mezcla con los efluentes de curtiembre, lo que sugiere un deterioro en la calidad del agua.

El aumento del pH tras la descarga de curtiembre fue considerable, lo que coincide con estudios previos que atribuyen este fenómeno al uso intensivo de compuestos químicos alcalinos en el procesamiento de pieles (Arcentales *et al.*, 2022; Ilbay, 2021). Por otro lado, la descarga del efluente de la PTAR no mostró un cambio significativo en el pH, con una diferencia media de 0.07 unidades de pH. Este resultado sugiere que, aunque la PTAR podría estar contribuyendo mínimamente a la alcalinidad, su impacto es considerablemente menor en comparación con la descarga de curtiembre.

Si bien los valores de pH antes de las descargas estaban dentro de los rangos recomendados para consumo humano (7.0 - 8.5) y preservación de la vida acuática (6.5 - 8.5) (INEN, 2011; Villa *et al.*, 2018), los registros posteriores a la descarga de curtiembre excedieron estos límites permisibles. Este incremento en la alcalinidad representa un riesgo potencial para los ecosistemas acuáticos, ya que el pH influye en la solubilidad de nutrientes, la toxicidad de contaminantes y la viabilidad de organismos acuáticos (Villa *et al.*, 2018).

Por otro lado, el análisis del horario de descarga (mañana vs. tarde) no evidenció un efecto significativo sobre el pH del agua en ninguno de los puntos evaluados. Tanto la descarga de curtiembre como la de la PTAR mostraron que la variación del pH no depende del horario de descarga, lo que sugiere una estabilidad del parámetro a lo largo del día.

Los resultados resaltan la necesidad de implementar medidas de control y tratamiento más eficaces, especialmente en la industria de curtiembre, para mitigar su impacto en el ecosistema acuático. Además, la consistencia de los valores de pH en ambos horarios de descarga refuerza la importancia de un monitoreo continuo, para garantizar la regulación efectiva de estas fuentes de contaminación.

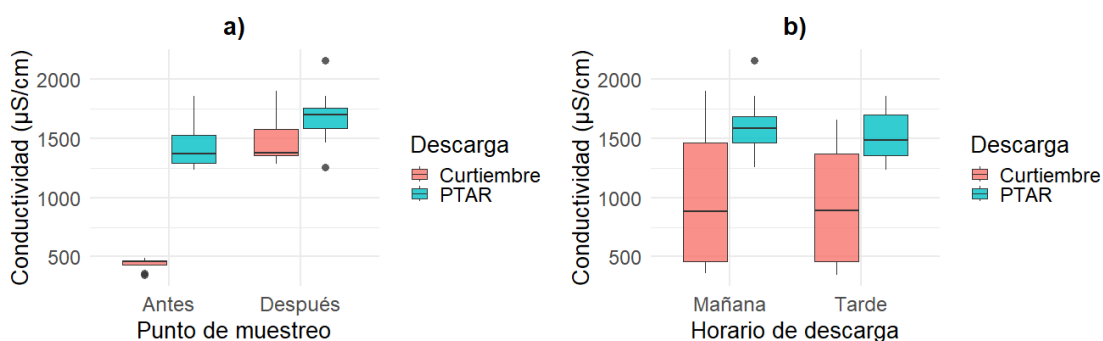
4.1.2. Conductividad

La prueba de Shapiro-Wilk indicó que los valores de conductividad en la descarga de curtiembre no siguen una distribución normal, tanto antes ($W = 0.80826$, $p = 0.001992$)

como después de la descarga ($W = 0.8531$, $p = 0.009483$). En contraste, en la descarga de la PTAR, los valores de conductividad antes de la disposición del efluente se encontraron en el límite de normalidad ($W = 0.89816$, $p = 0.05338$), mientras que después de la descarga sí siguieron una distribución normal ($W = 0.94971$, $p = 0.4205$) (Figura 4a). También se evaluó la posible influencia del horario de descarga (mañana vs. tarde) en la variabilidad de la conductividad del agua. En la descarga de curtiembre, los datos no siguieron una distribución normal en ninguno de los horarios (Mañana: $W = 0.81182$, $p = 0.002242$; Tarde: $W = 0.77151$, $p = 0.0006179$), mientras que, en la descarga de la PTAR, la conductividad sí presentó una distribución normal en ambos horarios (Mañana: $W = 0.94542$, $p = 0.3577$; Tarde: $W = 0.92209$, $p = 0.1408$) (Figura 4b).

Figura 4.

Distribución de la conductividad en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.



En cuanto a la homocedasticidad, la prueba de Levene mostró que las varianzas en la conductividad antes y después de la descarga de curtiembre no son homogéneas ($F = 9.2529$, $p = 0.004508$), lo que sugiere una alta variabilidad en la calidad del agua tras la descarga de estos efluentes. En contraste, la descarga de la PTAR presentó homogeneidad de varianzas ($F = 0.1396$, $p = 0.711$), lo que indica que la variabilidad de la conductividad se mantiene estable antes y después de esta descarga. Por otra parte, no se evidenció diferencias significativas en la homogeneidad de varianzas entre horarios en ninguna de las descargas evaluadas (Curtiembre: $F = 0.878$, $p = 0.3553$; PTAR: $F = 0.1137$, $p = 0.738$), lo que indica que la variabilidad de la conductividad se mantiene constante a lo largo del día.

La prueba de Mann-Whitney U evidenció que la descarga de aguas residuales de curtiembre provocó un incremento significativo en la conductividad del agua ($W = 0$, $p = 3.156e-07$). Estos resultados indican que la curtiembre descarga un alto contenido de SDT en el río, lo que altera sustancialmente su composición química. Además, el Rank Biserial $r = 0.85495$ indica un impacto extremo, ya que todos los valores después de la descarga fueron mayores que antes.

Por otro lado, la prueba t de Student para muestras independientes mostró que la descarga del efluente de la PTAR también incrementó significativamente la conductividad ($t = -4.1309$, $df = 34$, $p = 0.0002222$). Antes de la descarga, la conductividad media era de $1424.83 \mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que después de la descarga aumentó a $1669.50 \mu\text{S}/\text{cm}$, con un intervalo de confianza del 95% entre -365.03 y -124.30 . El tamaño del efecto d de Cohen $= -1.38$ (IC 95%: -2.13 , -0.62), lo que indica un efecto grande. Esto sugiere que, aunque el impacto de la PTAR es menor en comparación con la curtiembre, sigue siendo suficientemente fuerte para modificar la calidad del agua.

Con respecto al horario, los resultados indicaron que no hay diferencias significativas en la conductividad del agua entre la mañana y la tarde en ninguno de los puntos de descarga evaluados. Para la descarga de curtiembre, la prueba de Mann-Whitney U no mostró diferencias entre los horarios ($W = 163.5$, $p = 0.9747$), lo que indica que las fluctuaciones diarias no afectan la variabilidad de la conductividad en esta zona. El Rank Biserial $r = 0.00791$ indica un efecto muy pequeño, lo que sugiere que el horario no influye en la variabilidad de la conductividad. De manera similar, en la descarga de la PTAR, la prueba t de Student tampoco mostró diferencias significativas ($t = 0.95712$, $df = 34$, $p = 0.3453$), con un intervalo de confianza del 95% entre -77.01 y 214.12 , y medias de $1581.44 \mu\text{S}/\text{cm}$ en la mañana y $1512.89 \mu\text{S}/\text{cm}$ en la tarde. El tamaño del efecto d de Cohen $= 0.32$ (IC 95%: -0.36 , 1.00), lo que indica un efecto pequeño, sin relevancia práctica. Esto confirma que la variación de la conductividad a lo largo del día es mínima y no está influenciada por el horario de descarga.

Los valores de conductividad registrados en el río Pachanlica antes de recibir las descargas de curtiembre y PTAR presentan resultados valores similares a los reportado

para otros ríos ecuatorianos que pudieran presentar características similares debido a que son de la sierra ecuatoriana se encuentran entre rangos de 2000 a 3000 m aproximada como Yacuambi, Tomebamba, Yanuncay, Culebrillas y Machángara (Villa *et al.*, 2018; Arcentales *et al.*, 2022). Estos valores, que oscilan entre 400 y 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, reflejan una baja concentración de iones disueltos y una estabilidad relativa en la carga de sólidos, característica de sistemas fluviales no impactados. Además, son consistentes con los registros de efluentes tratados en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Cuenca, Ecuador, donde se han reportado valores entre 65 ± 7.07 y 150.00 ± 0.01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Arcentales *et al.*, 2022).

Sin embargo, tras las descargas de curtiembre y PTAR, se observó un aumento significativo en la conductividad. La descarga de curtiembre mostró un efecto grande, lo que indica una mayor concentración de sales y SDT en el agua. Asimismo, este impacto sugiere que los efluentes de curtiembre contienen una alta carga de iones que modifican la calidad del agua del río. Estos resultados coinciden con estudios previos que asocian las descargas industriales con el deterioro de la calidad del agua (Pérez y Chávez, 2024). Por otro lado, la descarga del efluente de la PTAR también incrementó significativamente la conductividad, aunque con un efecto menor en comparación con la curtiembre. Por lo tanto, la PTAR sigue contribuyendo a la carga iónica del agua del río, aunque en menor magnitud. Valores elevados de conductividad pueden afectar negativamente la aptitud del agua para riego, ya que la acumulación de sales reduce la capacidad de las plantas para absorber agua y nutrientes, limitando su crecimiento y desarrollo (Navarro *et al.*, 2022). Sin embargo, a pesar de este impacto, los valores de conductividad tras las descargas en el río Pachanlica son menores en comparación con otras cuencas afectadas por descargas industriales intensivas. Estudios previos han reportado valores de hasta 7396 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en efluentes de curtiembres (Rodríguez *et al.*, 2021), 9570 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en ríos afectados por descargas industriales (Acosta, 2021) y hasta 75419.25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en zonas altamente contaminadas (García y Ramírez, 2019).

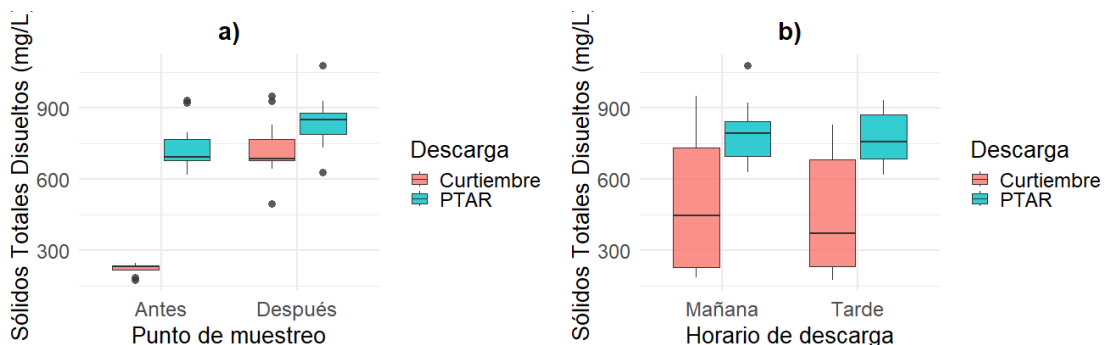
4.1.3. Sólidos disueltos totales

La prueba de Shapiro-Wilk mostró que en el punto del río antes de la descarga de aguas residuales de curtiembre, los valores de SDT no siguen una distribución normal ($W =$

0.82447, $p = 0.0034$). Sin embargo, en el punto del río después de la descarga de curtiembre, los valores sí presentaron normalidad ($W = 0.91026$, $p = 0.0869$). En la descarga del efluente de la PTAR, los valores de SDT antes de la descarga tampoco siguieron una distribución normal ($W = 0.87516$, $p = 0.0217$), pero sí lo hicieron en el punto del río después de la descarga del efluente de la PTAR ($W = 0.95079$, $p = 0.4375$) (Figura 5a). En cuanto a la variabilidad de los valores de SDT en función del horario de descarga (mañana vs. tarde), la prueba de Shapiro-Wilk indicó que en la zona del río donde se recibe la descarga de curtiembre, los valores de SDT no siguen una distribución normal ni en la mañana ($W = 0.81077$, $p = 0.0022$) ni en la tarde ($W = 0.78981$, $p = 0.0011$). Por otro lado, en la zona del río donde se recibe la descarga del efluente de la PTAR, los valores de SDT sí presentaron normalidad en ambos horarios de descarga (Mañana: $W = 0.94371$, $p = 0.335$; Tarde: $W = 0.92798$, $p = 0.1789$) (Figura 5b).

Figura 5.

Distribución de los Sólidos Disueltos Totales (SDT) en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.



La prueba de Levene mostró que la homocedasticidad no se cumple en los valores de SDT en el punto del río antes y después de la descarga de aguas residuales de curtiembre, ya que las varianzas son significativamente diferentes ($F = 9.0169$, $p = 0.0049$). En contraste, en la zona del río antes y después de la descarga del efluente de la PTAR, las varianzas fueron homogéneas ($F = 0.0175$, $p = 0.8956$), lo que indica que la variabilidad en los valores de SDT no cambia significativamente con esta descarga. El análisis de homocedasticidad entre horarios de descarga mostró que las varianzas de SDT no presentan diferencias significativas ni en la zona del río con descarga de curtiembre ($F =$

1.4661, $p = 0.2343$) ni en la zona del río con descarga del efluente de la PTAR ($F = 0.1987$, $p = 0.6586$), lo que sugiere que el horario no influye en la estabilidad de la variabilidad de los SDT a lo largo del día.

La prueba de Mann-Whitney U mostró que la descarga de aguas residuales de curtiembre genera un incremento estadísticamente significativo en la concentración de SDT en el agua del río ($W = 0$, $p = 3.167e-07$). La mediana de la diferencia en SDT antes y después de la descarga fue de -464.52 mg/L, con un intervalo de confianza del 95% entre -528 mg/L y -446 mg/L, lo que indica un aumento considerable en la carga de SDT tras la descarga. El tamaño del efecto, medido mediante el Rank Biserial r , fue $r = 0.8548$, lo que indica un efecto grande, de manera que la descarga de aguas residuales de curtiembre es un factor determinante en la alteración de la calidad del agua en términos de SDT. La prueba t de Student para muestras independientes evidenció que la descarga del efluente de la PTAR también produce un aumento significativo en la concentración de SDT en el agua del río ($t = -3.5349$, $df = 34$, $p = 0.0012$). La media de SDT antes de la descarga del efluente de la PTAR fue de 723.83 mg/L, mientras que después de la descarga aumentó a 834.83 mg/L, con un intervalo de confianza del 95% entre -174.82 mg/L y -47.18 mg/L. El tamaño del efecto (Cohen's d) fue $d = -1.1783$, lo que indica un efecto grande, confirmando que la descarga del efluente de la PTAR contribuye significativamente al aumento en la concentración de SDT en el río.

En la descarga de curtiembre, la prueba de Mann-Whitney U no mostró diferencias significativas entre los valores de SDT en los horarios de descarga ($W = 167.5$, $p = 0.8742$), con un intervalo de confianza del 95% entre -40.99 mg/L y 184.99 mg/L y una mediana de diferencia de 1.99 mg/L. El tamaño del efecto (Rank Biserial $r = 0.0290$) indicó un efecto pequeño, lo que sugiere que las concentraciones de SDT en la descarga de curtiembre son estables a lo largo del día. En la descarga del efluente de la PTAR, la prueba t de Student para muestras independientes tampoco mostró diferencias significativas entre los horarios ($t = 0.3851$, $df = 34$, $p = 0.7025$), con un intervalo de confianza del 95% entre -60.35 mg/L y 88.57 mg/L. La media de SDT en la mañana fue de 786.39 mg/L, mientras que en la tarde fue de 772.28 mg/L. El tamaño del efecto

(Cohen's $d = 0.1284$) fue negligible, lo que indica que las fluctuaciones diarias en el horario no afectan la concentración de SDT en la descarga del efluente de la PTAR.

Los valores de SDT registrados en el río Pachanlica antes de recibir las descargas de aguas residuales de curtiembre y del efluente de la PTAR se encuentran dentro de los rangos reportados para cuerpos de agua similares en Ecuador. Estudios previos han identificado concentraciones de SDT entre 190 - 360 mg/L en sistemas de riego como el canal Ambato-Huachi-Pelileo (Pérez y Chávez, 2024), lo que indica condiciones relativamente estables y dentro de los límites permisibles establecidos por normativas ambientales.

Sin embargo, los resultados evidencian que las descargas de aguas residuales de curtiembre y del efluente de la PTAR generan un aumento significativo en la concentración de SDT en el río. Esto confirma que los efluentes de curtiembre alteran sustancialmente la calidad del agua en términos de carga iónica y concentración de SDT. Además, es preocupante, que el efluente de la PTAR contribuya al aumento de SDT en el río, ya que están diseñadas para reducir la carga de SDT y mejorar la calidad del agua mediante la remoción de materia orgánica y otros contaminantes (Ilbay, 2021). La evidencia sugiere que el tratamiento no está siendo completamente efectivo en la eliminación de SDT, lo que podría indicar deficiencias en los procesos de depuración. En condiciones óptimas, el efluente tratado no debería generar aumentos significativos en la concentración de SDT en el cuerpo receptor, sino contribuir a su reducción.

Estos resultados plantean la posibilidad de que la PTAR no esté operando eficientemente en la remoción de SDT, lo que podría deberse a problemas en las etapas de floculación, filtración o sedimentación dentro del proceso de tratamiento. Aunque este estudio no evalúa directamente la eficiencia de la PTAR, sí demuestra que el efluente no contribuye a la mejora de la calidad del agua en términos de SDT, lo que refuerza la necesidad de optimizar los procesos de tratamiento y monitorear continuamente los efluentes descargados al río.

A nivel internacional, los valores de SDT en efluentes de curtiembres presentan variaciones considerables, desde 976 mg/L en Italia hasta 60,180 mg/L en India, dependiendo de los procesos industriales y los tratamientos aplicados. En Ecuador, los

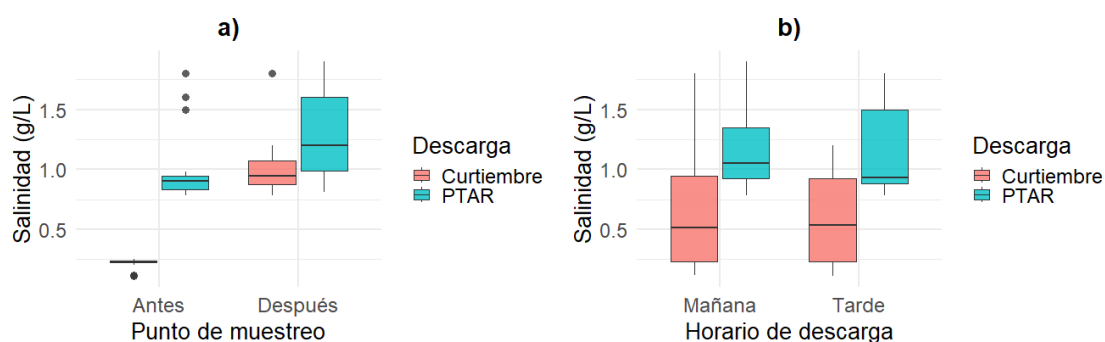
valores registrados en este estudio son comparables a los reportados en la curtiduría artesanal "José Laura" en Ambato, donde se midieron 749 mg/L de SDT en los efluentes descargados (Acosta, 2021). Sin embargo, en industrias con tratamientos más eficientes, se ha reportado una reducción significativa en los niveles de SDT tras el tratamiento. Por ejemplo, en la curtiduría "Curtial" en Ambato, los SDT se redujeron de 2220 mg/L a 243 mg/L después del tratamiento, lo que contrasta con los hallazgos del presente estudio, donde el efluente de la PTAR sigue aumentando la concentración de SDT en el río.

4.1.4. Salinidad

La prueba de Shapiro-Wilk indicó que los valores de salinidad antes y después de las descargas de aguas residuales de curtiembre no fueron normales (Antes: $W = 0.65112$, $p = 2.275e-05$; Después: $W = 0.71951$, $p = 0.0001358$). En la descarga de la PTAR, los valores antes de la descarga tampoco siguieron una distribución normal ($W = 0.65773$, $p = 2.68e-05$), mientras que después de la descarga se aproximaron a la normalidad ($W = 0.89413$, $p = 0.04546$) (Figura 6a). Al analizar los horarios de descarga, la salinidad tampoco presentó distribución normal en la descarga de curtiembre (Mañana: $W = 0.83677$, $p = 0.005274$; Tarde: $W = 0.79785$, $p = 0.001416$) ni en la descarga de la PTAR (Mañana: $W = 0.89288$, $p = 0.04325$; Tarde: $W = 0.75223$, $p = 0.0003462$) (Figura 6b).

Figura 6.

Distribución de la salinidad en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.



La prueba de Levene para la descarga de curtiembre antes y después de la disposición de las aguas residuales en el río reportó que las varianzas no fueron homogéneas ($F = 5.5859$, $p = 0.02396$), lo que sugiere que el impacto de la descarga genera una variabilidad

considerable en la salinidad del río. En la descarga de la PTAR, sí se cumplió la homocedasticidad entre los valores antes y después de la descarga ($F = 2.2079$, $p = 0.1465$), lo que indica que la variabilidad en la salinidad no se ve alterada significativamente por el efluente de la PTAR. En cuanto a la comparación entre horarios de descarga (mañana vs. tarde), no se encontraron diferencias significativas en la homogeneidad de varianzas ni en la descarga de curtiembre ($F = 0.5874$, $p = 0.4487$) ni en la descarga de la PTAR ($F = 0.1781$, $p = 0.6756$).

