



**OXIDACIÓN AVANZADA CATALIZADA CON CARBÓN ACTIVADO:
REDUCCIÓN DE LA RESISTENCIA A ANTIBIÓTICOS EN AGUAS RESIDUALES**

**ADVANCED OXIDATION CATALYZED BY ACTIVATED CARBON:
REDUCTION OF ANTIBIOTIC RESISTANCE IN WASTEWATER**

**OXIDAÇÃO AVANÇADA CATALISADA COM CARVÃO ATIVADO:
REDUÇÃO DA RESISTÊNCIA AOS ANTIBIÓTICOS EM ÁGUAS RESIDUAIS**

Autores:

Resumen

✉ **Kerly Moncayo**¹

kerly.moncayo@espam.edu.ec

✉ **Alejandra Ormaza**¹

maria.ormaza@espam.edu.ec

✉ **Carlos Banchón**^{1*}

carlos.banchon@espam.edu.ec

¹Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí
Manuel Félix López, Calceta, Ecuador

* Autor para correspondencia.



Este estudio evaluó la eficacia de la coagulación con cloruro férrico para remover sólidos totales, turbidez y coliformes totales en efluentes de una laguna de oxidación, seguida de procesos de oxidación con peróxido de hidrógeno y ozono, carbón activado y radiación UV, para reducir la carga microbiana y la resistencia antibiótica frente a ampicilina, amikacina, levofloxacina y bacitracina. Las muestras, recolectadas en una laguna de oxidación en Calceta, Manabí, cumpliendo con normas ecuatorianas, fueron analizadas para determinar parámetros físico-químicos como turbidez, pH, sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (TDS) y conductividad eléctrica (CE), además de la presencia de coliformes totales. Los resultados muestran que el cloruro férrico a 300 mg/L redujo eficazmente la turbidez. Los procesos de oxidación lograron la eliminación total de coliformes y una significativa disminución de la turbidez, además de reducir la resistencia bacteriana a amikacina y levofloxacina. Estos hallazgos destacan el potencial de los procesos oxidativos como tratamiento terciario para aguas residuales, especialmente en la eliminación de bacterias resistentes a antibióticos.

Palabras clave: aguas residuales, tratamiento, resistencia antibiótica, microorganismos, antibióticos.

Abstract

This study evaluated the efficacy of ferric chloride coagulation in removing total solids, turbidity, and total coliforms in effluents from an oxidation pond. This was followed by oxidation processes with hydrogen peroxide and ozone, activated carbon, and UV radiation, in reducing microbial load and antibiotic resistance to ampicillin, amikacin, levofloxacin, and bacitracin. Samples, collected from an oxidation pond in Calceta, Manabí, in compliance with Ecuadorian standards, were analyzed for physical and chemical parameters such as turbidity, pH, total solids (TS), total dissolved solids (TDS), and electrical conductivity (EC), in addition to the presence of total coliforms. The results show that ferric chloride at 300 mg/L effectively reduced turbidity. The oxidation processes achieved the total elimination of coliforms and a significant decrease in turbidity, in addition to reducing bacterial resistance to amikacin and levofloxacin. These findings highlight the potential of oxidative processes as tertiary treatment for wastewater, especially in the elimination of antibiotic-resistant bacteria.

Keywords: wastewater, treatment, antibiotic resistance, microorganisms, antibiotics.

Editor Académico

Julio Torres

Citación sugerida: Moncayo K., Ormaza A., Banchón C. (2025). Oxidación avanzada catalizada con carbón activado: reducción de la resistencia a antibióticos en aguas residuales. *Revista Bases de la Ciencia*, 10(2), 24-38. DOI: <https://doi.org/10.33936/revbasdelaciencia.v10i2.7101>

Recibido: 04/11/2024

Aceptado: 06/07/2025

Publicado: 11/07/2025

Resumo

Este estudo avaliou a eficácia da coagulação com cloreto férrico na remoção de sólidos totais, turbidez e coliformes totais em efluentes de uma lagoa de oxidação. Isso foi seguido por processos de oxidação com peróxido de hidrogênio e ozônio, carvão ativado e radiação UV, na redução da carga microbiana e da resistência a antibióticos como ampicilina, amikacina, levofloxacina e bacitracina. Amostras coletadas de uma lagoa de oxidação em Calceta, Manabí, em conformidade com os padrões equatorianos, foram analisadas quanto a parâmetros físicos e químicos, como turbidez, pH, sólidos totais (ST), sólidos totais dissolvidos (STD) e condutividade elétrica (CE), além da presença de coliformes totais. Os resultados mostram que o cloreto férrico a 300 mg/L reduziu efetivamente a turbidez. Os processos de oxidação alcançaram a eliminação total de coliformes e uma diminuição significativa na turbidez, além de reduzir a resistência bacteriana à amikacina e à levofloxacina. Essas descobertas destacam o potencial dos processos oxidativos como tratamento terciário para águas residuais, especialmente na eliminação de bactérias resistentes a antibióticos.

Palavras chave: águas residuais, tratamento, resistência a antibióticos, microorganismos, antibióticos.





1. Introducción

El inadecuado manejo de las aguas residuales, sumado a la falta de recuperación de nutrientes y de aprovechamiento energético, representa un desafío crítico en la gestión de este recurso, especialmente bajo escenarios actuales de sequía. En relación con las aguas residuales domésticas, la Organización de las Naciones Unidas (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2017) reporta que en los países de bajos ingresos solo el 8% de las aguas residuales recibe tratamiento, mientras que en los países desarrollados el porcentaje asciende al 70%, lo cual resulta en que más del 80% del volumen global de aguas residuales es vertido en el medio ambiente sin tratamiento adecuado, incrementando así la toxicidad del agua y afectando la biodiversidad (Koncagül et al., 2017). Como resultado de este manejo insuficiente, se estimó que en 2022 alrededor de 1700 millones de personas consumieron agua contaminada con heces fecales debido a descargas de aguas residuales sin tratamiento (Organización de las Naciones Unidas (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2021). Esta situación no solo afecta la salud pública, sino que también provoca efectos devastadores en el medio ambiente, incluyendo la proliferación de patógenos y la contaminación de ecosistemas acuáticos (Goddard et al., 2020). Adicionalmente, la contaminación del agua causa anualmente más muertes que los conflictos bélicos y otras formas de violencia en todo el mundo (Denchak, 2023).

En América Latina, el 70% de las aguas residuales se descarga sin tratamiento a los cuerpos de agua, y solo el 5% de las aguas recolectadas en sistemas de alcantarillado recibe algún tipo de tratamiento físico, químico o biológico (Banco Mundial, 2013) Este problema es más pronunciado en zonas rurales, donde apenas el 19% de la población tiene acceso a sistemas de tratamiento de aguas residuales, frente al 78% en áreas urbanas (Saravia Matus et al., 2022). La sobreexplotación de los recursos hídricos para usos domésticos y productivos, junto con el uso de cuerpos de agua para la descarga de aguas residuales, genera conflictos ambientales y territoriales, contribuyendo a la degradación de la biodiversidad, el suelo, el agua y la calidad de vida (Trujillo-González et al., 2017). En Ecuador, de los 221 municipios, solo 164 cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales, y el promedio de agua residual tratada representa solo el 22.3% del total de agua distribuida (Instituto Nacional de Estadística y Censos, 2023)

El manejo inadecuado de las aguas residuales ha llevado a la aparición de microorganismos resistentes a los antibióticos (ATBs), debido al uso excesivo de antibióticos en el tratamiento de enfermedades en humanos y animales (Navarro et al., 2023). En Ecuador, ocho de cada diez personas pueden adquirir antibióticos sin receta médica, contribuyendo a la liberación de estos compuestos y de genes de resistencia en el medio ambiente, con impactos aún no completamente investigados en la salud y la agricultura (Acosta, 2022). Las bacterias resistentes se diseminan en cuerpos acuáticos a través de aguas residuales, donde pueden transferir resistencia a otras cepas mediante mutaciones o transferencia genética horizontal, un proceso que puede facilitarse en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Chávez & De La Cruz Lombardo, 2023).

