

Coagulación y oxidación avanzada en la remoción de contaminantes y resistencia antibiótica en aguas residuales domésticas

Coagulation and advanced oxidation in the removal of contaminants and antibiotic resistance in domestic wastewater

Coagulação e oxidação avançada na remoção de contaminantes e resistência antibiótica em águas residuais domésticas

Received: 03/22/2025 | Revised: 03/28/2025 | Accepted: 03/28/2025 | Published: 03/30/2025

Melany Alcívar¹

ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-2986-9374>

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López”, Ecuador

E-mail: melany.alcivar@espam.edu.ec

Gema Bravo¹

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-3513-1816>

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López”, Ecuador

E-mail: gema.bravov@espam.edu.ec

Carlos Banchón¹

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0388-1988>

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López”, Ecuador

E-mail: carlos.banchon@espam.edu.ec

Resumen

Se evaluó el agua efluente de lagunas de oxidación en Calceta, Ecuador, y su tratamiento posterior mediante oxidación avanzada. El objetivo fue evaluar la eficiencia de la zeolita como catalizador en el proceso de oxidación avanzada para mitigar bacterias resistentes a los antibióticos en aguas residuales domésticas. Se caracterizaron los parámetros físico-químicos del efluente de la laguna de oxidación antes y después de los tratamientos, como pH, turbidez, sólidos totales (ST), sólidos suspendidos (SS) y conductividad eléctrica (CE). Se aplicaron quince tratamientos de oxidación avanzada, variando los tiempos de ozonificación y las dosis de zeolita y peróxido de hidrógeno (H₂O₂). Los resultados mostraron que los tratamientos con ozono y H₂O₂, combinados con zeolita, lograron una reducción significativa de contaminantes. Se alcanzó una reducción del 99.99% en el crecimiento de coliformes totales. Los tratamientos también fueron eficaces en la remoción de color (hasta un 92.59%) y la reducción de la turbidez (hasta un 93.06%). A pesar de estos resultados, los microorganismos aislados fueron resistentes a la bacitracina y ampicilina, pero mostraron sensibilidad a amikacina y levofloxacina, con zonas de inhibición que llegaron a 34 mm.

Palabras clave: Agua residual; Coagulación; Catalizador; Oxidación avanzada; Resistencia antibiótica.

Abstract

The effluent water from oxidation lagoons in Calceta, Ecuador, was evaluated, along with its subsequent treatment through advanced oxidation. The objective was to assess the efficiency of zeolite as a catalyst in the advanced oxidation process to mitigate antibiotic-resistant bacteria in domestic wastewater. The physicochemical parameters of the effluent from the oxidation lagoon were characterized before and after the treatments, including pH, turbidity, total solids (TS), suspended solids (SS), and electrical conductivity (EC). Fifteen advanced oxidation treatments were applied, varying the ozonation times and the doses of zeolite and hydrogen peroxide (H₂O₂). The results showed that treatments with ozone and H₂O₂, combined with zeolite, achieved a significant reduction in contaminants. A reduction of 99.99% in total coliform growth was reached. The treatments were also effective in the removal of color (up to 92.59%) and the reduction of turbidity (up to 93.06%). Despite these results, the isolated microorganisms were resistant to bacitracin and ampicillin but showed sensitivity to amikacin and levofloxacin, with inhibition zones reaching 34 mm.

Keywords: Wastewater; Coagulation; Catalyst; Advanced oxidation; Antibiotic resistance.

Resumo

A água efluente das lagoas de oxidação em Calceta, Equador, foi avaliada, juntamente com seu tratamento posterior por oxidação avançada. O objetivo foi avaliar a eficiência da zeólita como catalisador no processo de oxidação

¹ Ingeniería Ambiental - Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López” – Ecuador.

avanzada para mitigar bacterias resistentes a antibióticos em águas residuais domésticas. Os parâmetros físico-químicos do efluente da lagoa de oxidação foram caracterizados antes e depois dos tratamentos, incluindo pH, turbidez, sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e condutividade elétrica (CE). Foram aplicados quinze tratamentos de oxidação avançada, variando os tempos de ozonização e as doses de zeólita e peróxido de hidrogênio (H₂O₂). Os resultados mostraram que os tratamentos com ozônio e H₂O₂, combinados com zeólita, alcançaram uma redução significativa de contaminantes. Houve uma redução de 99,99% no crescimento de coliformes totais. Os tratamentos também foram eficazes na remoção da cor (até 92,59%) e na redução da turbidez (até 93,06%). Apesar desses resultados, os microrganismos isolados foram resistentes à bacitracina e à ampicilina, mas mostraram sensibilidade à amicacina e à levofloxacina, com zonas de inibição que chegaram a 34 mm.

Palavras-chave: Água residual; Coagulação; Catalisador; Oxidação avançada; Resistência antibiótica.

1. Introducción

Las aguas residuales domésticas, producto de las actividades diarias en el hogar como el aseo personal, la limpieza y el lavado de ropa y utensilios, representan un volumen considerable a nivel global. En 2020, se generaron 271.000 millones de m³ de estas aguas, de las cuales solo el 55,5% recibió tratamiento previo a su descarga en el medio ambiente (Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos [ONU-Hábitat] y Organización Mundial de la Salud [OMS], 2021). Estas aguas contienen patógenos como bacterias, virus y protozoos que pueden contaminar el agua, el suelo, los cultivos y los alimentos, transmitiendo enfermedades a los humanos mediante patógenos como *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., *Ascaris*, enterovirus y rotavirus (Thakur *et al.*, 2023). Un estudio realizado en el río Grand de Michigan encontró niveles de virus, entre 7,8 y 103 virus/L; situación atribuida al deficiente tratamiento de las aguas residuales en la zona (Sarairoh *et al.*, 2022). Un problema de salud pública aún más preocupante es la resistencia a los antibióticos (RAM) asociada a las aguas residuales domésticas. El uso indiscriminado de antibióticos en humanos y animales, y su posterior liberación al ambiente a través de las aguas residuales, ha generado el surgimiento de bacterias resistentes a los tratamientos convencionales. Según la OMS (2020), la ingesta de antibióticos es esencial para combatir infecciones bacterianas en humanos y animales. El consumo global de antibióticos oscila entre 0,1 y 0,2 millones de toneladas anuales (Anjali & Shanthakumar, 2019; Kumar & Pal, 2018), y se estima que para el 2030 este consumo aumentará en un 67%, especialmente en países como China, India, Brasil y Alemania (Zhu *et al.*, 2021; Robles *et al.*, 2022). Esta alarmante situación ha generado la aparición de bacterias resistentes a los antibióticos (BRA) y genes de resistencia (ARG), lo que dificulta el control de las infecciones y pone en riesgo la eficacia de la medicina moderna (Pazda *et al.*, 2019; Juela *et al.*, 2021; Manoharan *et al.*, 2022). La RAM es una de las principales causas de morbilidad y mortalidad a nivel global, con un estimado de 33.000 muertes anuales y un costo de 1.100 millones de euros para los sistemas de salud de la Unión Europea y el Espacio Económico Europeo (Silva *et al.*, 2021). Se estima que para el 2050, las muertes por RAM podrían alcanzar los 10 millones anuales (Lorenzo *et al.*, 2018). En 2019, las bacterias y los hongos resistentes a los antibióticos causaron más de 2,8 millones de infecciones y 35.000 muertes solo en los Estados Unidos (García *et al.*, 2020). Abordar la problemática de las aguas residuales domésticas es crucial para proteger la salud pública y el medio ambiente. La implementación de tratamientos adecuados y la adopción de tecnologías como los procesos de oxidación avanzada (POA) son esenciales para mitigar los riesgos asociados a la contaminación y la resistencia a los antibióticos.

