

Cristian Alex Huaman Huisa

Final del proyecto de tesis 2025.docx

 Universidad Peruana Union

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::29566:477887541

Fecha de entrega

1 ago 2025, 12:04 p.m. GMT-5

Fecha de descarga

1 ago 2025, 12:11 p.m. GMT-5

Nombre de archivo

Final del proyecto de tesis 2025.docx

Tamaño de archivo

6.9 MB

41 Páginas

8073 Palabras

44.821 Caracteres

5% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto citado
- Texto mencionado
- Coincidencias menores (menos de 8 palabras)

Exclusiones

- N.º de coincidencias excluidas

Fuentes principales

- 4%  Fuentes de Internet
- 2%  Publicaciones
- 4%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Fuentes principales

- 4%  Fuentes de Internet
- 2%  Publicaciones
- 4%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	repositorio.unh.edu.pe	<1%
2	Trabajos entregados	upeu on 2024-12-13	<1%
3	Trabajos entregados	Universidad Andina Nestor Caceres Velasquez on 2023-09-03	<1%
4	Trabajos entregados	uncedu on 2024-12-17	<1%
5	Internet	ridaa.unq.edu.ar	<1%
6	Internet	bdigital.unal.edu.co	<1%
7	Trabajos entregados	Escuela Superior Politécnica del Litoral on 2025-06-24	<1%
8	Internet	repositorio.unal.edu.co	<1%
9	Trabajos entregados	unasam on 2025-02-15	<1%
10	Publicación	Jerónimo Herrera-Pérez, Luis G Velez-Regino, Paulino Sánchez-Santillán, Nicolás T...	<1%
11	Internet	baixardoc.com	<1%

12	Internet	patents.google.com	<1%
13	Internet	repositorio.umsa.bo	<1%
14	Trabajos entregados	Universidad Andina del Cusco on 2025-05-31	<1%
15	Trabajos entregados	Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco on 2024-08-08	<1%
16	Trabajos entregados	consultoriadeserviciosformativos on 2025-07-30	<1%
17	Internet	repositorio.upeu.edu.pe	<1%
18	Internet	www.ineter.gob.ni	<1%
19	Internet	www.inta.gov.ar	<1%
20	Internet	doczz.es	<1%
21	Internet	repositorio.uwiener.edu.pe	<1%
22	Trabajos entregados	upeu on 2025-01-15	<1%
23	Internet	www.scielo.org.mx	<1%
24	Publicación	Calvino, Natalia Otero. "Filtracion de aguas residuales para reutilizacion", Univer...	<1%
25	Internet	docplayer.es	<1%

26	Internet	ri.uagro.mx	<1%
27	Internet	www.oalib.com	<1%
28	Publicación	Christiaan Errol Moreno Ríos, Pedro Modesto Loja Herrera, Edgardo García Saave...	<1%
29	Trabajos entregados	Organismo de Evaluación y Fiscalización on 2024-09-11	<1%
30	Internet	alt-perubolivia.org	<1%
31	Internet	cicy.repositorioinstitucional.mx	<1%
32	Internet	repositorio.unap.edu.pe	<1%
33	Trabajos entregados	upeu on 2024-11-14	<1%
34	Internet	www.cec.uchile.cl	<1%
35	Internet	www.tss.trelleborg.com	<1%

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



**Uso de coagulantes químicos (sulfato férrico, cloruro férrico y
policloruro de aluminio) en el tratamiento de efluentes de camal en el
altiplano peruano**

Tesis para obtener el título profesional de ingeniero ambiental

Autores:

Cristian Alex Huaman Huisa

Luz Noelia Sosa Quispe

Asesor:

Mtro. Juan Eduardo Vigo Rivera

Juliaca, julio del 2025

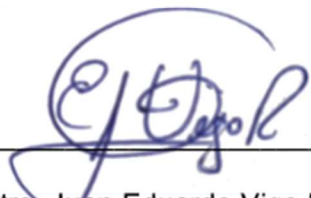
DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD DE TESIS

Yo Juan Eduardo Vigo Rivera, docente de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que la presente investigación titulada: **“Uso de coagulantes químicos (sulfato férrico, cloruro férrico y policloruro de aluminio) en el tratamiento de efluentes de camal en el altiplano peruano”** de los autores Cristian Alex Huaman Huisa y Luz Noelia Sosa Quispe tiene un índice de similitud de 5% verificable en el informe del programa Turnitin, y fue realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

En tal sentido asumo la responsabilidad que corresponde ante cualquier falsedad u omisión de los documentos como de la información aportada, firmo la presente declaración en la ciudad de Juliaca, a los 24 días del mes de julio del año 2025.


 Mtro. Juan Eduardo Vigo Rivera

AGRADECIMIENTO

Cristian Alex Huaman Huisa

Agradezco a Dios por su guía y fortaleza en todo este proceso, a mis profesores de la Universidad Peruana Unión por su apoyo y dedicación, y a mi familia por su amor incondicional.

Este logro marca el fin de una etapa académica y el inicio de un camino lleno de retos y oportunidades. Como Ingeniero Ambiental, asumo con compromiso la responsabilidad de seguir aprendiendo y trabajando por un futuro sostenible, con gratitud la formación de calidad que recibí en mi alma mater.

Luz Noelia Sosa Quispe

Agradezco a Dios por su guía y fortaleza en todo este proceso, a mis profesores de la Universidad Peruana Unión por su apoyo y dedicación, y a mi familia por su amor incondicional.

Este logro marca el fin de una etapa académica y el inicio de un camino lleno de retos y oportunidades. Como Ingeniero Ambiental, asumo con compromiso la responsabilidad de seguir aprendiendo y trabajando por un futuro sostenible, con gratitud la formación de calidad que recibí en mi alma mater.

ÍNDICE

DECLARACIÓN JURADA.....	Error! Bookmark not defined.
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS	Error! Bookmark not defined.
AGRADECIMIENTO	Error! Bookmark not defined.
RESUMEN	ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.
ABSTRACT	ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.
1. INTRODUCCIÓN.....	11
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
2.1. Recolección de muestra.....	13
2.2. Metodología experimental de coagulación	13
2.3. Aplicación de coagulantes	13
2.4. Proceso de remoción de solidos del efluente	14
2.5. Análisis de parámetros fisicoquímicos.....	15
2.5.1. Análisis de pH	15
2.5.2. Análisis de temperatura	15
2.5.3. Análisis de la turbiedad.....	15
2.5.4. Análisis de la conductividad eléctrica	15
2.5.5. Análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)	16
2.5.6. Análisis de datos.....	16
2.6. Marco Normativo	16
3. RESULTADOS.....	18
3.1. Caracterización del efluente del camal.....	18
3.2. Comportamiento de los parámetros monitoreados y cumplimiento del marco normativo	18
3.2.1. Comportamiento del Potencial de hidrógeno	18
3.2.2. Comportamiento de la temperatura del efluente	19
3.2.3. Conductividad eléctrica	19
3.2.4. Turbiedad del efluente	20
3.2.5. Demanda química del oxígeno	20
3.2.6. Eficiencia de remoción.....	21
3.2.7. Efecto de la dosis de coagulantes	22
4. DISCUSIÓN.....	22
4.1. Caracterización del efluente del camal.....	22

4.2. Comportamiento de los parámetros monitoreados y cumplimiento del marco normativo	23
4.2.1. Comportamiento del Potencial de hidrógeno	23
4.2.2. Comportamiento de la temperatura del efluente	24
4.2.3. Conductividad eléctrica	24
4.2.4. Turbiedad del efluente	25
4.2.5. Demanda química del oxígeno	25
4.2.6. Eficiencia de remoción	26
5. CONCLUSIONES	29
6. REFERENCIA.....	30
7. ANEXO.....	34

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Normas relacionadas a aguas residuales.....	17
Tabla 2 Valores promedio de los parámetros monitoreados de efluente del camal antes del tratamiento con reactivos químicos.	18
Tabla 3 Demanda bioquímica de oxígeno residual (mg/l) tras el tratamiento con diferentes coagulantes (Policloruro de aluminio, Sulfato férrico y Cloruro férrico) a distintas concentraciones.	22

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Etapas de proceso de remoción de sólidos del efluente de camal. Adaptado de Baird et al.(2015).	Error! Bookmark not defined.
Figura 2 Efecto de la dosis de coagulantes sobre el pH del agua tratada y el cumplimiento del marco normativo.....	Error! Bookmark not defined.
Figura 3 Efecto de la dosis de coagulantes sobre la temperatura del agua tratada	Error! Bookmark not defined.
Figura 4 Efecto de la dosis de coagulantes sobre la conductividad eléctrica del agua.	Error! Bookmark not defined.
Figura 5 Efecto de la dosis de coagulantes sobre la turbiedad del agua. ..	Error! Bookmark not defined.
Figura 6 Variación de la DQO según la dosis de coagulantes metálicos	21
Figura 7 Efecto de la dosis de coagulantes sobre el agua tratada.....	Error! Bookmark not defined.
Figura 8 Se realiza la coagulación, donde se agregan sustancias químicas para desestabilizar las partículas en suspensión.	39
Figura 9 Luego se aplica la floculación, un proceso de agitación lenta que permite que las partículas desestabilizadas formen flóculos y después se relizo la sedimentación, donde los flóculos se depositan en el fondo por gravedad.....	39
Figura 10 Finalmente, se lleva a cabo la medición de parámetros (como pH, temperatura, conductividad electrica, turbidez, , DQO.) para evaluar la calidad del agua tratada....	40