Dada la problemática planteada, el tratamiento de aguas residuales con ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), radiación UV-C y carbón activado (CA) se presenta como una alternativa viable para reducir la carga microbiana y la resistencia antibiótica. El O_3 y el H_2O_2 son agentes oxidantes capaces de desinfectar el agua y degradar compuestos orgánicos, mientras que el carbón activado actúa como adsorbente eficaz debido a su elevada área superficial y capacidad de retención de contaminantes (Santos et al., 2022).

Para desarrollar un sistema físico-químico escalable y con potencial de oxidación química, en el presente estudio, se evaluó la aplicación de productos químicos en los efluentes de la laguna de oxidación del Cantón Bolívar, un sistema con altas concentraciones de virus y bacterias resistentes. Por tanto, las contribuciones del presente estudio son: (i) Evaluación de la coagulación con cloruro férrico para clarificar aguas residuales domésticas provenientes del efluente de una laguna de oxidación; (ii) evaluación del efecto de la adición de $H_2O_2/O_3/CA/UV$ en muestras de agua clarificada con el proceso de coagulación; (iii) determinación de la resistencia antibiótica de coliformes totales en muestras de agua residual, agua clarificada y agua tratada con el sistema $H_2O_2/O_3/CA/UV$.

2. Materiales y Métodos

2.1. Muestreo y caracterización

Se tomó una muestra compuesta durante un periodo de 5 horas desde las 09h00; esta muestra fue tomada de la laguna de oxidación, geográficamente localizada en las coordenadas UTM de la zona 17M, a una latitud de $S 0^{\circ}50'28.04741''$ y una longitud de $W 80^{\circ}10'30.74586''$. La laguna pertenece a la ciudad de Calceta, del cantón



Bolívar, provincia de Manabí. El muestreo se efectuó conforme a la Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2176 (2013), con el fin de mantener la calidad del agua. Las muestras se recolectaron en la última laguna de tratamiento, la cual descarga su efluente al río Carrizal (Figura 1).

Antes y después de los tratamientos, se analizaron los parámetros físico-químicos del efluente de la laguna de oxidación, incluyendo sólidos totales (ST), sólidos totales disueltos (TDS), turbidez, pH y conductividad eléctrica (CE), utilizando métodos estandarizados (Asociación Americana de Salud Pública, APHA, 2017). Asimismo, se evaluó la presencia de coliformes totales mediante PetriFilm® ref. 6410/6416/6443 (3M, USA). Las características principales de la laguna de oxidación utilizada en el estudio se presentan de manera resumida en la Tabla 1.



Figura 1. Lugar de muestreo - Efluente de la laguna de oxidación (Calceta, Ecuador)

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Calidad inicial del agua de la laguna de oxidación.

Parámetros	Laguna
pH	6.9
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1461.0
TDS (mg/L)	609.0
ST (mg/L)	990.0
Turbidez (NTU)	88.0

Fuente: Elaboración propia.

2.2. Proceso de clarificación

Se realizó una etapa de coagulación antes de la oxidación para mejorar la remoción de turbidez (Banchón et al., 2022, 2024). Se empleó cloruro férrico (FeCl_3) (Fengbai, China, 99 % de pureza) como coagulante, a una concentración del 2 % (Tunç, 2020). Para evaluar la remoción de turbidez, se realizaron pruebas de jarras utilizando un floculador modelo 700 de Phibss and Bernd (USA), adicionando diferentes dosis de cloruro férrico desde 100 hasta 2100 mg/L. Durante la fase de mezcla rápida de volúmenes de 500 mL de agua residual, el coagulante se mezcló durante 5 minutos a 200 rpm, seguido de una mezcla lenta durante 3 minutos a 30 rpm. Después de la agitación, se permitió que los lodos sedimentaran durante 30 minutos.

Después de la etapa de coagulación con cloruro férrico, se evaluó la adición del sistema $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3/\text{CA}/\text{UV}$ a diferentes dosis. En la siguiente sección, se detalla el proceso de oxidación.



2.3. Proceso de oxidación

Después de los tratamientos de coagulación, se determinó que 300 mg/L de FeCl₃ fue la dosis más efectiva de coagulante para clarificar el agua, por lo que esta cantidad se utilizó para preparar las muestras destinadas al proceso de oxidación. Siguiendo el diseño experimental Box-Behnken detallado en la Figura 2, se utilizó un volumen de 500 mL de agua previamente clarificada. Se agregaron peróxido de hidrógeno (Fengbai, China, 50 % de pureza), gas ozono y carbón activado comercial (CA) como lecho sólido, según las dosis especificadas en la mencionada tabla. El peróxido de hidrógeno al 50 % se dosificó entre 50 y 1500 mg/L como agente oxidante, mientras que se incorporaron cantidades de CA de 20, 30 y 40 g/L como lecho sólido.

Para la generación de ozono, se utilizó una fuente de alto voltaje capaz de producir 3 gramos de ozono por hora a partir de oxígeno ambiental, administrando dosis durante períodos de hasta 30 minutos. Para un volumen de 500 mL y 30 min de tratamiento, la dosis final de ozono correspondió a 3 g L⁻¹. Como parte del proceso de oxidación, a todas las muestras se aplicó luz ultravioleta (UV-C) durante 3 horas. En el proceso de oxidación, la profundidad del agua en los ensayos con luz ultravioleta (UV-C) fue de 1 cm.

En total, se emplearon 45 litros de agua clarificada para los procesos de oxidación. El CA fue obtenido del mercado local (Ecuador, sin marca); fue lavada con abundante agua hasta evitar la presencia de turbidez, y secada a temperatura ambiente. Se aplicó la siguiente fórmula para obtener el cambio de los valores de los parámetros físico-químicos detallados en la Tabla 1:

$$%E = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100 \tag{1}$$

Donde:

%E = Eficiencia de remoción (%).

C_o = Concentración o valor del parámetro inicial.

C_f = Concentración o valor del parámetro final.

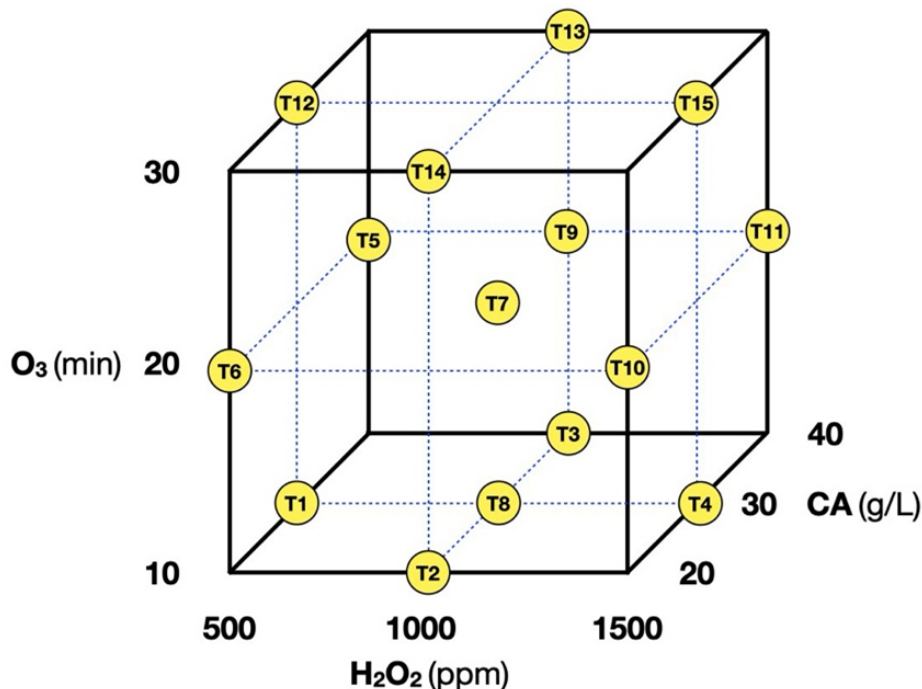


Figura 2. Diseño experimental Box-Behnken para el proceso de oxidación.
Fuente: Elaboración propia.