Para la descarga de curtiembre, la prueba de Mann-Whitney U mostró una diferencia estadísticamente significativa en la salinidad antes y después de la descarga ($W = 0$, $p < 0.0001$). El intervalo de confianza al 95% (-0.8200, -0.6799) indica una disminución en la salinidad después de la descarga, con una mediana de cambio de -0.7201 unidades de salinidad. La magnitud del efecto, medida con Rank Biserial r , fue alta ($r = 0.8572$), lo que sugiere un impacto considerable de la descarga de curtiembre sobre este parámetro. Para la descarga de la PTAR, también se observó una diferencia significativa en la salinidad antes y después de la descarga ($W = 55$, $p = 0.0007$). La diferencia en la mediana fue menor en comparación con la curtiembre, con un cambio de -0.2200 unidades (IC 95%: -0.4999, -0.0901). Aunque el efecto es menor que el de la curtiembre, sigue siendo significativo, con un tamaño del efecto grande ($r = 0.5655$), lo que indica que el efluente de la PTAR también contribuye a la alteración de la calidad del agua del río.

Por otro lado, de acuerdo con la prueba de Mann-Whitney U no se encontraron diferencias significativas en la salinidad entre los horarios en la descarga de curtiembre ($W = 163.5$, $p = 0.9747$) ni en la descarga de la PTAR ($W = 187$, $p = 0.4372$). Las medianas de cambio fueron prácticamente nulas, con intervalos de confianza al 95% que incluyen el valor 0 (-0.1200, 0.1800 para curtiembre y -0.1000, 0.2200 para la PTAR). El tamaño del efecto fue muy pequeño en ambos casos ($r = 0.0079$ para curtiembre y $r = 0.1321$ para la PTAR), lo que confirma que la variabilidad de la salinidad no está influenciada por el horario de descarga.

La salinidad del agua refleja la concentración de sales disueltas y es un parámetro clave para evaluar la calidad del agua en sistemas fluviales impactados por actividades

industriales. En el río Pachanlica, antes de las descargas de aguas residuales de curtiembre y del efluente de la PTAR, los valores registrados (< 0.77 g/L) se encontraban dentro de los rangos considerados como óptimos según el Índice de Calidad del Agua (WQI) (Ruiz, 2007; Villa *et al.*, 2018). Sin embargo, tras la mezcla con los efluentes, se observó un aumento significativo en la salinidad, especialmente en la descarga de curtiembre, lo que indica una contribución relevante de sales derivadas de los procesos industriales de curtido y tratamiento químico de pieles.

El incremento en la salinidad representa un riesgo potencial para el uso del agua en riego, ya que niveles elevados de sales pueden aumentar la presión osmótica del suelo, reduciendo la disponibilidad de agua para las plantas y afectando su desarrollo (Navarro *et al.*, 2022). Además, la acumulación de sales en cuerpos de agua dulce puede modificar la composición de los ecosistemas acuáticos, generando impactos negativos en la biodiversidad (Villa *et al.*, 2018). En particular, el proceso de curtido industrial, que emplea sales de cromo y agentes vegetales, ha sido identificado como una fuente significativa de contaminación inorgánica en los efluentes de curtiembre (García y Ramírez, 2019), lo que explica el aumento en la salinidad observado en este estudio.

A pesar de este impacto, los valores de salinidad registrados en el río Pachanlica tras las descargas son inferiores a los reportados en otros sistemas impactados por descargas industriales intensivas. Por ejemplo, en Colombia se han reportado valores de hasta 44.96 g/L en efluentes industriales, mientras que estudios en zonas de alto impacto han registrado concentraciones significativamente mayores (Ruiz, 2007). Aunque la magnitud del incremento en la salinidad en el río Pachanlica es menor en comparación con estos escenarios, el cambio sigue siendo estadísticamente significativo y ambientalmente relevante, evidenciando un deterioro en la calidad del agua. Además, los resultados indican que este efecto no varía significativamente entre los horarios (mañana vs. tarde), lo que sugiere que la contaminación por sales disueltas se mantiene constante a lo largo del día en los horarios de descarga evaluados. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de implementar estrategias de control y tratamiento más eficaces, especialmente en el sector de curtiembre, con el fin de mitigar el impacto de sus efluentes sobre la calidad del agua y prevenir efectos acumulativos a largo plazo en el ecosistema del río Pachanlica.

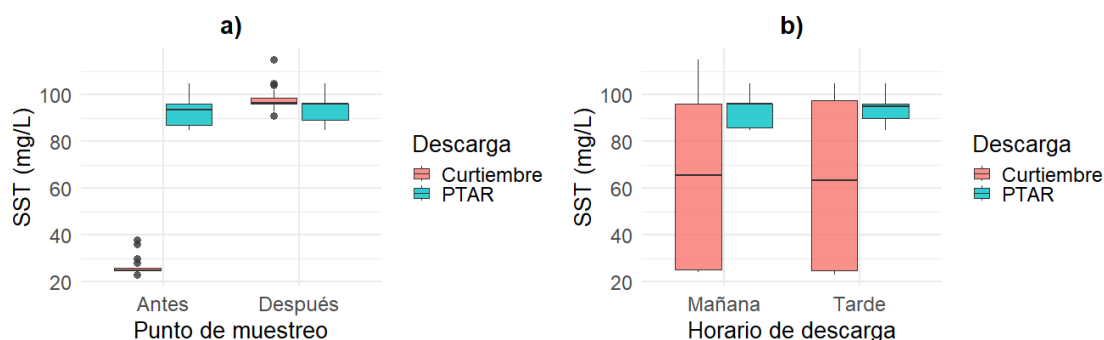
4.1.5. Sólidos suspendidos totales

La prueba de Shapiro-Wilk indicó que los datos de SST en la descarga de curtiembre no siguen una distribución normal, ni antes ($W = 0.68402$, $p < 0.001$) ni después de la descarga ($W = 0.8063$, $p = 0.0019$). En el caso de la descarga de la PTAR, los valores de SST antes de la descarga sí cumplen con la normalidad ($W = 0.92378$, $p = 0.1508$), mientras que después de la descarga los datos se encuentran en el límite de normalidad ($W = 0.88564$, $p = 0.0325$) (Figura 7a).

En cuanto a la influencia del horario de descarga, se encontró que los valores de SST en la descarga de curtiembre no siguen una distribución normal en ninguno de los horarios evaluados (Mañana: $W = 0.74938$, $p < 0.001$; Tarde: $W = 0.71399$, $p < 0.001$). Para la descarga de la PTAR, los datos de SST en la mañana no cumplen con normalidad ($W = 0.89423$, $p = 0.0456$), mientras que en la tarde sí cumplen con normalidad ($W = 0.90584$, $p = 0.0727$) (Figura 7b).

Figura 7.

Distribución de los Sólidos Suspendidos Totales en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.



La prueba de Levene no evidenció diferencias significativas en la homogeneidad de varianzas entre los valores de SST antes y después de las descargas, ni en la curtiembre ($F = 0.6259$, $p = 0.4344$) ni en la PTAR ($F = 0.6031$, $p = 0.4428$). Esto sugiere que, a pesar de los cambios en la concentración de SST tras las descargas, la variabilidad en las

muestras es similar en ambos puntos de muestreo. Asimismo, la prueba de Levene aplicada a los horarios de descarga (mañana vs. tarde) no mostró diferencias en la homogeneidad de varianzas en ninguna de las descargas evaluadas. Para la descarga de curtiembre, los valores fueron consistentes entre horarios ($F = 0.0041$, $p = 0.949$), al igual que en la descarga de la PTAR ($F = 0.7452$, $p = 0.3941$). Esto sugiere que el horario de descarga no introduce variabilidad adicional en los valores de SST.

Los resultados indican un impacto significativo de la descarga de aguas residuales de la curtiembre en la concentración de SST en el agua del río Pachanlica. La prueba de Mann-Whitney U mostró un aumento significativo en los SST después de la descarga de curtiembre ($W = 0$, $p = 2.592e-07$), con una diferencia media de -71.00 mg/L (IC 95%: -73.00 a -70.00 mg/L). El tamaño del efecto medido con Rank Biserial r fue 0.861 , indicando un impacto muy alto de la descarga de curtiembre en la concentración de SST en el río. Por otro lado, la descarga del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no mostró un efecto significativo en la concentración de SST. La prueba t de Student para muestras independientes no detectó diferencias significativas ($t = -0.623$, $df = 34$, $p = 0.5372$), con una diferencia media de -1.22 mg/L (IC 95%: -5.21 a 2.76 mg/L). El tamaño del efecto de Cohen's d fue -0.208 , lo que indica un efecto pequeño y no significativo. Estos resultados sugieren que, a diferencia de la curtiembre, la descarga de la PTAR no genera un incremento sustancial en la concentración de SST en el agua del río.

Asimismo, se evaluó la influencia del horario de descarga (mañana vs. tarde) en los valores de SST en ambos puntos de descarga. Para la descarga de curtiembre, la prueba de Mann-Whitney U no detectó diferencias significativas entre los horarios ($W = 160$, $p = 0.9618$), con una diferencia media de -0.00004 mg/L (IC 95%: -6.00 a 8.00 mg/L). El tamaño del efecto fue $r = 0.011$, lo que indica una variabilidad despreciable en función del horario de descarga. Para la descarga de la PTAR, la prueba t de Student tampoco evidenció diferencias significativas en los SST entre la mañana y la tarde ($t = -0.169$, $df = 34$, $p = 0.8667$), con una diferencia media de -0.33 mg/L (IC 95%: -4.34 a 3.67 mg/L). El tamaño del efecto Cohen's d fue -0.056 , lo que sugiere una diferencia prácticamente nula entre los horarios.

Los valores de SST en el río Pachanlica antes de recibir las descargas de curtiembre y PTAR se encontraban dentro del rango característico de cuerpos de agua dulce en condiciones naturales. Sin embargo, tras la descarga de aguas residuales de curtiembre, se observó un aumento significativo en la concentración de SST, lo que sugiere una alta carga de material particulado derivado del procesamiento de pieles. Este incremento puede atribuirse a residuos orgánicos e inorgánicos generados en el precurtido, curtido y postcurtido, los cuales incluyen restos de pelo, proteínas, taninos y sales insolubles que contribuyen a la turbidez del agua y afectan su calidad (Ilbay, 2021).

A diferencia de la curtiembre, la descarga del efluente de la PTAR no mostró un impacto significativo en la concentración de SST en el río, lo que sugiere que los procesos de tratamiento han sido efectivos en la remoción de material particulado. No obstante, aunque los valores medidos en el río tras la descarga de la PTAR cumplen con los límites permisibles establecidos por la normativa ambiental ecuatoriana (TULSMA, 2017), es necesario un monitoreo continuo para evaluar la eficiencia del tratamiento en el tiempo y su impacto acumulativo en el ecosistema fluvial.

El análisis de los horarios de descarga (mañana vs. tarde) indicó que no existen diferencias significativas en la concentración de SST en ninguna de las descargas evaluadas. Esto implica que las fluctuaciones diarias en el caudal del río o en las descargas no afectan de manera diferenciada la cantidad de material suspendido en el agua. La estabilidad de los valores sugiere que la contribución de sólidos en suspensión al sistema acuático es constante a lo largo del día, independientemente del momento en que se realice la descarga.

Los resultados evidencian que la curtiembre representa la principal fuente de aumento de SST en el río Pachanlica, mientras que la PTAR no genera alteraciones significativas en este parámetro. La importancia de estos resultados radica en la necesidad de implementar medidas de mitigación específicas para la industria curtidora, enfocadas en mejorar la sedimentación y filtración antes de la descarga, con el fin de minimizar la contaminación

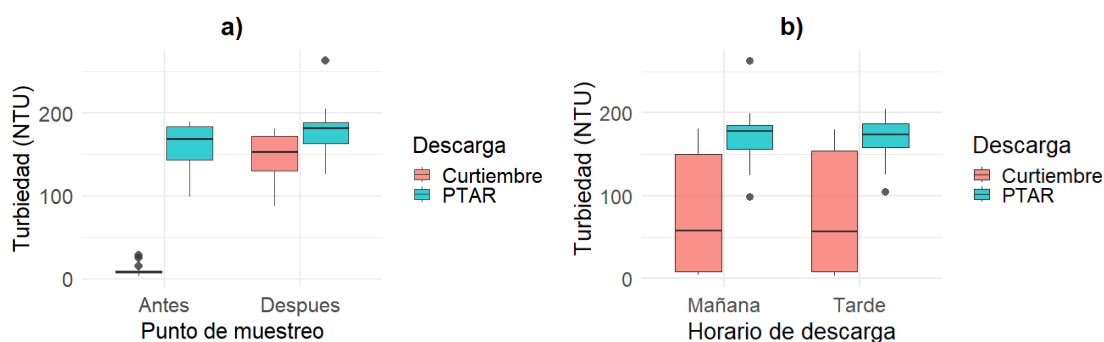
del cuerpo de agua receptor y mitigar los efectos negativos sobre la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos.

4.1.6. Turbiedad

La prueba de Shapiro-Wilk indicó que los datos de turbiedad antes de la descarga de curtiembre no siguen una distribución normal ($W = 0.72755$, $p = 0.00017$), ni después de la descarga ($W = 0.87357$, $p = 0.02038$), lo que sugiere una alta variabilidad en los valores registrados (Figura 8a). Para la descarga de la PTAR, la turbiedad antes de la descarga tampoco presentó normalidad ($W = 0.86639$, $p = 0.01552$), mientras que después de la descarga sí se ajustó a una distribución normal ($W = 0.92405$, $p = 0.1525$). Por otra parte, cuando se consideró el horario de la descarga de curtiembre, los datos de turbiedad no siguieron una distribución normal en ninguno de los horarios (Mañana: $W = 0.79141$, $p = 0.00115$; Tarde: $W = 0.7809$, $p = 0.00083$), lo que indica fluctuaciones irregulares en la calidad del agua a lo largo del día. En cambio, en la descarga de la PTAR, la turbiedad sí presentó normalidad en ambos horarios (Mañana: $W = 0.9178$, $p = 0.1182$; Tarde: $W = 0.91234$, $p = 0.09463$) (Figura 8b).

Figura 8.

Distribución de la turbiedad en el río Pachanlica tras las descargas de curtiembre y del efluente de la PTAR, considerando a) Punto de muestreo, y b) Horario de descarga.



En cuanto a la homocedasticidad, la prueba de Levene evidenció que las varianzas en la turbiedad antes y después de la descarga de curtiembre no son homogéneas ($F = 18.387$, $p = 0.00014$), lo que indica que la variabilidad en la turbiedad es significativamente distinta tras la descarga. En contraste, en la descarga de la PTAR, la prueba de Levene no mostró diferencias significativas en la varianza ($p = 0.8591$), lo que sugiere que la

dispersión de los valores de turbiedad es similar antes y después de la descarga del efluente tratado. La homocedasticidad entre los horarios de descarga no mostró diferencias significativas en la variabilidad de la turbiedad entre la mañana y la tarde, ni en la descarga de curtiembre ($p = 0.9076$), ni en la descarga de la PTAR ($p = 0.8573$).

Los resultados de la prueba de Mann-Whitney U mostraron que la descarga de aguas residuales de curtiembre provoca un aumento significativo en la turbiedad del agua del río ($W = 0$, $p = 3.217e-07$). La diferencia en la mediana de turbiedad antes y después de la descarga fue de -143.8 NTU, con un intervalo de confianza al 95% de $[-161.75, -130.50]$, lo que confirma el incremento sustancial en la concentración de partículas en suspensión. El cálculo del tamaño del efecto mediante Rank Biserial r indicó un efecto de magnitud grande ($r = 0.85435$), lo que sugiere que la descarga de curtiembre tiene un impacto considerable en la turbidez del agua del río.

Por otro lado, la descarga del efluente de la PTAR no mostró un efecto estadísticamente significativo sobre la turbidez del agua ($W = 108$, $p = 0.09006$). La diferencia en la mediana de turbiedad antes y después de la descarga del efluente de la PTAR fue de -12.08 NTU, con un intervalo de confianza del 95% de $[-31.99, 0.99]$, lo que sugiere que, aunque hay una ligera tendencia al aumento de la turbiedad, esta no es significativa. El tamaño del efecto obtenido mediante Rank Biserial r fue pequeño ($r = 0.28515$), lo que indica que el impacto de la PTAR en la turbidez del río es mucho menor en comparación con la curtiembre.

Por otra parte, en la descarga de curtiembre, la prueba de Mann-Whitney U no mostró diferencias significativas entre los horarios ($W = 158$, $p = 0.9118$), con una diferencia en la mediana de -0.11 NTU y un intervalo de confianza del 95% de $[-29.00, 25.00]$. El Rank Biserial r fue pequeño ($r = 0.02109$), lo que indica que la variabilidad de la turbidez en este punto de muestreo no depende del horario de descarga. De manera similar, en la descarga del efluente de la PTAR, la prueba t de Student para muestras independientes no mostró diferencias significativas entre los horarios ($t = 0.31077$, $df = 34$, $p = 0.7579$). La media de turbiedad en la mañana fue de 170.83 NTU, mientras que en la tarde fue de 167.61 NTU, con un intervalo de confianza del 95% de $[-17.85, 24.29]$, lo que confirma

que los niveles de turbidez se mantienen estables a lo largo del día. El tamaño del efecto mediante Cohen's d fue negligible ($d = 0.10359$, IC 95%: [-0.574, 0.781]), lo que sugiere que la variación en la turbiedad por horario de descarga es insignificante.

Los valores de turbiedad en el agua del río Pachanlica antes de la descarga de aguas residuales de curtiembre y del efluente de la PTAR se encontraban dentro del límite establecido por la normativa ambiental ecuatoriana (TULSMA), que fija un umbral de 100 NTU para cuerpos de agua destinados al consumo humano y riego agrícola (TULSMA, 2017). Sin embargo, tras la descarga de los efluentes, se evidenció un incremento notable en la turbiedad del agua del río, reflejando un aumento en la carga de partículas en suspensión y una alteración en la calidad del recurso hídrico.

El proceso de curtido es una de las principales fuentes de contaminación hídrica en la industria manufacturera debido al vertido de sales, proteínas, grasas y productos químicos utilizados en el tratamiento de pieles. Estos residuos, al ser descargados en cuerpos de agua, pueden generar turbidez elevada, afectar la penetración de la luz en la columna de agua y comprometer la actividad fotosintética de organismos acuáticos, reduciendo la disponibilidad de oxígeno disuelto (Villa *et al.*, 2018). En este sentido, la turbidez se considera un parámetro clave para evaluar el grado de tratamiento de los efluentes y su impacto en los ecosistemas acuáticos.

Los valores de turbidez registrados en el río Pachanlica tras la descarga de aguas residuales de curtiembre fueron comparables a los reportados en otros estudios sobre aguas residuales sin tratar, como el caso de la planta de tratamiento de Ucubamba, donde se han registrado valores de 166 NTU (Arcentales *et al.*, 2022). Esto sugiere que la descarga de curtiembre en el río Pachanlica presenta un alto contenido de partículas en suspensión y residuos industriales, lo que evidencia un deterioro significativo en la calidad del agua. En contraste, investigaciones previas han documentado valores de turbidez más bajos en efluentes tratados de curtidurías, como los 31 NTU reportados en la curtiduría "Curtial" en Ambato, donde los procesos de tratamiento han logrado una reducción efectiva de SST (Acosta, 2021).

Por otro lado, aunque la descarga del efluente de la PTAR mostró una tendencia al aumento de la turbidez, este cambio no fue estadísticamente significativo. Esto sugiere que, si bien el tratamiento del agua residual en la PTAR no elimina completamente los SST, su contribución a la turbidez del río es menor en comparación con la curtiembre. No obstante, estos hallazgos resaltan la importancia de optimizar los procesos de filtración y sedimentación en las PTAR para mejorar la calidad del agua vertida y minimizar su impacto en los cuerpos hídricos receptores.

4.2. Fase 2. Eficiencia de los tratamientos químicos

En la segunda fase de esta investigación, se evaluó la influencia del tipo de floculante y su concentración en la calidad del efluente que se descarga al río Pachanlica. Para ello, se realizó un análisis comparativo de parámetros clave de calidad del agua antes y después de la aplicación del tratamiento químico, incluyendo pH, conductividad, SDT, SST, turbidez, DBO, DQO y Cr^{6+} .

Los análisis de normalidad de Shapiro-Wilk para los residuos del ANOVA indicaron que los datos de pH ($W = 0.60041$, $p < 0.001$), conductividad ($W = 0.91784$, $p = 0.01088$), SDT ($W = 0.91784$, $p = 0.01088$), SST ($W = 0.93242$, $p = 0.02965$), turbidez ($W = 0.87407$, $p = 0.0007177$), DBO ($W = 0.92657$, $p = 0.01972$) y DQO ($W = 0.90775$, $p = 0.005595$) no siguen una distribución normal, mientras que el Cr^{6+} ($W = 0.95979$, $p = 0.2118$) fue el único parámetro cuyos datos mostraron una distribución normal.

En cuanto a la homogeneidad de varianzas, la prueba de Levene no detectó diferencias significativas en la dispersión de los datos entre los grupos para la mayoría de los parámetros ($F = 0.8967$, $p = 0.5568$ para pH; $F = 0.8452$, $p = 0.6002$ para conductividad; $F = 0.6953$, $p = 0.7304$ para SST; $F = 0.6528$, $p = 0.7667$ para turbidez; $F = 1.0444$, $p = 0.4413$ para DBO; $F = 0.1515$, $p = 0.9988$ para DQO y $F = 0.7431$, $p = 0.6889$ para Cr^{6+}), lo que sugiere que la variabilidad de los tratamientos fue similar. Cabe destacar que los parámetros de calidad del agua tienden a presentar distribuciones no normales, lo cual es común en estudios ambientales y ecológicos debido a la naturaleza heterogénea y la variabilidad inherente de los ecosistemas acuáticos. (Espinal *et al.*, 2013).