ÍNDICE DE ANEXO

Anexo A: Evidencia de sumisión	34
Anexo B: Resolución de Inscripción del Perfil de Proyecto de Tesis en Formato Artículo	35
Anexo C: Análisis de Laboratorio	37
Anexo D: Panel Fotográfico de los Procedimientos.....	39

Uso de coagulantes químicos (sulfato férrico, cloruro férrico y policloruro de aluminio) en el tratamiento de efluentes de camal en el altiplano peruano

Cristian Alex Huaman Huisa¹, Luz Noelia Sosa Quispe²

*Universidad Peruana Unión, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, EP. Ingeniería Ambiental,
Juliaca, Perú*

RESUMEN

Se investigó la eficacia de tres coagulantes inorgánicos—policloruro de aluminio, sulfato férrico y cloruro férrico para el tratamiento del efluente de un camal municipal ubicado a los 3 856 m.s.n.m. del altiplano peruano. El efluente crudo presentó pH 8.1, temperatura 18.7 °C, turbidez 98.5 UNT, conductividad 6.82 mS/cm y DQO 1 033 mg/l. Se aplicó la prueba de jarras con dosis de 0.5–4.5 g/l y se midieron los parámetros anteriores, analizándose los datos mediante ANOVA y prueba de Duncan al 5 %. El PAC mostró el desempeño más equilibrado: a 1.5–3.0 g/l mantuvo el pH entre 8.23–8.93, la temperatura 17.8 °C y la conductividad 6.49 mS/cm, redujo la turbidez a 3,30 UNT y la DQO a 116.82 mg/l (89 % de remoción). El sulfato férrico logró una DQO mínima de 105.03 mg/l (1,5 g/l) con turbidez moderada, pero su ventana operativa fue estrecha: a 3 g/l el pH descendió a 4.67, exigiendo neutralización posterior. El cloruro férrico alcanzó la turbidez más baja (2.91 UNT a 1.5 g/l), aunque elevó la conductividad hasta 9.65 mS/cm y sólo redujo la DQO a 193.17 mg/l, con pH tan bajo como 4.17. Comparados con los Límites Máximos Permisibles de Perú (D.S. 00049-2025-MINAM), México (NOM-001-2021) y Colombia (Res. 631-2015) pH 6-9, DQO $\leq$ 180-300 mg/l, temperatura 35 °C—únicamente el tratamiento con PAC cumplió holgadamente todos los requisitos sin correcciones adicionales. El PAC se consolida como la alternativa más eficaz y operativamente segura para la depuración primaria de efluentes de camales en entornos altoandinos, al combinar alta remoción de carga orgánica y turbidez con estabilidad fisicoquímica y pleno cumplimiento normativo, reduciendo así la huella ambiental y los costos de operación.

Palabras clave: *sulfato férrico, cloruro férrico, policloruro de aluminio, efluente del camal, parámetros fisicoquímicos.*

Use of chemical coagulants (ferric sulfate, ferric chloride and polyaluminium chloride) in the treatment of slaughterhouse effluents in the Peruvian highlands

ABSTRACT

The effectiveness of three inorganic coagulants—polyaluminum chloride (PAC), ferric sulfate, and ferric chloride—was evaluated for the treatment of effluent from a municipal slaughterhouse located at 3.856 meters above sea level in the Peruvian highlands. The raw effluent presented a pH of 8.1, temperature of 18.7 °C, turbidity of 98.5 NTU, electrical conductivity of 6.82 mS/cm, and a chemical oxygen demand (COD) of 1.033 mg/l. A jar test was conducted using dosages ranging from 0.5 to 4.5 g/l, and the above parameters were measured. Data were analyzed using ANOVA and Duncan test at a 5% significance level. PAC showed the most balanced performance: at 1.5–3.0 g/l, it maintained the pH between 8.23–8.93, temperature below 17.8 °C, and conductivity ≤ 6.49 mS/cm, while reducing turbidity to 3.30 NTU and COD to 116.82 mg/l (89% removal). Ferric sulfate achieved a minimum COD of 105.03 mg/l (at 1.5 g/l) with moderate turbidity, but its operational window was narrow: at 3 g/l, the pH dropped to 4.67, requiring subsequent neutralization. Ferric chloride achieved the lowest turbidity (2.91 NTU at 1.5 g/l), although it raised conductivity to 9.65 mS/cm and only reduced COD to 193.17 mg/l, with pH as low as 4.17. When compared to the Maximum Permissible Limits established by Peru (D.S. 00049-2025-MINAM), Mexico (NOM-001-2021), and Colombia (Resolution 631-2015) pH 6–9, COD 180–300 mg/l, temperature 35 °C—only the treatment with PAC fully met all requirements without the need for additional corrections. PAC is thus consolidated as the most effective and operationally safe alternative for primary treatment of slaughterhouse effluents in high-Andean environments, as it combines high organic load and turbidity removal with physicochemical stability and full regulatory compliance, thereby reducing both environmental impact and operating costs.

Keywords: *ferric sulfate, ferric chloride, poly aluminum chloride, slaughterhouse effluent, physicochemical parameters.*

1. INTRODUCCIÓN

En el altiplano peruano, los camales municipales desempeñan una labor importante en la producción y abastecimiento de carne para las comunidades, entre estos camales se tiene de la Municipalidad Provincial de Melgar clasificado como categoría 1 en términos de regulación sanitaria, cumpliendo con los estándares estipulados para los mataderos municipales (SENASA, 2023). asimismo, está el camal de Tingo María, supervisado por la Municipalidad Provincial de Leoncio Prado. No obstante, existe un número considerable de camales a nivel nacional que opera en condiciones precarias y sin autorización formal como en Trujillo, Piura y Lima. Estos establecimientos clandestinos generan preocupaciones ambientales debido a la mala gestión de residuos sólidos y líquidos, los cuales afectan tanto al entorno natural como a la salud pública (Vargas-Barboza, 2022).

Los residuos de estos establecimientos son vertidos directamente al ambiente, lo que incrementa la carga orgánica en los ecosistemas circundantes y genera un alto riesgo de enfermedades (Chuya, 2018). Entre los desechos más problemáticos se encuentra la melena, una mezcla de excrementos y contenido digestivo que puede contener componentes como lignocelulosa, mucosas y fermentos digestivos que complican su manejo (Gonzales, Meneses, Sanchez, & Vigo, 2022). Según Quille & Donaires (2013) manifiestan que este material actúa como un contaminante importante debido a su composición orgánica y química.

El crecimiento poblacional y el aumento de la demanda de consumo de productos cárnicos han intensificado la producción en los camales, generando un volumen inminente de efluentes contaminantes. Asimismo, camales industriales producen grandes cantidades de aguas residuales que no solo afectan los cuerpos de agua cercanos, sino también los suelos adyacentes (Olortegui, 2019). Esta problemática requiere soluciones efectivas que permitan optimizar el tratamiento de los efluentes para reducir su carga contaminante y minimizar su impacto en el ambiente (Quille & Donaires, 2013).

A pesar de los avances, los efluentes de camales siguen representando un desafío considerable en el contexto peruano, donde las condiciones operativas y las limitaciones tecnológicas impiden una gestión adecuada, lo que resalta la necesidad de implementar planes de manejo ambiental que incluyan la evaluación y mitigación de riesgos sanitarios y ambientales (Limache, 2022; Mendoza, 2023). Además, en respuesta a estos problemas, el marco normativo

peruano establece regulaciones tecnológicas para la construcción y operación de camales; asimismo, el Decreto Supremo N° 22-95-AG resalta la necesidad de realizar estudios de impacto ambiental y de implementar sistemas adecuados para el tratamiento y eliminación de aguas residuales (Vargas-Barboza, 2022).

En este sentido, la presente investigación busca no solo aportar soluciones prácticas para el tratamiento de efluentes, sino también establecer un marco de referencia para futuros estudios en la mejora de procesos de coagulación de efluentes generados por los camales. Los compuestos como el sulfato férrico, el cloruro férrico y el policloruro de aluminio son ampliamente utilizados en el tratamiento de efluentes debido a su alta eficacia como coagulantes. El sulfato férrico y el cloruro férrico actúan liberando iones férricos que forman hidróxidos insolubles capaces de arrastrar partículas de materia orgánica, mientras que el policloruro de aluminio, con su estructura polimérica, mejora la desestabilización de coloides y la floculación (Al-Mutairi, 2006).

Estos compuestos han demostrado ser particularmente eficientes en la remoción de materia orgánica de los efluentes generados en los mataderos, contribuyendo de forma eficiente la reducción de la carga contaminante (Oré, 2017). Según Santiago et al. (2012) manifiestan que el cloruro férrico presenta mayor eficiencia en remoción de sólidos que el sulfato de aluminio y el policloruro de aluminio en el tratamiento de aguas subterráneas y superficiales; sin embargo, las sales de aluminio tienen una actividad óptima en condiciones específicas de pH. Por otro lado, Castro & López (2017) indican que el sulfato de aluminio reduce en un 95.34% la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y en un 95.85% la DQO en efluentes de camales.

Esta investigación tiene como objetivo evaluar la eficiencia del uso de coagulantes químicos (sulfato férrico, cloruro férrico y policloruro de aluminio) en el tratamiento de efluentes de camal en el altiplano peruano. La importancia de este estudio es contribuir al desarrollo de métodos prácticos, económicos y altamente eficientes para la gestión de efluentes, lo que genera beneficios tanto ambientales como sociales. Además, proporciona una perspectiva integral al abordar no solo los aspectos técnicos vinculados al tratamiento de aguas residuales, sino también los impactos socioeconómicos asociados a la actividad de los camales en el altiplano peruano.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Recolección de muestra

La recolección de muestra de efluente se realizó del camal municipal de llave ubicada a 3856 metros sobre nivel del mar en las coordenadas de 16°4'55.58"S y 69°37'1.41"O. En esta etapa se siguió las directrices establecidas en la Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird, Eaton, & Rice, 2015). Las muestras fueron tomadas en puntos estratégicos del flujo de salida del efluente, evitando áreas con acumulación o estancamiento. Se recolectaron 100 litros de muestra en recipientes de plástico previamente esterilizados para evitar contaminación. Las muestras se almacenaron a una temperatura de ~4 °C por 24 horas en ambiente oscura para preservar las características fisicoquímicas hasta su posterior análisis.