2.4. Prueba de sensibilidad antibiótica

Se aislaron cultivos de coliformes totales mediante Petrifilm a una incubación de 37°C durante 72 horas, de las muestras obtenidas antes y después de la aplicación de los tratamientos. Se utilizaron placas Petrifilm para el aislamiento de coliformes totales a 37°C y su respectivo conteo en UFC/mL (Cambarihan et al., 2022; Mkhwanazi et al., 2024).

Para evaluar el efecto de diferentes tratamientos en la resistencia antibiótica de los coliformes totales presentes en el agua, se seleccionaron muestras con baja y alta turbidez final, ya que la turbidez puede estar asociada a una mayor carga bacteriana. De estas muestras, se realizaron diluciones seriadas y se sembraron por el método de vertido en placa en cajas Petri con Agar nutritivo. De acuerdo con (Abdulbaqi et al., 2024; Rodrigues et al., 2022), se realizó una dilución de 1 mL de la muestra a un tubo que contiene 9 mL de agua esterilizada, estableciendo así una dilución de 10^{-1} ; posteriormente, se extrajo 1 mL de esta dilución y se transfirió a otro tubo con 9 mL de agua esterilizada, generando la dilución 10^{-2} ; de esta forma, este procedimiento se repitió sucesivamente para obtener diluciones adicionales. Las placas se incubaron a 37°C durante 24 horas. Posteriormente, se seleccionaron colonias aisladas y se realizaron pruebas de sensibilidad con 4 tipos de antibióticos (bacitracina, ampicilina, amikacina y levofloxacina) utilizando el método de difusión en disco para identificar posibles cepas resistentes. Se aplicó el método de difusión de disco o método de Kirby-Bauer para las pruebas de sensibilidad antibiótica; se realizaron por triplicado para los fármacos bacitracina (10 µg), ampicilina (10 µg), amikacina (30 µg) y levofloxacina (5 µg) (Bailon et al., 2023).

3. Resultados

3.1. Efecto del proceso de coagulación

El objetivo de esta sección es evaluar la acción coagulante del cloruro férrico a diferentes dosis, utilizando agua residual con un pH inicial promedio de 6.9, para obtener un efluente con baja concentración de sólidos y facilitar la aplicación de procesos de oxidación. Es importante destacar que los procesos de oxidación son más eficientes en presencia de bajas concentraciones de sólidos.

La Figura 3 muestra los promedios de los parámetros físico-químicos del agua residual doméstica tratada con FeCl_3 en una prueba de jarras. La turbidez (Figura 3A) disminuyó significativamente con el incremento de la dosis de FeCl_3 , alcanzando su nivel más bajo a 1300 mg/L. No obstante, dosis entre 100 y 300 mg/L lograron reducir la turbidez en un rango de 57 a 80%. El pH (Figura 3B) mostró una tendencia descendente con el aumento de la dosis de coagulante, alcanzando valores más ácidos en las concentraciones de 1300 y 2100 mg/L, debido a la acidez añadida por el cloruro férrico. Los sólidos totales (ST) se redujeron un 57% a 300 mg/L (Figura 3C), pero aumentaron con dosis más altas, alcanzando su máximo en 2100 mg/L, lo cual sugiere que las dosis elevadas, aunque efectivas para reducir la turbidez, pueden causar resuspensión de sólidos.

Los TDS (Figura 3D) incrementaron con la dosis, especialmente a partir de 600 mg/L, debido al aumento en la carga iónica como resultado de la coagulación. La CE (Figura 3E) también mostró una tendencia ascendente con el incremento de FeCl_3 , correlacionada con el aumento en los TDS y reflejando una mayor concentración de iones en el agua tratada.

En conjunto, los resultados indican que el cloruro férrico es eficaz para reducir la turbidez, especialmente en el rango de 100 a 300 mg/L. Sin embargo, su aplicación en dosis elevadas puede provocar una disminución del pH y un aumento en los sólidos totales y la conductividad eléctrica, subrayando la importancia de un ajuste adecuado de la dosis de coagulante para optimizar la calidad del agua tratada. En contrapartida, aunque la remoción de turbidez fue máxima a 1300 mg/L (cerca al 100%), el pH final es ácido en detrimento de la calidad de agua para descarga a cuerpos de agua dulce. Por tanto, la sobredosisificación de FeCl_3 no solo afecta la sedimentación, sino que también genera una mayor acidez en el agua, lo cual podría disminuir la eficiencia de los procesos posteriores (incluidos los de oxidación).

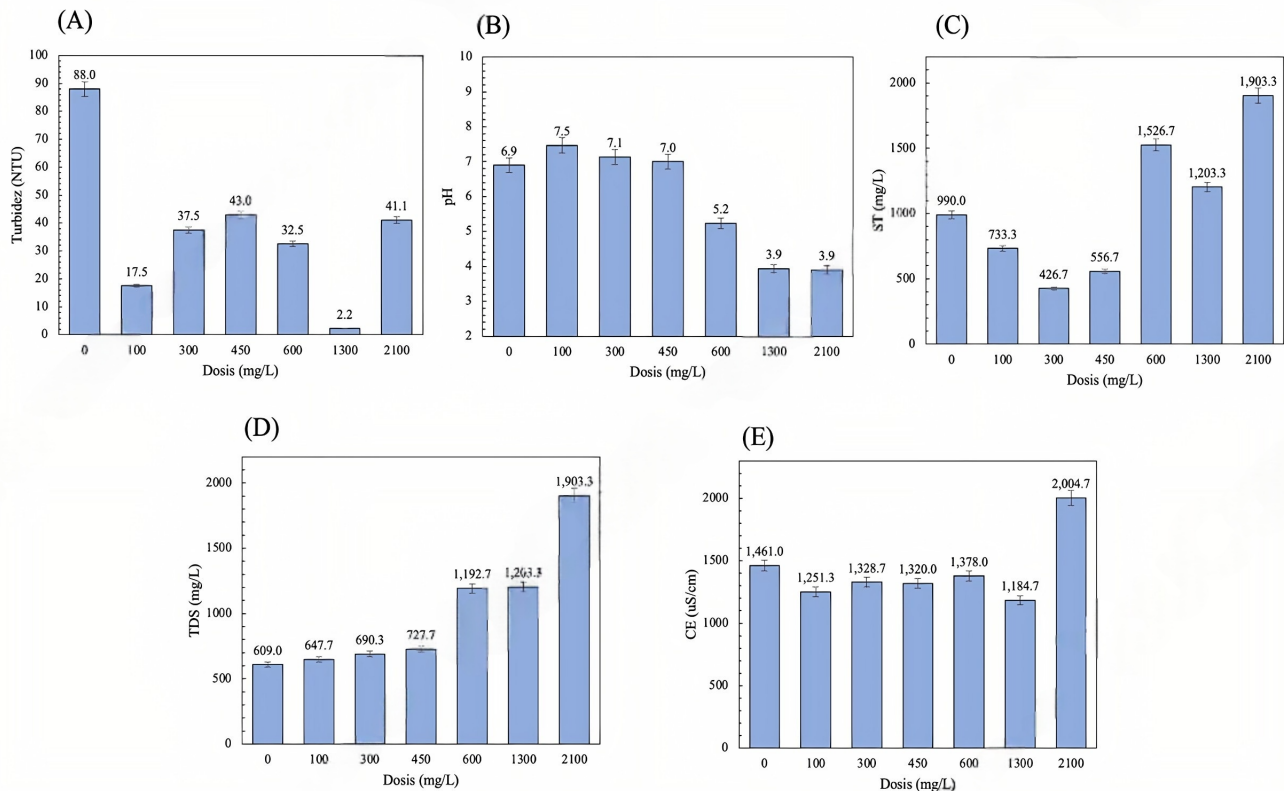


Figura 3. Efecto del proceso de coagulación en parámetros de calidad de agua. Donde, (A) Turbidez en NTU, (B) pH, (C) Sólidos totales en mg/L, (D) Sólidos totales disueltos en mg/L, y (E) conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$. Agua residual doméstica corresponde a la dosis de 0 mg/L.