Se aplicaron diferentes transformaciones, como logarítmica, raíz cuadrada y Box-Cox, sin lograr la normalización de los datos. Ante esta situación, el Cr^{6+} fue el único parámetro que cumplió los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se procedió con un ANOVA y comparaciones múltiples mediante la prueba de Tukey HSD. En contraste, para pH, conductividad, SDT, SST, DBO, DQO y turbidez, se optó por el uso de pruebas no paramétricas, en particular la prueba de Kruskal-Wallis, para evaluar la influencia del tipo y concentración del coagulante en la calidad del efluente que se descarga al río Pachanlica. A continuación, se presentan los resultados detallados por parámetro.

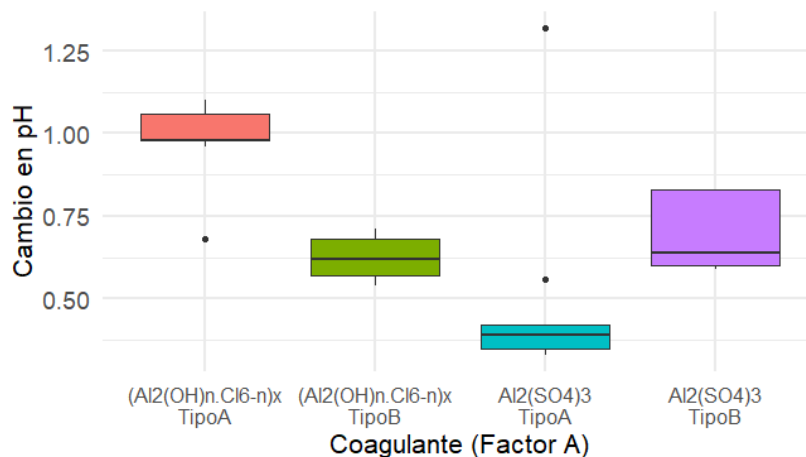
4.2.1. Potencial de hidrógeno

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis mostraron diferencias significativas en el Factor A (tipo de coagulante) ($\chi^2 = 20.443$, $df = 3$, $p < 0.001$), indicando que al menos un coagulante tuvo un efecto distinto sobre la reducción del pH. En contraste, no se encontraron diferencias significativas en el Factor B (concentración del coagulante) ($\chi^2 = 3.1408$, $df = 2$, $p = 0.208$), lo que sugiere que la variación en la concentración no afectó significativamente el pH. Sin embargo, al analizar los tratamientos específicos, sí se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 28.235$, $df = 11$, $p = 0.00298$), lo que indica que algunas combinaciones de coagulante y concentración produjeron cambios diferentes en el pH.

La figura 9 muestra la variabilidad en la modificación del pH según el tipo de coagulante utilizado. Se observa que el Policloruro de Aluminio Tipo A presenta la mayor variabilidad y el mayor incremento en pH, mientras que el Sulfato de Aluminio Tipo A muestra la menor variación y una media más baja en comparación con los demás coagulantes. La prueba de Dunn confirmó diferencias significativas, indicando que el Policloruro de Aluminio Tipo A genera un mayor aumento del pH que el Sulfato de Aluminio Tipo A ($Z = 4.4557$, $p\text{-ajustado} = 5.016 \times 10^{-5}$). También se encontraron diferencias significativas entre el Policloruro de Aluminio Tipo A y el Tipo B ($Z = 2.8548$, $p\text{-ajustado} = 0.0258$), lo que sugiere que el tipo específico de coagulante influye en la alteración del pH del agua tratada.

Figura 9.

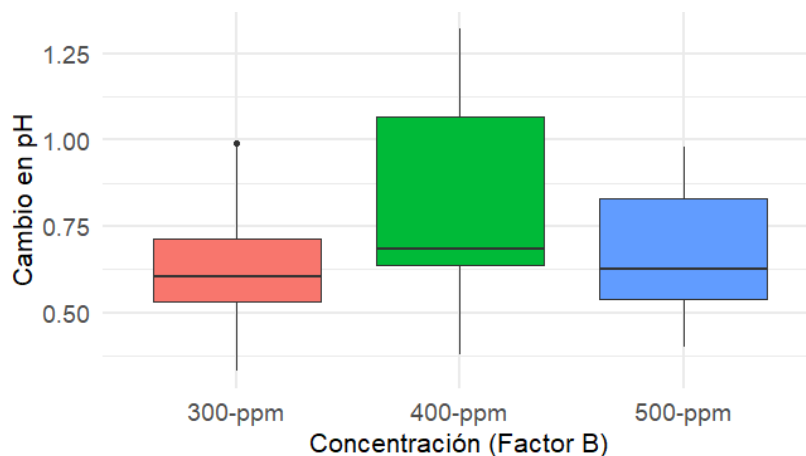
Distribución del cambio en pH por tipo de coagulante.



La figura 10 muestra el efecto de la concentración del coagulante en el cambio de pH. Se observa que la concentración 400 ppm presenta la mayor variabilidad, mientras que 300 y 500 ppm muestran una distribución más homogénea. Si bien el análisis gráfico sugiere un aumento del pH con la concentración, la prueba de Dunn no mostró diferencias significativas entre las concentraciones evaluadas. Esto sugiere que, aunque hay una tendencia al incremento del pH con concentraciones mayores, esta variabilidad no es lo suficientemente fuerte para ser estadísticamente significativa.

Figura 10.

Distribución del cambio en pH por concentración del coagulante.

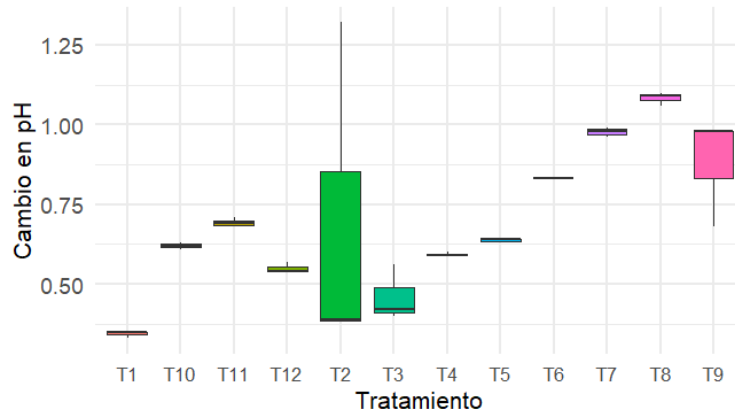


La figura 11 representa los efectos combinados de los tratamientos en la modificación del pH. Se observa que el tratamiento T9 presentó la mayor variabilidad y el mayor

incremento en pH, mientras que el tratamiento T1 mostró el menor cambio. Según la prueba de Dunn, se encontraron diferencias significativas entre algunos tratamientos, destacando que T1 tuvo un cambio significativamente menor en pH comparado con T7 ($Z = -3.2576$, p -ajustado = 0.0741) y T8 ($Z = -3.7230$, p -ajustado = 0.0129).

Figura 11.

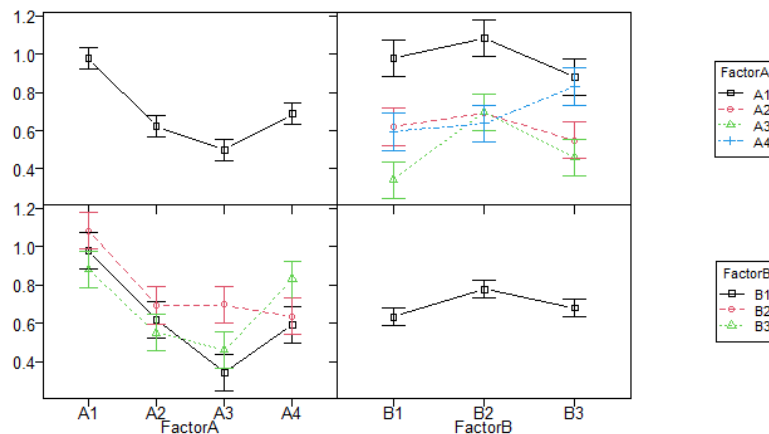
Distribución del cambio en pH por tratamiento.



En el análisis de la interacción entre el tipo de coagulante y la concentración aplicada, se observa que las líneas no son completamente paralelas, lo que indica la presencia de una interacción moderada entre los factores. Sin embargo, las líneas no se cruzan de forma drástica, lo que sugiere que la concentración no modifica sustancialmente el efecto del coagulante en la reducción del pH (Figura 12).

Figura 12.

Efectos principales e interacciones para los cambios de pH.



Los valores de pH obtenidos en este estudio son consistentes con los reportados en la literatura para aguas residuales de curtiembre tratadas con procesos de coagulación-floculación. Bhagawati *et al.* (2024) documentaron valores promedio de pH de 8.4 antes del tratamiento, similares a los valores iniciales observados en esta investigación. Asimismo, los valores finales de pH tras la aplicación de los coagulantes evaluados se encuentran dentro del rango descrito por Muktadir *et al.* (2024), Tolkou y Zouboulis (2015), y Yahia *et al.* (2021), quienes reportaron un pH entre 7.2 y 8.2 tras procesos de coagulación-floculación en efluentes de curtiembre. El efecto de los coagulantes en la disminución del pH es atribuible a las reacciones de neutralización de iones hidroxilo (OH^-) mediante la formación de hidróxidos metálicos de Al^{3+} y Fe^{3+} , un mecanismo descrito por Tolkou y Zouboulis (2015).

Sin embargo, los resultados muestran que el tipo de coagulante tiene una influencia mayor sobre la reducción del pH que la concentración aplicada, lo que sugiere que la composición química del coagulante es un factor determinante en la eficiencia del proceso, más que la dosis utilizada. Si bien se mostraron interacciones moderadas entre el tipo de coagulante y la concentración, ciertos tratamientos como la combinación de policloruro de aluminio tipo B a 300 ppm y sulfato de aluminio tipo A a 500 ppm o la aplicación de sulfato de aluminio tipo A a 400 ppm con tipo B a 500 ppm han sido reportados como combinaciones que pueden generar efectos diferenciados en el tratamiento de aguas residuales (Yahia *et al.*, 2021).

En este estudio, la variabilidad observada en las respuestas podría estar relacionada con diferencias en la dinámica de floculación según la matriz del agua residual evaluada. En términos de cumplimiento ambiental, los coagulantes evaluados permitieron mantener los niveles de pH dentro de los rangos permisibles según la legislación ecuatoriana, evitando una acidificación excesiva del agua (<7.0) (Arcentales *et al.*, 2022; Tolkou y Zouboulis, 2015). Esto confirma la viabilidad de los coagulantes evaluados para su aplicación en el tratamiento de efluentes de curtiembre, asegurando que el proceso no genere impactos negativos sobre la calidad del agua tratada.

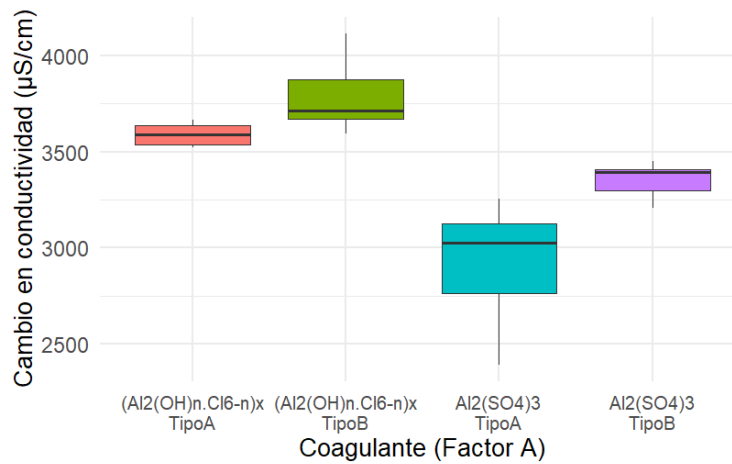
4.2.2. Conductividad

El análisis mediante la prueba de Kruskal-Wallis reveló diferencias significativas entre los tipos de coagulantes (Factor A) con un estadístico chi-cuadrado de 31.785 y un p-valor de 5.809×10^{-7} , lo que indica que al menos un coagulante presentó un efecto diferenciado en la reducción de la conductividad. Sin embargo, la misma prueba aplicada a los niveles de concentración (Factor B) no mostró diferencias significativas ($\chi^2 = 2.4916$, $p = 0.2877$), lo que sugiere que la variación de la concentración no influyó de manera determinante en la conductividad del agua tratada. Al considerar los 12 tratamientos en conjunto, la prueba de Kruskal-Wallis confirmó la existencia de diferencias significativas ($\chi^2 = 34.39$, $p = 0.0003122$), indicando que ciertas combinaciones de coagulante y concentración presentaron mayor efectividad en la reducción de la conductividad.

La figura 13 muestra la variabilidad de la conductividad en función del tipo de coagulante utilizado. Se observa que el sulfato de aluminio tipo A presentó un aumento significativo de la conductividad en comparación con los otros coagulantes, lo que sugiere que este coagulante libera más iones en solución. En contraste, el policloruro de aluminio tipo B mostró la menor variabilidad y una reducción más estable en la conductividad del agua. Los resultados de la prueba de Dunn refuerzan esta observación, indicando diferencias estadísticamente significativas entre el sulfato de aluminio tipo A y el policloruro de aluminio tipo A ($Z = 3.7366$, $p\text{-ajustado} = 0.0011$) y entre el sulfato de aluminio tipo A y el policloruro de aluminio tipo B ($Z = 5.2804$, $p\text{-ajustado} = 7.73 \times 10^{-7}$). Esto confirma que la eficiencia de los coagulantes en la reducción de la conductividad varía en función de su composición química y la cantidad de iones que liberan en el proceso de coagulación. Asimismo, se encontró una diferencia significativa entre el policloruro de aluminio tipo B y el sulfato de aluminio tipo B ($Z = 3.5128$, $p\text{-ajustado} = 0.0027$), lo que indica que, aunque ambos coagulantes tienen una composición a base de aluminio, la estructura química del policloruro influye en la reducción de la conductividad.

Figura 13.

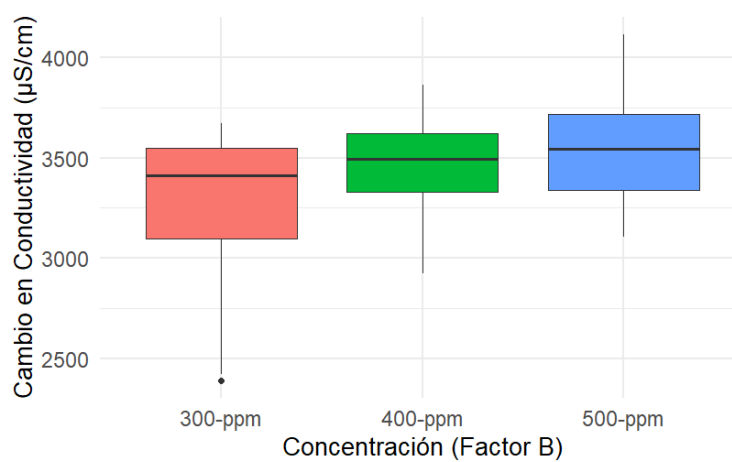
Distribución del cambio en conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por tipo de coagulante.



La figura 14 representa la distribución de la conductividad en función de la concentración del coagulante. Se observa que 400 ppm presenta una mayor variabilidad, mientras que las concentraciones de 300 ppm y 500 ppm muestran una dispersión menor. Sin embargo, la prueba de Dunn no mostró diferencias significativas entre las concentraciones, lo que indica que la concentración del coagulante no es un factor determinante en la variación de la conductividad del agua tratada. Este resultado sugiere que, aunque una mayor concentración puede incrementar la disponibilidad de iones en el agua, su efecto no es lo suficientemente pronunciado para generar diferencias estadísticas relevantes.

Figura 14.

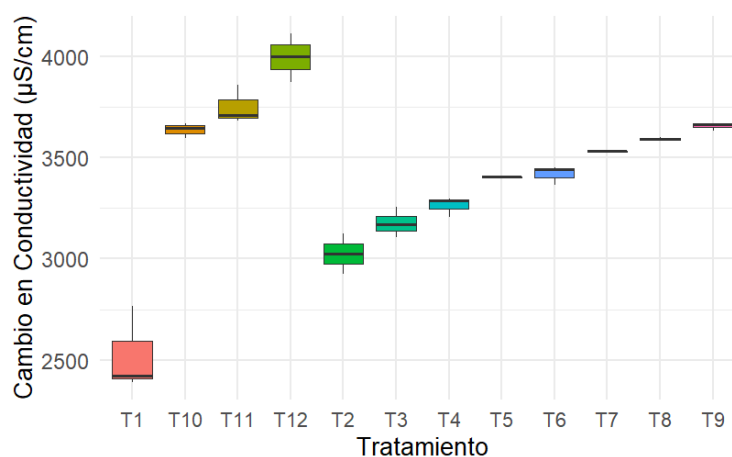
Distribución del cambio en conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por concentración del coagulante.



La figura 15 muestra la distribución de la conductividad según los tratamientos evaluados. Se observa que el tratamiento T7 presentó la menor variabilidad y los valores más bajos de conductividad, lo que sugiere que la combinación de policloruro de aluminio tipo B con una concentración óptima minimiza la liberación de iones en el agua. En contraste, el tratamiento T9 mostró los valores más altos de conductividad, lo que indica una mayor presencia de especies iónicas disueltas. Esto puede estar relacionado con una sobredosificación del coagulante o con la liberación de sales residuales en el proceso. La prueba de Dunn para los tratamientos mostró diferencias significativas entre T1 y T11 ($Z = -3.4878$, p -ajustado = 0.0321) y entre T1 y T12 ($Z = -3.8366$, p -ajustado = 0.0082), lo que confirma que algunos tratamientos fueron significativamente más eficientes que otros en la reducción de la conductividad. Por otro lado, aunque T9 presentó la menor reducción en conductividad, las diferencias con otros tratamientos no fueron suficientemente significativas en términos estadísticos. Esto sugiere que la variabilidad en la respuesta de los tratamientos podría estar influenciada por otros factores, como la composición inicial del agua y la interacción con otros parámetros de calidad.

Figura 15.

Distribución del cambio en conductividad ($\mu\text{S/cm}$) por tratamiento.



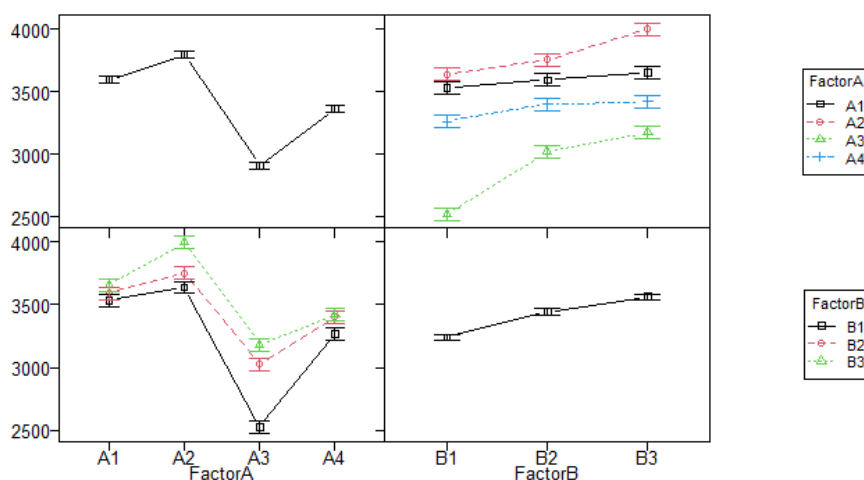
Para identificar las diferencias específicas entre los coagulantes, se realizó la prueba de comparaciones múltiples de Dunn. Los resultados indicaron que el policloruro de aluminio tipo B mostró diferencias estadísticamente significativas con respecto al sulfato de aluminio tipo A ($Z = 5.2804$), mientras que el policloruro de aluminio tipo A también

presentó diferencias con este mismo coagulante ($Z = 3.7366$). Al evaluar las comparaciones entre tratamientos específicos, la prueba de Dunn mostró que la combinación del policloruro de aluminio tipo B con 300 ppm (Tratamiento 1) presentó diferencias significativas con respecto a los tratamientos que incluyeron sulfato de aluminio tipo A con 500 ppm (Tratamiento 11, $Z = -3.4878$, p -ajustado = 0.0321) y sulfato de aluminio tipo B con 500 ppm (Tratamiento 12, $Z = -3.8367$, p -ajustado = 0.0082). Estos resultados sugieren que la combinación del policloruro de aluminio tipo B con concentraciones bajas es más efectiva en la reducción de la conductividad en comparación con los tratamientos basados en sulfatos de aluminio con concentraciones elevadas.

En el análisis de interacciones se evidencia que las líneas son relativamente paralelas, lo que sugiere que no hay una interacción significativa entre el tipo y la concentración del coagulante en la conductividad del agua. En el caso del policloruro de aluminio tipo B, los valores de conductividad se mantienen relativamente constantes entre 300 ppm y 500 ppm, lo que indica que concentraciones más altas no necesariamente resultan en una mayor eficiencia. En contraste, los sulfatos de aluminio muestran una ligera tendencia a reducir la conductividad con concentraciones crecientes, aunque sin alcanzar los valores obtenidos con los policloruros de aluminio (Figura 16).

Figura 16.

Efectos principales e interacciones para los cambios de conductividad ($\mu\text{S/cm}$).