2.2. Metodología experimental de coagulación

La presente investigación fue de tipo experimental aplicada, ya que tuvo como propósito evaluar la eficiencia de diferentes coagulantes químicos en el tratamiento de aguas residuales generadas por un camal. Para ello, se diseñaron y ejecutaron ensayos en condiciones controladas de laboratorio, donde se modificaron de manera sistemática variables como la dosis del coagulante, el pH y el tiempo de sedimentación. Esta metodología permitió analizar el comportamiento y la eficacia de cada coagulante en la remoción de contaminantes, con el fin de identificar la opción más adecuada para su aplicación en contextos reales de tratamiento de aguas residuales.

2.3. Aplicación de coagulantes

El tratamiento de efluente se realizó mediante la prueba de coagulación-floculación utilizando un equipo floculador con display digital (VELP SCIENTIFICA-F105A0109, JLT, Italia), esto para evaluar la eficiencia de los coagulantes como sulfato férrico (80%), cloruro férrico (98%) y policloruro de aluminio (87%). En cada prueba, se dispusieron 1 litro de muestra en las jarras, se ajustaron el pH según las necesidades del coagulante, y se aplicaron diferentes proporciones de cada coagulante en incrementos de 0.50 (0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0 y 4.5 gramos) por cada litro de muestra del efluente.

2.4. Proceso de remoción de sólidos del efluente

Se colocaron 1 litro de agua residual en cada jarra, se ajustó el pH inicial en función de cada coagulante. Posteriormente se agregaron los coagulantes a diferentes proporciones (0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, y 4.5 g) por cada litro de efluente. Luego las muestras fueron agitadas rápidamente a 300 rpm durante 1 minuto para dispersar de forma homogénea el coagulante, seguidas de agitación lenta (40 rpm) durante 20 minutos para promover la formación de flóculos, y posteriormente se dejaron sedimentar por 30 minutos. Se recolectaron alícuotas de la parte superior de cada jarra para analizar los parámetros fisicoquímicos y determinar la eficiencia en la remoción de turbidez, materia orgánica (Figura 1). Este procedimiento se realizó de acuerdo al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2015).

Figura 1

Etapas de proceso de remoción de sólidos del efluente de camal. Adaptado de Baird et al. (2015).



2.5. Análisis de parámetros fisicoquímicos

2.5.1. Análisis de pH

El pH de los efluentes se determinó utilizando un potenciómetro digital (Hanna HI5522-02, México) calibrado con soluciones buffer (pH 4.0, 7.0 y 10.0). El electrodo del equipo se sumergió en la muestra, evitando burbujas y turbulencias, y se registró el valor una vez estabilizado. Este procedimiento se realizó de acuerdo al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2015). El análisis se realizó por triplicado.

2.5.2. Análisis de temperatura

La temperatura se midió utilizando un termómetro digital (Hanna HI1610D, México) de alta precisión con resolución de 0.1 °C. El sensor del termómetro fue sumergido en la muestra por 30 segundos asegurando la estabilidad en la lectura y evitando interferencias del ambiente. El análisis se realizó según Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2015). El análisis de la temperatura se realizó por triplicado.

2.5.3. Análisis de la turbiedad

La turbiedad se determinó con un turbidímetro (HACH 2100Q, México) calibrado con soluciones patrón de formazina de acuerdo con las recomendaciones de la norma ISO 7027:2016. Las muestras, previamente homogenizadas, se colocaron en celdas de vidrio, cuidando que no contuvieran burbujas ni sedimentos visibles. La turbiedad se reportó en Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT). Este análisis se realizó por triplicado para cada coagulante.

2.5.4. Análisis de la conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica fue determinada con un conductímetro portátil (HACH HQ40D, México) calibrado previamente con estándares trazables, conforme a la norma ASTM D1125-14 (2014). Las lecturas se realizaron sumergiendo el electrodo en la muestra y registrando el valor estabilizado en milisiemens por centímetro (mS/cm). El análisis se realizó por triplicado.

2.5.5. Análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO se midió según el método de digestión con dicromato de potasio bajo reflujo cerrado, siguiendo la norma ISO 6060:1989. Se mezclaron 2 mL de la muestra con 10 mL de una solución de dicromato de potasio y ácido sulfúrico, añadiendo sulfato de plata como catalizador. Tras la digestión a 150 °C por dos horas, la absorbancia se midió a 600 nm utilizando un espectrofotómetro UV-Vis (Jenway 6850, Reino Unido). Se realizó el cálculo de la DQO en mg/l en base a la curva estándar. Este análisis se realizó por triplicado.

2.5.6. Análisis de datos

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) unidireccional con la prueba de Duncan para comparar los valores medios con un nivel de significancia del 5% ($p < 0.05$). El análisis estadístico se realizó con el software Statgraphics 19 (Statistical Graphics Corp., Herndon, VA, EE. UU.).

2.6. Marco Normativo

La calidad de los efluentes líquidos generados por actividades industriales, como el procesamiento de carne en camales, debe ser evaluada con base en parámetros fisicoquímicos establecidos por la normativa ambiental. La Tabla 1 muestra los valores de los límites máximos permisibles para parámetros clave como pH, temperatura, turbiedad, conductividad eléctrica y demanda química de oxígeno, según las regulaciones ambientales de Perú (D.S. 00049-2025-MINAM), México (NOM-001-2021) y Colombia (Resolución 631 de 2015). Se observa que, en términos de pH, los tres países establecen rangos similares, permitiendo valores entre 6.0 y 9.0, en cuanto a la temperatura, todos coinciden en fijar un límite máximo de 35 °C para evitar impactos térmicos en los cuerpos receptores. Sin embargo, parámetros como turbiedad y conductividad eléctrica no presentan límites específicos en ninguna de las tres normativas. Respecto a la DQO, se permite una concentración máxima entre 180 y 300 mg/l, siendo Colombia la más exigente. Estos valores de referencia resultan fundamentales para comparar la eficacia de los tratamientos aplicados en esta investigación y garantizar que el efluente tratado cumpla con los estándares nacionales e internacionales.

Tabla 1
Normas relacionadas a aguas residuales.

Parámetro	Perú (D.S. 00049-2025-MINAM)*	México (NOM-001-2021)**	Colombia (Res. 631-2015)*
pH	6.0 – 9.0	6.0 – 9.0	6.0 – 9.0
Temperatura (°C)	No aplica como límite	≤ 35 °C	≤ 35 °C
Conductividad (mS/cm)	No aplica como límite	No aplica como límite	No aplica como límite
Turbiedad	No aplica como límite	No aplica como límite	No aplica como límite
DQO (mg/l)	≤ 300	≤ 210	≤ 180

Nota: Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes de los mataderos (Perú: D.S. 00049-20-MINAM). Límites Máximos Permisibles para efluentes de Camal (México: NOM-001-2021). Límites Máximos Permisibles para efluentes domésticas y No Domesticas (Colombia: Res. 631-2015). *En la actualidad ya existe normativa de los Límites Máximos Permisibles para efluentes de Camal en Perú y a nivel internacional, a excepción en México, Perú**.

Fuente: MADS (2015); MINAM (2025); SEMARNAT (2021).

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización del efluente del camal

En la Tabla 2, se muestra los valores iniciales de los parámetros monitoreados del agua residual del camal procedente de la zona de llave.

Tabla 2

Valores promedio de los parámetros monitoreados de efluente del camal de llave antes del tratamiento con reactivos químicos.

Parámetro	Valor medido	Unidad
Potencial de hidrógeno	8.1	-
Temperatura	18.7	°C
Conductividad Eléctrica	6.82	mS/cm
Turbiedad	98.5	UNT
Demanda Química de Oxígeno	1033	mg/l

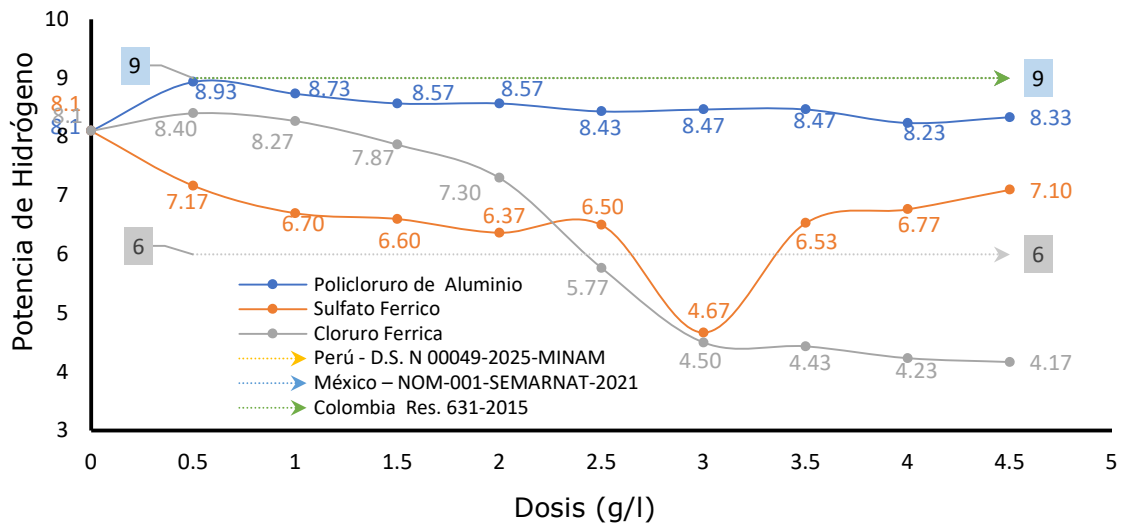
3.2. Comportamiento de los parámetros monitoreados y cumplimiento del marco normativo

3.2.1. Comportamiento del Potencial de hidrógen

La Figura 2 muestra el comportamiento de la variación del pH en función de la dosis de coagulantes metálicos en agua tratada, en comparación con los límites normativos de Perú, México y Colombia.