La Tabla 2 presenta los valores F del ANOVA para parámetros físico-químicos del agua residual tratada con diferentes dosis de FeCl_3 , evaluando la significancia estadística del impacto de este coagulante en el pH, turbidez, ST, TDS y CE. Con 6 grados de libertad, se probaron varias concentraciones para identificar la dosis óptima. Los resultados indican un efecto significativo del FeCl_3 en todos los parámetros: el pH, con un valor F de 13.27, evidencia la reducción del pH debido a la acidez del coagulante; la turbidez ($F=44.12$) muestra una mejora marcada en la clarificación; los sólidos totales ($F=5.44$) también disminuyen significativamente; los TDS presentan una reducción importante ($F=16.65$), probablemente por la precipitación de compuestos; y la conductividad eléctrica, con el mayor valor F (17218), sugiere cambios importantes en la química del agua, probablemente por la disolución de sales.

Tabla 2. Resumen de valores F del ANOVA.

	Gl	pH	Turbidez	ST	TDS	CE
Dosis FeCl_3	6	13.27 ***	44.12***	5.44***	16.65***	17218***

Gl = Grados de libertad. Códigos de significancia: 0 (***) 0.001 (**) 0.01 (*) 0.05 (.) 0.1 (-) No Significativo (NS).

La Tabla 3 muestra que la dosis de FeCl_3 tuvo un impacto significativo en los parámetros evaluados, con tendencias específicas según la concentración. La turbidez fue máxima en 0 mg/L (88.00^a) y disminuyó considerablemente a 1300 mg/L (2.23^d), lo que refleja la eficacia del coagulante en la clarificación del agua. El pH disminuyó con dosis elevadas, alcanzando niveles ácidos en 1300 y 2100 mg/L (3.93^c y 3.90^c).

Los ST y los TDS aumentaron notablemente a 2100 mg/L, sugiriendo una resuspensión a altas dosis. La CE incrementó con la dosis, con un pico en 2100 mg/L (3085.33^a), lo que indica una mayor concentración iónica en solución, especialmente en dosis elevadas.



Tabla 3. Resumen de promedios para el análisis Tukey HSD.

Dosis	Turbidez	pH	ST	TDS	CE
0	88.00 ^a	6.90 ^{ab}	990.00 ^{abc}	609.00 ^c	1461.00 ^c
100	17.51 ^a	7.46 ^a	733.33 ^{bc}	647.66 ^c	1251.33 ^f
300	37.50 ^b	7.13 ^a	426.66 ^c	690.33 ^{bc}	1328.66 ^e
450	42.95 ^b	7.00 ^{ab}	556.66 ^{bc}	727.66 ^{bc}	1320.00 ^e
600	32.49 ^b	5.23 ^{bc}	1526.66 ^{ab}	1192.66 ^b	1378.00 ^d
1300	2.23 ^d	3.93 ^c	1203.33 ^{bc}	1184.66 ^b	1542.00 ^b
2100	41.05 ^b	3.90 ^c	1903.33 ^a	2004.66 ^b	3085.33 ^a

Letras idénticas por parámetro indican diferencias no significativas.

3.2. Efecto de la oxidación en parámetros físico-químicos y microbiológicos

Luego de la etapa de coagulación, se obtuvieron muestras de agua clarificada con una remoción de sólidos del 56.90%. La dosis de coagulante que brindó las mejores condiciones de pH final (7.13) fue la dosis de 300 mg/L de cloruro férrico. Esta condición de bajo contenido de sólidos totales es la recomendada para iniciar un proceso de oxidación, el cual tiene como objetivo la reducción de la actividad microbiana que se traduce en la resistencia antibiótica.

La Figura 4 muestra los efectos de las dosis de H₂O₂ y O₃ como oxidantes, y CA como lecho sólido, en los parámetros físico-químicos del agua. En la gráfica de contorno, se observa una reducción en ST entre 84–93% utilizando 1000-1500 mg/L de H₂O₂, 10-20 min de O₃ y 30-40 g/L de CA, aunque el ANOVA indica que estos cambios no fueron significativos ($p > 0.05$). Para el pH, tampoco hubo variaciones significativas ($p > 0.05$), manteniéndose entre 6.5 y 8.0, lo cual es favorable para aplicaciones a gran escala. Dado que la CE y los TDS no mostraron significancia ($p > 0.05$), no se graficaron. La reducción de turbidez fue significativa ($p < 0.05$), disminuyendo de 88 NTU a menos de 0.5 NTU con dosis de 500-1500 mg/L de H₂O₂, 20-30 min de O₃ y 20-30 g/L de CA.

El conteo de coliformes totales también mostró una reducción significativa ($p < 0.05$), con menos de 100 UFC/mL para las dosis de 500-1500 mg/L de H₂O₂, 10-30 min de O₃ y 20-40 g/L de CA, tomando en cuenta que el conteo inicial de coliformes totales en el agua residual fue de 4×10^9 UFC/mL. En la Figura 5D, se presentan fotos del tratamiento con 1500 mg/L de H₂O₂, 20 min de O₃ y 40 g/L de CA.

Tabla 4. Resumen de ANOVA para los parámetros de calidad de agua al aplicar oxidación.

Parámetro	GI	R ² múltiple	R ² ajustado	Valor-F	Valor-p
Sólidos Totales	6	0.4778	-0.3056	0.6099	0.7578
pH	6	0.8326	0.5815	3.316	0.07912
Cond. eléctrica	6	0.8453	0.6131	3.641	0.06485
Turbidez	6	0.9873	0.9684	52.02	0.00005 ***
TDS	6	0.8485	0.6212	3.733	0.06145
Coliformes totales	6	0.9866	0.9664	48.93	0.00006 ***

GI = Grados de libertad. Códigos de significancia: 0 (***) 0.001 (**) 0.01 (*) 0.05 (.) 0.1 () No Significativo (NS).