Estos resultados coinciden con estudios previos que destacan la eficacia de los polímeros metálicos floculantes en el tratamiento de aguas residuales, tanto domésticas como industriales. Investigaciones como las de Tolkou y Zouboulis (2015) confirman que los coagulantes a base de aluminio y hierro pueden modificar las características fisicoquímicas del agua, incluida la conductividad, al inducir la formación de flóculos y facilitar la captura de impurezas. Del mismo modo, Yahia *et al.* (2021) reportaron que el proceso de coagulación-floculación reduce la conductividad de las aguas residuales, atribuyendo este efecto a la interacción de los coagulantes con los iones en solución. La formación de hidróxidos metálicos, como $\text{Al}(\text{OH})_3$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3$, puede provocar la precipitación de ciertas especies iónicas, disminuyendo así la concentración de iones conductores en el agua.

Los resultados obtenidos refuerzan la evidencia de que el policloruro de aluminio, particularmente el tipo B, es más eficiente en la reducción de la conductividad del agua contaminada con residuos de curtiembre. Esto sugiere que, en comparación con los sulfatos de aluminio, los policloruros pueden inducir una mayor reducción en la concentración de iones en la solución, favoreciendo la precipitación de especies químicas y reduciendo la conductividad del agua tratada. No obstante, la falta de diferencias significativas entre los niveles de concentración sugiere que no siempre es necesario aumentar la dosificación de coagulantes para mejorar la eficiencia del proceso, lo que tiene implicaciones relevantes para la optimización de costos y la reducción del impacto ambiental en los tratamientos de aguas residuales industriales.

4.2.3. Sólidos disueltos totales

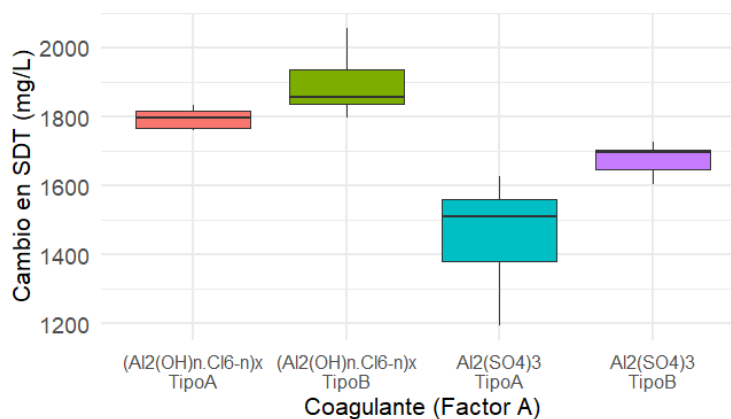
Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas entre los tipos de coagulantes ($\chi^2 = 31.785$, $p = 5.809 \times 10^{-7}$), lo que sugiere que algunos coagulantes fueron más efectivos en la reducción de SDT que otros. Sin embargo, la concentración del coagulante (Factor B) no mostró un efecto significativo en la reducción de SDT ($\chi^2 = 2.4916$, $p = 0.2877$), indicando que el aumento de la concentración no impactó de manera considerable este parámetro. Al evaluar los tratamientos en su conjunto, la prueba de Kruskal-Wallis confirmó diferencias significativas entre ellos (χ^2

= 34.39, $p = 0.0003122$), lo que resalta la necesidad de considerar la combinación específica de coagulante y concentración para optimizar el proceso.

La figura 17 muestra la variación en la reducción de SST en función del tipo de coagulante. Se observa que el policloruro de aluminio tipo B presentó una reducción significativamente mayor en comparación con otros coagulantes, mientras que el policloruro de aluminio tipo A tuvo la menor eficiencia en la remoción de SST. Los resultados de la prueba de Dunn confirman estas observaciones. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el policloruro de aluminio tipo B y el policloruro de aluminio tipo A ($Z = 3.51$, p -ajustado = 0.0027), así como entre el policloruro de aluminio tipo B y el sulfato de aluminio tipo B ($Z = 5.28$, p -ajustado = 7.73×10^{-7}). Además, el sulfato de aluminio tipo A mostró una reducción significativamente mayor de SST en comparación con el policloruro de aluminio tipo A ($Z = 3.74$, p -ajustado = 0.0011). Esto concuerda con estudios previos que señalan la mayor eficacia de los policloruros de aluminio en la remoción de SST debido a su estructura polimérica y su capacidad de adsorción mejorada (Tolkou y Zouboulis, 2015).

Figura 17.

Distribución del cambio en SDT (mg/L) por tipo de coagulante.

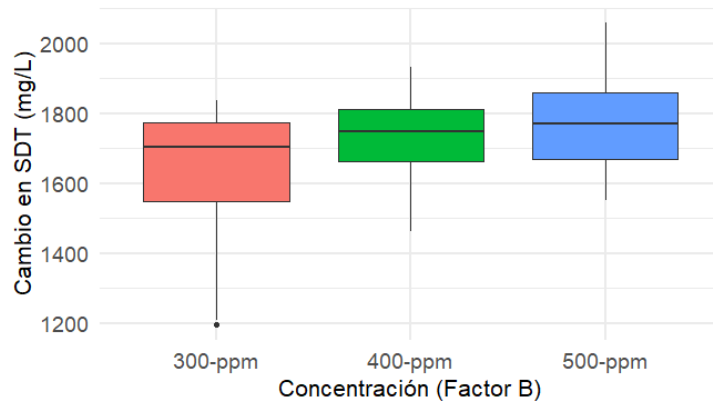


La figura 18 representa la distribución de la reducción de SST en función de la concentración del coagulante. Se observa que 500 ppm presenta una tendencia a una mayor reducción de SST, mientras que las concentraciones de 300 ppm y 400 ppm muestran una mayor dispersión en los valores de reducción. Sin embargo, la prueba de Dunn no mostró diferencias significativas entre las concentraciones, lo que indica que, si

bien la concentración puede influir en la eficiencia del proceso, su efecto no es lo suficientemente marcado como para generar variaciones estadísticas relevantes.

Figura 18.

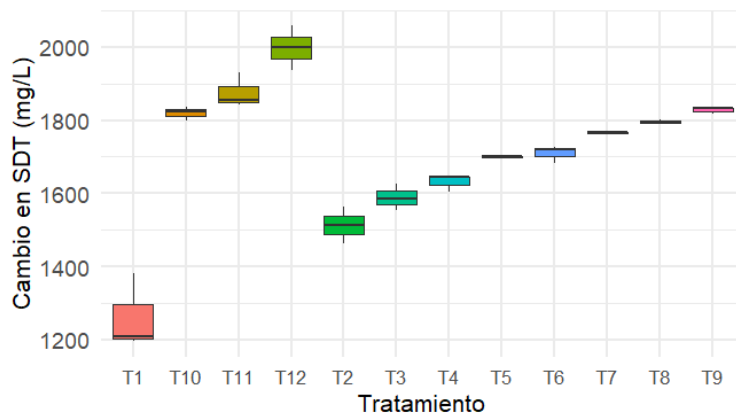
Distribución del cambio en SDT (mg/L) por concentración del coagulante.



La figura 19 muestra la distribución de los valores de reducción de SST en cada tratamiento evaluado. Se observa que el tratamiento T12 presentó la mayor reducción de SST, con diferencias significativas en comparación con otros tratamientos. Por otro lado, el tratamiento T1 mostró la menor reducción, lo que sugiere que su combinación de coagulante y concentración no fue efectiva en la remoción de SST.

Figura 19.

Distribución del cambio en SDT (mg/L) por tratamiento.



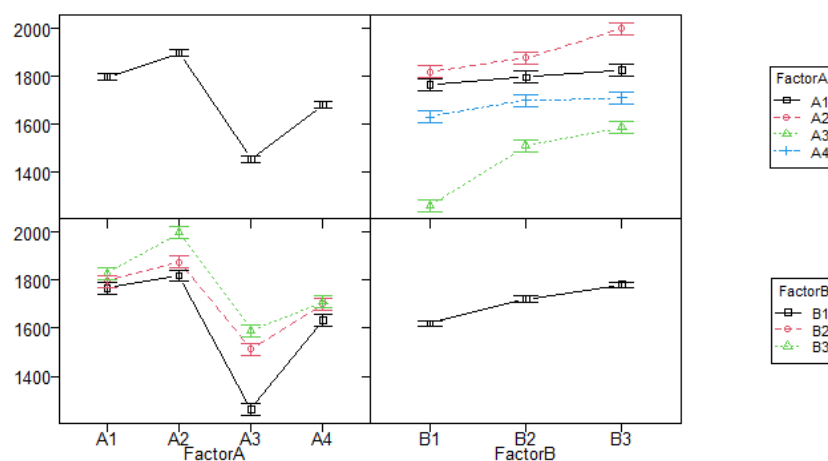
La prueba de Dunn para los tratamientos confirmó estas diferencias. Se encontraron diferencias significativas entre T1 y T11 ($Z = -3.4878$, p -ajustado = 0.0321) y entre T1 y

T12 ($Z = -3.8366$, p -ajustado = 0.0082), lo que indica que algunos tratamientos fueron considerablemente más efectivos en la reducción de SST. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre otros tratamientos cercanos en rendimiento, lo que sugiere que las diferencias en reducción de SST pueden deberse a variaciones en las propiedades químicas de los coagulantes y su interacción con las partículas suspendidas.

En el análisis de las interacciones se observa que las líneas no son completamente paralelas, lo que sugiere la presencia de una interacción entre el tipo de coagulante y la concentración utilizada (Figura 20). Sin embargo, la magnitud de esta interacción varía entre los coagulantes evaluados. En particular, el policloruro de aluminio tipo A muestra una reducción más pronunciada de SDT con concentraciones crecientes, mientras que el sulfato de aluminio tipo B exhibe una menor sensibilidad a los cambios en la concentración. Esto indica que el efecto de la concentración del coagulante en la reducción de SDT depende del tipo de coagulante empleado. Además, se observa que el policloruro de aluminio tipo B mantiene una tendencia más estable en todas las concentraciones, lo que sugiere una respuesta más predecible y eficiente en la reducción de SDT, mientras que los otros coagulantes presentan una mayor variabilidad en su comportamiento.

Figura 20.

Efectos principales e interacciones para los cambios de SDT (mg/L).



Estas diferencias en la interacción pueden atribuirse a la variabilidad en la capacidad de coagulación y floculación de cada coagulante, lo que resalta la importancia de considerar ambos factores al diseñar estrategias de tratamiento para mejorar la calidad del efluente que se descarga al río Pachanlica.

La concentración de SDT presentados en el efluente que se descarga al río Pachanlica se encontraron dentro del rango reportado por diferentes autores (Bhagawati *et al.*, 2024; Moktadir *et al.*, 2024), quienes obtuvieron valores entre 460 a 35200 mg/L. A pesar de que las muestras de efluente tomadas presentaron una concentración de sólidos relativamente baja (3000 mg/L) en comparación con otros efluentes de curtiduría, se debe considerar que las aguas empleadas en este estudio corresponden al tomado directamente del tubo que se descarga al río, sus características iniciales fueron más cercanas, con los valores reportados de 2130 mg/L de sólidos (Abu *et al.*, 2017). Es importante resaltar que una elevada concentración de SDT es común en los efluentes de curtiduría debido al uso de sales y químicos empleados en la limpieza y preparación del cuero. Por lo tanto, las industrias deben implementar pretratamientos que reduzcan el impacto ambiental en los cuerpos de agua receptores (Moktadir *et al.*, 2024; Tolkou y Zouboulis, 2015).

El uso de floculante-coagulante, tiene un efecto limitado en la disminución de sólidos disueltos de agua residuales domésticas e industriales. Sin embargo, la capacidad de formación de flóculos de los polímeros de aluminio y hierro puede facilitar la precipitación de sustancias químicas formadas con estos compuestos metálicos y otros componentes orgánicos complejos; contribuyendo de manera indirecta en la disminución de los SDT. Según Abu *et al.* (2017), los polímeros metálicos coagulantes no son efectivos para eliminar la mayor proporción de sales de Na⁺, K⁺, Cl⁻, presentes en los SDT; por lo que, este tipo de tratamiento debe aplicarse en combinación de otros procesos biológicos, químicos o físicos que pueden incluir ósmosis inversa, intercambio iónico, electrocoagulación.

Los resultados refuerzan la evidencia de que los coagulantes a base de aluminio inducen procesos de precipitación y adsorción que contribuyen a la eliminación de SDT en aguas residuales industriales. La reducción de SDT observada en los tratamientos con

policloruro de aluminio es consistente con estudios previos que destacan su mayor capacidad de captura de partículas y eliminación de materia disuelta en comparación con los sulfatos de aluminio (Yahia *et al.*, 2021). Además, la aplicación de estos resultados en el contexto del río Pachanlica sugiere que la implementación de policloruro de aluminio tipo B podría ser una estrategia eficiente para la reducción de contaminantes en cuerpos de agua afectados por descargas de curtiembres. En términos operacionales, el hecho de que la concentración no tenga un efecto significativo en la reducción de SDT implica que es posible optimizar el tratamiento minimizando la cantidad de coagulante utilizado sin comprometer su eficiencia, reduciendo costos y minimizando el impacto ambiental del proceso.

4.2.4. Sólidos suspendidos totales

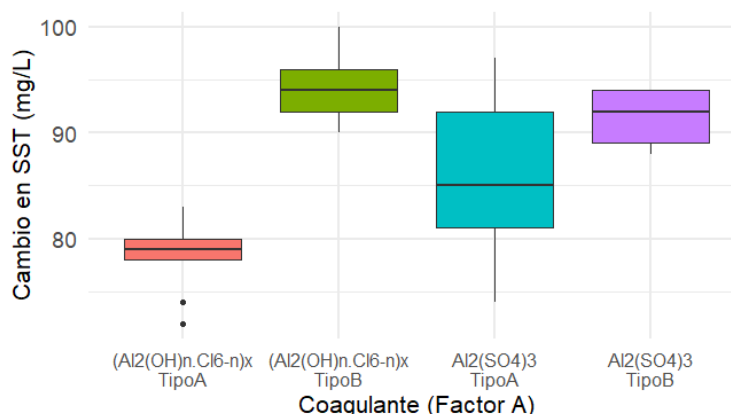
Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas tanto entre los tipos de coagulantes ($\chi^2 = 20.013$, $p = 0.0001687$) como entre las concentraciones de coagulante utilizadas ($\chi^2 = 8.4113$, $p = 0.01491$). Además, al evaluar los tratamientos en su conjunto, la prueba de Kruskal-Wallis confirmó diferencias significativas entre ellos ($\chi^2 = 29.571$, $p = 0.00185$), lo que destaca la importancia de la selección tanto del tipo de coagulante como de su concentración para la optimización del proceso.

La prueba de Dunn para el Factor A mostró que el policloruro de aluminio tipo B logró una mayor reducción de SST en comparación con el policloruro de aluminio tipo A ($Z = -4.28$, $p = 0.0001$) y el sulfato de aluminio tipo B ($Z = -3.15$, $p = 0.0096$). Estos resultados evidencian que el desempeño del coagulante varía significativamente según su composición química, influyendo en la capacidad de agregación de partículas suspendidas.

La figura 21 confirma estas diferencias, mostrando que el policloruro de aluminio tipo B tiene una menor variabilidad en la remoción de SST, lo que sugiere una mayor estabilidad en su eficacia.

Figura 21.

Distribución del cambio en SST (mg/L) por tipo de coagulantet.

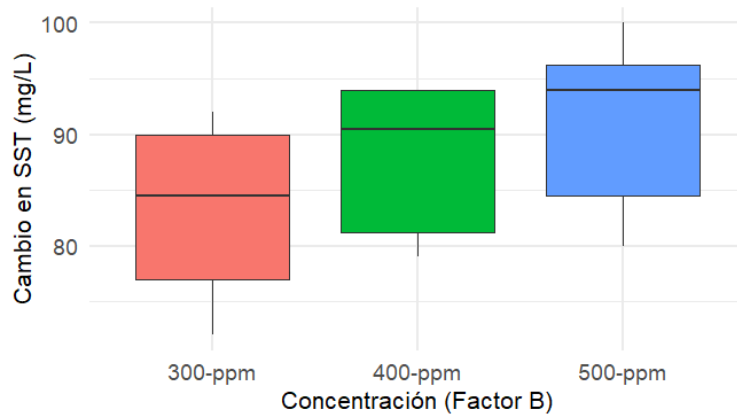


Para el Factor B, la prueba de Dunn reveló diferencias significativas entre la concentración de 500 ppm y 300 ppm ($Z = -2.89$, $p = 0.0113$), lo que indica que una mayor concentración de coagulante incrementa la eficiencia en la remoción de SST. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de 400 ppm y 500 ppm, lo que sugiere que aumentar la dosis más allá de 400 ppm no mejora sustancialmente el proceso.

La figura 22 respalda este hallazgo, mostrando que la variabilidad entre concentraciones es baja y que el efecto de la concentración sigue una tendencia clara pero no necesariamente lineal. En el análisis de tratamientos, la prueba de Dunn permitió identificar el mejor y el peor tratamiento en términos de reducción de SST. El tratamiento que mostró la mayor reducción de SST fue T12, con diferencias estadísticamente significativas respecto a varios otros tratamientos ($Z = -3.1304$, p -ajustado = 0.1152). En contraste, el tratamiento que presentó la menor reducción de SST fue T1, el cual mostró diferencias significativas con tratamientos como T12 y T11 ($Z = -2.4109$, p -ajustado = 1.0000).

Figura 22.

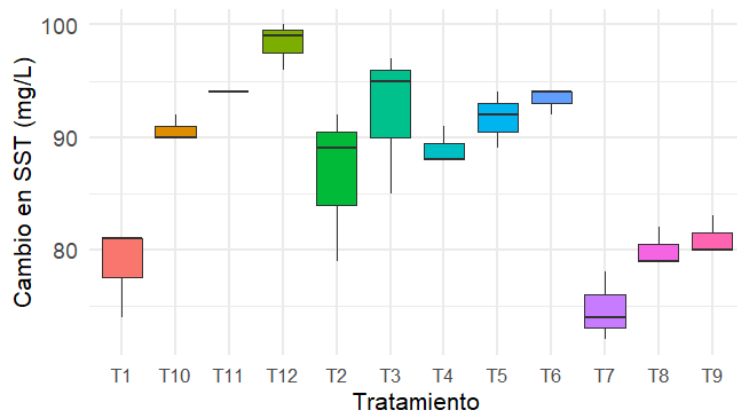
Distribución del cambio en SST (mg/L) por concentración del coagulante.



Estos resultados resaltan que la combinación de policloruro de aluminio tipo B con una concentración más alta genera una mayor eficiencia en la remoción de SST, mientras que el uso de sulfato de aluminio a concentraciones bajas presenta menor efectividad (Figura 23).

Figura 23.

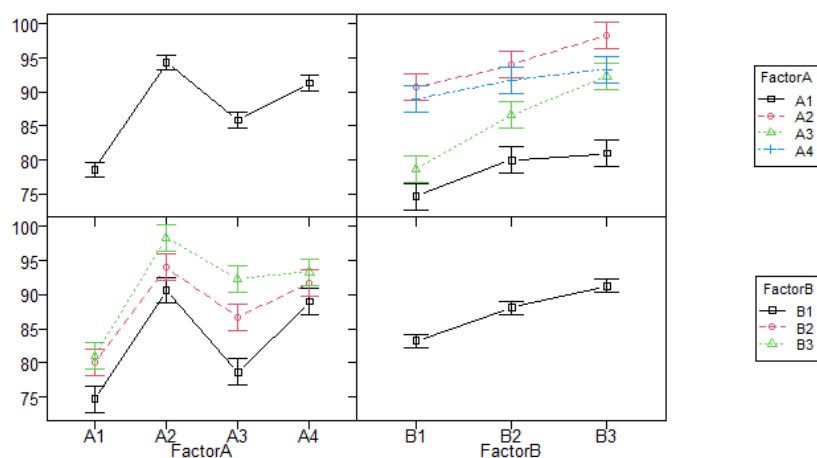
Distribución del cambio en SST (mg/L) por tratamiento.



Las interacciones revelan que la combinación de policloruro de aluminio tipo B con concentraciones de 500 ppm logra la mayor reducción de SST. Se observa que algunas combinaciones con sulfato de aluminio tipo A también alcanzan buenos resultados, pero con mayor variabilidad (Figura 24).

Figura 24.

Efectos principales e interacciones para los cambios de SST (mg/L).



La concentración de SST en el efluente que se descarga al río Pachanlica se encontró relativamente por debajo de los valores reportados en la literatura. Moktadir *et al.* (2024) identificaron concentraciones de entre 530 a 63,130 mg/L para aguas residuales de curtiembres de diferentes localidades, lo que resalta la variabilidad en la contaminación según el proceso y tratamiento aplicado al cuero. En el presente estudio, las muestras del efluente que son descargadas al río Pachanlica presentaron una concentración relativamente baja de SST (110 mg/L) en comparación con estos valores, lo cual es consistente con la diferencia entre un efluente de curtiduría crudo y un cuerpo de agua contaminado por descargas indirectas.

Al comparar los valores de SST del efluente descargado al río Pachanlica con muestras de la cuenca del río Pilica en Polonia, para un análisis en el contexto europeo, los valores obtenidos en este estudio fueron considerablemente más altos. Esto puede atribuirse a diferencias en la regulación ambiental, dado que en Polonia se permite un máximo de 20 mg/L de SST en descargas a cuerpos de agua, lo que contrasta con los valores observados en plantas de tratamiento de aguas residuales de la cuenca del Mar Báltico (Szklairek *et al.*, 2021). Diversos estudios han documentado que los efluentes de curtiembre contienen un alto contenido de sólidos en suspensión, y que los polímeros coagulantes presentan una efectividad limitada en la reducción de SST, pero son altamente eficientes en la remoción de SST (Yahia *et al.*, 2021; Moktadir *et al.*, 2024; Pinto *et al.*, 2019). Estos

coagulantes actúan promoviendo la agregación de partículas finas, formando flóculos de mayor tamaño que pueden ser removidos mediante sedimentación y filtración.