Figura 2

Efecto de la dosis de coagulantes sobre el pH del agua tratada y el cumplimiento del marco normativo

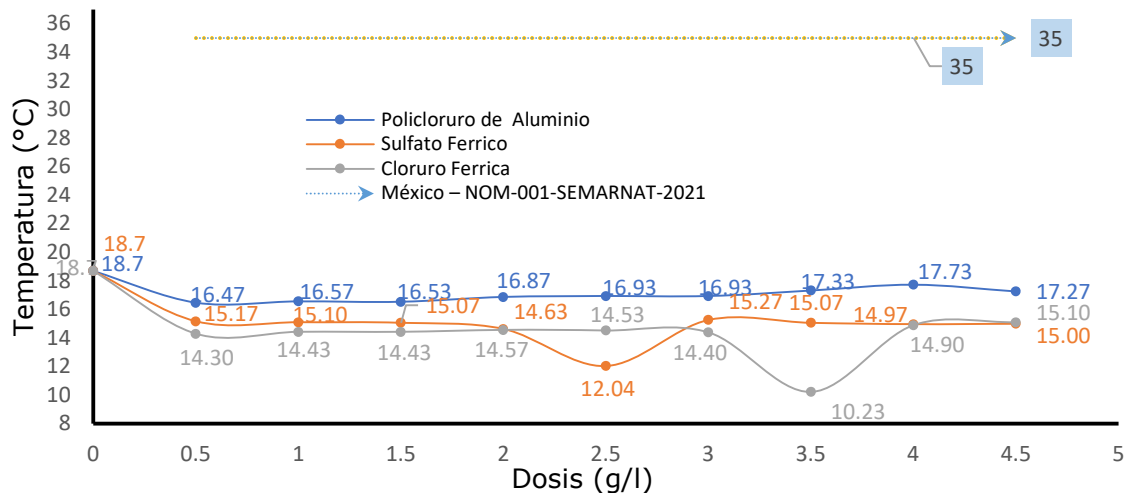


3.2.2. Comportamiento de la temperatura del efluente

La tabla 3 muestra variación de la temperatura del agua tratada en función de la dosis de coagulantes metálicos, comparada con límites normativos de México y Colombia.

Figura 3

Efecto de la dosis de coagulantes sobre la temperatura del agua tratada.

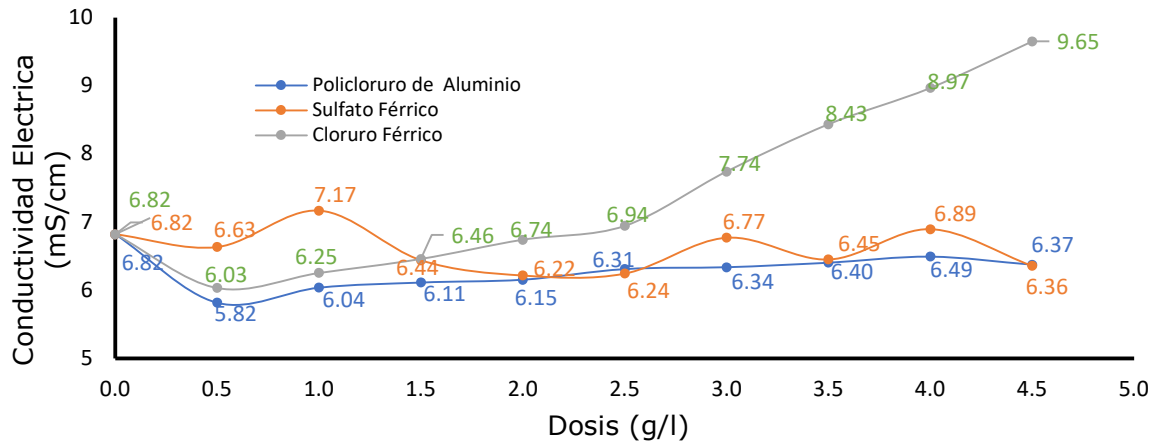


3.2.3. Conductividad eléctrica

La figura 4 muestra la variación de la conductividad eléctrica del agua tratada en función de la dosis de coagulantes metálico.

Figura 4

Efecto de la dosis de coagulantes sobre la conductividad eléctrica del agua.

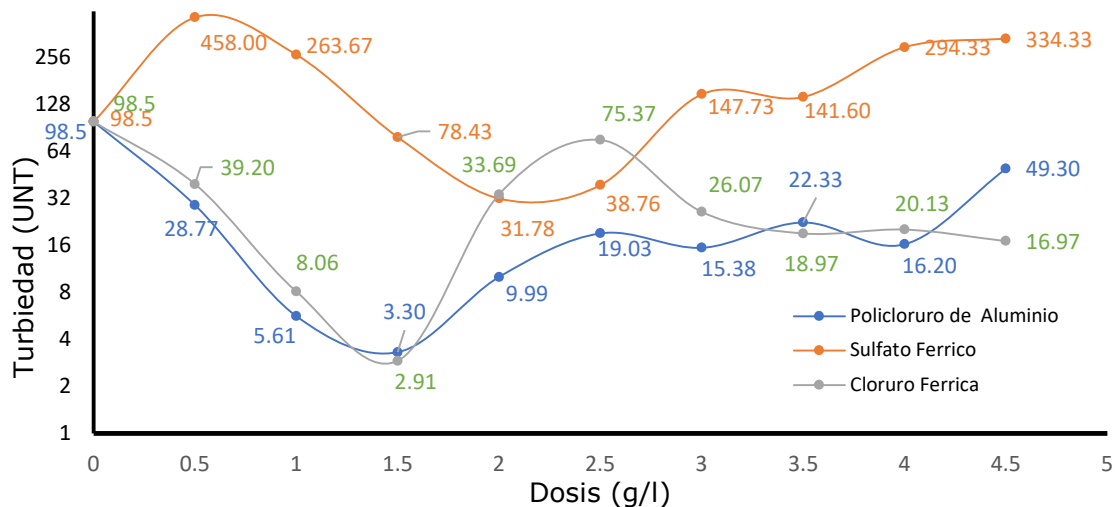


3.2.4. Turbiedad del efluente

La figura 5 muestra la reducción de la turbiedad del agua tratada en función de la dosis de coagulantes metálicos.

Figura 5

Efecto de la dosis de coagulantes sobre la turbiedad del agua.

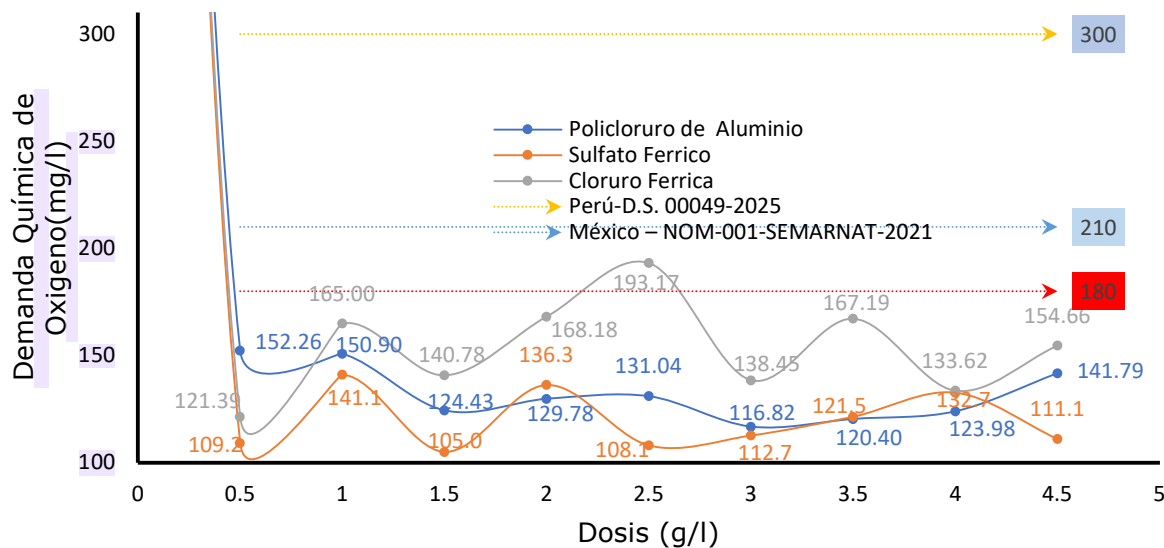


3.2.5. Demanda química del oxígeno

La figura 6 muestra el efecto de la dosis de coagulantes metálicos sobre la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del agua tratada, en comparación con normas internacionales.