En respuesta a la problemática planteada, la búsqueda de soluciones eficaces para el tratamiento de aguas residuales domésticas se ha intensificado. Los POA han surgido como una alternativa prometedora, gracias a su alta eficiencia de mineralización, rápida velocidad de reacción y ausencia de contaminación secundaria (Ma *et al.*, 2021; Babu *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2023). Estas tecnologías emplean agentes oxidantes potentes como el radical hidroxilo (OH), ozono (O₃), cloruro (Cl⁻) y radical superóxido (O₂⁻) (Akbari *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2021), para eliminar bacterias que han adquirido resistencia a los antibióticos a través de mutaciones genéticas o transferencia de genes (Stange *et al.*, 2019). Los POA representan un avance significativo en la lucha contra la contaminación por aguas residuales domésticas y la RAM, ofreciendo una esperanza para proteger la salud pública y el medio ambiente. La aplicación del peróxido de hidrógeno como agente oxidante en el

tratamiento de aguas residuales domésticas degrada contaminantes emergentes, gestiona la carga orgánica, controla olores y espuma, y oxida contaminantes orgánicos e inorgánicos (Bracamontes *et al.*, 2022). Así mismo, el ozono en el POA se reduce eficazmente contaminantes emergentes y facilita la eliminación del color en aguas residuales domésticas (López *et al.*, 2021). En la actualidad, se estudia este proceso como un tratamiento prometedor para eliminar microcontaminantes orgánicos (OMP) en aguas residuales domésticas (Amadou *et al.*, 2021). Como antecedente en el uso de catalizadores en los POA, se ha empleado la zeolita (Ze) en estudios para el tratamiento de aguas contaminadas con hidrocarburos aromáticos y lixiviados de rellenos sanitarios. En China se demostró que, mediante la Ze, se logra la descomposición completa de fenol mediante foto-Fenton bajo luz ultravioleta, con 0,007 mol/L de H_2O_2 , pH de 5,5 y 20% de hierro en la solución simulada (Liu *et al.*, 2019). En Greenwich, Antártida, el PAC (0,75-375 ppm) y 25 ppm de poliacrilamida aniónica redujeron surfactantes en un 50%; y, mediante POA con H_2O_2 y catalizadores de rocas graníticas antárticas, se logró una reducción adicional de surfactantes del 90%, desde 19,50 mg/L a 0,97 mg/L (Banchón, 2022). En China, el uso de catalizadores de Pt/C en la oxidación de fenol en agua supercrítica alcanza una conversión del 95% empleando 0,1 g de catalizador y concentraciones de fenol de 500 ppm (Zhou *et al.*, 2024). En Chimbo, Ecuador, se encontró que el uso de carbón activado granular (GAC) y zeolita (4000-20,000 mg/L), H_2O_2 (4000-40,000 mg/L), redujo hasta el 95% del color y el 100% de la turbidez del lixiviado de vertedero (Banchón *et al.*, 2022). Además, aplicar GAC a 4 g/L y 4000 ppm de H_2O_2 redujo la DQO en un 95%, la DBO en un 96% y el color en un 89% del lixiviado tratado de un estanque de retención primaria local (Banchón *et al.*, 2024).

Los POA se perfilan como soluciones efectivas y sostenibles para el tratamiento de aguas residuales domésticas, abordando tanto la contaminación como la resistencia antibiótica, y constituyendo una herramienta prometedora para la protección de la salud pública y el medio ambiente. En este contexto, y frente a la problemática de la contaminación de los recursos hídricos y la falta de aprovechamiento de las aguas residuales, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de los procesos de coagulación mediante cloruro férrico, así como los POA con peróxido de hidrógeno, ozono y zeolita como catalizador. Estos procesos fueron analizados en función de su capacidad para mejorar significativamente los parámetros de calidad del agua y reducción de la resistencia antibiótica en aguas residuales domésticas.

2. Materiales y Métodos

La investigación adoptó un enfoque mixto, combinando métodos de campo y métodos de laboratorio, todo dentro de un marco cuantitativo (Hassan, 2017), empleando técnicas de estadística descriptiva, utilizando frecuencias absolutas y frecuencias porcentuales relativas (Castro, 2019), complementado con un análisis estadístico avanzado (Puentes, 2024).

2.1 Muestreo

Este estudio se efectuó en la laguna de oxidación de la ciudad de Calceta, ubicada en el cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador. La ubicación geográfica precisa de este sitio se encuentra en las coordenadas UTM de la zona 17M, con una referencia norte de 9907024 m S y una referencia este de 591742 m E (Figura 1). El muestreo se realizó conforme a la Norma Técnica Ecuatoriana [NTE] INEN 2176 (2013) para asegurar la calidad del agua. Para evitar la contaminación, se utilizó un recipiente hermético de 9 L. Las muestras fueron recolectadas en la orilla de la laguna, sumergiendo el frasco entre 25 y 30 cm de profundidad y rotulándolo adecuadamente.

Figura 1 - Laguna de oxidación de Calceta.



Fuente: Archivo de Autores.

2.2 Caracterización

Antes y después de los tratamientos, se analizaron los parámetros físico-químicos del efluente de la laguna de oxidación, incluyendo sólidos totales (TS), sólidos suspendidos totales (SST), turbidez, pH, conductividad eléctrica (CE) y color, 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.

Tabla 1 - Calidad inicial del agua residual afluente de la laguna de oxidación.

Parámetros	Laguna
pH (N/A)	8,03
CE (µS/cm)	980
SS (mg/L)	82
ST (mg/L)	1060
Color (Pt/Co)	474
Turbidez (NTU)	195

Fuente: Autoría propia.

2.3 Proceso de clarificación

Se realizó una etapa de coagulación antes del POA para mejorar la remoción de sólidos en suspensión (Banchón *et al.*, 2022). Se empleó cloruro férrico (FeCl_3) (Fengbai, China, 99% de pureza) como coagulante, a una concentración del 2% (Tunç, 2020; Nuñez *et al.*, 2023). 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 FeCl_3 desde 350 hasta 1500 ppm. 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.

2.4 Proceso de oxidación avanzada

Después de la etapa de coagulación, se determinó que 800 ppm de FeCl_3 fue la dosis más efectiva para clarificar el agua, por lo que esta dosis se utilizó para preparar las muestras destinadas al POA. Siguiendo el diseño experimental detallado en la Tabla 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 zeolita natural como catalizador, según las dosis especificadas en la mencionada tabla. El peróxido de hidrógeno al 50% se dosificó entre 50 y 1500 ppm como agente oxidante, mientras que se incorporaron cantidades de zeolita de 20, 40 y 60 g/L como catalizador (Tabla 2). 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 entre 1 y 30 minutos respectivamente. Como parte del proceso de oxidación, a todas las muestras, se aplicó luz ultravioleta (UV-C) durante 3 horas. En total, se emplearon 45 litros de agua clarificada en el proceso de oxidación avanzada (POA). La zeolita fue obtenida del mercado local (Corea del Sur, sin marca); fue lavada con abundante agua hasta evitar la presencia de turbidez, y secada a temperatura ambiente.

El porcentaje de eficiencia de remoción de contaminantes se obtuvo con la ecuación propuesta por Castillo y Chimbo (2021), la cual es la siguiente:

$$\%E = \frac{Co - Cf}{Co} * 100 \dots (1)$$

Donde:

$\%E$ = Eficiencia de remoción (%).

Co = Contaminación inicial.

Cf = Contaminación final.

Tabla 2 - Diseño experimental Box-Behnken para el proceso de oxidación avanzada.

Dosis	Tratamientos	H_2O_2 (ppm)	O_3 (min)	Zeolita (g/L)
Baja	Testigo	-	-	-
	T1	50	1	40
	T2	150	1	40
	T3	50	3	40
	T4	150	3	40
	T5	50	2	20
	T6	150	2	20
	T7	50	2	60
	T8	150	2	60
	T9	100	1	20
	T10	100	3	20
	T11	100	1	60
	T12	100	3	60
	T13	100	2	40
	T14	100	2	40
	T15	100	2	40
Alta	T1	500	10	40
	T2	1500	10	40
	T3	500	30	40
	T4	1500	30	40
	T5	500	20	20
	T6	1500	20	20

T7	500	20	60
T8	1500	20	60
T9	1000	10	20
T10	1000	30	20
T11	1000	10	60
T12	1000	30	60
T13	1000	20	40
T14	1000	20	40
T15	1000	20	40

Fuente: Autoría propia.

2.5 Resistencia 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 (Cambarihan *et al.*, 2022; Mkhwanazi *et al.*, 2024). Además, se aislaron microorganismos aerobios mediante el proceso de conteo de unidades formadoras de colonias (UFC/mL) antes y después de los tratamientos (Zhang *et al.*, 2022; Perulli *et al.*, 2024).

Para evaluar el efecto de diferentes tratamientos en la resistencia antibiótica de las colonias bacterianas 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 Rodrigues *et al.* (2022) y Abdulbaqi *et al.* (2024), 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 la metodología planteada por Bailón *et al.* (2023), la cual sigue el método de difusión de disco o método de Kirby-Bauer. Las pruebas de sensibilidad antibiótica se realizaron por triplicado para los fármacos bacitracina (10 unidades), ampicilina (10 µg), amikacina (30 µg) y levofloxacina (5 µg) (Irfan *et al.*, 2023).