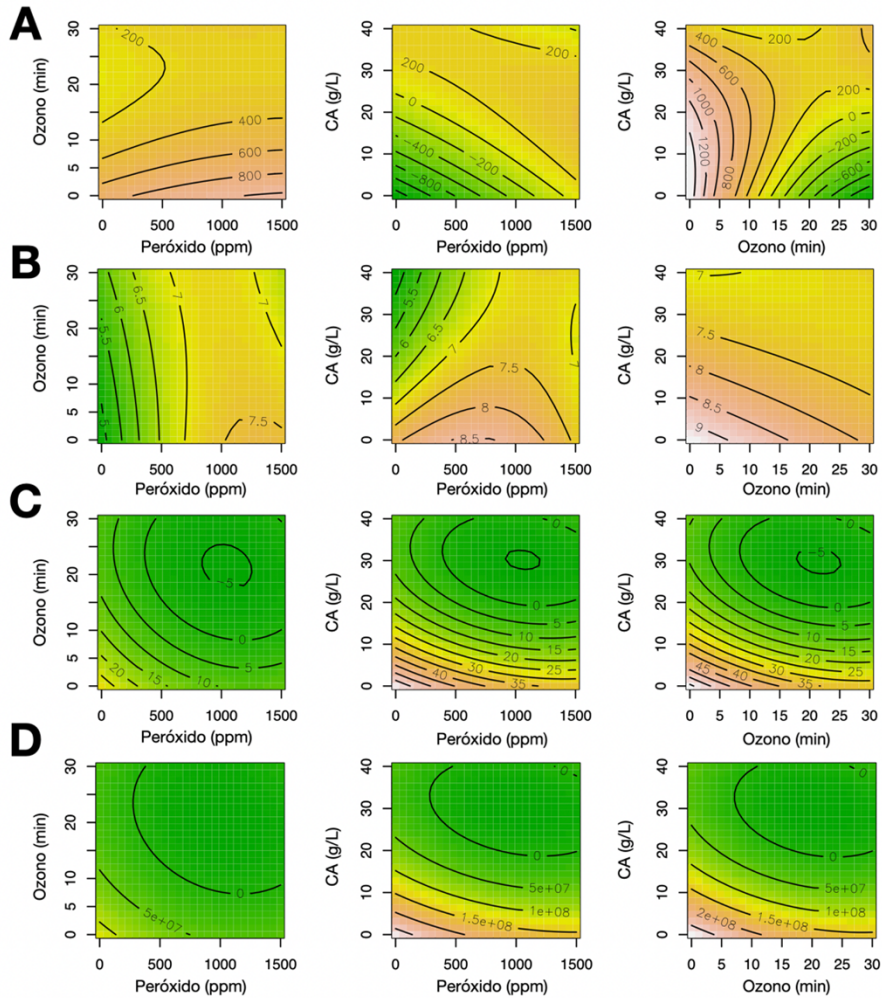


Figura 4. Gráficas de contorno para (A) ST mg/L; (B) pH; (C) Turbidez (NTU); (D) Conteo de coliformes totales (UFC/mL), utilizando paquete estadístico RSM en R-Project.

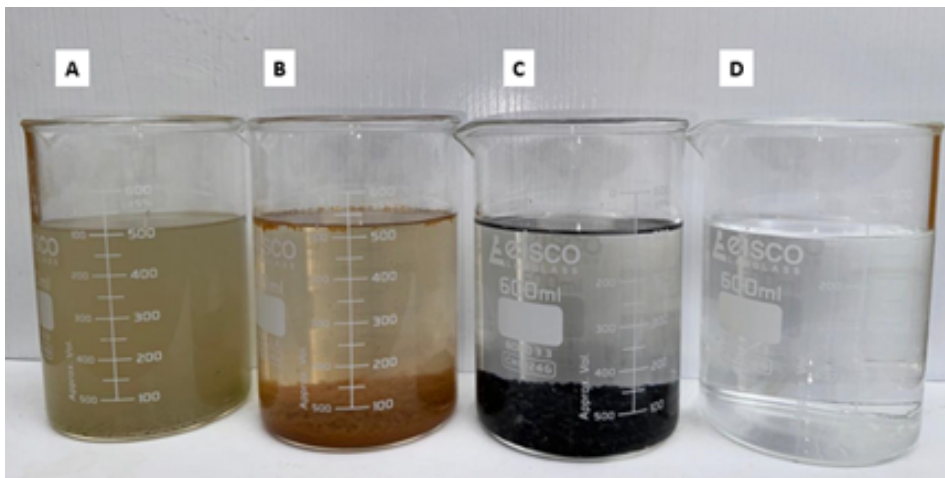


Figura 5. Muestras de (A) Agua residual doméstica del efluente de la laguna; (B) Tratamiento con 300 mg/L FeCl₃; (C) Tratamiento con oxidantes y CA; (D) Agua final tratada.

Según el ANOVA de la Tabla 5, el modelo polinomial mostró que las dosis de O₃ y CA fueron las más significativas ($p < 0.05$). Complementando este análisis, la Figura 6 presenta superficies de respuesta que relacionan el número de unidades formadoras de colonias (UFC/mL) con las variables de tratamiento: concentración de H₂O₂, O₃ y CA. Los resultados indicaron una reducción del 100 % en UFC/mL con el aumento de ambos oxidantes, lo que evidencia la alta efectividad del tratamiento combinado de peróxido y ozono para la eliminación microbiana. En la interacción entre la concentración de H₂O₂ y la cantidad de carbón activado, las UFC/mL se redujeron a 0 con mayores concentraciones de ambos. Asimismo, la combinación de CA y el tiempo de exposición al ozono mostró una disminución completa en UFC/mL al aumentar ambos factores. En conjunto, los tres gráficos revelan una tendencia clara de reducción significativa en la concentración microbiana a medida que se incrementan las dosis de H₂O₂, ozono y CA.

Tabla 5. Resumen de ANOVA para los parámetros de calidad de agua en el modelo estadístico.

Factor	Estimado	valor-t	valor-p	
Intercepto	86.937	22.562	0.000	***
Peróxido	-0.039	-2.235	0.067	
Ozono	-2.136	-2.534	0.044	*
CA	-3.354	-4.799	0.003	**
Peróxido:Ozono	0.000	0.615	0.561	
Peróxido:CA	0.000	0.812	0.448	
Ozono:CA	0.017	0.931	0.388	
Peróxido ²	0.000	1.574	0.167	
Ozono ²	0.033	1.667	0.147	
CA ²	0.045	2.977	0.025	*

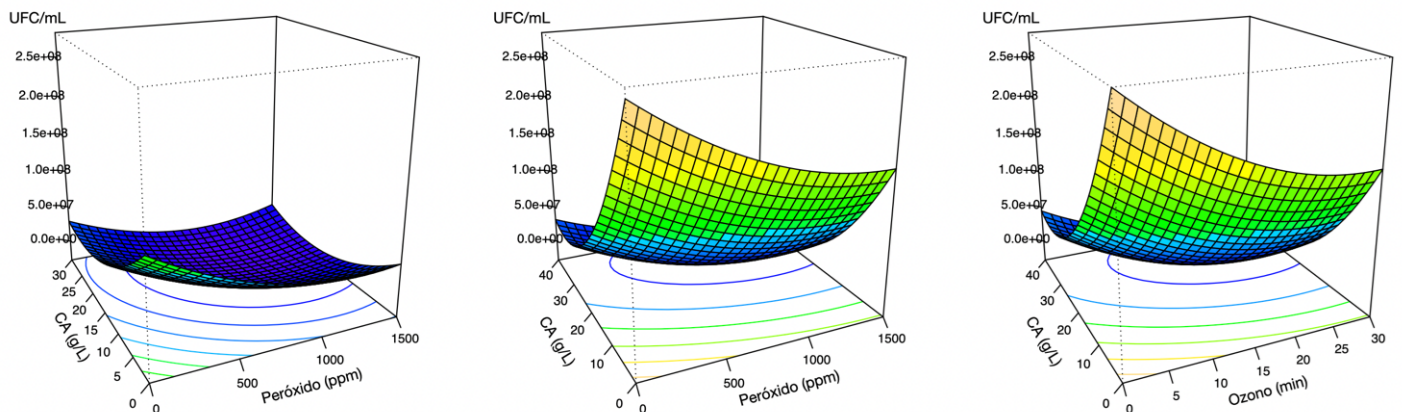


Figura 6. Diagramas de superficie de respuesta para el conteo de bacterias aerobias (UFC/mL) en función de las dosis de oxidantes y catalizador CA.