Figura 6

Variación de la DQO según la dosis de coagulantes metálicos

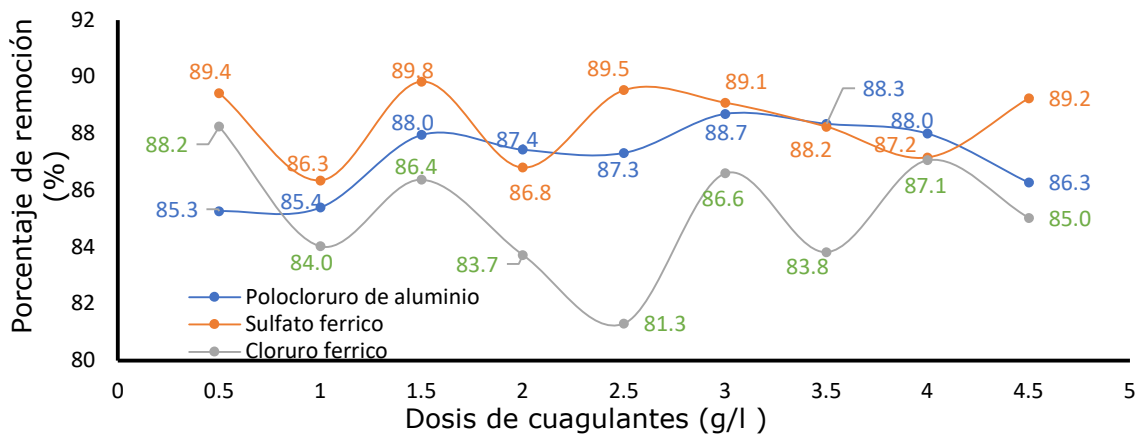


3.2.6. Eficiencia de remoción

La figura 7 muestra la eficiencia de remoción de DBO

Figura 7

Efecto de la dosis de coagulantes sobre el agua tratada.



3.2.7. Efecto de la dosis de coagulantes

La tabla 3 muestra el efecto de la dosis de coagulantes metálicos (Policloruro de Aluminio, Sulfato Férrico y Cloruro Férrico) sobre parámetros fisicoquímicos del agua tratada

Tabla 3

Demanda bioquímica de oxígeno residual (mg/l) tras el tratamiento con diferentes coagulantes (Policloruro de aluminio, Sulfato férrico y Cloruro férrico) a distintas concentraciones.

Reactivos	Policloruro de aluminio	Sulfato férrico	Cloruro férrico
Concentración (g/l)	mg/l BQO	mg/l BQO	mg/l BQO
0.0	1032.67 ± 7.37e	1032.67 ± 7.37d	1032.67 ± 7.37f
0.5	152.26 ± 5.25d	109.22 ± 5.05a	121.39 ± 1.67a
1.0	150.90 ± 1.83d	141.07 ± 1.73c	165.00 ± 9.81cd
1.5	124.43 ± 1.69ab	105.03 ± 1.78a	140.78 ± 3.85b
2.0	129.78 ± 3.03b	136.33 ± 5.77c	168.18 ± 5.01d
2.5	131.04 ± 1.70b	108.11 ± 7.19a	193.17 ± 3.34e
3.0	116.82 ± 8.20a	112.70 ± 6.06ab	138.45 ± 8.30b
3.5	120.40 ± 0.85a	121.48 ± 7.17b	167.19 ± 10.89d
4.0	123.98 ± 3.54ab	132.68 ± 5.52c	133.62 ± 5.32b
4.5	141.79 ± 6.99c	111.10 ± 1.71a	154.66 ± 7.27c

Nota: Las letras distintas indican diferencias significativas según la prueba de Duncan (p<0.05)

4. DISCUSIÓN

4.1. Caracterización del efluente del camal

El agua procedente de camal presento un pH de 8.1, este valor es levemente alcalino (Gonzales et al., 2022). Según Oré (2017), menciona que podría influir negativamente en la eficiencia de ciertos coagulantes si no se ajusta a un rango óptimo de operación. Por otro lado, el valor de la temperatura registrada fue de 18.7 °C, un valor dentro del rango típico para aguas residuales municipales, sin afectar directamente los procesos de coagulación. La conductividad eléctrica, de 6.82 mS/cm, refleja una significativa concentración de sales disueltas, lo que sugiere

un nivel importante de contaminación inorgánica. La alta turbidez (98.5 UNT) indica una elevada carga de partículas suspendidas, probablemente compuesta por sangre, grasa, restos orgánicos y sólidos propios del proceso de faenado. Por último, la DQO alcanzó los 1033 mg/l, superando ampliamente los límites permisibles establecidos por la normativa ambiental, lo que confirma una fuerte carga orgánica y la necesidad urgente de tratamiento eficiente (Quille & Donaires, 2013).

4.2. Comportamiento de los parámetros monitoreados y cumplimiento del marco normativo

4.2.1. Comportamiento del Potencial de hidrógeno

4 La Figura 2 muestra que PAC mantiene el pH del efluente entre 8.23 y 8.93, dentro del rango legal 6–9 fijado simultáneamente por Perú, México y Colombia, evidenciando una excelente estabilidad. En contraste, el sulfato férrico reduce gradualmente el pH hasta 4.67 a 3 g/l, punto en que viola el límite inferior, aunque una posterior subida a 7.10 sugiere cierta autorregulación amortiguada por la alcalinidad residual. El cloruro férrico induce un descenso casi exponencial: cruza pH 6 a 2.5 g/l (5.77) y llega a 4.17 a 4.5 g/l, obligando a neutralizar si se pretende cumplir la normativa. Así, desde la perspectiva de control de pH, PAC es el coagulante más seguro, sin requerir ajuste químico adicional. El sulfato férrico puede emplearse eficazmente siempre que la dosificación se mantenga por debajo de 2.5 g/l o se disponga de corrección en línea. Por su parte, el cloruro férrico resulta apropiado solo para influentes excesivamente alcalinos o cuando se busca acidificar deliberadamente antes de un paso de neutralización controlada.

El Policloruro de aluminio hidroliza liberando especies ácidas y básicas que se equilibran, de modo que el pH se mantiene entre 8.23 y 8.93 en todo el intervalo 0 a 4.5 g/l. El Sulfato férrico entre 0.5 y 2.5 g/l el pH cae suavemente hasta 6.37 a 6.70, límite inferior deseable para abatir amonio y fósforo sin salirse de la ventana legal. A 3 g/l la hidrólisis libera el doble de H^+ por mol de Fe^{3+} que el cloruro correspondiente, generando un descenso crítico a 4.67; aquí se incurre en incumplimiento y riesgo de corrosión. Por encima de 3.5 g/l la alcalinidad residual del agua animal amortigua el exceso de acidez y el pH vuelve al rango 6 a 7, lo que sugiere que la dosis óptima operativa debe controlarse 3 g/l o integrarse con neutralización automática. Cloruro férrico presenta la mayor liberación neta de H^+ (reacción $FeCl_3 + 3 H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 \downarrow + 3 HCl$), por lo que tras 2 g/l el pH desciende exponencialmente hasta 4.17. Una vez fuera del rango permisible,

aun incrementando la dosis no se recupera la neutralidad, evidenciando que el poder tampón del efluente ha sido superado.

4.2.2. Comportamiento de la temperatura del efluente

La Figura 3 muestra la evolución de la temperatura del efluente tras la adición incremental de tres coagulantes metálicos: policloruro de aluminio (PAC), sulfato férrico y cloruro férrico. Todos los tratamientos parten de un valor inicial cercano a 18.7 °C y, en ningún caso, superan los 17.8 °C durante el ensayo, es decir, se mantienen muy por debajo del límite de 35 °C fijado por la NOM-001-SEMARNAT-2021 y por normas equivalentes en la región andina. El PAC exhibe el comportamiento más estable: tras un enfriamiento inicial hasta 16.5 °C, la temperatura oscila suavemente entre 16.5 °C y 17.7 °C a lo largo de todo el rango 0.5 a 4.5 g/l. Esa estabilidad sugiere que la hidrólisis del polímero libera poco calor y que no se generan reacciones endotérmicas relevantes; por lo tanto, el uso de PAC no comprometería balances térmicos posteriores ni la cinética de procesos biológicos aguas abajo.

El sulfato férrico a dosis intermedias (2.5 g/l) se observa el mínimo absoluto (12.04 °C), probablemente asociado a un efecto de dilución térmica o a la formación endotérmica de complejos Fe-hidroxilo; sin embargo, la temperatura se recupera y vuelve a 15.3 °C a 4.5 g/l. Por su parte, el cloruro férrico muestra la mayor amplitud de variación: desciende de 18.7 °C a un mínimo de 10.23 °C a 3.5 g/l y luego sube levemente. Tal comportamiento indica un proceso endotérmico más marcado —probablemente la hidrólisis de FeCl_3 con formación de HCl y $\text{Fe}(\text{OH})_3$ — que absorbe calor del medio. En términos operativos, la gráfica confirma que ninguno de los coagulantes añade carga térmica significativa; por el contrario, todos inducen una ligera pérdida de calor.