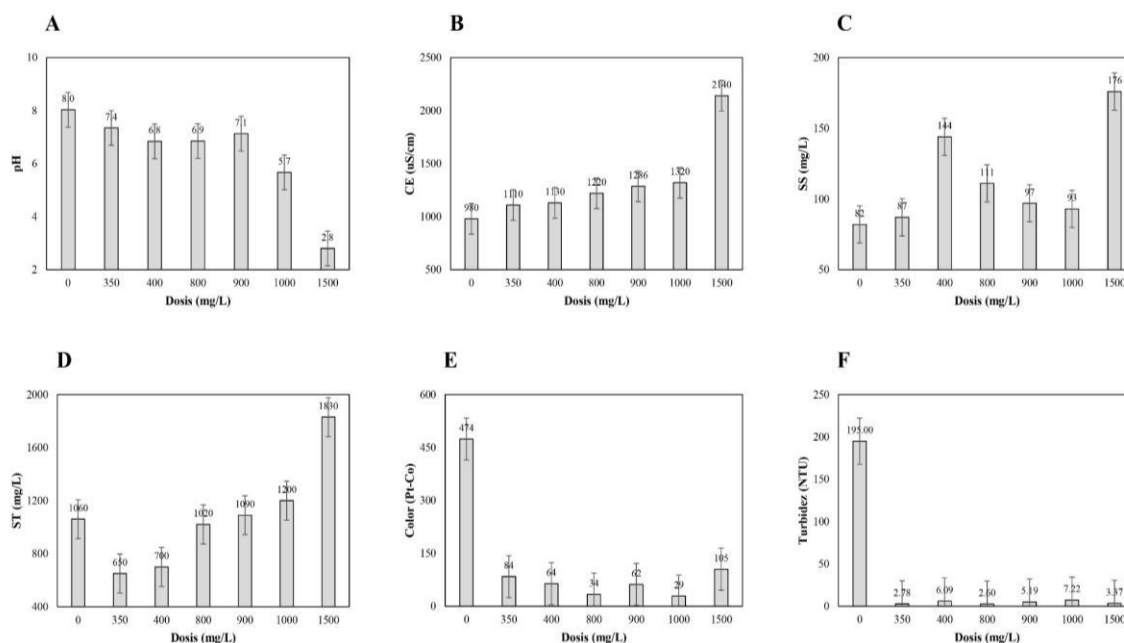
3. Resultados

3.1 Efecto del proceso de clarificación

La Figura 2 muestra los efectos del tratamiento con FeCl_3 en los parámetros físico-químicos del agua residual. El pH disminuyó significativamente ($p < 0,001$) de 8,0 en el testigo a 2,8 con 1500 ppm de FeCl_3 , indicando una notable acidificación. La CE aumentó de 980 µS/cm a 2140 µS/cm, lo que refleja una mayor concentración de iones disueltos. Los SS aumentaron de 82 mg/L a 176 mg/L con 1500 ppm de FeCl_3 , sugiriendo que dosis elevadas pueden generar flóculos que no sedimentan bien. Los ST también incrementaron, desde 1060 mg/L a 1830 mg/L a una dosis de 1500 ppm de coagulante. En cuanto al color, se observó una reducción significativa ($p < 0,01$), de 474 Pt-Co a 29 Pt-Co con 1000 ppm de FeCl_3 , lo que representó una disminución del 93,8%. Finalmente, la turbidez disminuyó considerablemente, de 195 NTU a 2,78 NTU con dosis bajas de coagulante de 350 ppm de FeCl_3 . Los resultados de la Figura 2 muestran que el tratamiento con FeCl_3 provocó una notable acidificación, aumento de la conductividad y los sólidos totales y suspendidos, pero también logró una alta eficiencia en la remoción de color y turbidez del agua residual doméstica. En términos de porcentajes de remoción de color (92,8%), ST

(3,7%), turbidez (98,7%), estabilidad de pH y CE, el tratamiento con 800 ppm FeCl_3 fue el más eficiente. La Tabla 3 presenta los valores F del ANOVA, donde se observa que el tratamiento con FeCl_3 tuvo un efecto altamente significativo en todos los parámetros evaluados ($p < 0,001$), con mayor impacto en la conductividad eléctrica y los sólidos totales.

Figura 2 - Efecto del proceso de coagulación en parámetros de calidad de agua. Donde, (A) pH; (B) Conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$; (C) Sólidos suspendidos en mg/L ; (D) Sólidos totales en mg/L , (E) Color en Pt-Co; (F) Turbidez en NTU. Agua residual doméstica corresponde a la dosis de 0 mg/L .



Fuente: Autoría propia.

Tabla 3 - Resumen de valores F del ANOVA.

	Gl	pH	CE	SS	ST	Color	Turbidez
Dosis FeCl_3	1	85,01 ***	124,5 ***	15,18 ***	144,7 ***	5,14 *	8,55 **

Gl = Grados de libertad. Códigos de significancia: 0 (***) 0,001 (**) 0,01 (*) 0,05 (.) 0,1 (-) No Significativo (NS). Fuente: Autoría propia.

La prueba de Tukey (Tabla 4) mostró que al aumentar la dosis de FeCl_3 , el pH disminuyó significativamente, alcanzando un mínimo de 2,80 con 1500 ppm, lo que lo distingue estadísticamente de las dosis más bajas. La CE aumentó con la dosis, siendo 2140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ el valor más alto con 1500 ppm. Los SS aumentaron considerablemente con 1500 ppm, alcanzando 176 mg/L , en comparación con 82 mg/L en el testigo. De manera similar, los ST fueron mayores con 1500 ppm, alcanzando 1830 mg/L . El color del agua se redujo significativamente, de 474 Pt-Co a 29,33 Pt-Co con 1000 ppm, aunque las diferencias entre las dosis no fueron tan pronunciadas. La turbidez, que fue de 195 NTU en el testigo, disminuyó sustancialmente a partir de 350 ppm, aunque las diferencias entre dosis más altas no fueron tan notables. En resumen, el análisis ANOVA y la prueba de Tukey confirman que el FeCl_3 tuvo un efecto significativo en todos los parámetros, mejorando notablemente la clarificación del agua residual, con mayor eficiencia en la reducción de pH, conductividad eléctrica y sólidos.

Tabla 4 - Resumen de promedios para el análisis Tukey HSD.

Dosis	pH	CE	SS	ST	Color	Turbidez
0	8,03 ^a	980,00 ^b	82 ^c	1060 ^{bc}	474,00 ^a	195,00 ^a
350	7,34 ^a	1110,00 ^b	87 ^c	650 ^c	84,00 ^b	2,78 ^b
400	6,83 ^{ab}	1130,00 ^b	144 ^{ab}	700 ^c	64,33 ^b	6,09 ^b
800	6,85 ^{ab}	1220,00 ^b	111 ^{bc}	1020 ^{bc}	34,00 ^b	2,60 ^b
900	7,13 ^{ab}	1286,66 ^b	97 ^{bc}	1090 ^b	62,66 ^b	5,19 ^b
1000	5,67 ^b	1320,00 ^b	93 ^c	1200 ^b	29,33 ^b	7,21 ^b
1500	2,80 ^c	2140,00 ^a	176 ^a	1830 ^a	105,66 ^b	3,37 ^b

Letras idénticas por parámetro indican diferencias no significativas. Fuente: Autoría propia.

3.2 Efecto del POA

El estudio sobre la dosificación de oxidantes se llevó a cabo bajo dos esquemas: dosis bajas y dosis altas. A continuación, se ofrece una descripción de los resultados obtenidos al aplicar dosis bajas de oxidantes.