3.3. Efecto de la oxidación en la resistencia antibiótica

Los resultados de la prueba de sensibilidad antibiótica, mostrados en la Tabla 6, revelan los diámetros de halos de inhibición para los coliformes totales. Tanto en el agua residual sin tratar como en la muestra tratada con FeCl₃, no se observó formación de halos, lo que indica resistencia a los antibióticos bacitracina, ampicilina, amikacina y levofloxacina.

En todos los tratamientos de oxidación, los coliformes totales fueron resistentes a bacitracina y ampicilina. Sin



embargo, con el aumento de las dosis de oxidantes, los coliformes totales sí mostraron sensibilidad a amikacina y, en menor medida, a levofloxacin. Las dosis de 1500 mg/L de H₂O₂, 10 min de O₃ y 30 g/L de CA se destacan porque fue bajo este tratamiento que los halos de inhibición tuvieron el mayor diámetro, lo que se traduce en mayor efecto antibiótico; es decir, mayor reducción de la resistencia a los antibióticos experimentados.

Tabla 6. Resultados de la prueba de sensibilidad antibiótica por el método de difusión en placa.

Tratamientos	Antibióticos	Diámetro del halo (mm)	Sensibilidad
	-	0	R
Agua Residual	Ampicilina	0	R
	Amikacina	0	R
	Levofloxacin	0	R
	Bacitracina	0	R
Agua tratada con FeCl ₃	Ampicilina	0	R
	Amikacina	0	R
	Levofloxacin	0	R
	Bacitracina	0	R
500 mg/L H ₂ O ₂ , 10 min O ₃ , 30 g/L CA	Ampicilina	0	R
	Amikacina	24	S
	Levofloxacin	18	I
1000 mg/L H ₂ O ₂ , 10 min O ₃ , 20 g/L CA	Bacitracina	0	R
	Ampicilina	0	R
	Amikacina	24	S
1500 mg/L H ₂ O ₂ , 10 min O ₃ , 30 g/L CA	Levofloxacin	15	I
	Bacitracina	0	R
	Ampicilina	0	R
500 mg/L H ₂ O ₂ , 20 min O ₃ , 40 g/L CA	Amikacina	27	S
	Levofloxacin	30	S
	Bacitracina	0	R
500 mg/L H ₂ O ₂ , 20 min O ₃ , 40 g/L CA	Ampicilina	0	R
	Amikacina	30	S
	Levofloxacin	30	S

S = Sensible, I = Intermedio, R = Resistente

Fuente: Elaboración propia.



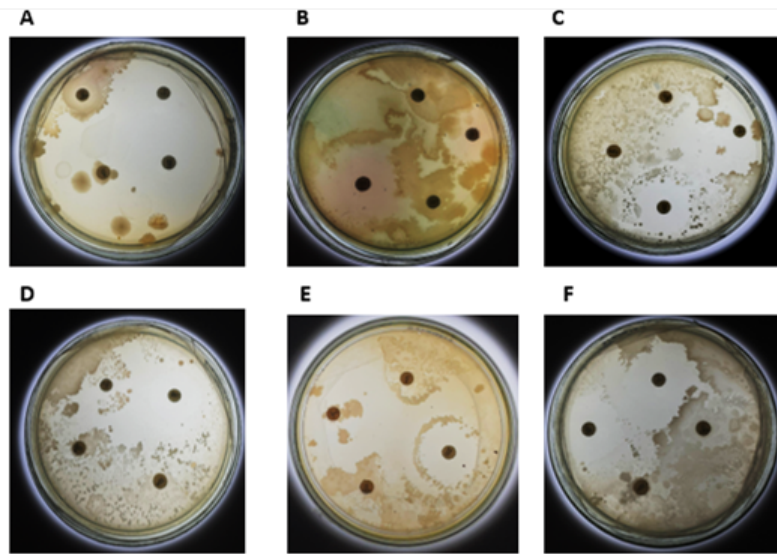


Figura 7. Halos de inhibición en prueba de sensibilidad antibiótica. Donde (A) Agua residual doméstica; (B) Agua tratada a 600 mg/L FeCl_3 ; (C) T1 Agua tratada con 500 mg/L H_2O_2 , 10 min O_3 , 30 g/L carbón activado; (D) T2, 1000 mg/L H_2O_2 , 10 min O_3 , 20g/L carbón activado; (E) T4, 1500 mg/L H_2O_2 , 10 min O_3 , 30 g/L carbón activado; (F) T5, 500 mg/L H_2O_2 , 20 min O_3 , 40 g/L carbón activado.

4. Discusión

4.1. Efecto de la coagulación en la resistencia antibiótica

La Tabla 6 presenta los resultados de las pruebas de sensibilidad antibiótica en muestras clarificadas mediante cloruro férrico, con el objetivo de evaluar su impacto en la resistencia de coliformes totales. Los resultados indican que los coliformes totales no mostraron sensibilidad a bacitracina, ampicilina, amikacina ni levofloxacina en las condiciones evaluadas, lo que sugiere una alta resistencia intrínseca o adquirida en la población microbiana estudiada.

El mecanismo de acción del FeCl_3 se basa en la desestabilización electrostática de coloides, neutralizando las cargas negativas de sólidos suspendidos, lo que reduce principalmente la turbidez en aguas residuales. Estudios previos han reportado que el FeCl_3 , en efecto, puede disminuir la concentración efectiva de antibióticos en aguas residuales (Choi et al., 2008; J. Wang & Zhuan, 2020).

El FeCl_3 presenta efectos bactericidas notables contra *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Ralstonia solanacearum* y *Bacillus subtilis*, dependiendo de la dosis (Sun et al., 2011). Concentraciones altas, como 1 mmol L^{-1} , inhiben hasta el 90 % del crecimiento bacteriano, ya que los iones Fe^{3+} adsorbidos y reducidos a Fe^{2+} alteran procesos en la membrana celular (Huang et al., 2023; Sun et al., 2011; Zhang & Miao, 2024). De esta forma se reducen poblaciones bacterianas, limitando la resistencia antibiótica (Zhang & Miao, 2024). Por ejemplo, $200 \text{ } \mu\text{M}$ de FeCl_3 eliminaron más del 99.9 % de *Pseudomonas aeruginosa*, incluidas cepas resistentes, mostrando el mayor efecto bactericida del cloruro férrico por adición directa (Huang et al., 2023). Combinado con antibióticos como penicilina G, el FeCl_3 mejora la actividad contra cepas resistentes, sugiriendo una estrategia para combatir la resistencia antibiótica (Huang et al., 2023; Kumar et al., 2019).

De acuerdo con las referencias consultadas, el FeCl_3 se caracteriza por afectar la resistencia bacteriana a través de sus propiedades antibacterianas y alteraciones en la fisiología celular, así como por su impacto en los mecanismos de resistencia. Sin embargo, en el presente estudio, la aplicación de FeCl_3 no eliminó la resistencia a antibióticos como bacitracina, ampicilina, amikacina o levofloxacina. Esta falta de cambios en la sensibilidad sugiere que el FeCl_3 actúa principalmente en la clarificación física, sin modificar directamente los mecanismos genéticos o bioquímicos de resistencia en los coliformes totales bajo las condiciones evaluadas. Se recomienda que futuros estudios investiguen el efecto del FeCl_3 en biopelículas y concentraciones variables para dilucidar su potencial en la gestión de la resistencia bacteriana.



4.2. Efecto de $O_3/H_2O_2/CA/UV$ en la resistencia antibiótica

En el presente estudio, los tratamientos con $O_3/H_2O_2/CA/UV$ inhibieron significativamente ($p < 0.05$) la población de coliformes totales. Se destaca la dosis de 1500 mg/L de H_2O_2 , exposición a O_3 de 10 min y concentración de CA de 30 g/L, dado que además de reducir notablemente el crecimiento bacteriano, se aumentaron los halos de sensibilidad frente a los antibióticos amikacina y levofloxacina.