4.2.3. Conductividad eléctrica

En la Figura 5 se muestra cómo la conductividad eléctrica del efluente varía en función del tipo de coagulante y la dosis aplicada, lo que refleja la incorporación de iones al medio y su influencia en la composición iónica del efluente tratado. El policloruro de aluminio presenta un incremento gradual y moderado de la conductividad, comenzando en 5.82 mS/cm y alcanzando un valor máximo de 6.49 mS/cm a la dosis de 4.0 g/l, lo que indica una liberación progresiva y controlada de especies iónicas al sistema sin alterar drásticamente su equilibrio. Por su parte, el sulfato férrico muestra una variabilidad más pronunciada, con un pico inicial de 7.17 mS/cm a

31 dosis de 1.0 g/l seguido de oscilaciones entre 6.22 y 6.89 mS/cm en dosis posteriores, lo que puede estar asociado a procesos de disolución parcial del coagulante y formación de subproductos iónicos complejos que afectan de forma no lineal la conductividad. En contraste, el cloruro férrico evidencia un incremento sostenido y acentuado en la conductividad conforme aumenta la dosis, pasando de 6.03 mS/cm a dosis de 0.5 g/l hasta un valor elevado de 9.65 mS/cm a dosis de 4.5 g/l, lo que indica una alta liberación de iones al medio, posiblemente por una mayor solubilidad y disociación del cloruro férrico en el efluente. Este comportamiento podría influir en la calidad del agua tratada, especialmente en procesos posteriores donde la carga iónica elevada puede interferir con tecnologías como ósmosis inversa o intercambio iónico.

4.2.4. Turbiedad del efluente

7 En la Figura 4 se muestra las variaciones significativas en la eficacia de remoción de turbiedad del efluente según el tipo y la dosis del coagulante, lo que resulta la importancia de un ajuste preciso en los tratamientos fisicoquímicos. El policloruro de aluminio muestra un comportamiento eficiente a bajas dosis, alcanzando su menor valor de turbiedad (3.30 UNT) a una dosis de 1.5 g/l, pero con incrementos posteriores que sugieren una pérdida de eficiencia por sobredosificación, posiblemente debido a la redispersión de partículas o inestabilidad del flóculo, alcanzando un valor elevado de 49.30 UNT a dosis de 4.5 g/l. En contraste, el sulfato férrico presenta una turbiedad inicial muy alta (458.00 UNT), con una reducción progresiva hasta 31.78 UNT a la dosis de 2.0 g/l; sin embargo, dosis mayores conducen a una tendencia creciente, alcanzando nuevamente altos valores de turbiedad (334.33 UNT), lo que indica una posible formación deficiente de flóculos o la presencia de compuestos coloidales secundarios. Por otro lado, el cloruro férrico logra una remoción más uniforme y controlada, destacando una baja turbiedad de 2.91 UNT a dosis de 1.5 g/l, y manteniendo valores relativamente constantes en dosis posteriores, aunque con ciertas oscilaciones que sugieren la necesidad de ajustar cuidadosamente la dosis para mantener la eficiencia.

4.2.5. Demanda química del oxígeno

La Figura 6 presenta los valores de la DQO del efluente tratado con tres coagulantes a distintas dosis. El policloruro de aluminio mostró una tendencia a disminuir la DQO, alcanzando su punto más bajo en dosis de 3.0 g/l con 116.82 mg/l, indicando una eliminación efectiva de materia orgánica. El sulfato férrico también logró reducir la DQO, con valores mínimos en dosis

de 1.5 g/l (105.03 mg/l DQO) y 2.5 g/l (108.11 mg/l DQO), aunque presentó fluctuaciones en otras dosis. El cloruro férrico, por el contrario, exhibió valores elevados de DQO en la mayoría de las dosis, con un pico de 193.17 mg/l en dosis de 2.5 g/l, lo que sugiere una menor eficiencia en la remoción de materia orgánica. En todos los casos, los valores de DQO se mantuvieron por debajo del límite máximo permitido por las normativas D.S. N.º 00049-2025-MINAM (300 mg/l DQO), NOM-001-SEMARNAT-2021 (210 mg/l DQO) y Resolución 631 de 2015 (180 mg/l DQO), excepto en algunos casos del cloruro férrico que se acercaron al límite colombiano.

La Figura 6 muestra cómo la DQO varía significativamente con el tipo de coagulante y la dosis aplicada. El policloruro de aluminio muestra una tendencia general a la reducción de la DQO conforme aumenta la dosis, alcanzando su valor más bajo (116.82 mg/l) a dosis de 3.0 g/l, lo que indica una buena capacidad de remoción de compuestos orgánicos disueltos, aunque a dosis mayores la DQO vuelve a incrementarse, posiblemente debido a efectos de sobredosisificación o la incorporación de residuos del propio coagulante. El sulfato férrico exhibe una reducción marcada de la DQO en dosis bajas, destacando un valor mínimo de 105.03 mg/l a dosis de 1.5 g/l, pero con variaciones considerables en dosis mayores, lo que podría deberse a la formación de complejos con materia orgánica que no precipitan eficientemente o a una eficiencia variable del proceso de floculación. En contraste, el cloruro férrico presenta una tendencia general al incremento de la DQO con la dosis, alcanzando un valor máximo de 193.17 mg/l a dosis de 2.5 g/l, lo que indica una baja eficacia en la remoción de carga orgánica, e incluso la posible incorporación de compuestos orgánicos residuales del coagulante mismo, contribuyendo negativamente al perfil del efluente tratado.

4.2.6. Eficiencia de remoción

En la Tabla 3 se muestran los parámetros fisicoquímicos del efluente después de la remoción con coagulantes, el policloruro de aluminio (PCA) fue el coagulante más eficiente en la reducción de turbidez y DQO del efluente del camal, especialmente a dosis entre 1.5 g/l y 3.0 g/l, alcanzando valores mínimos de turbidez de 3.30 UNT y DQO de 116.82 mg/l, sin influir significativamente el pH, que se mantuvo en un rango alcalino (8.23–8.93). El sulfato férrico también mostró cierto nivel de eficiencia en la remoción de DQO (mínimo de 105.03 mg/l a dosis de 1.5 g/l) y mantuvo niveles relativamente estables de pH y conductividad, pero con valores de turbidez considerablemente más altos, alcanzando hasta 458.00 UNT a una dosis de 0.5 g/l. En cuanto al cloruro férrico, se observaron incrementos en la DQO (hasta 193.17 mg/l a dosis de 2.5 g/l) y una disminución significativa del pH, que llegó a valores ácidos (mínimo de 4.17), lo

34 cual indica una menor eficiencia en la remoción de materia orgánica y posibles efectos negativos sobre la calidad del efluente tratado.

La alta eficiencia del policloruro de aluminio (PCA) como coagulante se respalda en estudios anteriores que destacan su alta eficacia en condiciones neutras o ligeramente alcalinas (Ji, Li, Wang, Yuan, & Jin, 2024; Kassa, Shibeshi, & Tizazu, 2024). Oré (2017) y Mendoza (2023) indican que el PCA forma flóculos más densos y estables, lo cual permite una mejor remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica en comparación con coagulantes férricos. Asimismo, Gonzales *et al.* (2022) sostienen que los coagulantes basados en hierro, como el sulfato y cloruro férrico, son más sensibles a los cambios de pH y menos eficientes en aguas con alta carga orgánica, lo cual coincide con el comportamiento observado en este estudio. Además, el uso de cloruro férrico tiende a acidificar el medio, lo cual puede generar complicaciones en el tratamiento posterior o en la disposición final del efluente, tal como lo indican las normativas ambientales de Colombia (MADS, 2015), Perú (MINAM, 2025) y México (SEMARNAT, 2021). Por tanto, los datos obtenidos refuerzan la idea de que el PCA no solo es más eficiente, sino que también mantiene una mayor estabilidad en los parámetros fisicoquímicos del efluente tratado, representando una alternativa más viable para el tratamiento de aguas residuales en canales.

23 Los resultados evidencian que ninguno de los coagulantes aplicados provocó un incremento considerable de la temperatura del efluente, lo cual es favorable desde el punto de vista ambiental, ya que los vertimientos con temperaturas elevadas pueden alterar la solubilidad del oxígeno y afectar negativamente a los organismos acuáticos. Según Olortegui (2019), la temperatura del agua es un parámetro fundamental en la evaluación de la calidad ambiental, mientras que Jinez (2024) destaca su influencia en la dinámica de los ecosistemas acuáticos. Santiago *et al.* (2012) también refieren que la estabilidad térmica del efluente es clave para minimizar impactos negativos en cuerpos receptores. En este estudio, todas las mediciones estuvieron muy por debajo de los límites máximos establecidos por normativas como la de Perú (MINAM, 2025), Colombia (MADS, 2015) y México (SEMARNAT, 2021), que establecen un valor máximo entre 34 °C y 35 °C. Estos hallazgos indican que los tratamientos aplicados son ambientalmente seguros en términos térmicos y no representan un riesgo de estrés térmico para los cuerpos de agua receptores.

1 La turbiedad es un parámetro importante de la calidad del agua, ya que refleja la presencia de partículas suspendidas que pueden albergar microorganismos patógenos. Castro & López (2017) señalan que una baja turbidez no solo mejora la apariencia del agua, sino que también reduce riesgos microbiológicos. Por otra parte, según Limache (2022), menciona que mantener niveles de turbidez bajos es fundamental en sistemas de tratamiento para evitar la

proliferación de agentes patógenos y garantizar la eficiencia de procesos posteriores. Aunque la normativa de Perú (MINAM, 2025), Colombia (MADS, 2015) y México (SEMARNAT, 2021) no establecen un límite numérico explícito para turbidez en efluentes, muchas directrices internacionales la consideran como un parámetro indicador de eficiencia del tratamiento. En este sentido, el cloruro férrico y el policloruro de aluminio, al alcanzar niveles cercanos o inferiores a 5 UNT en ciertas dosis, demuestran un desempeño más favorable en comparación al sulfato férrico. Estos hallazgos subrayan la importancia de una dosificación precisa y del tipo de coagulante empleado para garantizar un tratamiento eficiente del efluente.