En particular, el uso de polímeros de acrilamida-ácido acrílico (Yahia *et al.*, 2021) y polialuminio férrico silicato (Tolkou y Zouboulis, 2015) ha demostrado ser eficaz en la reducción de SST en función de la concentración empleada. Los resultados obtenidos en el presente estudio refuerzan estos hallazgos, destacando la eficacia del policloruro de aluminio en la reducción de SST en efluentes de curtiduría. Asimismo, la optimización del proceso de coagulación podría enfocarse en la combinación óptima de tipo de coagulante y concentración para maximizar la eficiencia en la remoción de SST con el menor impacto ambiental posible.

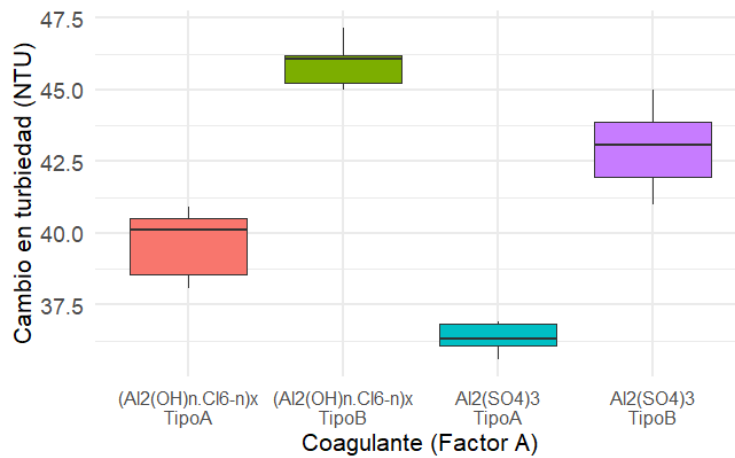
4.2.5. Turbiedad

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas entre los tipos de coagulantes ($\chi^2 = 32.603$, $p = 3.905 \times 10^{-7}$), mientras que la concentración del coagulante no mostró un efecto significativo en la reducción de la turbidez ($\chi^2 = 1.5907$, $p = 0.4514$). Al evaluar los tratamientos en su conjunto, la prueba de Kruskal-Wallis confirmó diferencias significativas entre ellos ($\chi^2 = 34.348$, $p = 0.0003172$), lo que destaca la importancia de la selección del tipo de coagulante para la optimización del proceso.

Para el Factor A, la prueba de Dunn mostró diferencias significativas entre algunos coagulantes. En particular, el policloruro de aluminio tipo B mostró una mayor reducción de turbiedad en comparación con el policloruro de aluminio tipo A ($Z = -3.59$, $p = 0.0019$) y el sulfato de aluminio tipo A ($Z = 5.40$, $p < 0.0001$). Además, el sulfato de aluminio tipo A presentó diferencias significativas con el sulfato de aluminio tipo B ($Z = -3.66$, $p = 0.0015$), indicando que la selección del tipo de coagulante tiene un impacto relevante en la eficiencia del proceso. Estos resultados se reflejan en la figura 25, donde se observa que el policloruro de aluminio tipo B y el sulfato de aluminio tipo A presentan medianas más bajas, indicando una mayor reducción de turbidez en comparación con otros coagulantes.

Figura 25.

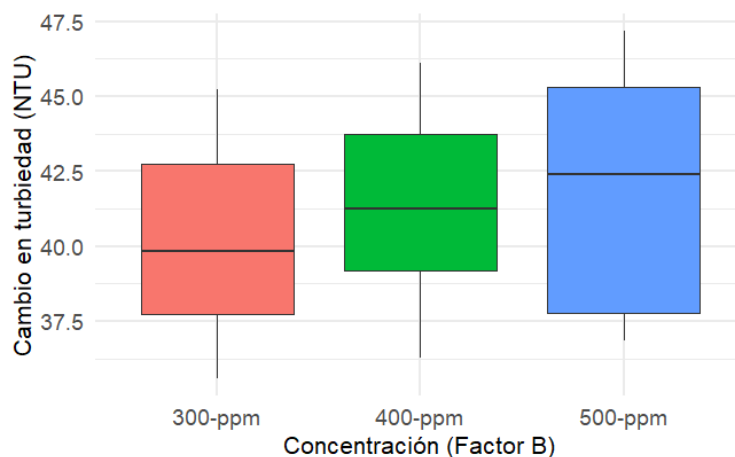
Distribución del cambio en turbiedad (NTU) por tipo de coagulante.



En cuanto al Factor B, la prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas entre los niveles de concentración evaluados, por lo que no se realizaron comparaciones post-hoc. Esto sugiere que la concentración del coagulante no tuvo un efecto significativo en la reducción de la turbiedad. En la figura 26 se observa que los valores de turbiedad son similares entre las concentraciones de 300, 400 y 500 ppm, lo que refuerza la ausencia de diferencias significativas.

Figura 26.

Distribución del cambio en turbiedad (NTU) por concentración del coagulante.

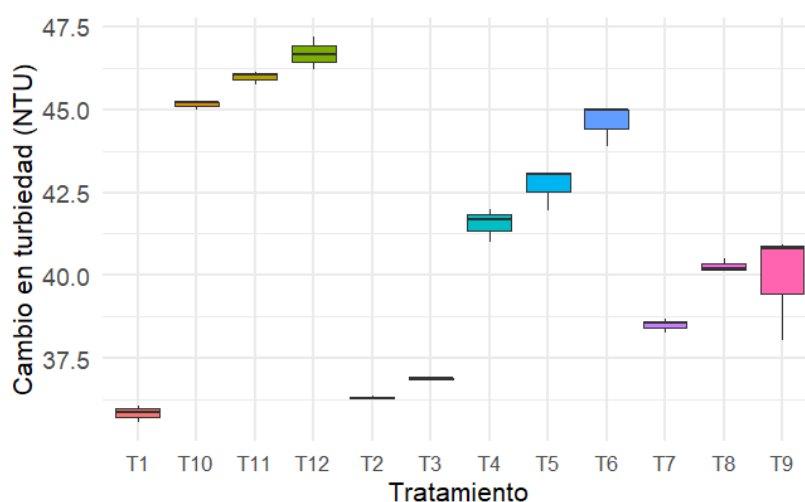


El análisis de tratamientos específicos permitió identificar los tratamientos con mayor y menor eficiencia en la reducción de la turbiedad. La prueba de Dunn evidenció diferencias

significativas entre algunos tratamientos, destacándose que T12 logró la mayor reducción de turbiedad, con diferencias significativas respecto a T1 ($Z = -3.83$, $p = 0.0082$) y T11 ($Z = -3.48$, $p = 0.032$). En contraste, el tratamiento T1 mostró la menor reducción, lo que sugiere que la combinación de coagulante y concentración utilizada en este tratamiento fue la menos efectiva. Estos resultados son consistentes con la figura 27, donde se observa que T12 tiene los valores más bajos de turbidez, mientras que T1 muestra valores más elevados.

Figura 27.

Distribución del cambio en turbiedad (NTU) por tratamiento.



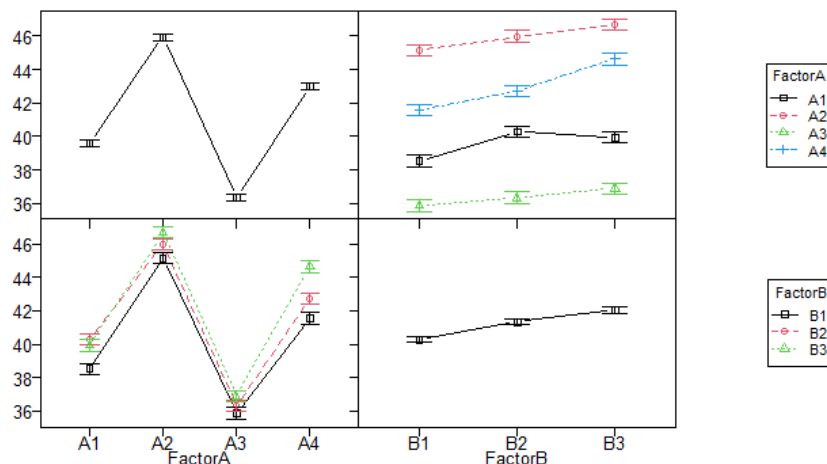
Finalmente, el análisis de interacciones entre el tipo y la concentración de coagulante indica que las líneas en la figura 28 presentan cierta variabilidad, pero no se cruzan de manera marcada, lo que sugiere que la interacción entre los factores no es altamente significativa. Si bien se observan diferencias en la reducción de turbidez según el tipo de coagulante, el efecto de la concentración se mantiene relativamente constante en todos los casos.

Los valores de turbidez registrados en el efluente que se descarga al río Pachanlica se encontraron dentro del límite establecido por la legislación ecuatoriana (TULSMA) para agua dulce captada en plantas de tratamiento de agua potable, donde se establece un límite máximo de 100 NTU (TULSMA, 2017). Sin embargo, al comparar estos valores con muestras de efluentes de curtiembres de diferentes localidades, se pudo observar que la turbidez del efluente que se descarga al Río Pachanlica fue inferior a los valores

reportados en la literatura, que oscilan entre 727 y 1200 NTU (Bhagawati *et al.*, 2024; Saxena *et al.*, 2018; Yahia *et al.*, 2021).

Figura 28.

Efectos principales e interacciones para los cambios de turbiedad (NTU).



Los resultados obtenidos en este estudio confirman los hallazgos de Yahia *et al.* (2021), quienes demostraron que el uso de floculantes tiene un impacto significativo en la reducción de la turbidez del agua tratada. Esto se debe a su capacidad para aglomerar partículas suspendidas y coloidales, facilitando su sedimentación y reduciendo la turbidez por la remoción eficiente de SST. Según Tolkou y Zouboulis (2015) y Yahia *et al.* (2021), los coagulantes a base de policloruro de aluminio son más adecuados para el tratamiento de turbidez. Además, mencionaron que la dosis y la velocidad de agitación son factores clave para reducir significativamente la turbidez inicial del agua residual de curtidurías, mejorando la claridad del agua tratada como parte del pretratamiento para procesos biológicos posteriores.

De acuerdo con el estudio de Medina (2021), el sulfato de aluminio tipo A es el coagulante más económico empleado en el tratamiento del agua. Sin embargo, el policloruro de aluminio ha demostrado ser más eficiente en la reducción de la turbidez, empleando una menor cantidad en comparación con otros coagulantes-floculantes utilizados en el tratamiento de aguas en la Planta Piloto de Flotación del Proyecto Manto Bonito, Arequipa, Perú.

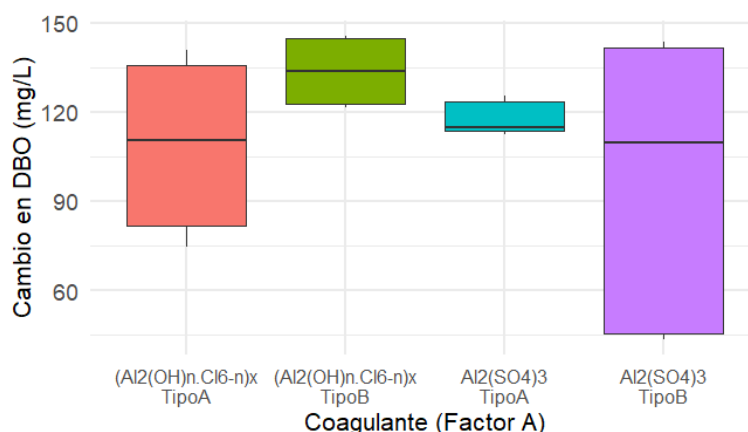
4.2.6. Demanda bioquímica de oxígeno

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas entre los tipos de coagulantes ($\chi^2 = 8.1805$, $p = 0.04242$) y entre las concentraciones de coagulante utilizadas ($\chi^2 = 22.331$, $p = 1.415 \times 10^{-5}$). Además, al evaluar los tratamientos en su conjunto, la prueba de Kruskal-Wallis confirmó diferencias significativas entre ellos ($\chi^2 = 34.226$, $p = 0.0003322$), lo que destaca la importancia de la selección del tipo de coagulante y su concentración para la optimización del proceso.

Los resultados de la prueba de Dunn para el Factor A mostraron diferencias significativas en la reducción de DBO entre algunos coagulantes. En particular, el policloruro de aluminio tipo B presentó una mayor reducción de DBO en comparación con el policloruro de aluminio tipo A ($Z = -2.37$, $p = 0.0176$) y el sulfato de aluminio tipo B ($Z = 2.53$, $p = 0.0114$), aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas tras la corrección de Bonferroni. Sin embargo, la tendencia indica que el policloruro de aluminio tipo B es más eficiente en la remoción de materia orgánica biodegradable. En la figura 29 se observa que este coagulante tiene las menores medianas de DBO, reflejando una mayor eficiencia en el tratamiento del agua.

Figura 29.

Distribución del cambio en DBO (mg/L) por tipo de coagulante.

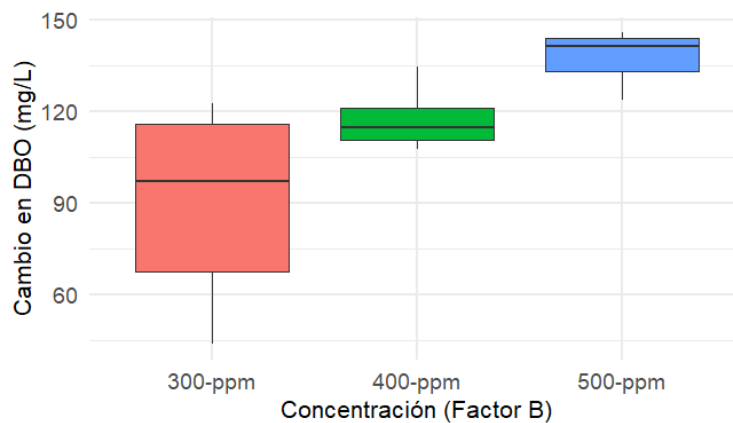


La prueba de Dunn para el Factor B reveló diferencias altamente significativas entre las concentraciones evaluadas. La concentración de 500 ppm presentó una mayor reducción

de DBO en comparación con 300 ppm ($Z = -4.59$, $p < 0.0001$) y 400 ppm ($Z = -3.25$, $p = 0.0011$), lo que confirma que el aumento en la concentración del coagulante mejora la remoción de materia orgánica biodegradable. En la figura 30, se observa una tendencia descendente clara, en la que los valores de DBO disminuyen conforme se incrementa la concentración del coagulante, lo que evidencia una relación dosis-respuesta positiva.

Figura 30.

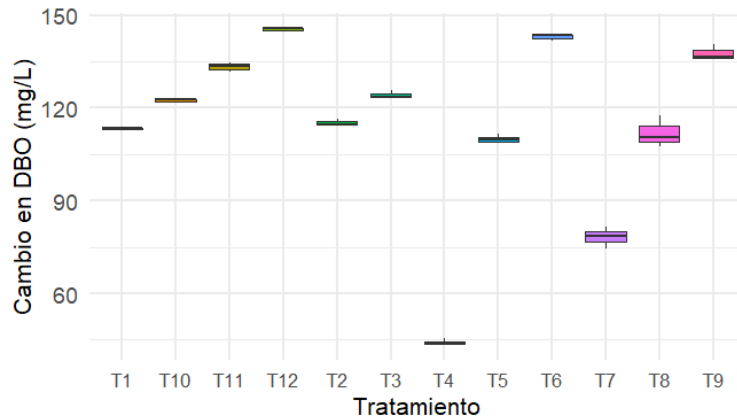
Distribución del cambio en DBO (mg/L) por concentración del coagulante.



La prueba de Dunn para los tratamientos permitió identificar los tratamientos con mayor y menor eficiencia en la reducción de la DBO. Se observó que el tratamiento T12 fue el más efectivo, mostrando diferencias significativas con respecto a T1 ($Z = -2.56$, $p = 0.0105$) y T4 ($Z = -3.83$, $p = 0.0001$). En contraste, el tratamiento T1 presentó la menor reducción de DBO, lo que sugiere que la combinación de coagulante y concentración utilizada en este tratamiento fue la menos eficiente. En la figura 31 se puede ver que T12 muestra la menor dispersión de datos y valores de DBO más bajos, mientras que T1 mantiene valores más elevados de DBO en comparación con el resto de los tratamientos.

Figura 31.

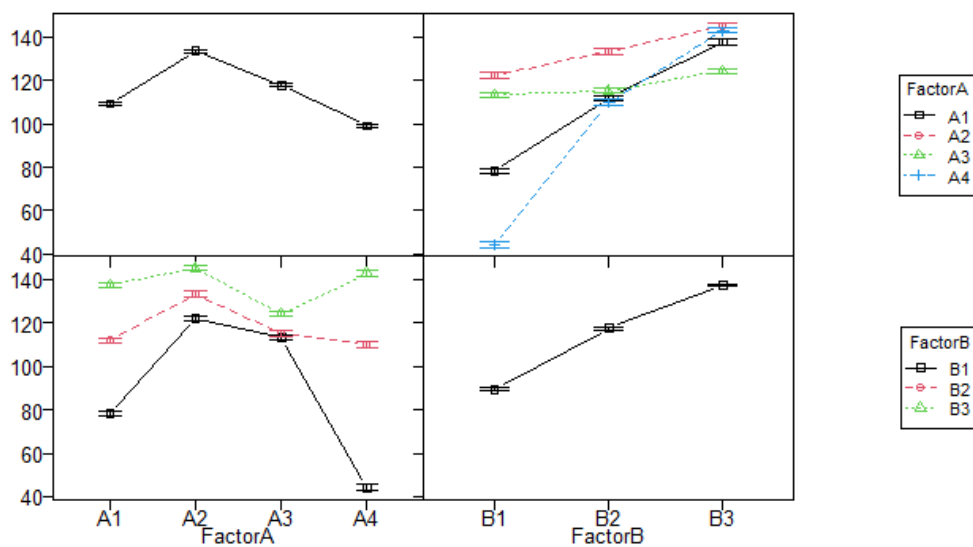
Distribución del cambio en DBO (mg/L) por tratamiento.



El análisis de la figura 32 de interacción muestra que las líneas no son completamente paralelas, lo que sugiere la existencia de una interacción entre el tipo de coagulante y la concentración utilizada. Aunque la magnitud de esta interacción es moderada, se observa que la reducción de DBO no es uniforme en todos los tipos de coagulantes a medida que aumenta la concentración. En algunos casos, el incremento en la concentración genera una reducción significativa de DBO, mientras que en otros la diferencia es menos pronunciada. Sin embargo, no se observan cruces marcados entre las líneas, lo que indica que la interacción es leve y el efecto de la concentración sigue una tendencia relativamente constante para todos los coagulantes.

Figura 32.

Efectos principales e interacciones para los cambios de DBO (mg/L).



Según Pérez y Chávez (2024), la DBO) permite establecer el nivel de contaminación de aguas con residuos domésticos e industriales, en relación con la cantidad de oxígeno presente en la muestra. Al comparar los resultados obtenidos en este estudio con el trabajo de Abu Sayid *et al.* (2017), se observa que las aguas residuales de las zonas de curtidurías de Hazaribagh (India) presentaron un valor extremadamente superior al obtenido en el efluente que se descarga al río Pachanlica. En dicho estudio, la alta carga de materia orgánica, metales pesados y otros compuestos altamente contaminantes elevaron la DBO hasta 903 mg/L. A pesar de que el valor de la DBO en el efluente que se descarga al río Pachanlica fue inferior al reportado en otros estudios, se requiere un tratamiento previo antes de su uso para riego y consumo humano. La calidad del agua supera los límites establecidos por la legislación ecuatoriana (TULSMA) para muestras captadas en el ingreso de plantas de tratamiento de agua potable o para riego, donde se establece un límite máximo de 6 mg/L (TULSMA, 2017).

De manera similar, Pérez y Chávez (2024) reportaron que las aguas del canal de riego Ambato-Huachi-Pelileo presentan valores de DBO de hasta 125 mg O₂/L, superando los límites normativos, especialmente en la parroquia Totoras, cercana a la zona de muestreo del presente estudio. Según Tolkou y Zouboulis (2015), los coagulantes a base de policloruros son particularmente efectivos para reducir la materia orgánica natural en efluentes de curtiembres, principales responsables de la elevada DBO. Estos coagulantes-floculantes eliminan compuestos como ácidos húmicos y fúlvicos, reduciendo la cantidad de material disponible para descomposición microbiana y, en consecuencia, disminuyendo la DBO.

4.2.7. Demanda química de oxígeno

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas entre los tipos de coagulantes ($\chi^2 = 28.931$, $p = 2.316 \times 10^{-6}$), mientras que la concentración del coagulante no mostró un efecto significativo en la reducción de la DQO ($\chi^2 = 4.3238$, $p = 0.1151$).