En concordancia con la literatura citada, la inhibición del crecimiento bacteriano se asoció con una disminución de la resistencia antibiótica en los coliformes totales. En estudios con genes de resistencia a la ampicilina (bla_{TEM-1}), dosis de ozono superiores a 0.5 g · O_3 /g de carbono orgánico disuelto lograron la inactivación significativa de bacterias resistentes a antibióticos y genes de resistencia (Slipko et al., 2022). En otro estudio, la adición de ozono (300 mg · L^{-1} de O_3) permitió degradar ampicilina, siendo esta última altamente reactiva al ozono debido al ataque electrofílico favorecido por el nitrógeno con carga negativa, mientras que grupos aceptores de electrones ($-COOH$, $-NO_2$) mostraron baja reactividad (Jung et al., 2012). Asimismo, (Uluseker et al., 2021) destacaron que la ozonización reduce significativamente los genes de resistencia antibiótica, aunque su efectividad varía según el antibiótico.

La reducción de la capacidad genética de las coliformes totales se relaciona con la adición de oxidantes como O_3/H_2O_2 . Referencias bibliográficas indican que la oxidación con ozono a pH ácido o casi neutro degrada contaminantes principalmente por reacciones directas con dobles enlaces $C=C$ o $N=N$ de moléculas orgánicas (Cuerda-Correa et al., 2019). No obstante, la efectividad de este proceso depende de parámetros como la estructura y concentración del contaminante, la calidad del efluente, el pH y la temperatura, que influyen en la formación de radicales hidroxilo. En el presente estudio, el pH bajo el cual se trabajó el proceso de oxidación fue de 7.13, lo cual favorece las reacciones de degradación.

La ozonización, u ozonización catalítica, con un potencial de oxidación de 2.07 V, posee la capacidad de oxidar diversos contaminantes orgánicos, destacándose la capacidad de remover genes de resistencia antibiótica (Cuerda-Correa et al., 2019; Uluseker et al., 2021). En el proceso de ozonización catalítica homogénea, se emplean catalizadores líquidos, los cuales facilitan la generación de radicales hidroxilo, son particularmente iones de metales de transición como Fe, Mn, Ni, Co, Cd, Cu, Ag, Cr y Zn (Rekhate & Srivastava, 2020). En el proceso de ozonización catalítica heterogénea, se añaden a la solución de reacción catalizadores sólidos como óxido metálico, carbón activado, materiales porosos y sus materiales compuestos (H. Wang et al., 2023). Una de las posibilidades de oxidación es la adición de peróxido de hidrógeno a la solución acuosa de ozono, lo cual genera la descomposición del O_3 con la formación de radicales hidroxilo (Andreozzi, 1999). Además, la eficiencia de la cinética oxidativa mejora bajo la presencia de radiación UV (Cuerda-Correa et al., 2019).

En el presente estudio, la adición de cloruro férrico como coagulante podría generar residuos de Fe. Estos residuos en presencia de peróxido de hidrógeno, inducirían una reacción tipo Fenton, produciendo radicales hidroxilo (Deng & Zhao, 2015). Este proceso oxidativo degrada material genético de coliformes totales, reduciendo su capacidad de resistencia antibiótica. Sin embargo, que la ausencia de análisis de la concentración residual de Fe en el presente trabajo se limita la confirmación de este mecanismo. En futuros estudios, al cuantificar el Fe residual, se determinaría la contribución de la reacción de Fenton para mitigar la resistencia bacteriana.

Las evidencias aquí presentadas comparan los halos de inhibición antibiótica de los coliformes totales presentes en el agua residual, en las muestras clarificadas y en las muestras del proceso oxidativo. Se destaca que, que el tratamiento oxidativo con $O_3/H_2O_2/CA/UV$ reduce la resistencia genética de coliformes totales a los antibióticos estudiados. Aunque no se ha presentado en el presente trabajo evidencia molecular de estos efectos, se puede argumentar en base a los efectos de inhibición que la aplicación de dosis químicas degradaron compuestos asociados a la resistencia, potenciando la eficacia de los antibióticos. Por supuesto, se necesitan estudios adicionales para confirmar los mecanismos involucrados y optimizar las condiciones de aplicación. No obstante, el presente trabajo es una contribución para valorar la aplicación a gran escala del presente proceso oxidativo.

5. Conclusiones

Este estudio evaluó la adición de cloruro férrico (300 mg/L) para reducir sólidos totales y turbidez, sin alterar significativamente el pH. A pesar de su eficiencia en el proceso de clarificación, este coagulante no logró disminuir la resistencia antibiótica de coliformes totales frente a ampicilina, amikacina, levofloxacina y bacitracina. Por otro lado, el tratamiento oxidativo con $H_2O_2/O_3/CA/UV$ demostró alta eficacia en la reducción de turbidez y eliminación microbiana, alcanzando un 100 % de remoción de coliformes totales. La combinación de 1500 mg/L de peróxido, 10



minutos de ozono y 30 g/L de carbón activado bajo radiación UV eliminó completamente los coliformes y aumentó la sensibilidad a amikacina y levofloxacina. A pesar de la alta eficiencia de los procesos oxidativos, la optimización de dosis y la integración con técnicas como filtración podrían mejorar la calidad del agua tratada y la remoción de bacterias resistentes.

6. Agradecimientos

Los autores expresan su sincero agradecimiento a la ESPAM-MFL por su valioso apoyo en la gestión del presente trabajo, con un reconocimiento especial a la Dra. C. Miryam Elizabeth Félix López por su destacada contribución.

7. Declaración de conflicto de interés de los autores

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

8. Referencias

- Abdulbaqi, A. A., Alhejely, A., & Radwan, O. (2024). Microbiological Analysis of Household Water Tanks in Egypt. *American Journal of Life Science and Innovation*, 3(2), 51-56. <https://doi.org/10.54536/ajlsi.v3i2.3154>
- Acosta, E. (2022). 80% de las personas compran antigripales y antibióticos sin receta, alertan médicos [Disponible en: <https://www.metroecuador.com.ec/>].
- Andreozzi, R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, 53(1), 51-59. [https://doi.org/10.1016/S0920-5861\(99\)00102-9](https://doi.org/10.1016/S0920-5861(99)00102-9)
- Bailon, E., Banchón, C., & Córdova, A. (2023). Control de la resistencia antibiótica microbiana mediante procesos de oxidación avanzada, Manta -Ecuador. *Revista ESPAMCIENCIA*, 14(2), 71-77. https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.404
- Banchón, C., Cañas, R., Baldeón, H., & Córdova, A. (2024). Activated carbon-mediated advanced oxidation process for effective leachate treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05641-5>
- Banchón, C., Sigcha, P., Gavilanes, P., & Córdova, A. (2022). Zeolite and Activated Carbon as Catalysts on Leachate Clarification. *Environmental Research, Engineering and Management*, 78(4), 7-16. <https://doi.org/10.5755/j01.arem.78.4.31712>
- Banco Mundial. (2013). Un 70% de las aguas residuales de Latinoamérica vuelven a los ríos sin ser tratadas [Disponible en: <https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2014/01/02/rios-de-latinoamerica-contaminados>].
- Cambarihan, S. D., Patricio, E. R. P., & Lumogdang, L. P. (2022). Detection and Enumeration of Coliforms in Drinking Water Sources in the Selected Barangay in Santa Maria, Davao Occidental Philippines. *Asian Journal of Biology*, 1-7. <https://doi.org/10.9734/ajob/2022/v15i130227>
- Chávez, R., & De La Cruz Lombardo, A. (2023). Resistencia de bacterias aisladas y caracterizadas, provenientes de las tomas de agua de plantas potabilizadoras de Azuero. *Centros: Revista Científica Universitaria*, 12(2), 59-74. <https://doi.org/10.48204/j.centros.v12n2.a4040>
- Choi, K.-J., Kim, S.-G., & Kim, S.-H. (2008). Removal of antibiotics by coagulation and granular activated carbon filtration. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1), 38-43. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.059>
- Cuerda-Correa, E. M., Alexandre-Franco, M. F., & Fernández-González, C. (2019). Advanced Oxidation Processes for the Removal of Antibiotics from Water. An Overview. *Water*, 12(1), 102. <https://doi.org/10.3390/w12010102>