La conductividad eléctrica es un indicador importante de la presencia de sales disueltas en el agua, y su aumento tras la aplicación de coagulantes es consistente con lo reportado de Olortegui (2019), quien señala que los procesos de coagulación-floculación generan liberación de iones que contribuyen al incremento de la conductividad. Asimismo, Mendoza (2023) también advierte que ciertos coagulantes pueden alterar significativamente este parámetro, afectando la calidad del efluente. Gonzales *et al.* (2022) indican que el monitoreo de la conductividad permite anticipar posibles impactos sobre los cuerpos de agua receptores, sobre todo en sistemas con baja capacidad de dilución. Si bien las normativas ambientales de Perú (MINAM, 2025), Colombia (MADS, 2015) y México (SEMARNAT, 2021) no establecen límites específicos para la conductividad, esta debe ser controlada para evitar efectos adversos en los ecosistemas acuáticos, dado que valores elevados pueden interferir con la osmorregulación de los organismos. Por tanto, aunque el tratamiento fue efectivo, es importante considerar el efecto acumulativo de la conductividad en el ecosistema al seleccionar el tipo y la dosis del coagulante.

La DQO es un parámetro esencial para evaluar la carga orgánica presente en las aguas residuales y su potencial impacto ambiental. Según Oré (2017) y Castro & López (2017), indican que una DQO elevada refleja la presencia significativa de materia orgánica que puede afectar negativamente la calidad del agua si no se trata adecuadamente. En el presente estudio, el policloruro de aluminio y el sulfato férrico demostraron ser más eficientes en la reducción de la DQO que el cloruro férrico. Esto se alinea con lo reportado por Metcalf & Eddy *et al.* (2014), quienes indican que la eficacia en la remoción de carga orgánica depende de la composición del coagulante y su interacción con los compuestos presentes. Las normativas ambientales de Perú (MINAM, 2025), México (SEMARNAT, 2021) y Colombia (MADS, 2015) establecen valores máximos de DQO en efluentes industriales de 300, 210 y 180 mg/l, respectivamente. Si bien el cloruro férrico permitió cumplir con estos límites, su menor desempeño en comparación con otros coagulantes indica que no es la alternativa más eficiente para este tipo de efluente. Por ello, es

fundamental seleccionar adecuadamente el tipo y la dosis del coagulante para asegurar un tratamiento eficaz y ambientalmente responsable (MINAM, 2025).

La Tabla 3 muestra que la coagulación-floculación con sales férricas y PAC sigue siendo, en primer lugar, una tecnología sólida y probada desde hace más de un siglo (Bakhoun, Hassan, Salama, Badawi, & Farouk, 2024; Khalf, Mohammed, & Al-Sameraiy, 2024). Asimismo, la remoción cercana al 90 % de la DBO₅ con tan solo 0.5 g/l de sulfato férrico supera la eficiencia reportada por estudios recientes que requieren el doble de dosis. Esta eficacia se debe a que, gracias a la elevada carga superficial de los hidróxidos férricos, se aglomeran eficazmente los coloides proteicos y grasos presentes (Chen et al., 2025). Sin embargo, el “efecto meseta” observado a partir de 1.5 g/l evidencia que sobredosificar no aporta beneficios adicionales y, por el contrario, puede re-estabilizar partículas debido a la clásica inversión de carga. Por su parte, el PAC exhibe una respuesta casi lineal hasta 3 g/l, lo cual resulta ventajoso frente a influentes de composición variable, aunque con un mayor consumo químico. Entretanto, el cloruro férrico presenta un rango operativo más estrecho; fuera de este, la formación de complejos cloro-férricos solubles limita la coagulación y genera variabilidad en los resultados (Dhrubo, Jannat, & Hossain, 2023; Hafidi, Mortadi, Chahid, & Laasri, 2024). Bajo criterios de costo y sostenibilidad, el sulfato férrico emerge como la alternativa más conveniente para plantas descentralizadas, alineándose con una mayordomía ambiental responsable; no obstante, su aporte de sulfatos podría afectar etapas biológicas posteriores, por lo que conviene evaluar este impacto dentro de tratamientos integrados.

5. CONCLUSIONES

El efluente primario del camal exhibe una carga orgánica crítica (DQO 1033 mg/l), turbidez elevada (99 UNT) y salinidad significativa (6,82 mS/cm), sobre un pH ligeramente alcalino (8,1) y 18,7 °C. Entre los coagulantes evaluados, el policloruro de aluminio evidenció el desempeño más equilibrado: con 1,5–3,0 g/l mantuvo el pH en 8,23–8,93, elevó mínimamente la conductividad ($\leq 6,49$ mS/cm), estabilizó la temperatura ($< 17,8$ °C), redujo la turbidez a 3,30 UNT y disminuyó la DQO a 116,82 mg/l, logrando 89 % de remoción y pleno cumplimiento normativo. El sulfato férrico alcanzó remociones similares de DQO (105,03 mg/l a 1,5 g/l), pero su ventana operativa es estrecha: a 3 g/l el pH desciende a 4,67 y la turbidez se incrementa, exigiendo neutralización y control fino de dosis. El cloruro férrico, aun consiguiendo la turbidez mínima (2,91 UNT a 1,5 g/l), acidificó el efluente (pH 4,17), duplicó la conductividad (9,65 mS/cm) y dejó la DQO más alta (193,17 mg/l), situándose al borde del incumplimiento. En síntesis, el PAC se consolida como la alternativa más eficaz y operativamente segura para la depuración de

efluentes de camal, ya que cumple holgadamente los límites regulatorios con la menor necesidad de correcciones adicionales y preserva la estabilidad fisicoquímica del agua tratada.

6. REFERENCIA

Asere, T. G., Stevens, C. V., y Du Laing, G. (2019). Use of (modified) natural adsorbents for arsenic remediation: A review. En *Science of the Total Environment* (Vol. 676, pp. 706-720). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.237>

Bilici Baskan, M., y Pala, A. (2011). Removal of arsenic from drinking water using modified natural zeolite. *Desalination*, 281(1), 396-403. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.015>

- Burgos, H., Gárfias, J., Martel, R., y Salas, J. (2022). Remoción de arsénico (V) utilizando zeolita natural: pruebas de columna de lecho fijo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(3), 174-241. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-03-05>
- Calcina-Benique, M. E., Calcina-Rondán, L. E., Huaraya-Chambi, F. R., Salas-Camargo, A. R., y Tejada-Meza, K. (2022). Arsénico en aguas subterráneas de la cuenca del río Callacame y su impacto en suelos agrícolas en Desaguadero, Puno – Perú. *DYNA (Colombia)*, 89(221), 178-184. <https://doi.org/10.15446/dyna.v89n221.98319>
- Chambilla, D. S., y Allcca, E. E. (2022). *Efecto de hierro y ph en el método soras sobre la remoción de arsénico del agua obtenida en la captación del centro poblado Tolapalca, distrito de Ichuña, región Moquegua, 2019*. Universidad José Carlos Mariategui.
- Colmenero-Sujo, L. H., y Villalba, M. de L. (2023). Remoción de arsénico en agua con zeolitas naturales provenientes del norte y centro de México. *TECNOCIENCIA CHIHUAHUA*, 17(3), e1261. <https://doi.org/10.54167/tch.v17i3.1261>
- Costafreda, J. L., Martín, D. A., Rosell, M. B., y Costafreda, J. L. (2018). Las zeolitas naturales de Cuba. *Las zeolitas naturales en los países de iberoamérica*, 1-26.
- Costafreda Mustelier, J. L., Martín Sánchez, D. A., Rosell Lam, M., y Costafreda Velázquez, J. L. (2018). Las zeolitas naturales de Cuba. En *Las zeolitas naturales en los países de iberoamérica* (pp. 190-215).
- de Gennaro, B., Aprea, P., Liguori, B., Galzerano, B., Peluso, A., y Caputo, D. (2020). Zeolite-rich composite materials for environmental remediation: Arsenic removal from water. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(19), 1-20. <https://doi.org/10.3390/app10196939>
- Ma, L., Cai, D., y Tu, S. (2020). Arsenite simultaneous sorption and oxidation by natural ferruginous manganese ores with various ratios of Mn/Fe. *Chemical Engineering Journal*, 382. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123040>
- Mayta, A., Canchanya, Y., BendeZú, Y., y Ramos, J. A. (2022). *Remoción de arsénico mediante zeolita tipo 5A en agua de consumo humano de la fuente de captación de Quero, Jauja, Junín*. Universidad Nacional del Centro del Perú.