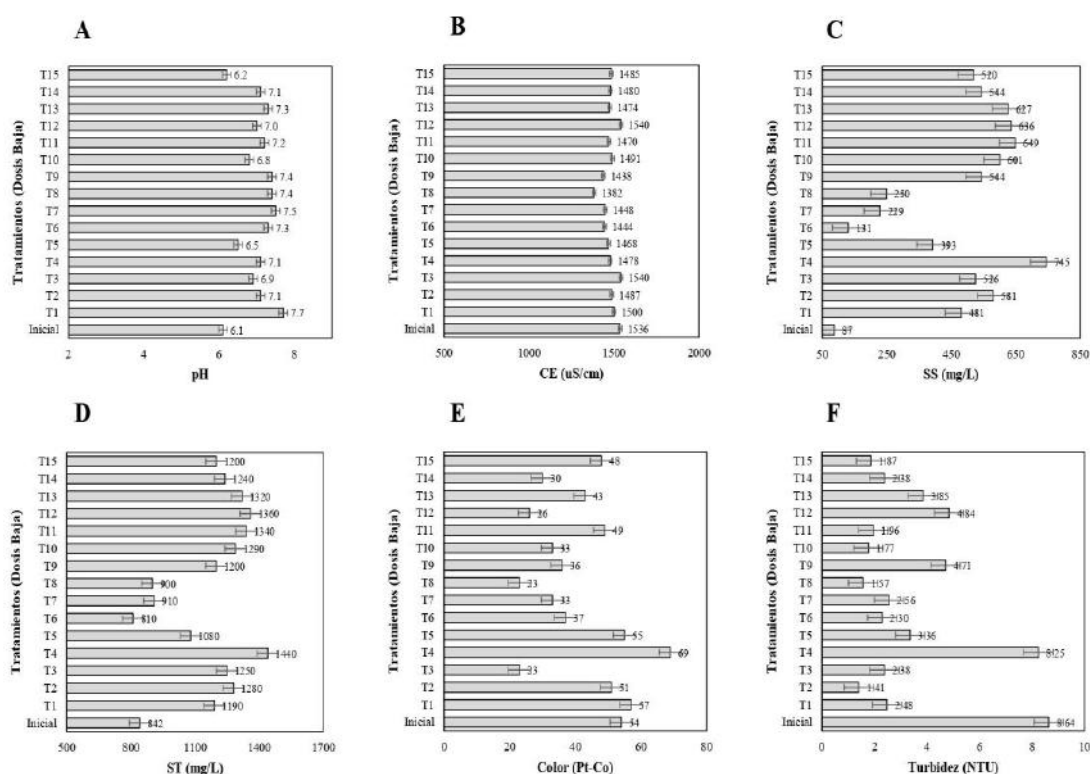
Los resultados de la Figura 3A revelan que el pH final del agua varió entre 6 y 8 según las distintas dosis bajas de oxidantes utilizadas. El pH inicial promedio fue de 6,1, y los tratamientos T15 (100 ppm H₂O₂, 2 min O₃ y zeolita 40 g/L) y T5 (50 ppm H₂O₂, 2 min O₃ y zeolita 20 g/L) mostraron el menor efecto de alcalinización, con incrementos que alcanzaron hasta 6,5. Por otro lado, el tratamiento T1 (50 ppm H₂O₂, 1 min O₃, zeolita 40 g/L) exhibió el pH más alto (7,7), lo que resalta el efecto alcalinizante de los oxidantes en presencia del catalizador.

En relación con la CE inicial del agua, que fue de 1536 µS/cm, los resultados presentados en la Figura 3B indican que, en general, hubo un incremento de hasta 1540 µS/cm. Los tratamientos T3 (50 ppm H₂O₂, 3 min O₃, zeolita 40 g/L) y T12 (100 ppm H₂O₂, 3 min O₃, zeolita 60 g/L) lograron el valor máximo de CE (1540 µS/cm). Los otros tratamientos mantuvieron la CE por debajo del valor inicial, lo que sugiere que la oxidación no produjo un efecto significativo en el aumento de la CE en la mayoría de los tratamientos. El tratamiento T8 (150 ppm H₂O₂, 2 min O₃, zeolita 60 g/L) mostró el valor promedio más bajo de CE final, con 1382 µS/cm, lo que respalda la observación de que la adición de oxidantes no incrementó la CE del agua. Bajo las dosis bajas de oxidantes, los resultados indican que, en la mayoría de los tratamientos, la oxidación no produjo un aumento significativo en la CE del agua.

Los SS iniciales fueron de 87 mg/L, y en todos los tratamientos se observó un incremento en este parámetro. Esto indica que, a dosis bajas, la oxidación no generó una disminución en los SS, sino un aumento. En la Figura 3C, el tratamiento T6 (150 ppm H₂O₂, 2 min O₃, zeolita 20 g/L) fue el que menos impacto tuvo en la variación de los SS llegando a un valor de 131 mg/L. En cambio, T4 (150 ppm H₂O₂, 3 min O₃, zeolita 40 g/L) aumentó el valor de SS a 745 mg/L, lo que sugiere formación de subproductos durante la oxidación. Para los ST (Figura 3D), T6 fue el único tratamiento que redujo 3,8% los sólidos totales. En contraste, T4 reflejó un aumento de ST en un 72%, reflejando una acumulación de materia no oxidada. En la mayoría de tratamientos existió decoloración del agua (Figura 3E), logrando que los tratamientos T3 y T8 remuevan color hasta un 57,4%. La mayoría de los tratamientos lograron disminuir la turbidez (Figura 3F), siendo el tratamiento T2 el que mostró una máxima reducción del 83,7%.

En general, en el régimen de dosis bajas de oxidantes, aunque la oxidación no generó cambios significativos en la conductividad eléctrica del agua, el tratamiento T6 (150 ppm H₂O₂, 2 min O₃, zeolita 20 g/L) se destacó por su eficiencia en la reducción de turbidez (73,4%) y color (31,5%), sin presentar un aumento significativo de ST y SS.

Figura 3 - Efecto del proceso de POA (Dosis baja) en parámetros de calidad de agua. Donde, (A) pH; (B) CE en uS/cm; (C) SS en mg/L; (D) ST en mg/L; (E) Color en Pt-Co; (F) Turbidez en NTU.



Fuente: Autoría propia.

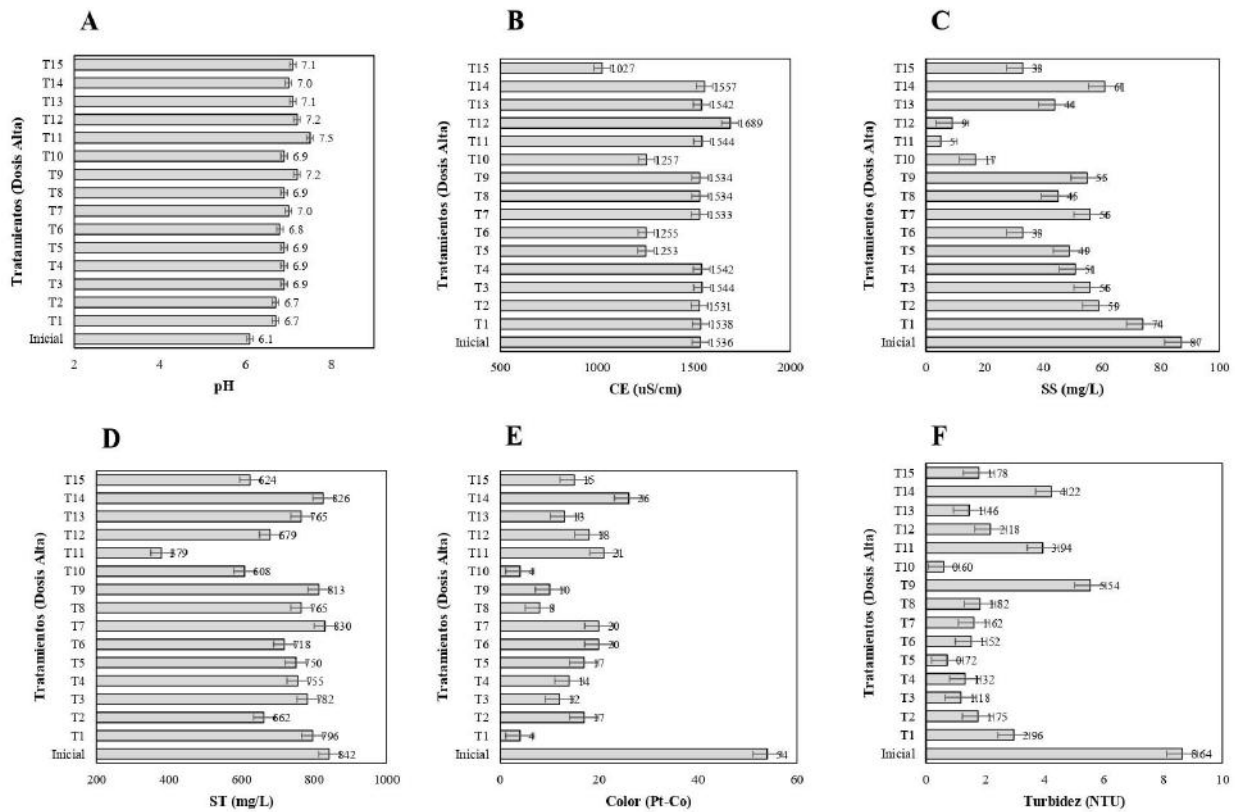
A continuación, se presentan los resultados obtenidos con dosis altas de oxidantes. Partiendo de un pH inicial de 6,1 (Figura 4A), se observó un aumento del pH en todos los tratamientos, alcanzando un valor promedio máximo de 7,5. En cuanto a la CE (Figura 4B), los tratamientos con dosis altas de oxidantes lograron una mayor reducción de este parámetro en comparación con los de dosis bajas, mostrando una mayor eficiencia. Destaca el tratamiento T15 (1000 ppm H₂O₂, 20 min de O₃, zeolita 40 g/L), que consiguió una disminución del 33,1% respecto al valor inicial de 1536 μ S/cm. Se observó un efecto de reducción de SS al aplicar altas dosis de oxidantes (Figura 4C). El tratamiento T11 (1000 ppm H₂O₂, 10 min de O₃, zeolita 60 g/L) logró la máxima reducción de SS, alcanzando un 94,3%, lo que evidencia una notable capacidad de oxidación. Se observó un efecto similar en los ST, con una notable reducción de este parámetro (Figura 4D). El tratamiento T11 (1000 ppm H₂O₂, 10 min de O₃, zeolita 60 g/L) logró la mayor disminución promedio de ST, alcanzando un 54,5%, lo que demuestra una oxidación efectiva tanto de sólidos totales como de sólidos suspendidos.