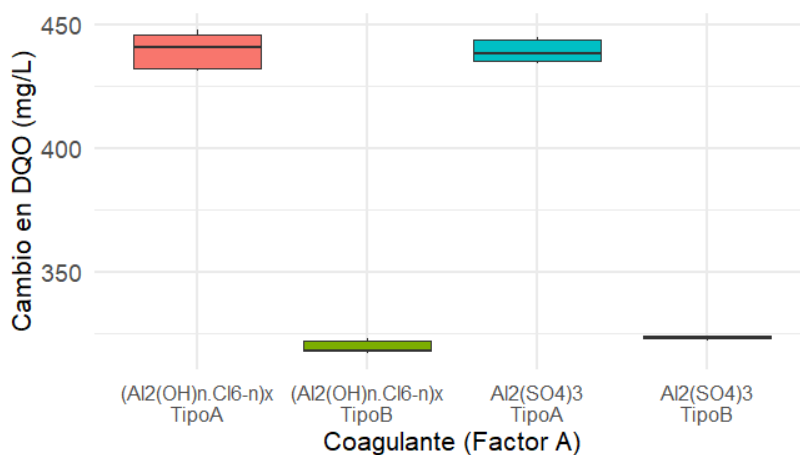
Al evaluar los tratamientos en su conjunto, la prueba de Kruskal-Wallis confirmó diferencias significativas entre ellos ($\chi^2 = 34.414$, $p = 0.0003094$), lo que destaca la importancia de la selección del tipo de coagulante para la optimización del proceso.

Los resultados de la prueba de Dunn para el Factor A mostraron diferencias significativas entre algunos coagulantes en términos de reducción de DQO. El policloruro de aluminio tipo A presentó una mayor reducción de DQO en comparación con el policloruro de aluminio tipo B ($Z = 4.52$, $p < 0.0001$), lo que indica que este coagulante es más eficiente en la remoción de materia orgánica refractaria. Asimismo, el policloruro de aluminio tipo A también mostró diferencias significativas con el sulfato de aluminio tipo B ($Z = 2.95$, $p = 0.019$), lo que sugiere que la eficiencia del tratamiento varía según el tipo de coagulante utilizado.

En la figura 33, se observa que el policloruro de aluminio tipo A presenta los valores más bajos de DQO, lo que confirma su mayor eficiencia en la remoción de este contaminante.

Figura 33.

Distribución del cambio en DQO (mg/L) por tipo de coagulante.

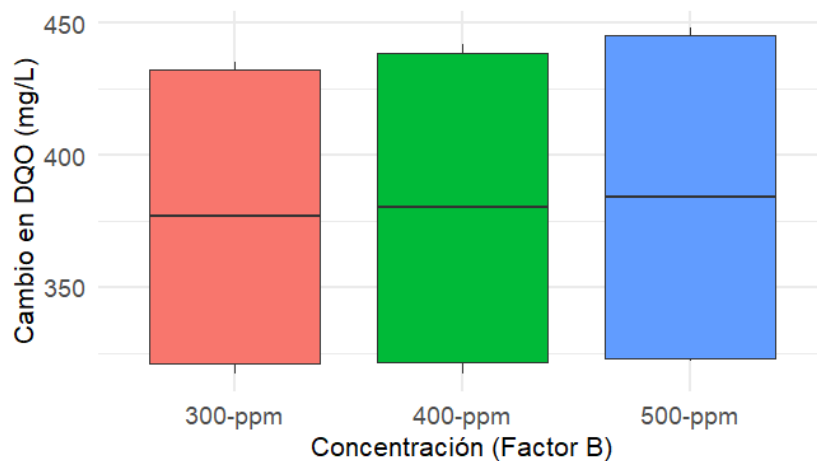


Para el Factor B no se realizaron comparaciones post-hoc debido a que no se identificaron diferencias significativas, concluyendo que la concentración del coagulante no tuvo un efecto significativo en la reducción de la DQO. En la figura 34 se observa que los valores de DQO son similares entre las concentraciones de 300, 400 y 500 ppm, lo que confirma

que aumentar la concentración del coagulante no mejora significativamente la remoción de materia orgánica refractaria.

Figura 34.

Distribución del cambio en DQO (mg/L) por concentración del coagulante.

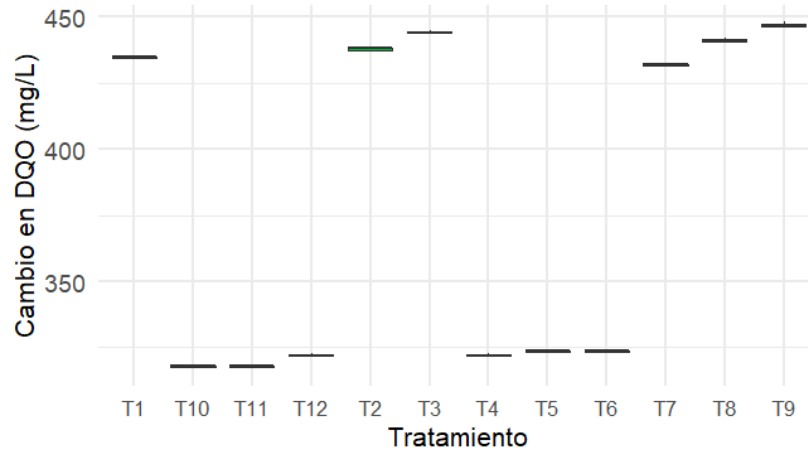


La prueba de Dunn para los tratamientos reportó que el tratamiento T9 fue el más efectivo, con diferencias significativas en comparación con T10 ($Z = -3.67$, $p = 0.0159$) y T11 ($Z = -3.67$, $p = 0.0159$), lo que indica que la combinación de coagulante y concentración utilizada en este tratamiento logró la mayor reducción de DQO. En contraste, el tratamiento T10 mostró la menor reducción de DQO, lo que sugiere que este tratamiento fue el menos eficiente.

En la figura 35 se observa que T9 presenta las menores medianas de DQO, mientras que T10 muestra valores más elevados, confirmando la menor efectividad de este último.

Figura 35.

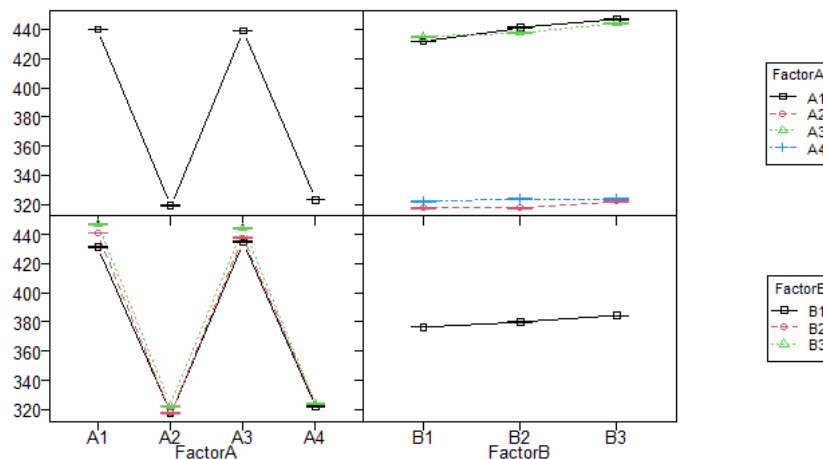
Distribución del cambio en DQO (mg/L) por tratamiento.



El análisis de la figura 36 de interacción muestra que las líneas no son completamente paralelas, lo que sugiere una interacción leve entre el tipo de coagulante y la concentración utilizada. Sin embargo, no se observan cruces marcados entre las líneas, lo que indica que la interacción no es altamente significativa. Esto significa que, aunque el tipo de coagulante influye en la reducción de DQO, el efecto de la concentración sigue siendo relativamente constante en todos los casos.

Figura 36.

Efectos principales e interacciones para los cambios de DQO (mg/L).



Según Arris *et al.* (2021), la materia orgánica total biodegradable y no biodegradable se mide a través de la DQO, un parámetro que determina la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente las sustancias contaminantes del agua como hidrocarburos, fenoles y sustancias cloradas. Al comparar los resultados obtenidos en este estudio con la DQO reportada por Yahia *et al.* (2021) y Arris *et al.* (2021), se determinó que la DQO del efluente que se descarga al río Pachanlica es inferior (400-450 mg/L) a los valores reportados para efluentes de curtiembres (602, 1902 y 2200 mg/L) de Túnez, Argelia e India. La diferencia entre estos valores se debe a que las muestras de agua tomadas en el río presentan componentes de curtiembres y otros contaminantes industriales disueltos, lo que no ocurre en el caso de los efluentes de curtiembres. Sin embargo, al comparar la DQO de este estudio con las aguas del canal de riego Ambato-Huachi-Pelileo, la DQO (250 mg O₂/L) supera los límites establecidos en la normativa ecuatoriana (Pérez y Chávez, 2024). Según Yahia *et al.* (2021), el uso de sulfato de aluminio puede ser efectivo como coagulante convencional en el tratamiento de aguas residuales de curtiduría, confirmando los resultados obtenidos en este estudio. Para estos autores, este compuesto reduce la DQO de manera significativa; sin embargo, su aplicación puede incrementar la cantidad de lodos y la salinidad del agua tratada.

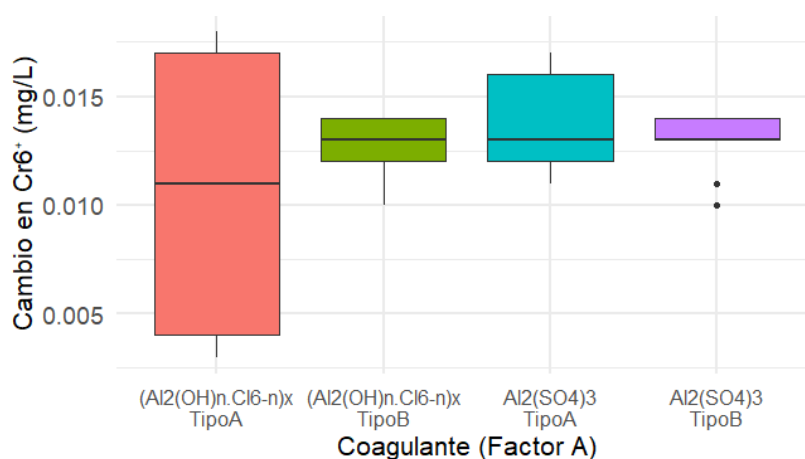
Se evaluó la influencia del tipo y la concentración de floculantes en la DQO del efluente que se descarga al río Pachanlica, demostrando que el sulfato de aluminio y el policloruro de aluminio pueden contribuir en la disminución de la DQO gracias a su mecanismo de coagulación química. En ambos casos, estos neutralizan las cargas negativas de las partículas suspendidas y coloides presentes en el efluente que se descarga al río Pachanlica, formando flóculos grandes que pueden sedimentarse y separarse (Joaquín y Nirmala, 2019; Pinto *et al.*, 2019; Yahia *et al.*, 2021). El uso de concentraciones superiores puede alcanzar una eliminación de hasta el 95%, logrando resultados similares a procesos de electrocoagulación, biorreactores de leche móvil con membranas híbridas y modificadas (Moktadir *et al.*, 2024). El uso de concentraciones superiores puede alcanzar una eliminación de hasta el 95%, alcanzando resultados similares a procesos de electrocoagulación, biorreactores de leche móvil con membranas híbridas y modificadas (Moktadir *et al.*, 2024).

4.2.8. Cromo hexavalente

Los resultados del ANOVA revelaron efectos altamente significativos del tipo de coagulante (Factor A: $F = 11.99$, $p = 5.39 \times 10^{-5}$), la concentración del coagulante (Factor B: $F = 79.49$, $p = 2.59 \times 10^{-11}$) y la interacción entre ambos factores (Factor A \times Factor B: $F = 20.70$, $p = 2.14 \times 10^{-8}$). Esto indica que tanto el tipo de coagulante como su concentración afectan significativamente la reducción de Cr^{6+} , y que el efecto de la concentración varía en función del tipo de coagulante utilizado. La prueba de Tukey HSD para el Factor A confirmó que el policloruro de aluminio tipo B logró una reducción significativamente mayor de Cr^{6+} en comparación con el policloruro de aluminio tipo A (diferencia = 0.00189 mg/L, $p = 0.0076$) y el sulfato de aluminio tipo A (diferencia = 0.00311 mg/L, $p = 0.00002$). Asimismo, el sulfato de aluminio tipo B mostró una mayor eficacia en la remoción de Cr^{6+} en comparación con el policloruro de aluminio tipo A (diferencia = 0.00200 mg/L, $p = 0.0046$), lo que indica que la eficiencia del proceso depende significativamente del tipo de coagulante utilizado. Estos hallazgos son consistentes con la figura 37, donde se observa que el policloruro de aluminio tipo A presenta una mayor variabilidad en la reducción de Cr^{6+} , con una media más alta en comparación con el resto de los coagulantes. En contraste, el sulfato de aluminio tipo B exhibe una menor dispersión en los valores de reducción y una concentración final más baja de Cr^{6+} , lo que confirma su mayor eficacia en la remoción de este contaminante.

Figura 37.

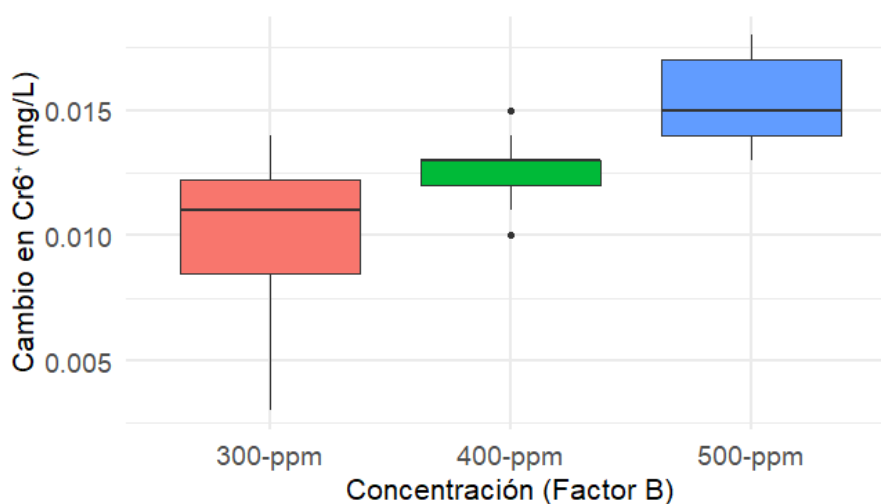
Distribución del cambio en cromo hexavalente (mg/L) tipo de coagulante.



Para el Factor B, la prueba de Tukey HSD reveló diferencias significativas entre todas las concentraciones evaluadas. La concentración de 500 ppm mostró la mayor reducción de Cr^{6+} en comparación con 300 ppm (diferencia = 0.00575 mg/L, $p < 0.0001$) y 400 ppm (diferencia = 0.00267 mg/L, $p = 1.46 \times 10^{-5}$), lo que indica que una mayor concentración de coagulante mejora significativamente la eficiencia en la remoción del contaminante. Estos resultados son consistentes con la figura 38, donde se observa un aumento progresivo en la reducción de Cr^{6+} a medida que la concentración del coagulante se incrementa de 300 ppm a 500 ppm, siendo esta última la más efectiva. Esto confirma una relación directa entre la concentración del coagulante y su capacidad para precipitar especies de Cr en el agua residual, optimizando el proceso de eliminación.

Figura 38.

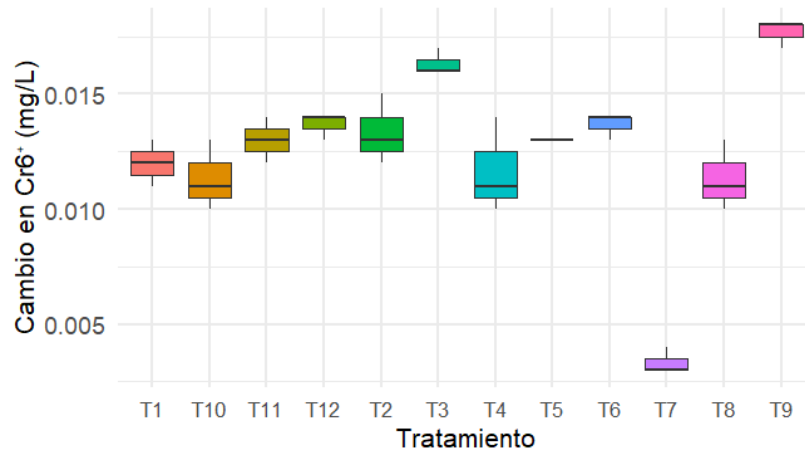
Distribución del cambio en cromo hexavalente (mg/L) por concentración del coagulante.



Adicionalmente, en la figura 39 se observa una variabilidad notable entre los tratamientos evaluados. El tratamiento T7 destacó como el más eficiente, alcanzando valores finales de Cr^{6+} cercanos a 0.002 mg/L. En contraste, el tratamiento T9 presentó la menor reducción, con concentraciones de Cr^{6+} más elevadas en comparación con el resto de los tratamientos. Estos hallazgos confirman la influencia combinada de ambos factores y refuerzan la necesidad de un ajuste preciso en la aplicación de coagulantes para el tratamiento de aguas contaminadas con Cr^{6+} .

Figura 39.

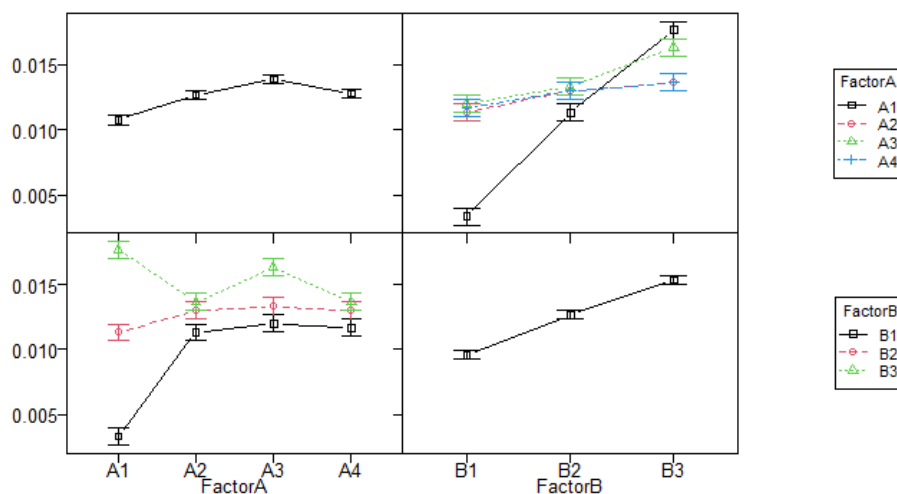
Distribución del cambio en cromo hexavalente (mg/L) por tratamiento.



El análisis de interacción entre el tipo y la concentración de coagulante mostró que las combinaciones más efectivas fueron aquellas que emplearon policloruro de aluminio tipo B o sulfato de aluminio tipo A a una concentración de 500 ppm. Estas combinaciones redujeron el Cr^{6+} en un rango de 0.0113 a 0.0176 mg/L en comparación con el policloruro de aluminio tipo A a 300 ppm, que presentó los menores niveles de remoción (Figura 40). Las diferencias fueron altamente significativas ($p < 0.0001$), lo que sugiere que la optimización del proceso debe considerar tanto la selección del tipo de coagulante como su concentración.

Figura 40

Efectos principales e interacciones para los cambios de cromo hexavalente (mg/L).



En el proceso de curtido de cueros, la aplicación de sales de cromo (sulfato básico de cromo) es fundamental para estabilizar el colágeno del cuero, lo que garantiza su durabilidad. Sin embargo, en los efluentes de curtiembre, las altas concentraciones de cromo son consideradas como un contaminante tóxico para la salud humana y el ambiente (Parada *et al.*, 2019) (TULSMA, 2017).

En el agua residual de curtiembre, el sulfato de cromo se descompone en sus formas trivalente (Cr^{3+}) y hexavalente (Cr^{6+}). A pesar de que el cromo trivalente se encuentra en mayor proporción, es considerado menos tóxico que el hexavalente. Sin embargo, bajo condiciones oxidativas, el cromo trivalente puede transformarse en Cr^{6+} , aumentando su peligrosidad al ser liberado en el ambiente (Abu *et al.*, 2017).

Al comparar la concentración de Cr^{6+} medida en el efluente descargado al río Pachanlica con los rangos reportados para efluentes de curtiembres (150–235 mg/L) (Abu *et al.*, 2017; Fseha *et al.*, 2024), observamos que nuestros valores son notablemente menores y se mantienen dentro del límite máximo de 0,5 mg/L establecido por el TULSMA (TULSMA, 2017). Sin embargo, esta comparación se incluye únicamente como referencia orientativa, reconociendo las diferencias en procesos industriales, condiciones de muestreo y protocolos analíticos entre los estudios. Para garantizar la validez de nuestras mediciones, utilizamos equipos multiparámetro y espectrofotómetro calibrados periódicamente, y validamos el método de determinación de Cr^{6+} empleando Material de Referencia Certificado (MRC). Dado que persisten variaciones metodológicas y contextuales, estas comparaciones no pretenden establecer equivalencias absolutas, sino situar nuestros resultados en el marco de la bibliografía existente.

Antes del tratamiento químico, el efluente que se descarga al río Pachanlica presentó diferencias significativas en el contenido inicial de Cr^{6+} . Esto puede obedecer a que, dependiendo del pH del agua de descarga, predominan especies como HCrO_4^- y $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ cerca de la neutralidad (pH ~6–6.5) o H_2CrO_4 y CrO_4^{2-} en condiciones más ácidas o básicas (Fseha *et al.*, 2024). Cabe señalar que, de acuerdo con la metodología INEN 2176:2013, la toma de muestra se realizó una única vez en el punto de vertido de

curtiembre, por lo que la representatividad temporal y espacial de este valor de referencia está limitada a esa campaña en época seca. Por ello, futuros estudios deberían incluir muestreos en diferentes días, estaciones y puntos aguas arriba y aguas abajo para validar la variabilidad real del Cr^{6+} a lo largo del tiempo y el espacio.”