- MINSA. (2011). Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. *D.S N° 031-2010-SA*.
- Mora-Bueno, D., Sánchez-Peña, L. del C., del Razo, L. M., González-Arias, C. A., Medina-Díaz, I. M., Robledo-Marengo, M. de L., y Rojas-García, A. E. (2012). Presencia de arsénico y coliformes en agua potable del municipio de Tecuala, Nayarit, México. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 28(2), 127-135.
- Morante, F., Ramos, V., Montalván, J., y Guerrero, J. (2005). Obtención de zeolita sintética clinoptilolita en condiciones de laboratorio. *Revista Tecnológica ESPOL*, 18(1), 113-118.
- Narváez, D. A., y Santes, V. F. (2009). *Evaluación de zeolitas sintetizadas a partir de residuos de carbón, en la remoción de arsénico en agua para consumo humano. Estudio de caso: Zimapán, Hidalgo*. Instituto Politécnico Nacional.
- Palomino, A. A., Tipismana, P. A., y Cano, F. (2022). *Estudio para la remoción de arsénico en el tratamiento de distintos tipos de aguas con el empleo de zeolitas naturales*.
- Peralta, E. (2021). *Remoción de Arsénico (As) aplicando cáscara de arroz modificado químicamente, de las aguas superficiales de la comunidad de Upina, Carabaya-Puno*. Universidad Nacional de Juliaca.
- Quispe Díaz, I. K., Ccama Vilca, J. W., Turpo Turpo, R. E., Vigo Rivera, J. E., Lozada Vilca, R. A., Argota Pérez, G., y Prada Vega, S. P. L. (2022). Ingeniería de tratamiento para la filtración y remoción del arsénico en las aguas subterráneas mediante zeolitas naturales. *Revista Campus de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad de San Martín de Porres*, 27(33), 43-56. <https://www.usmp.edu.pe/campus/pdf/revista33/articulo3.pdf>
- Revelli, G. R., Seuchuc, M. T., Tonutti, F. G., y Costa, G. V. (2014). Método Económico De Remoción De Arsénico En Aguas Para Comunidades Rurales. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 7(3), 228-242.
- Roziková, M., Vičarová, M., Thirstrup, C., Dumańska, J., Gonzaga, F. B., da Cruz Cunha, K., Galli, A., Stoica, D., WANG, H., Seitz, S., Haraldsson, C., y Smirnov, A. (2020). Electrolytic conductivity at pure water level final report. *Metrologia*, 58(1 A). <https://doi.org/10.1088/0026-1394/58/1A/08001>

- Ryu, J., Monllor-Satoca, D., Kim, D.-H., Yeo, J., y Choi, W. (2013). Photooxidation of arsenite under 254 nm irradiation with a quantum yield higher than unity. *Environmental Science and Technology*, 47(16), 9381-9387. <https://doi.org/10.1021/es402011g>
- Sharma, V. K., & Sohn, M. (2009). Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International*, 35(4), 743-759. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.01.005>
- Šiljeg, M., Foglar, L., y Gudelj, I. (2012). The removal of arsenic from water with natural and modified clinoptilolite. *Chemistry and Ecology*, 28(1), 75-87. <https://doi.org/10.1080/02757540.2011.619531>
- Tapia, J., Murray, J., Ormachea, M., Tirado, N., y Nordstrom, D. K. (2019). Origin, distribution, and geochemistry of arsenic in the Altiplano-Puna plateau of Argentina, Bolivia, Chile, and Perú. *Science of the Total Environment*, 678, 309-325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.084>
- Thirunavukkarasu, O. S., Viraraghavan, T., Subramanian, K. S., Chaalal, O., y Islam, M. R. (2005). Arsenic removal in drinking water - Impacts and novel removal technologies. *Energy Sources*, 27(1-2), 209-219. <https://doi.org/10.1080/00908310490448271>
- Yeo, K. F. H., Li, C., Zhang, H., Chen, J., Wang, W., y Dong, Y. (2021). Arsenic Removal from Contaminated Water Using Natural Adsorbents: A Review. *Coatings*, 11(11), 1-18. <https://doi.org/10.3390/COATINGS11111407>
- Zoroufchi Benis, K., McPhedran, K., y Soltan, J. (2023). Treatment of Aqueous Arsenite Using Modified Biomass-Based Sorbent. *Lecture Notes in Civil Engineering*, 363 LNCE, 961-976. https://doi.org/10.1007/978-3-031-34593-7_61

7. ANEXO

Anexo A: Evidencia de sumisión

Anexo B: Resolución de Inscripción del Perfil de Proyecto de Tesis en Formato Artículo

Anexo C: Análisis de Laboratorio



UNIVERSIDAD PERUANA UNION
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA
LABORATORIO DE LA E.P. DE INGENIERIA AMBIENTAL
Carretera Salida a Arequipa Km. 6 Chullunquiani, Autopista Héroes de la Guerra del Pacífico

ANÁLISIS DE AGUA

Solicitante: Cristian Alex Huaman Huisa
Luz Noelia Sosa Quispe

Análisis de: AGUA

Fecha de extracción: 08/09/2024

Fecha de recepción: 09/09/2024

Condiciones de llegada: Buenas

Extraídas por: El solicitante

Lugar de muestreo: llave - Puno

Muestra conservada: Sí

PARAMETRO		pH			TURBIEDAD			TEMPERATURA			CONDUCTIVIDAD ELECTRICA			DQO		
Unidad					UNT			°C			mg/L			mg/L		
metodología		Electrométrico			Nefelométrico			Electrométrico			Electrométrico			Colorimétrico a reflujo cerrado		
Químico	Dosis	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Policloruro de aluminio	0.5	9.1	8.8	8.9	6.12	40.4	39.8	16.6	16.2	16.6	6.01	5.81	5.63	156.33	146.33	154.13
	1	8.8	8.7	8.7	1.91	13	1.91	16.6	16.2	16.9	6.1	5.91	6.1	153	149.67	150.02
	1.5	8.6	8.6	8.5	1.1	7.4	1.4	16.7	16.2	16.7	6.15	6.07	6.12	126.3	123	124
	2	8.6	8.5	8.6	18.9	5.52	5.56	17.3	16.2	17.1	6.13	6.19	6.14	126.33	132	131
	2.5	8.4	8.4	8.5	23.2	11.4	22.5	17.5	16.4	16.9	6.37	6.27	6.29	133	130	130.12
	3	8.5	8.5	8.4	27.5	9.2	9.43	17.7	16.4	16.7	6.3	6.37	6.34	109.37	125.67	115.43
	3.5	8.3	8.6	8.5	19	27.5	20.5	17.7	17.1	17.2	6.46	6.33	6.42	119.67	121.33	120.21
	4	8.1	8.5	8.1	18.5	11.5	18.6	18.1	17.3	17.8	6.62	6.38	6.48	128	121.33	122.62
	4.5	8.3	8.4	8.3	53.5	41	53.4	17.5	17.1	17.2	6.37	6.46	6.29	136.33	149.67	139.36
Sulfato férrico	0.5	8.6	4.4	8.5	225	578	571	15.2	15	15.3	5.85	7.62	6.43	115	105.67	107
	1	8.1	4.4	7.6	107	341	343	15.3	15	15	6.27	7.62	7.61	143	139.67	140.55
	1.5	7.7	4.5	7.6	23.9	188	23.4	15.3	15	14.9	6.04	7.22	6.06	103	106.33	105.76
	2	5.5	7.2	6.4	44.2	6.34	44.8	15.2	14	14.7	6.27	6.18	6.2	143	133	133
	2.5	6.9	6	6.6	2.68	56.2	57.4	6.22	15	14.9	6.22	6.3	6.21	116.33	103	105
	3	4.6	4.8	4.6	117	206	120.2	15.5	14.9	15.4	6.82	6.7	6.79	119.67	109.67	108.75
	3.5	7.6	4.5	7.5	27.3	370	27.5	15.2	14.9	15.1	6.05	7.17	6.13	129.67	116.33	118.43
	4	8	4.4	7.9	117	648	118	15.1	14.9	14.9	6.05	7.65	6.98	126.33	136.33	135.37
	4.5	8.5	4.4	8.4	257	490	256	15.1	14.8	15.1	5.97	7.56	5.54	113	109.67	110.63
Cloruro férrico	0.5	8.5	8.3	8.4	49.5	19.7	48.4	14.6	14.2	14.1	6.05	6.04	6.01	119.67	123	121.51
	1	8.1	8.4	8.3	3.54	17.1	3.54	14.8	14.1	14.4	6.29	6.13	6.34	176.33	159.33	159.33
	1.5	7.8	8	7.8	0.81	7.02	0.89	14.7	14	14.6	6.45	6.38	6.54	136.33	143	143
	2	7.2	7.4	7.3	0.94	1.02	99.1	14.9	13.9	14.9	6.71	6.64	6.87	173	163	168.54
	2.5	5.5	6.2	5.6	95.4	65.9	64.8	14.9	14	14.7	7.01	6.82	7	196.33	189.67	193.51
	3	4.5	4.5	4.5	31.8	14.8	31.6	14.9	14	14.3	7.79	7.76	7.67	148	133	134.35
	3.5	4.4	4.5	4.4	21	15.6	20.3	15.1	14.1	1.5	8.45	8.43	8.42	159.67	179.67	162.22
	4	4.2	4.2	4.3	20.9	19.4	20.1	15.3	14.1	15.3	9.09	8.79	9.02	139.67	129.67	131.53
	4.5	4.2	4.2	4.1	14.4	22.2	14.3	15.3	14.2	15.8	9.61	9.69	9.65	149.67	163	151.32

Muestra Inicial	pH	Temperatura	Turbiedad	Conductividad E.	DQD
unidad		°C	UNT	mg/L	mg/L
metodología	Electrométrico	Electrométrico	Nefelométrico	Electrométrico	Colorimétrico a reflujo cerrado
Resultados	8.1	18.7	98.5	6.82	1033

ADVERTENCIA:

Este laboratorio no asume ninguna responsabilidad sobre aspectos relacionados con el uso final de la información suministrada.

FECHA: 30/09/2024

Nota: La firma institucional avala que el informe técnico pertenece a la institución.


 Laboratorio de saneamiento
 ambiental

Anexo D: Panel Fotográfico de los Procedimientos

Figura 8

Se muestra la realiza la coagulación, donde se agregan sustancias químicas para desestabilizar las partículas en suspensión (A)



Figura 9

Luego se aplica la floculación, un proceso de agitación lenta que permite que las partículas desestabilizadas formen flóculos y después se relizo la sedimentación, donde los flóculos se depositan en el fondo por gravedad (B).



Figura 10

1 Finalmente, se lleva a cabo la medición de parámetros (como pH, temperatura, conductividad eléctrica, turbidez, , DQO.) para evaluar la calidad del agua tratada (C).