La Figura 4E muestra los datos sobre la coloración, destacando que los tratamientos T1 (500 ppm H₂O₂, 10 min de O₃, zeolita 40 g/L) y T10 (1000 ppm H₂O₂, 30 min de O₃, zeolita 20 g/L) lograron las mejores tasas de eliminación de color, alcanzando un 92,6%, lo que pone de manifiesto la eficacia del proceso de oxidación avanzada en la remoción de compuestos cromóforos. El tratamiento T10 (1000 ppm H₂O₂, 30 min de O₃, zeolita 20 g/L) logró una reducción del 93,1% en la turbidez, evidenciando la mayor eficacia en comparación con los demás tratamientos que también mostraron resultados similares (Figura 4F), lo que indica una notable clarificación del agua.

Los resultados obtenidos con dosis altas de oxidantes muestran un ligero aumento del pH, una notable reducción en la conductividad eléctrica (33,1%), sólidos totales (54,5%) y suspendidos (94,3%), así como una alta eficacia en la eliminación de color (92,6%) y turbidez (93,1%), especialmente con 1000 ppm H₂O₂, 20-30 min de ozonificación y 20-40 g/L de zeolita, lo

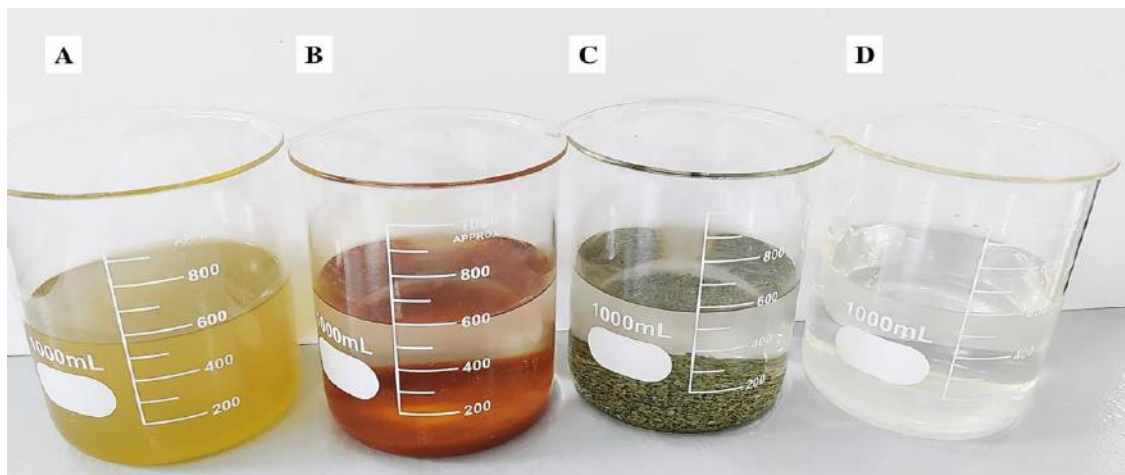
que evidencia la efectividad del proceso de oxidación avanzada para mejorar la calidad del agua (Figura 5).

Figura 4 - Efecto del proceso de POA (Dosis alta) en parámetros de calidad de agua. Donde, (A) pH; (B) CE en uS/cm; (C) SS en mg/L; (D) ST en mg/L; (E) Color en Pt-Co; (F) Turbidez en NTU.



Fuente: Autoría propia.

Figura 5 - Resultado del tratamiento de agua. Donde (A) Agua residual doméstica; (B) Agua tratada a 800 ppm FeCl₃; (C) Agua tratada con POA (H₂O₂, O₃, zeolita y UV); (D) Agua final tratada.



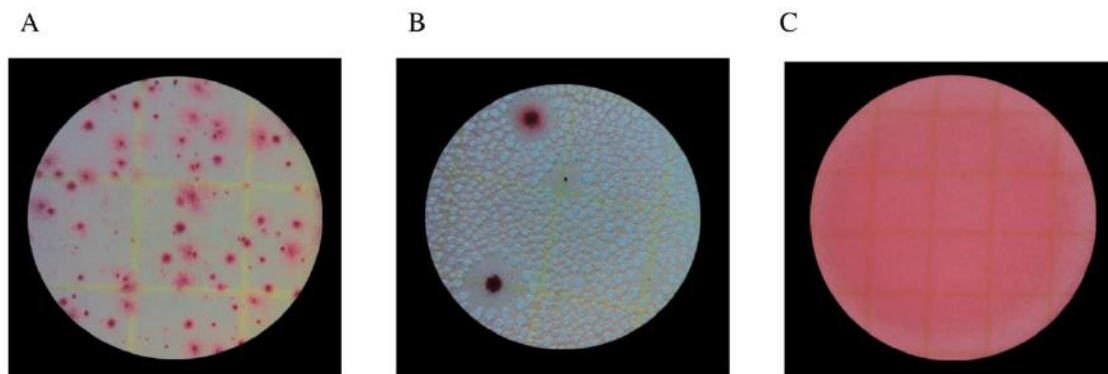
Fuente: Autoría propia.

3.3 Efecto del POA en la reducción bacteriana

Los resultados del análisis de coliformes totales, obtenidos mediante un proceso de dilución seriada 10^{-10} se presentan

en la Figura 6, utilizando la técnica de conteo en Petrifilm. En la Figura 6A, correspondiente al agua residual doméstica sin tratar, se evidenció un conteo de $4,5 \times 10^{12}$ de coliformes totales. En la Figura 6B, luego de aplicado el tratamiento de coagulación a 800 ppm FeCl_3 , en la muestra de agua se detectaron 3 colonias de coliformes totales. La Figura 6C presenta la ausencia de coliformes totales en uno de los tratamientos con dosis de 150 ppm H_2O_2 , 1 min O_3 , 40 g/L zeolita; el mismo efecto fue observado en todos los tratamientos con dosis altas y dosis bajas de oxidantes, indicando la alta eficacia del proceso en la remoción de coliformes totales.

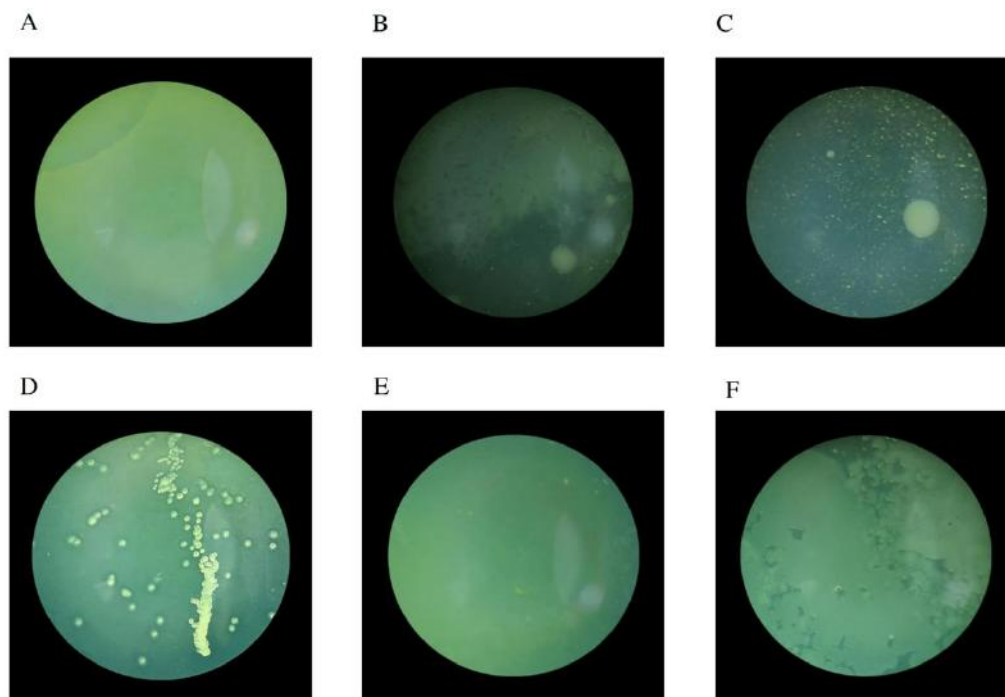
Figura 6 - (A) Agua residual doméstica; (B) Agua clarificada a 800 ppm FeCl_3 ; (C) Agua tratada con POA a 150 ppm H_2O_2 , 1 min O_3 , 40 g/L zeolita.