Los tratamientos más efectivos fueron aquellos que emplearon polímeros del tipo B, tanto el Sulfato de Aluminio como el Policloruro de Aluminio con 500 ppm, logrando una reducción significativa del Cr^{6+} con valores de 0.002 mg/L, dentro del límite establecido en la normativa ecuatoriana INEN y en la Organización Mundial de la Salud (0.05 mg/L). A pesar de que los tratamientos con Sulfato de Aluminio tipo A con 300 ppm y 400 ppm fueron menos efectivos, su aplicación produjo una reducción pronunciada del Cr^{6+} , con un nivel final de 0.008 mg/L, que no supera el límite establecido (0.5 mg/L) por la normativa ecuatoriana del TULSMA y el INEN (TULSMA, 2017; INEN, 2011).

La detección, cuantificación y tratamiento de aguas con cromo residual es una de las principales preocupaciones ambientales, ya que este metal pesado es altamente tóxico. Su consumo en agua o alimentos puede provocar daños en el hígado, úlcera crónica, daño del tabique nasal y cáncer de pulmón, tanto en organismos acuáticos como en seres humanos (Fseha *et al.*, 2024; Parada *et al.*, 2019). Estos hallazgos refuerzan la importancia de la regulación y tratamiento adecuado de los efluentes industriales antes de su vertido en cuerpos de agua naturales.

4.3. Estrategia para el tratamiento químico integral del agua residual de curtiembre antes de su disposición en el caudal del río Pachanlica

Los resultados de la fase 1 del estudio evidenciaron un deterioro significativo en la calidad del agua del río Pachanlica debido a la descarga de aguas residuales de curtiembre y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). En particular, los efluentes provenientes de la curtiembre incrementaron los niveles de conductividad, pH, SST, SDT, DBO, DQO y turbidez en el río, indicando una elevada carga de contaminantes químicos y materiales en suspensión. Estos hallazgos son consistentes con la composición típica de los efluentes de la industria curtidora, que incluyen sales de cromo, sulfuros, proteínas y residuos orgánicos derivados del procesamiento del cuero.

El análisis de la calidad del agua en el punto de descarga de la PTAR mostró que, su efluente contribuye a un nuevo incremento en algunos parámetros de contaminación. Este hallazgo sugiere que la PTAR está contribuyendo a la contaminación porque los contaminantes un aumento y que su descarga, al combinarse con el efluente de la curtiembre, intensifica el deterioro de la calidad del agua en la zona aguas abajo.

El comportamiento de los parámetros analizados reveló que tras la descarga del efluente de curtiembre, la calidad del agua se ve gravemente afectada con incrementos notables en turbidez, SST y pH, lo que indica una alta presencia de partículas en suspensión. De manera similar, la elevada conductividad y los niveles de SDT sugieren una mayor carga de sales y compuestos disueltos. Por otro lado, la DBO y DQO evidencian la presencia de una alta cantidad de materia orgánica, lo que representa un riesgo para el ecosistema y la vida acuáticos en la zona afectada.

Además, la tendencia de los valores analizados mostró que la contaminación no se disipa rápidamente, sino que se mantiene a lo largo del cauce del río, lo que pone en evidencia la necesidad de implementar estrategias de tratamiento antes de la descarga de estos efluentes. Los resultados exploratorios realizados durante la época seca, mediante muestreos semanales (durante casi dos meses) aguas arriba y aguas abajo de la PTAR y la curtiembre, evidencian que los valores de conductividad, sólidos disueltos y turbidez se mantuvieron elevados y sin variaciones significativas a lo largo del tramo muestreado (<500 m) ni entre fechas sucesivas. Esta consistencia espacial y temporal, en un cauce de bajo caudal y sin influencia de lluvias, indica que los procesos naturales de autodepuración o dilución son insuficientes y, por tanto, el vertido genera un impacto constante y persistente en la calidad del agua del río. En este contexto, es fundamental desarrollar una estrategia de tratamiento químico que permita reducir la carga contaminante antes de que los efluentes industriales sean vertidos en el río Pachanlica.

4.3.1. Resumen de hallazgos clave

Tipo de coagulante. Se identificó que el policloruro de aluminio tipo B fue el coagulante más eficiente en la remoción de contaminantes en la mayoría de los parámetros analizados

(Cr⁶⁺, SST, SDT, DBO y DQO). En comparación con otros coagulantes, presentó una mayor capacidad de reducción sin generar incrementos significativos en la conductividad. *Concentración del coagulante.* En varios parámetros, no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones evaluadas (300, 400 y 500 ppm), lo que indica que el efecto del coagulante es más dependiente del tipo de coagulante que de la dosificación. Sin embargo, cuando se observaron diferencias, la concentración de 500 ppm tendió a proporcionar una mayor eficiencia, especialmente en la remoción de Cr⁶⁺, SST y turbiedad.

- Mejores tratamientos. El tratamiento más efectivo en la mayoría de los casos fue el policloruro de aluminio tipo B a 500 ppm, seguido por el sulfato de aluminio tipo B a 500 ppm. Estos tratamientos lograron las reducciones más altas en Cr⁶⁺, SST, SDT y turbidez, cumpliendo con los límites normativos.
- Interacciones entre factores. En general, las interacciones entre el tipo de coagulante y la concentración fueron débiles o no significativas, lo que sugiere que la concentración no modifica sustancialmente la efectividad del coagulante. Esto refuerza la importancia de seleccionar el coagulante más adecuado en lugar de simplemente aumentar la concentración.

Nota: “Las interacciones entre tipo y concentración de coagulante no alcanzaron significancia estadística ($p > 0.05$); los detalles de F-ratios, p-valores se encuentran en la sección 4.2.”

4.3.2. Estrategia para la aplicación de un tratamiento químico antes de la descarga

La contaminación del agua del río Pachanlica se debe principalmente a la descarga de aguas residuales de curtiembre con altos niveles de residuos orgánicos e inorgánicos, Cr⁶⁺, SST y turbiedad. Para mitigar este impacto, una estrategia idónea es la implementación de un tratamiento químico basado en coagulación-floculación y sedimentación antes de la descarga de los efluentes industriales.

Se debe incluir los tratamientos con policloruro de aluminio tipo B a 500 ppm (Rodríguez, *et al*, 2019), ya que han mostrado la mayor reducción de contaminantes en los estudios

realizados. Además, es posible optimizar el uso de los químicos porque no se requiere aumentar excesivamente la concentración de coagulantes, debido a que concentraciones superiores a 500 ppm no presentaron mejoras significativas. Esta estrategia aseguraría que los efluentes tratados cumplan con los límites establecidos por la normativa ecuatoriana, especialmente para Cr^{6+} , SST y turbidez (Tolkou and Zouboulis, 2025).

Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR)

Para llevar a cabo el tratamiento químico, se requiere la construcción de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) especializada (Guerrero and Lopez, 2014), que incluya las siguientes unidades para optimizar la remoción de contaminantes:

- a. *Pretratamiento*. Eliminación de residuos gruesos mediante rejillas y desarenadores para evitar la obstrucción de equipos posteriores.
- b. *Coagulación-Floculación*. Aplicación de policloruro de aluminio tipo B a 500 ppm, seguido de un proceso de agitación controlada (alta velocidad por 1 minuto y a baja velocidad durante 20 minutos), promoviendo la formación de flóculos de mayor tamaño.
- c. *Sedimentación*. Decantación en tanques de sedimentación para remover los flóculos formados, reduciendo SST y otros contaminantes en suspensión.
- d. *Filtración y neutralización*. Uso de filtros de arena y ajuste de pH mediante la utilización de reguladores de pH (Acido Clorhídrico o Soda) para garantizar que el agua tratada cumpla con la normativa ambiental.
- e. *Monitoreo y control*. Implementación de sensores y análisis periódicos de calidad del agua antes de su vertido en el río, asegurando que se mantenga dentro de los límites permitidos.

Infraestructura y materiales

El sistema de tratamiento debe ubicarse en una zona cercana a la ribera del río, pero alejada de la planta de producción, minimizando la contaminación cruzada y facilitando la descarga del efluente tratado. Se deben incluir los siguientes componentes al sistema (Municipio de Zacapa 2021):

- Tanques de floculación. Promueven la colisión y unión de partículas contaminantes para formar flóculos más grandes.
- Tanque de agitación. Realiza una mezcla suave para mejorar la formación de flóculos y su separación.
- Tanque de decantación con aspas de agitación. Facilita la sedimentación de flóculos antes de la filtración final.
- Balanzas y equipos de dosificación. Controlan la cantidad de coagulante aplicado en el proceso.

Requerimientos de infraestructura

La infraestructura de la planta de tratamiento de aguas residuales debe garantizar resistencia, durabilidad y facilidad de mantenimiento. Para ello, se recomienda que los pisos y paredes sean construidos sobre una plataforma de cemento recubierta con baldosas cerámicas antiácidas (Guerrero and López, 2017), lo que facilitará la limpieza y evitará la corrosión causada por los productos químicos utilizados en el tratamiento del agua. Las tuberías deberán ser de PVC-U para el transporte de agua, mientras que las conexiones entre los tanques deben estar fabricadas en acero inoxidable, asegurando resistencia a la presión y a la acción corrosiva de los reactivos químicos. (Guerrero and López, 2017; Sánchez and Román, 2020).

El sistema eléctrico deberá contar con una red de suministro de 110 V y 220 V trifásica, con protecciones contra humedad certificadas bajo el estándar IP55, lo que permitirá una operación segura en condiciones ambientales adversas. Además, se incorporará un sistema de desagües eficiente, compuesto por rejillas de acero inoxidable con sifones antiolores y sumideros estratégicamente ubicados en las estaciones de lavado, garantizando un adecuado drenaje y evitando acumulaciones de residuos que puedan afectar el rendimiento del sistema.

Normativas aplicables

La implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales deberá cumplir con las normativas vigentes para garantizar la adecuada gestión de los efluentes y minimizar el impacto ambiental. Entre las regulaciones aplicables, se encuentra la INEN (2011), que

establece los criterios técnicos para el tratamiento y disposición de aguas residuales industriales, asegurando que los parámetros de calidad del agua tratada cumplan con los límites permitidos.

Asimismo, se deberá considerar el (TULSMA, 2017) el cual regula los estándares ambientales para la descarga de aguas residuales en cuerpos de agua naturales, especificando los valores máximos permisibles para contaminantes como SST, DQO, turbidez y Cr^{6+} . El cumplimiento de estas normativas es fundamental para evitar sanciones y garantizar que el agua tratada no represente un riesgo para el ecosistema acuático ni para las comunidades que dependen del río Pachanlica.

Metodología del tratamiento de efluentes de curtiembre

Para garantizar la máxima eficiencia en la remoción de contaminantes presentes en los efluentes de curtiembre, se propone la implementación de un tratamiento combinado de coagulación, floculación y decantación, basado en las metodologías establecidas por Joaquin y Gnanasundaram (2019) y Pinto *et al.* (2019). Este proceso permite reducir significativamente los niveles de Cr^{6+} , SST y turbidez, asegurando que el agua tratada cumpla con los límites normativos antes de su descarga en el río Pachanlica.

La coagulación es la primera etapa del tratamiento y consiste en la adición de policloruro de aluminio tipo B a 500 ppm, lo que permite la neutralización de las cargas eléctricas de las partículas suspendidas en el efluente. Posteriormente, en la fase de floculación, se promueve la colisión y adhesión de los microfloculos dentro de un tanque de agitación, facilitando la formación de floculos de mayor tamaño. El proceso de mezcla lenta desempeña un papel clave en la mejora de la agregación de partículas y en la eficiencia de su posterior separación del agua. Cuando los floculos alcanzan el tamaño adecuado, son removidos a través de procesos de sedimentación, flotación y filtración final. (Sánchez and Román, 2020).

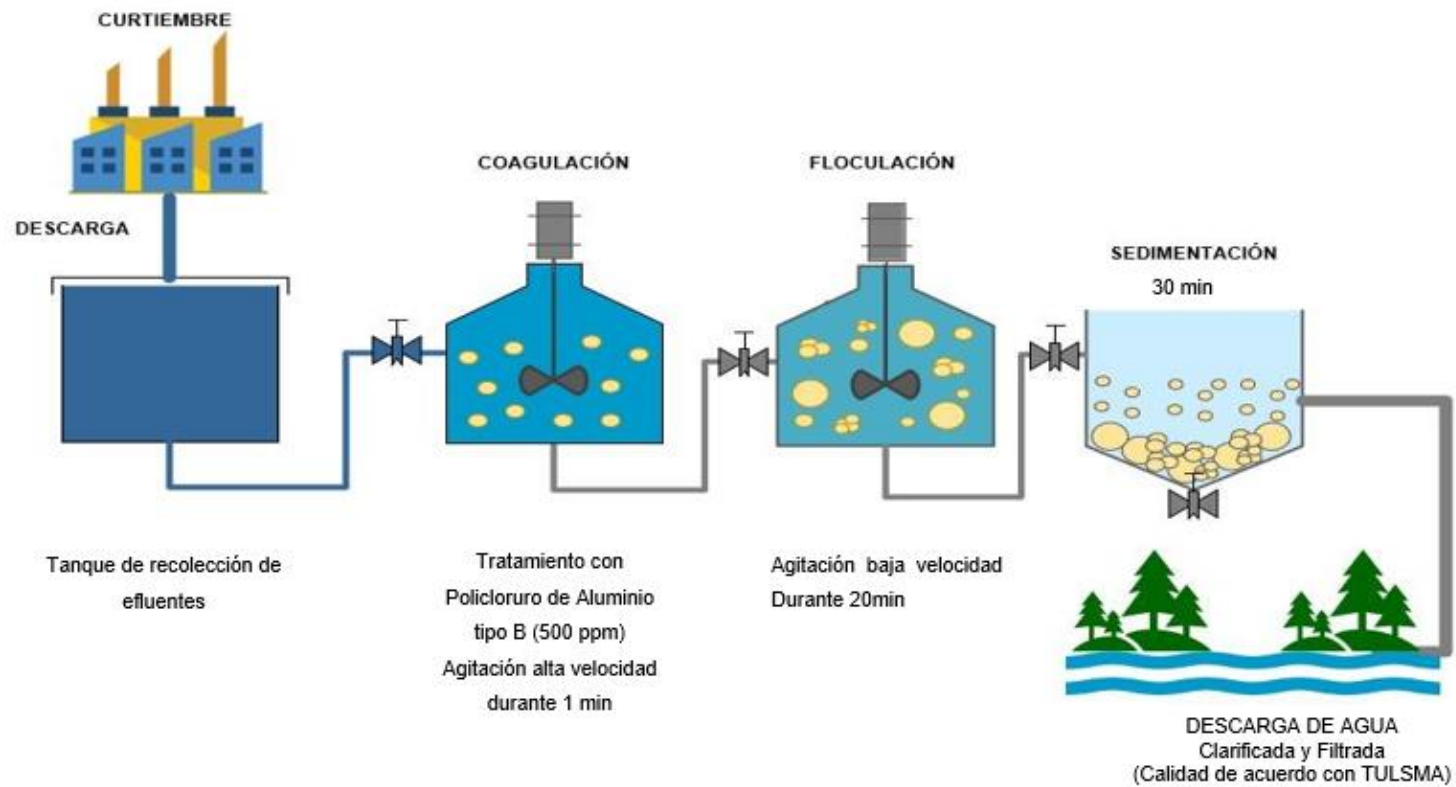
La sedimentación ocurre en un tanque de decantación, donde la separación gravitacional permite la acumulación de partículas en el fondo en un período de 20 minutos a 1 hora. En algunos casos, se emplean aspas de agitación para favorecer la flotación y eliminación

de flóculos ligeros. Finalmente, el efluente tratado pasa a través de un sistema de filtrado de arena, que captura las partículas remanentes, asegurando una mayor claridad y calidad del agua antes de su vertido en el río. (Guerrero and López, 2017; Sánchez and Román, 2020)

Este procedimiento, representado en la figura 41, proporciona una solución efectiva para la reducción de contaminantes en los efluentes de curtiembre, optimizando la eficiencia del tratamiento químico y garantizando el cumplimiento de la normativa ambiental vigente (TULSMA 2017).

Figura 41.

Representación esquemática de la implementación de una planta de tratamiento primario para aguas residuales de curtiembres en la parroquia Totoras.



CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

La descarga de efluentes de curtiembre en el río Pachanlica generó un aumento significativo en los niveles de conductividad eléctrica (de 447 a 1527 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Potencial de hidrogeno (de 7.20 a 8.58 UpH), sólidos disueltos totales (de 225 a 763 mg/L), sólidos suspendidos totales (de 23 a 263 mg/L), turbidez (de 10 a 148 NTU), lo que confirma que la actividad curtidora es una fuente relevante de contaminación en el cuerpo de agua. Aunque la planta de tratamiento de aguas residuales contribuye en menor medida a la carga contaminante, su efluente sigue afectando la calidad del agua, especialmente en términos de sólidos disueltos totales y conductividad. Esto sugiere que el sistema de tratamiento actual no es completamente eficiente en la eliminación de estos contaminantes, lo que refuerza la necesidad de optimizar su funcionamiento para garantizar la reducción efectiva de los parámetros críticos.

La aplicación de tratamientos químicos mediante coagulación-floculación demostró ser efectiva en la reducción de cromo hexavalente, solidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno, evidenciando la capacidad del proceso para remover contaminantes. Sin embargo, el tratamiento presentó una menor eficiencia en la disminución de la conductividad y los sólidos disueltos totales, lo que indica que estos parámetros requieren estrategias complementarias para mejorar la calidad del agua tratada. En este sentido, se identificó que el policloruro de aluminio tipo B a 500 ppm fue el coagulante más eficiente para la reducción de la mayoría de los parámetros evaluados, superando al policloruro de aluminio tipo A y al sulfato de aluminio, especialmente en términos de remoción de turbidez, solidos suspendidos totales y demanda bioquímica de oxígeno. No obstante, en algunos parámetros, como la conductividad y los sólidos disueltos totales, no se observaron diferencias significativas entre las concentraciones evaluadas, lo que sugiere que aumentar la dosis del coagulante no necesariamente incrementa la eficiencia del tratamiento.

El análisis de interacción entre el tipo de coagulante y la concentración mostró que en la mayoría de los parámetros evaluados, las líneas de tendencia fueron relativamente paralelas, lo que indica una interacción débil entre ambos factores. Esto sugiere que el tipo de coagulante tiene una mayor influencia en la eficiencia del tratamiento en comparación con la concentración utilizada, reafirmando que la selección adecuada del coagulante es un factor determinante en la optimización del proceso.

5.2. Recomendaciones

Se recomienda la instalación de un sistema de pretratamiento antes de la descarga de los efluentes de curtiembre en el río Pachanlica. Esto incluiría procesos de coagulación-floculación con policloruro de aluminio tipo B a 500 ppm, seguido de sedimentación, con el fin de reducir la carga de contaminantes antes de su vertido. Además, es necesario mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento de la PTAR, especialmente en la reducción de SDT y conductividad. Se sugiere evaluar la implementación de procesos adicionales, como filtración avanzada o intercambio iónico, para mejorar la calidad del efluente tratado.

Se debe establecer un programa de monitoreo continuo para evaluar el impacto de los efluentes en la calidad del agua del río y verificar la eficiencia del tratamiento. Esto permitirá realizar ajustes en el proceso en función de las necesidades detectadas.

Dado que la concentración del coagulante no mostró un impacto significativo en todos los parámetros evaluados, se recomienda optimizar su uso para minimizar costos y reducir el impacto ambiental asociado al exceso de químicos en el agua tratada. Además, es fundamental reforzar la aplicación de normativas ambientales en la industria de curtiembre, promoviendo la adopción de tecnologías de tratamiento más eficientes y asegurando el cumplimiento de los límites permisibles para la descarga de efluentes en cuerpos de agua naturales.

Se recomienda realizar estudios adicionales para evaluar la efectividad de combinaciones de tratamientos químicos con procesos biológicos por lodos activado donde el agua residual se mezcla con biomasa y oxígeno en un tanque aireador, seguido de

sedimentación y recirculación de lodos, con el fin de diseñar un sistema de tratamiento integral que garantice la sostenibilidad ambiental del río Pachanlica.

REFERENCIAS

- Abu Sayid Mia, N. E., Alam, F., Ahmad, Z., & Rahman, M. (2017). Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation technology. *Journal of Scientific and Innovative Research*, 6(4), 129–134.
- Acosta Guamán, K. E. (2021). *Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales para la curtiduría Curtial de la parroquia Totoras-Tungurahua* [Tesis de pregrado, Escuela Superior Politécnica del Chimborazo]. Riobamba, Ecuador.
- Agudelo, S., & Gutiérrez, P. (2007). *Ahorro de agua y materia prima en los procesos de pelambre y curtido del cuero mediante precipitación y recirculación de aguas*. *Dyna*, 74(152), 241–250.
- Al Jubouri, S. M., Al Batty, S. I., Senthilnathan, S., Sihanonth, N., Sanglura, L., Shan, H., & Holmes, S. M. (2021). *Utilizing Faujasite-type zeolites prepared from waste aluminum foil for competitive ion-exchange to remove heavy metals from simulated wastewater*. *Desalination and Water Treatment*, 231, 166–181.
- Alvarez Mendoza, J. G. (2017). *Alternativas de potabilización para aguas contaminadas con mercurio* [Tesis de pregrado, Universidad de Pamplona].
- Amangandi Aguilar, G. V. (2016). *Rediseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de la curtiembre Quisapincha, provincia de Tungurahua* [Tesis de pregrado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo]. Riobamba, Ecuador.
- Andia Cardenas, Y. (2000). *Tratamiento de agua: Coagulación y floculación*. Evaluación de plantas y desarrollo tecnológico, SEDEPAL, Lima, Perú.
- Arcentales Ríos, R., Carrión Méndez, A., Cipriani Ávila, I., Acosta, S., Capparelli, M., Moulatlet, G. M., & Pinos Vélez, V. (2022). *Assessment of metals, emerging contaminants, and physicochemical characteristics in the drinking water and wastewater of Cuenca, Ecuador*. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 2, 100030. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100030>
- Arias Lizárraga, D., & Méndez Gómez, E. (2014). *Remoción de sólidos en aguas residuales de la industria harinera de pescado empleando biopolímeros*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3, 115–123.
- Arris, S., Ayat, A., Bencheikh Lehocine, M., & Meniai, A. H. (2021). *Removal of turbidity and chemical oxygen demand using an eco-friendly coagulant/flocculant (Optimization and modeling through the response surface methodology)*. *Desalination and Water Treatment*, 211, 338–348. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26558>
- Berry, K. J., & Johnston, J. E. (2023). *Two-Sample Tests*. In *Statistical Methods: Connections, Equivalencies, and Relationships* (pp. 91-169). Cham: Springer Nature Switzerland.