- Denchak, M. (2023). La contaminación del agua: Todo lo que necesitas saber [Disponible en: <https://www.nrdc.org/es/stories/contaminacion-agua-todo-lo-necesitas-saber>].
- Deng, Y., & Zhao, R. (2015). Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. *Current Pollution Reports*, 1(3), 167-176. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z>
- Goddard, F. G. B., Pickering, A. J., Ercumen, A., Brown, J., Chang, H. H., & Clasen, T. (2020). Faecal contamination of the environment and child health: A systematic review and individual participant data meta-analysis. *The Lancet Planetary Health*, 4(9), e396-e405. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30195-9](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30195-9)
- Huang, M., Wang, Z., Yao, L., Zhang, L., Gou, X., Mo, H., Li, H., Hu, L., & Zhou, X. (2023). Ferric chloride induces ferroptosis in *Pseudomonas aeruginosa* and heals wound infection in a mouse model. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 61(5), 106794. <https://doi.org/10.1016/j.ijantimicag.2023.106794>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2023). *Gestión de Agua Potable y Saneamiento 2023* (Presentación en PDF). INEC. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios/2023/Agua_potable_alcantarillado/Presentacion_APA_2023_VF_3.pdf
- Jung, Y. J., Kim, W. G., Yoon, Y., Hwang, T.-M., & Kang, J.-W. (2012). pH Effect on Ozonation of Ampicillin: Kinetic Study and Toxicity Assessment. *Ozone: Science & Engineering*, 34(3), 156-162. <https://doi.org/10.1080/01919512.2012.662890>
- Koncagül, E., Tran, M., Connor, R., Uhlenbrook, S., Cordeiro Ortigara, A. R., & Madrigal, I. (2017). *Informe Mundial sobre el desarrollo de los recursos hídricos de las Naciones Unidas 2017: Las aguas residuales: El recurso desaprovechado* (Documento de programa o de reunión N.º SC-2017/WS/6). Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos.
- Kumar, M., Kaur Sodhi, K., Singh, P., Kumar Agrawal, P., & Kumar Singh, D. (2019). Synthesis and characterization of antibiotic-metal complexes [FeCl₃(L₁)₂H₂O and Ni(NO₃)₂(L₂)₂H₂O] and enhanced antibacterial activity. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 11, 100209. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100209>
- Mkhwanazi, F., Mazibuko, T., Mosoma, O., Rathebe, M., & Patel, M. (2024). Comparison of Petrifilm™ AC and pour plate techniques used for the heterotrophic aerobic bacterial count in water. *FEMS Microbiology Letters*, 371, fnae029. <https://doi.org/10.1093/femsle/fnae029>
- Navarro, A., Sanseverino, I., Cappelli, F., Lahm, A., Niegowska, M., Fabbri, M., Paracchini, V., Petrillo, M., Skejo, H., Valsecchi, S., Pedraccini, R., Guglielmetti, S., Frattini, S., Villani, G., & Lettieri, T. (2023). Study of antibiotic resistance in freshwater ecosystems with low anthropogenic impact. *Science of The Total Environment*, 857, 159378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159378>
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2017). Las aguas residuales también pueden ser herramientas para el desarrollo sostenible [Disponible en: <https://news.un.org/es/story/2017/03/1375771>].
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2021). Agua [Disponible en: <https://www.un.org/es/global-issues/water>].
- Rekhate, C. V., & Srivastava, J. K. (2020). Recent advances in ozone-based advanced oxidation processes for treatment of wastewater- A review. *Chemical Engineering Journal Advances*, 3, 100031. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.100031>
- Rodrigues, P. M., Luís, J., & Tavaría, F. K. (2022). Image Analysis Semi-Automatic System for Colony-Forming-Unit Counting. *Bioengineering*, 9(7), 271. <https://doi.org/10.3390/bioengineering9070271>
- Santos, D. H. D. S., Xiao, Y., Chaukura, N., Hill, J. M., Selvasembian, R., Zanta, C. L. P. S., & Meili, L. (2022). Regeneration of dye-saturated activated carbon through advanced oxidative processes: A review. *Heliyon*, 8(8), e10205. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10205>



- Saravia Matus, S., Gil Sevilla, M., Fernández, D., Montañez, A., Blanco, E., Naranjo, L., Llavona, A., & Sarmanto, N. (2022). *Oportunidades de la economía circular en el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe* (Recursos Naturales y Desarrollo N.º N° 213) (LC/TS.2022/193). Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL].
- Slipko, K., Reif, D., Schaar, H., Saracevic, E., Klinger, A., Wallmann, L., Krampe, J., Woegerbauer, M., Hufnagl, P., & Kreuzinger, N. (2022). Advanced wastewater treatment with ozonation and granular activated carbon filtration: Inactivation of antibiotic resistance targets in a long-term pilot study. *Journal of Hazardous Materials*, 438, 129396. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129396>
- Sun, H., Lu, X., & Gao, P. (2011). The exploration of the antibacterial mechanism of Fe³⁺ against bacteria. *Brazilian Journal of Microbiology*, 42(1), 410-414. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822011000100050>
- Trujillo-González, J., Mahecha-Pulido, J., Torres-Mora, M., Brevik, E., Keesstra, S., & Jiménez-Ballesta, R. (2017). Impact of Potentially Contaminated River Water on Agricultural Irrigated Soils in an Equatorial Climate. *Agriculture*, 7(7), 52. <https://doi.org/10.3390/agriculture7070052>
- Tunç, M. S. (2020). Co-pretreatment of Municipal Wastewater and Landfill Leachate by Chemical Coagulation Using Ferric Chloride and Aluminum Sulfate. *Gazi University Journal of Science*, 33(4), 679-688. <https://doi.org/10.35378/gujs.645757>
- Uluseker, C., Kaster, K. M., Thorsen, K., Basiry, D., Shobana, S., Jain, M., Kumar, G., Kommedal, R., & Pala-Ozkok, I. (2021). A Review on Occurrence and Spread of Antibiotic Resistance in Wastewaters and in Wastewater Treatment Plants: Mechanisms and Perspectives. *Frontiers in Microbiology*, 12, 717809. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.717809>
- Wang, H., Wang, Y., & Dionysiou, D. D. (2023). Advanced Oxidation Processes for Removal of Emerging Contaminants in Water. *Water*, 15(3), 398. <https://doi.org/10.3390/w15030398>
- Wang, J., & Zhuan, R. (2020). Degradation of antibiotics by advanced oxidation processes: An overview. *Science of The Total Environment*, 701, 135023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135023>
- Zhang, T.-G., & Miao, C.-Y. (2024). Iron Oxide Nanoparticles as Promising Antibacterial Agents of New Generation. *Nanomaterials*, 14(15), 1311. <https://doi.org/10.3390/nano14151311>

9. Contribución de Autores

Autor	Contribución
Kerly Moncayo	Ejecución de experimentos, redacción
Alejandra Ormaza	Ejecución de experimentos, redacción
Carlos Banchón	Selección del tema, redacción, supervisión