Fuente: Autoría propia.

La Figura 7 ilustra los resultados obtenidos en el conteo de colonias de microorganismos aerobios, determinados mediante el método de dilución seriada hasta 10^{-8} , seguido de la siembra en placas de Petri. En la figura se muestra el conteo de microorganismos aerobios en el agua residual doméstica (Figura 7A). Tras la coagulación del agua residual utilizando 800 ppm de FeCl_3 , se observó una reducción del 99,48% en la población de microorganismos aerobios. La Figura 7C evidencia que el tratamiento T2, que consistió en la aplicación de 150 ppm de H_2O_2 , 1 minuto de ozono y 40 g/L de zeolita, logró una reducción del 99,90% de microorganismos. Asimismo, en la Figura 7D se reporta que la aplicación de 150 ppm de H_2O_2 , 3 minutos de ozono y 40 g/L de zeolita resultó en una disminución del 99,12% en la población inicial. Finalmente, las figuras 7E y 7F presentan los resultados de los tratamientos T9 (1000 ppm de H_2O_2 , 10 minutos de ozono y 20 g/L de zeolita) y T10 (1000 ppm de H_2O_2 , 30 minutos de ozono y 20 g/L de zeolita), donde se lograron reducciones del 99,99% y 99,76%, respectivamente, lo que indica la efectividad de estos tratamientos a altas dosis de oxidantes.

Figura 7 - Conteo de microorganismo en caja Petri. Donde (A) Agua residual doméstica; (B) Adición de 800 ppm FeCl_3 ; (C) T2, adición de 150 ppm H_2O_2 , 1 min O_3 , 40 g/L zeolita; (D) T4, 150 ppm H_2O_2 , 3 min O_3 , 40 g/L zeolita; (E) T9, 1000 ppm H_2O_2 , 10 min O_3 , 20 g/L zeolita; (F) T10, 1000 ppm H_2O_2 , 30 min O_3 , 20 g/L zeolita.

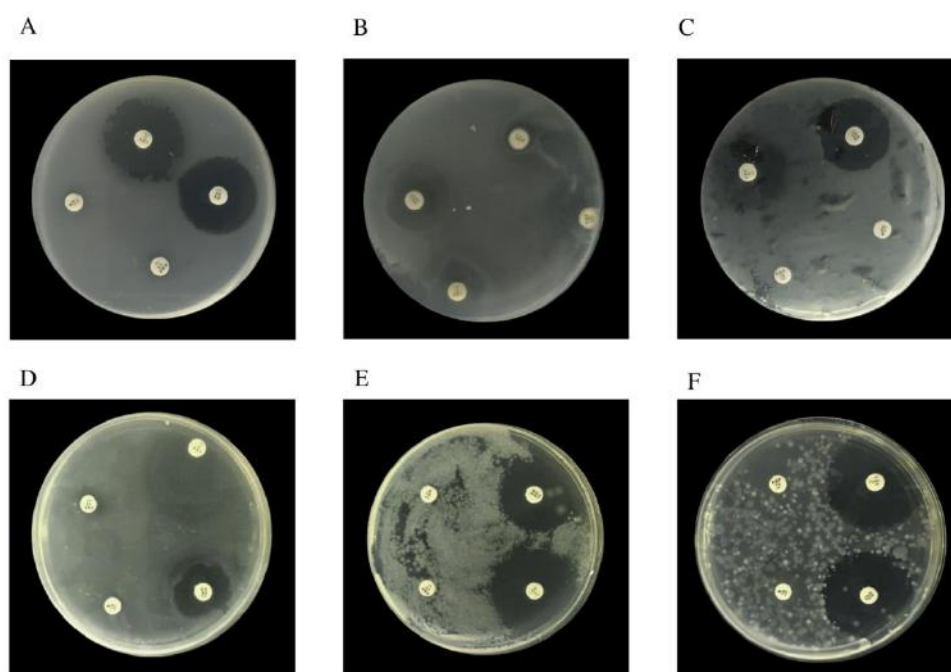


Fuente: Autoría propia.

3.4 Efecto del POA en la resistencia antibiótica

La Figura 8 ilustra los efectos de los tratamientos sobre la resistencia antibiótica, evaluados mediante la medición de los halos de inhibición. Según la Tabla 5, los microorganismos en todas las fases del tratamiento demostraron resistencia a los antibióticos Bacitracina y Ampicilina, lo que indica que el POA no redujo la capacidad genética de los microorganismos para resistir estos antibióticos. Sin embargo, se observó un aumento en los diámetros de los halos de sensibilidad a medida que se incrementó la cantidad de oxidante, sugiriendo que la sensibilidad a los antibióticos Amikacina y Levofloxacin se intensificó con las dosis elevadas de oxidante.

Figura 8 - Halos de inhibición en prueba de sensibilidad antibiótica. Donde (A) Agua residual doméstica; (B) Agua tratada a 800 ppm FeCl_3 ; (C) T2, Agua tratada con 150 ppm H_2O_2 , 1 min O_3 , 40 g/L zeolita; (D) T4, 150 ppm H_2O_2 , 3 min O_3 , 40 g/L zeolita; (E) T9, 1000 ppm H_2O_2 , 10 min O_3 , 20 g/L zeolita; (F) T10, 1000 ppm H_2O_2 , 30 min O_3 , 20 g/L zeolita.



Fuente: Autoría propia.

Tabla 5 - Resultados de la prueba de sensibilidad antibiótica por el método de difusión en placa.

Dosis	Tratamientos	Antibióticos	Diámetro del halo (mm)	Sensibilidad
-	Agua Residual	Bacitracina	0	R
		Ampicilina	0	R
		Amikacina	26	S
		Levofloxacin	27	S
800 mg/L	Agua tratada con FeCl_3	Bacitracina	11	I
		Ampicilina	17	I
		Amikacina	24	S
		Levofloxacin	19	S
Baja	T2	Bacitracina	0	R
		Ampicilina	0	R
		Amikacina	25	S
		Levofloxacin	26	S
	T4	Bacitracina	0	R
		Ampicilina	0	R
		Amikacina	23	S
		Levofloxacin	25	S
Alta	T9	Bacitracina	0	R
		Ampicilina	0	R
		Amikacina	30	S
		Levofloxacin	33	S
	T10	Bacitracina	0	R
		Ampicilina	0	R
		Amikacina	32	S
		Levofloxacin	34	S

S = Sensible, I = Intermedio, R = Resistente. Fuente: Autoría propia.

4. Discusión

4.1 Efecto del proceso de clarificación

El FeCl_3 se ha consolidado como un coagulante altamente efectivo para el tratamiento de aguas residuales, gracias a su capacidad para remover diversos contaminantes. Dhruvo *et al.* (2023) destacan que una dosis de 450 ppm de FeCl_3 puede reducir hasta 95,72 % de turbidez, mientras que una dosis menor de 300 ppm es suficiente para reducir el 88,77 % del color, lo que demuestra su versatilidad. De forma complementaria, Prathna y Srivastava (2020) señalan que este coagulante también es eficaz en la reducción de olores al eliminar el 76 % del sulfuro total con una dosis de 40 mg/L, lo cual, además, disminuye los sólidos suspendidos totales (TSS), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y el fosfato, mejorando aún más la calidad del agua tratada.

Sin embargo, la optimización de la dosificación es crucial para evitar efectos adversos. Pérez *et al.* (2021) advierten que un exceso en la dosis de FeCl_3 causa un incremento en la acumulación de sólidos totales, afectando negativamente la eficiencia de las plantas de tratamiento. Esta observación es apoyada por Bahrodin *et al.* (2021) y Abujazar *et al.* (2022), quienes enfatizan que una sobredosificación provoca la formación de flóculos que, si no sedimentan adecuadamente, comprometen la efectividad del proceso. Además, Baumler *et al.* (2019) y Prathna y Srivastava (2020) destacan que, al disolverse en agua, el FeCl_3 genera una liberación de iones que incrementa la acidez del medio acuoso, lo que puede alterar el balance químico del sistema. Este fenómeno también influye en la conductividad eléctrica, que tiende a aumentar proporcionalmente con la concentración de FeCl_3 , como indican Yadav y Yadav (2020), debido a la mayor disolución de iones en el agua.

No obstante, a pesar de estos posibles inconvenientes, FeCl_3 ha demostrado una elevada eficacia en la remoción de colorantes y otros contaminantes. Azanaw *et al.* (2022) y Akinnawo *et al.* (2023) informan que el FeCl_3 puede reducir hasta un 98 % del color, 95 % de la turbidez, 93 % de Fe y 50 % de Mn, posicionándose como una opción robusta para tratar aguas con altas concentraciones de estos contaminantes. Además, Jadabi *et al.* (2020) y Al-Anzi *et al.* (2022) refuerzan estos hallazgos al demostrar que dosis más altas, como 1000 mg/L, permiten reducciones del 99,26 % en turbidez y del 94,02 % en sólidos suspendidos, confirmando así que el FeCl_3 , en concentraciones elevadas, es altamente eficaz para mejorar la calidad del agua residual tratada.