- Bhagawati, P. B., Kumar H. S., Kiran, B., Malekdar, F., Sapate, S., Adeogun, A. I., Chapi, S., Goswami, L., Mirkhalafi, S., & Sillanpää, M. (2024). Prediction of electrocoagulation treatment of tannery wastewater using multiple linear regression-based ANN: Comparative study on plane and punched electrodes. *Desalination and Water Treatment*, 319. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100530>
- Campos y Covarrubias, G. (2010). *Introducción al arte de la investigación científica*. Editorial Miguel Ángel Porrúa.
- Carreño Sayago, U. F. (2016). 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>
- Chama, J. (2017). *Evaluación del poder coagulante del almidón de papa (Solanum tuberosum) var. única y el policloruro de aluminio para la remoción de la turbidez al ingreso de las aguas a la planta de tratamiento Samegua, Moquegua 2016* [Tesis de pregrado, Universidad José Carlos Mariátegui]. Moquegua, Perú.
- Chávez Segura, L. M., & Alpaca Rodríguez, Y. A. (2014). *Acción coagulante-floculante del cloruro férrico y el polímero aniónico Floerger AN 910, en el tratamiento químico del agua residual de la laguna de estabilización del Parque Industrial Río Seco (PIRS)* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín]. Arequipa, Perú.
- Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioral sciences* (2nd ed.). Routledge.
- Consejo Provincial de Tungurahua. (2015). *Vitrina de promoción productiva de Tungurahua: Curtiembres - productos*. Estrategia Agropecuaria de Tungurahua.
- El Mouhri, G., Elmansouri, I., Amakdouf, H., Belhassan, H., Kachkoul, R., El Oumari, F. E., Merzouki, M., & Lahrichi, A. (2024). Evaluating the effectiveness of coagulation–flocculation treatment on wastewater from the Moroccan leather tanning industry: An ecological approach. *Heliyon*, 10(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27056>
- Espinal, T., Sedeño, J., & López, E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: Un análisis de valoración para dos épocas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(3), 147–163.
- Cárdenas Fonseca, D. F. (2014). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la parroquia Totoras*. [Gobierno Parroquial Totoras]
- Fseha, Y. H., Eniola, J. O., Sizirici, B., Stephen, S., Yildiz, I., Khaleel, A., & Adamson, A. (2024). Application of natural earth-based materials as adsorbents for the treatment of chromium (VI)-contaminated tannery wastewater: Box-Behnken and fixed-bed column optimization. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100127>

- García Juárez, H. D., Mendoza Zuta, J. C., Armas Juárez, R. A., & Cruz Salinas, L. E. (2022). Tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de curtido de pieles. *Revista Alfa*, 6(18), 423–435. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i18.179>
- García Muñoz, O. E., & Ramírez Rodríguez, L. N. (2019). *Evaluación de una propuesta para el sistema de tratamiento de aguas residuales de curtiembre y marroquinería F. B.* [Tesis de pregrado, Fundación Universidad de América]. Bogotá, Colombia.
- Genawi, N. M., Mahmud, N., Hassan, E. A., & El Naas, M. H. (2025). Continuous electrocoagulation treatment of chromium from tannery wastewater in a cylindrical column. *Next Sustainability*, 6, 100113.
- Guajala, M. E. R., Mayorga Abril, C. M., Mantilla Falcón, L. M., & López Chalán, P. A. (2016). Gestión económica ambiental del sector curtiembre de Ambato. *Augusto Guzzo Revista Acadêmica*, 1(17), 133. <https://doi.org/10.22287/ag.v1i17.330>
- Guerrero Acurio, Z. D., & López Escobar, W.O. (2017). Elaboración de Un Manual Técnico de Especificaciones Para Una Planta de Aguas Residuales [Tesis de pregrado, Universidad Técnica de Ambato, Ambato]. Ambato, Ecuador.
- Hach Company. (2015a). *Demanda química de oxígeno (DQO) method*. Düsseldorf, Alemania.
- Hach Company. (2015b). *Solids, settleable matter direct measurement method*. Estados Unidos.
- Hach Company. (2017). *Oxygen demand, biochemical method*.
- Hach Company. (2019). *Chromium hexavalent method*.
- Hossain, M. S., Hossain, M. M., Khatun, M. K., & Hossain, K. R. (2023). Hydrogel-based superadsorbents for efficient removal of heavy metals in industrial wastewater treatment and environmental conservation. *Environmental Functional Materials*, 2(2), 142–158. <https://doi.org/10.1016/j.efmat.2024.01.001>
- Ilbay, J. (2021). *Análisis de sistemas de tratamiento de aguas residuales en la industria del curtido de pieles* [Tesis de pregrado]. Riobamba, Ecuador.
- Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN). (1992). *Normas para estudio y diseño de sistemas de agua potable y disposición de aguas residuales para poblaciones mayores a 1000 habitantes*. Quito, Ecuador.
- Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN). (2011a). *Norma Técnica Ecuatoriana: Agua potable. Requisitos*. Ecuador.
- Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN). (2011b). *NTE INEN 1108 Agua potable. Requisitos*. Quito, Ecuador.
- Instituto Nacional Ecuatoriano de Normalización. (2013). *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo*. Quito, Ecuador.
- Joaquin, A. A., & Nirmala, G. (2019). Statistical modeling and process optimization of coagulation–flocculation for treatment of municipal wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 157, 90–99. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24162>

- Kaplan Bekaroğlu, S. S., & Gode, S. (2016). Investigation of ceramic membranes performance for tannery wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 57(37), 17300–17307.
- Khan, I., Zulkifli, R., Chinyoka, T., Muhammad, T., & Ali, I. (2024). Numerical study of electro-osmotic thermal influence in a porous medium saturated micro-channel of a reactive third-grade fluid (TGF) with thermal radiation and exothermic reaction. *International Journal of Heat and Fluid Flow*, 108, 109436.
- Kim, T. K. (2015). T test as a parametric statistic. *Korean journal of anesthesiology*, 68(6), 540-546.
- Lacourly, N. (2012). *Estadística multivariada*. Editorial eBooks Patagonia J.C. Sáez Editor.
- López, D. (2019). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la parroquia Totoras 2019-2023*. Ambato, Ecuador.
- MacFarland, T. W., Yates, J. M., MacFarland, T. W., & Yates, J. M. (2016). Mann–whitney u test. *Introduction to nonparametric statistics for the biological sciences using R*, 103-132.
- Makki, Z. F., Zuhaira, A. A., Al-Jubouri, S. M., Al Hamd, R. K. S., & Cunningham, L. S. (2021). GIS-based assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in central Iraq. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(2), Article 107. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08858-w>.
- Martínez, M. D. (2016). *Eficiencia en la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos totales en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Celendín* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Cajamarca]. Cajamarca, Perú.
- Masabanda, M., Caleb, R., Echegaray Aveiga, & Alegría Bartolomé, A. (2017). Control de la contaminación en aguas residuales de curtiembres mediante fotocatalisis heterogénea con TiO₂. *Revista de Ciencias de Seguridad y Defensa*, 2(1).
- Matus, S. S., Gil, M., Blanco, E., Llavona, A., & Naranjo, L. (2020). Desafíos hídricos en Chile y recomendaciones para el del ODS 6 en América Latina y el Caribe. *Serie Recursos Naturales y Desarrollo*. Santiago de Chile, Chile.
- Medina Martínez, T. (2021). *Evaluación de los coagulantes sulfato de aluminio tipo A y policloruro de aluminio para reducir la turbiedad del agua de procesos para una planta piloto de flotación* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Arequipa, Perú.
- Meshoulam, A., Ellis, G. S., Ahmad, W. S., Deev, A., Sessions, A. L., Tang, Y., & Amrani, A. (2016). Study of thermochemical sulfate reduction mechanism using compound specific sulfur isotope analysis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 188, 73–92.
- Minchala Jara, J. E. (2020). *Sistema de gestión por procesos en la línea de producción de cuero de la empresa "Ceticuero Curtiduría" de la ciudad de Ambato* [Tesis de pregrado, Universidad Técnica de Ambato]. Ambato, Ecuador.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. (2012). *Estudio para conocer potenciales impactos ambientales y vulnerabilidad relacionada con las sustancias*

químicas y tratamiento de desechos peligrosos en el sector productivo del Ecuador. Quito, Ecuador.

- Moktadir, M. A., Maliha, M., Tujjohra, F., Munmun, S. A., Alam, M. S., Islam, M. A., & Rahman, M. M. (2024). Treatment of tannery wastewater by different membrane bioreactors: A critical review. *Environmental Advances*, 15.
- Montgomery, D. (2004). *Diseño y análisis de experimentos* (2a ed.). Editorial Limusa S.A. Grupo Noriega Editores.
- Mouhri, G., Elmansouri, I., Amakdouf, H., Belhassan, H., Kachkoul, R., Merzouki, M., & Lahrichi, A. (2024). Evaluating the effectiveness of coagulation–flocculation treatment on a wastewater from the Moroccan leather tanning industry: An ecological approach. *Heliyon*, 10(5).
- Municipio de Zacapa. 2021. Especificaciones Técnicas Planta de Tratamiento de Aguas Residuales: Construcción Sistema de Tratamiento Aguas Residuales Colonia Juan Pablo II, Zacapa.
- Munim, F., Faruk, M. B., Hashem, M. A., & Miem, M. M. (2025). Treatment of pre-treated liming wastewater in tannery by mixed banana peel adsorbent in column filtration studies. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 9, 100203.
- Muñoz Cruz, A. (2008). *Caracterización y tratamiento de aguas residuales* [Monografía de pregrado]. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México.
- Navarro, G., Pérez-Lucas, G., & Navarro, S. (2022). *Análisis de suelos y aguas: Aplicación agrícola* (1ª ed.). Dextra Editorial.
- O'Neill, M. E., & Mathews, K. L. (2002). Levene tests of homogeneity of variance for general block and treatment designs. *Biometrics*, 58(1), 216-224.
- Parada, M., Manobanda, P., Tapia, Z., Zambrano, M., Rennola, L., & Castillo, Y. (2019). Estudio de las tecnologías para tratamiento de los efluentes generados por una planta de curtiembres en Ecuador. *Ciencia e Ingeniería*, 40(2).
- Pérez, L. V., & Chávez, E. A. (2024). Estudio de la influencia de contaminantes antropogénicos en las características físicoquímicas y microbiológicas del agua de riego del canal Ambato-Huachi-Pelileo. *Ciencia e Ingeniería*, 31(1). <https://doi.org/10.31243/aci.v31i1.2329>
- Pinto, M. B., Lamas Samanamud, G. R., Prado Baston, E., Boscaro França, A., Lima Rezende Naves, L., Almeida Loures, C. C., & Naves, F. L. (2019). Multivariate and multiobjective optimization of tannery industry effluent treatment using *Musa sp* flower extract in the coagulation and flocculation process. *Journal of Cleaner Production*, 219, 655–666. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.060>
- Quevedo Urias, H. A., & Perez Salvador, B. R. (2015). *Estadística para ingeniería y ciencias*. Grupo Editorial Patria.
- Ramón, S., Bacardit, A., Font, J., & Ollé, L. (2012). Curtición vegetal con extracto de semilla de uva. Comparación de las características de pieles vacunas curtidas con extracto de semilla de uva, versus otros extractos vegetales convencionales. *En 61º Congreso de la Asociación Química Española de la Industria del Cuero*. Igualada, España.

- Rodríguez Agudelo, K. T., Agudelo Valencia, R. N., & Caicedo Jiménez, M. C. (2021). Tratamiento de aguas residuales producidas en el proceso de remojo en curtiembres empleando ozono y hierro como catalizador. *Revista ION*, 34(2). <https://doi.org/10.18273/revion.v34n2-2021010>
- Rodríguez Díaz, Yim J., Torregroza Mozo, Alcides A., Mejía Padilla, F., Atencia Vargas, J. J., & Villero González, A. C. (2019). Eficiencia de la aplicación de policloruro de aluminio en post-tratamiento de aguas industriales en palma de aceite. *Temas Agrarios*, 24(2), 158–169. <https://doi.org/10.21897/rta.v24i2.2068>
- Rodríguez, K., Agudelo, R., & Caicedo, M. (2021). Tratamiento de aguas residuales producidas en el proceso de remojo en curtiembres empleando ozono y hierro como catalizador. *Revista ION*, 34(2). <https://doi.org/10.18273/revion.v34n2-2021010>
- Rosales, A. G., Rodríguez, C. D., & Ballen Segura, M. (2018). Remoción de contaminantes y crecimiento del alga *Scenedesmus sp.* en aguas residuales de curtiembres, comparación entre células libres e inmovilizadas. *Ingeniería y Ciencia*, 14(28), 11–34. <https://doi.org/10.17230/ingciencia.14.28.1>
- Royston, P. (1992). Approximating the Shapiro-Wilk W-test for non-normality. *Statistics and computing*, 2, 117-119.
- RStudio Team (2020). RStudio: Desarrollo integrado para R. RStudio, PBC. <http://www.rstudio.com/>.
- Ruiz Baena, N. (2007). *La salinidad del agua de riego y del suelo: La calidad del agua de riego*. Córdoba, España.
- Sakai, T. (julio de 2016). Pruebas t de dos muestras para la evaluación de la recuperación de información: ¿Student o Welch?. En *Actas de la 39.ª conferencia internacional ACM SIGIR sobre investigación y desarrollo en recuperación de información* (pp. 1045-1048).
- Sánchez Baque, Jackson Vicente, and Stuard Eugenio Román Ullauri. 2020. ““Diseño de Una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Para Una Empresa Empacadora y Exportadora de Camarón En La Ciudad de Guayaquil.”” Tesis de pregrado, Universidad Politécnica Salesiana, Guayaquil.
- Saxena, S., Rajoriya, S., Saharan, V. K., & George, S. (2018). An advanced pretreatment strategy involving hydrodynamic and acoustic cavitation along with alum coagulation for the mineralization and biodegradability enhancement of tannery waste effluent. *Ultrasonics Sonochemistry*, 44, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.02.035>
- Secretaría Nacional de Planificación. (2024). Plan de desarrollo para el Nuevo Ecuador 2024–2025. Gráficas IMAGO Cía. Ltda. <https://www.planificacion.gob.ec/wp-content/uploads/2024/02/PND2024-2025.pdf>
- Servicio Nacional de Estudios Territoriales. (2005). *Índice de calidad del agua general (ICA)*. San Salvador, El Salvador.
- Silva Gálvez, A. L., López Sánchez, A., Camargo Valero, M. A., Prosenc, F., González López, M. E., & Gradilla Hernández, M. S. (2024). Strategies for livestock wastewater treatment and optimised nutrient recovery using microalgal-based technologies. *Journal of Environmental Management*, 354.

- 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), 69–80. <https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427>
- Szklarek, S., Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Mankiewicz Boczek, J., Mitsch, W. J., & Zalewski, M. (2021). Comparing ecotoxicological and physicochemical indicators of municipal wastewater effluent and river water quality in a Baltic Sea catchment in Poland. *Ecological Indicators*, 126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107611>
- Tang, F., Hu, H. Y., Sun, L. J., Tang, X., Azuma, N., & Oinuma, M. (2016). Comparison of flocculant aids as pretreatment reagent for membrane filtration process by fingerprint analysis of organic matters in secondary effluent. *Desalination and Water Treatment*, 57(46), 21743–21751. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1131634>
- Tayupanda Pagalo, S. J. (2013). *Diseño de un sistema de tratamiento de agua residual del proceso de pelambre para su reutilización, curtiembre Pieles Puma* [Tesis de pregrado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo].
- Téllez, J., Carvajal, R., & Gaitán, A. (2004). Aspectos toxicológicos relacionados con la utilización del cromo en el proceso productivo de curtiembres. *Revista Facultad de Medicina Universidad Nacional de Colombia*, 52(1).
- Tibaduiza Ávila, L. (2023). *Identificación de los requisitos funcionales para el adecuado tratamiento de aguas residuales industriales y residuos peligrosos sólidos en la PTAR de la empresa de artes gráficas, en cumplimiento a la legislación colombiana en materia de vertimientos* [Tesis de pregrado, Fundación Universidad de América]. Bogotá, Colombia.
- Tolkou, A. K., & Zouboulis, A. I. (2015). Synthesis and coagulation performance of composite poly-aluminum-ferric-silicate-chloride coagulants in water and wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 53(12), 3309–3318. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.933614>
- TULSMA. (2017). *Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente*. Quito, Ecuador.
- Umbarila Ortega, M. F., Prado Rodríguez, J. S., & Agudelo Valencia, R. N. (2019). Remoción de sulfuro empleando ozono como agente oxidante en aguas residuales de curtiembres. *Revista Facultad de Ingeniería*, 28(51), 25–38. <https://doi.org/10.19053/01211129.v28.n51.2019.9081>
- Vargas Huanca, M. (2016). *Validación del método de ensayo de sólidos totales suspendidos en matriz de agua residual y cruda en el laboratorio central de la empresa pública social de agua y saneamiento (EPSAS)* [Tesis de pregrado, Universidad Mayor de San Andrés]. La Paz, Bolivia.
- Vargas, D., Medina, D., & Amurrio, D. (2017). Alternativa de proceso de curtido con alto agotamiento de cromo para las curtiembres tradicionales de la ciudad de Cochabamba. *ACTA NOVA*, 8, 1683–0768.
- Vásquez, Y., & Villalobos, M. (2023). *Efecto de la remoción de la turbiedad y los sólidos totales suspendidos de la vinaza, empleando sulfato de aluminio y policloruro de*

aluminio en el proceso de coagulación y floculación [Tesis de pregrado, Universidad de Jaén]. Jaén, Perú.

- Villa Achupallas, M., Rosado, D., Aguilar, S., & Galindo Riaño, M. D. (2018). Water quality in the tropical Andes hotspot: The Yacuambi River (Southeastern Ecuador). *Science of The Total Environment*, 633, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.165>
- Vo, T. D. H., Bui, X. T., Dang, B. T., Nguyen, T. T., Nguyen, V. T., Tran, D. P. H., Nguyen, P. T., Boller, M., Lin, K. Y. A., Varjani, S., & Show, P. L. (2021). Influence of organic loading rates on treatment performance of membrane bioreactor treating tannery wastewater. *Environmental Technology and Innovation*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101810>
- Yahia, A., Fersi, C., Djebali, K., Ben Salah, I., & Touati, F. (2021). Modeling and optimizing of coagulation–floculation process by response surface methodology for rehabilitation of tannery wastewater treatment plant. *Desalination and Water Treatment*, 225, 175–189. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27229>
- Makki, Z. F., Zuhaira, A. A., Al Jubouri, S. M., Al Hamd, R. K. S., & Cunningham, L. S. (2021). GIS-based assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in central Iraq.
- Zambrano Pincay, M. V. (2018). Programas preventivos de salud bucal: Fluoración del agua potable y sal común. *Revista Científica Arbitrada en Investigaciones de la Salud GESTAR*, 1(2), 25–31. <https://doi.org/10.46296/gt.v1i2.0005>
- Zhao, C., Zou, W., Shu, L., & Yang, Q. (2018). Biofloculation technology for total nitrogen removal from tannery wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 127, 309–312. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22850>

ANEXOS

Anexo A.

Certificado del abstract por parte de idiomas



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA ESTATAL DEL
CARCHI- FOREIGN AND NATIVE LANGUAGES
CENTER

Informe sobre el Abstract de Artículo Científico o Investigación.

Autor: Gabriela Elizabeth Pilco Saca

Fecha de recepción del abstract: Miércoles, 25 de junio de 2025

Fecha de entrega del informe: Miércoles, 25 de junio de 2025

El presente informe validará la traducción del idioma español al inglés si alcanza un porcentaje de: 9 – 10 Excelente.

Si la traducción no está dentro de los parámetros de 9 – 10, el autor deberá realizar las observaciones presentadas en el ABSTRACT, para su posterior presentación y aprobación.

Observaciones:

Después de realizar la revisión del presente abstract, éste presenta una apropiada traducción sobre el tema planteado en el idioma Inglés. Según la rúbrica de evaluación de la traducción en Inglés, ésta alcanza un valor de 9; por lo cual se valida dicho trabajo.

Atentamente



Escaneé con el código QR
MARTHA AGUACELA
Docente responsable del CARCHI

MA. Martha Viveros
Docente responsable del
CIDEN

Anexo B.
Documentación fotográfica

Figura 42.

Río Pachanlica antes de la descarga de efluentes contaminantes



Figura 43

Río Pachanlica después de la descarga de efluentes contaminantes



Figura 44

Recolección de muestras de efluente contaminantes



Figura 45

Prueba de jarras (análisis experimental)



Figura 46

Análisis físico químico de Agua del rio Pachanlica in situ



Figura 47

Análisis físico químico en el laboratorio



Figura 48

Análisis físico químico de demanda bioquímica de Oxígeno (DBO)