4.2 Efecto del POA

El estudio de Asghari *et al.* (2021) en Irán, que analizó la ozonización para eliminar *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa* resistentes a antibióticos, reportó un pH de 7,2 a 7,5; este rango de pH casi neutro sugiere condiciones óptimas para la eficacia del ozono en la desinfección de aguas residuales. De manera similar, la investigación de Wang *et al.* (2019) en China evidenció que la ozonización no solo eliminó antibióticos y biocidas, sino que también promovió un aumento en el pH del agua tratada; por lo tanto, este aumento en la alcalinidad sugiere que la ozonización mejora la calidad del agua, favoreciendo la remoción de contaminantes biológicos.

A su vez, la investigación de Ilurdoz *et al.* (2022) evidencia que los métodos biológicos y de membranas eliminan más del 80% de los antibióticos en aguas residuales en España, mientras que la coagulación-floculación y los humedales construidos presentan eficiencias inferiores; además, esta variabilidad impacta la conductividad eléctrica al influir en los niveles de iones disueltos, lo que altera la calidad del agua tratada. Por otra parte, Karahan *et al.* (2023) exploraron la eliminación de sólidos suspendidos en aguas grises mediante ozonización con peróxido de hidrógeno, mostrando una eficiencia del 89% en la reducción de sólidos suspendidos, superando los resultados de otros procesos, lo que sugiere su viabilidad para reutilización de aguas grises.

Consecuentemente, Espitia *et al.* (2021) evaluaron una planta piloto de tratamiento de aguas residuales que operaba

con pretratamiento, doble oxidación avanzada y filtración. Este tratamiento redujo sólidos suspendidos a $<9,64$ mg/L, con una eficiencia del 93,82% y pH (6,6), mejorando notablemente la turbidez y sólidos totales, reflejando una alta calidad en el efluente tratado. Además, Fouad *et al.* (2020) propusieron un tratamiento de aguas residuales descargadas al río Nilo basado en procesos biológicos y Fenton. Estos resultados indicaron una eliminación de sólidos totales del 75,9% y una reducción de DQO del 80% en 24 horas, mejorando significativamente la calidad del agua.

Así mismo, Sathya *et al.* (2019) desarrollaron un biorreactor de membrana sumergida con ozonización y fotocátalisis para tratar aguas residuales textiles, el sistema alcanzó una eliminación del 94% de color y del 93% de DQO, optimizando además la biodegradabilidad, mejorando así parámetros clave como sólidos suspendidos y color. Monteoliva *et al.* (2020) evaluaron la regeneración de agua residual urbana mediante combinaciones de biorreactor de membrana y procesos de oxidación avanzada. Los resultados mostraron una notable reducción de sólidos suspendidos (<1 mg/L), turbidez (<1 NTU) y demanda biológica de oxígeno ($<0,5$ mgO₂/L), destacando la efectividad en parámetros de calidad del agua.

4.2.1 Remoción de contaminantes

Lee *et al.* (2023) afirman que los POA presentan una notable eficacia en la mejora de la calidad de las aguas residuales, logrando la eliminación eficiente de microcontaminantes orgánicos y la inactivación de bacterias y virus, donde la dosis de ozono es un factor crítico para optimizar su rendimiento. En esta línea, Jamali *et al.* (2024) resaltan que los POA basados en O₃, O₃/UV y O₃/H₂O₂, son particularmente eficaces en la degradación de una amplia gama de contaminantes, facilitada por la generación de radicales hidroxilo, reconocidos por su alta reactividad. Lanzetta *et al.* (2023) corroboran esta efectividad, demostrando una eliminación de color superior al 90% en aguas residuales urbanas mediante ozonización, con condiciones óptimas alcanzadas a pH 10 y un tiempo de contacto de 45 minutos, consolidando a los POA como tecnologías avanzadas en el tratamiento de aguas.

4.3 Efecto del POA en la reducción bacteriana

En el estudio de Kokkinos *et al.* (2021), se observó una notable reducción de 6 logs en los fagos MS2, ϕ X174 y PRD-1, lo que valida la eficacia microbicida del ozono y el peróxido de hidrógeno en condiciones controladas, utilizando 0,4 mg/L de ozono residual durante 4 minutos a 20 °C; concentraciones elevadas de H₂O₂ y tiempos prolongados de ozonización son determinantes para optimizar la desinfección en procesos de POA. Además, Wang *et al.* (2019) destacan que el tamaño de los cristales de zeolita impacta significativamente su rendimiento catalítico, siendo las zeolitas FER a escala nanométrica las más efectivas por su mayor accesibilidad a sitios ácidos y su extensa área de superficie, estas propiedades catalíticas y de adsorción potencian aún más la efectividad del POA.

4.4 Efecto del POA en la resistencia antibiótica

Estudios confirman que la amikacina inhibe el crecimiento bacteriano en un 68,2%, destacándose especialmente su efectividad contra las bacterias Gram-negativas, donde la inhibición alcanza un 64,3% (Alhamadani & Oudah, 2022). Hassan *et al.* (2022) reportan que la levofloxacina muestra una eficacia aún mayor, alcanzando un 72,7% de inhibición sobre las cepas bacterianas evaluadas. En una investigación realizada por Papajová *et al.* (2022) en cinco plantas de tratamiento de aguas residuales en la parte central de Eslovaquia, se detecta *E. coli* resistente a varios antibióticos, encontrando una baja resistencia a la amikacina del 2,87%. Por otro lado, Saima *et al.* (2020) estudian corrientes de aguas residuales en Islamabad, Faisalabad y Rawalpindi, Pakistán, y observaron que el 29% de las cepas bacterianas aisladas cerca de hospitales y clínicas presentaron resistencia a ciprofloxacina y ofloxacina. Sin embargo, la resistencia a levofloxacina fue del 2,87%, lo que sugiere su potencial como tratamiento efectivo. Canan *et al.* (2022) identificaron en un estudio sobre aguas residuales de hospitales pediátricos un

total de 64 cepas bacterianas, de las cuales el 30,6% de las especies no pertenecientes a *Enterobacteriaceae*, como *Aeromonas* sp. y *Pseudomonas* sp., mostraron susceptibilidad a la levofloxacina.

Al comparar los presentes resultados con la bibliografía existente, se resalta que, aunque los microorganismos en todas las fases del tratamiento mostraron resistencia a Bacitracina y Ampicilina, el presente estudio reveló un aumento en la sensibilidad a los antibióticos Amikacina y Levofloxacina con el incremento de las dosis de oxidantes. Este hallazgo es consistente con el trabajo de Alhamadani y Oudah (2022), quienes reportaron que la Amikacina es altamente eficaz contra bacterias como *Escherichia coli*, y con los resultados de Hassan *et al.* (2022), que señalan que la Levofloxacina tiene una eficacia incluso mayor en la inhibición del crecimiento bacteriano.

En concordancia con los estudios de Papajová *et al.* (2022) y Saima *et al.* (2020), se destaca la baja resistencia a la Amikacina y la Levofloxacina, lo que sugiere que estos antibióticos pueden ser opciones efectivas en el tratamiento de cepas bacterianas aisladas de aguas residuales, especialmente en contextos donde se ha reportado resistencia a otros antibióticos. En este sentido, los presentes resultados contribuyen a la comprensión de cómo las dosis elevadas de oxidantes pueden mejorar la susceptibilidad bacteriana a estos antibióticos, sugiriendo que el POA podría ser una estrategia valiosa para gestionar la resistencia antibiótica en entornos de aguas residuales.

5. Conclusiones

En cuanto a la remoción de color, sólidos totales, sólidos suspendidos, turbidez, estabilidad del pH y conductividad eléctrica, el tratamiento con 800 ppm de FeCl_3 demostró ser el más eficiente en el tratamiento de agua residual doméstica. Posteriormente, la oxidación avanzada con dosis de 1000 ppm de H_2O_2 , 20-30 minutos de ozonificación y 20-40 g/L de zeolita resultó óptima, logrando reducciones significativas en la conductividad eléctrica, sólidos totales y suspendidos, así como en la eliminación de color y turbidez, superando la eficacia de los tratamientos con dosis bajas. En lo que respecta a la reducción bacteriana, la combinación de FeCl_3 con otros agentes, como el peróxido de hidrógeno y el ozono, permitió una eliminación casi total de coliformes totales, mientras que los antibióticos empleados mostraron una sensibilidad mejorada a dosis más elevadas de oxidantes, resaltando la eficacia de la amikacina y la levofloxacina. Estos hallazgos indican que el uso de coagulantes y tratamientos adicionales, como la zeolita y agentes oxidantes, es altamente efectivo para mejorar la calidad del agua tratada, tanto en la eliminación de partículas y bacterias como en la reducción de la resistencia antibiótica. En conclusión, la clarificación de aguas residuales y el control de patógenos son fundamentales para asegurar una calidad adecuada del agua para su reutilización, especialmente en el contexto actual de sequía y escasez de recursos hídricos.

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.

Referencias

- Abdulbaqi, A., Alhejely, A. y 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>
- Abujazar, M. S. S., Karaağaç, S. U., Abu Amr, S. S., Alazaiza, M. Y. D. y Bashir, M. JK. (2022). Recent advancement in the application of hybrid coagulants in coagulation-flocculation of wastewater: A review. *Journal of Cleaner Production*, 345, 131133. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131133>
- Akbari, M. Z., Xu, Y., Lu, Z. y Peng, L. (2021). Review of antibiotics treatment by advance oxidation processes. *Environmental Advances*, 5, 100111. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100111>
- Akinawo, S. O., Ayadi, P. O. y Oluwalope, M. T. (2023). Chemical coagulation and biological techniques for wastewater treatment. *Ovidius University Annals of Chemistry*, 34(1), 14–21. <https://doi.org/10.2478/auoc-2023-0003>

- Al-Anzi, B. S., Naik, M. y Ahmad, M. (2022). The Imperative Need of Metal Salt for the Treatment of Industrial Wastewater via the Synergic Coagulation-Flocculation Method. *Polymers*, 14(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/polym14091651>
- Alhamadani, Y. y Oudah, A. (2022). Study of the Bacterial Sensitivity to different Antibiotics which are isolated from patients with UTI using Kirby-Bauer Method. *Journal of Biomedicine and Biochemistry*, 1004. <https://doi.org/10.57238/jbb.2022.19387>
- Amadou, Z., Mendret, J., Lesage, G., Zaviska, F. y Brosillon, S. (2021). Removal of organic micropollutants from domestic wastewater: The effect of ozonebased advanced oxidation process on nanofiltration. *Journal of Water Process Engineering*, 39. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101869>
- Anjali, R. y Shanthakumar, S. (2019). Insights on the current status of occurrence and removal of antibiotics in wastewater by advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 246, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.090>
- Asghari, F., Dehghani, M., Dehghanzadeh, R., Farajzadeh, D., Shanehbandi, D., Mahvi, H., Yaghmaeian, K. y Rajabi, A. (2021). Performance evaluation of ozonation for removal of antibiotic-resistant *Escherichia coli* and *Pseudomonas aeruginosa* and genes from hospital wastewater. *Scientific Reports*, 11(1), 24519. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04254-z>
- Azanaw, A., Birlie, B., Teshome, B. y Jemberie, M. (2022). Textile effluent treatment methods and eco-friendly resolution of textile wastewater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, 100230. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2022.100230>
- Babu, A., Sinha, S., Ashokan, H., V Paul, M., Hariharan, S. P., Arun, J., Gopinath, K. P., Hoang Le, Q. y Pugazhendhi, A. (2023). Advanced oxidation process (AOP) combined biological process for wastewater treatment: A review on advancements, feasibility and practicability of combined techniques. *Environmental Research*, 237, 116944. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116944>
- Bahrodin, M. B., Zaidi, N. S., Hussein, N., Sillanpää, M., Prasetyo, D. D. y Syafiuddin, A. (2021). Recent Advances on Coagulation-Based Treatment of Wastewater: Transition from Chemical to Natural Coagulant. *Current Pollution Reports*, 7(3), 379–391. <https://doi.org/10.1007/s40726-021-00191-7>
- Bailón, E., Banchón, C. y Córdova, A. (2023). Control de la resistencia antibiótica microbiana mediante procesos de oxidación avanzada, Manta -Ecuador. *Revista ESPAMCIENCIA ISSN 1390-8103*, 14(2), 71-77. https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.404
- Banchón, C. (2022). Antarctic granite rocks as wastewater surfactant degradation catalysts. *Marine Pollution Bulletin*, 185, 114356. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114356>
- Banchón, C., Cañas, R., Baldeón, H. y 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. y Córdova, A. (2022). Zeolite and Activated Carbon as Catalysts on Leachate Clarification. *Environmental Research, Engineering and Management*, 78(4), Article 4. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.78.4.31712>
- Baumler, S. M., V, W. H. H. y Allen, H. C. (2019). Hydration of ferric chloride and nitrate in aqueous solutions: Water-mediated ion pairing revealed by Raman spectroscopy. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 21(35), 19172–19180. <https://doi.org/10.1039/C9CP01392J>
- Bracamontes, A. R., Ordaz, L. A., Bailón, A. M., Ríos, J. C., Reyes, Y. y Reynoso, L. (2022). Emerging Pollutants in Wastewater, Advanced Oxidation Processes as an Alternative Treatment and Perspectives. *Processes*, 10(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/pr10051041>
- Cambarihan, S. D., Patricio, E. R. P. y 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*, 15(1), 1–7. <https://doi.org/10.9734/ajob/2022/v15i130227>
- Canan, G., Barreiros, M. A. B., Lima, A. O. S., Bauda, P., Sanches, E., Pimentel, W., Ariento, R., Somensi, C. A., Almeida, T. C. M., Corrêa, R. y Radetski, C. M. (2024). Characterization of bacterial resistance in treated hospital wastewater. *Environmental Technology*, 45(1), 120–128. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2100282>
- Castillo, J. y Chimbo, J. (2021). Efficiency in the removal of organic matter by wormfilters (*Eisenia foetida*) in domestic wastewater for rural areas. *Enfoque UTE*, 12(2), 80-99. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.746>
- Castro, M. (2019). Biostatistics applied in clinical research: basic concepts. *Revista Médica Clínica Las Condes*, 30(1), 50-65. <https://doi.org/10.1016/j.rmcl.2018.12.002>
- Clinical and Laboratory Standards Institute (CLSI). (2020). *Performance Standards for Antimicrobial Susceptibility Testing*. 30th ed. CLSI supplement M100. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/antibiotic-resistance>
- Chen, Y., Duan, X., Zhou, X., Wang, R., Wang, S., Ren, N. y Ho, S.-H. (2021). Advanced oxidation processes for water disinfection: Features, mechanisms and prospects. *Chemical Engineering Journal*, 409, 128207. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128207>
- Dhrubo, A. A. K., Jannat, M. y Hossain, Md. S. (2023). Enhancing the performance of coagulants for wastewater treatment by varying and optimizing the experimental parameters. *Journal of Water Process Engineering*, 55, 104144. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104144>
- Espitia, A., Barrón, F., Quintana, B., Herrera, H., Soto, R. y González, G. (2021). Performance of a demonstrative (scale-pilot) double advanced oxidation wastewater treatment plant to treat discharges from a small community in Morelia, Michoacán, México. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 10, 1-8. <https://www.davidpublisher.com/Public/uploads/Contribute/605aee181ba81.pdf>
- Fouad, H., Hefny, R., Kamel, A., El-Liethy, M. y Hemdan, B. (2020). Bioaugmentation and advanced oxidation process for organic and inorganic pollutants removal and pathogenic bacteria inactivation, for El-Rahawy Drain, Egypt. *Egyptian Journal of Chemistry*, 63(10), 4075-4082. https://journals.ekb.eg/article_116875.html
- García, J., García, M. J., Day, J. W., Boopathy, R., White, J. R., Wallace, S. y Hunter, R. G. (2020). A review of emerging organic contaminants (EOCs), antibiotic resistant bacteria (ARB), and antibiotic resistance genes (ARGs) in the environment: Increasing removal with wetlands and reducing environmental impacts. *Bioresource Technology*, 307, 123228. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123228>

- Hassan, A. (2017). Comparison between field research and controlled laboratory research. *Archives of Clinical and Biomedical Research*, 1(2), 101-104. <https://cdn.fortuneonline.org/articles/comparison-between-field-research-and-controlled-laboratory-research.pdf>
- Hassan, M. A., Abd El-Aziz, S., Elbadry, H. M., El-Aassar, S. A. y Tamer, T. M. (2022). Prevalence, antimicrobial resistance profile, and characterization of multi-drug resistant bacteria from various infected wounds in North Egypt. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 29(4), 2978-2988. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.01.015>
- Ilurdoz, M., Sadhwani, J. y Reboso, J. (2022). Antibiotic removal processes from water & wastewater for the protection of the aquatic environment—A review. *Journal of Water Process Engineering*, 45, 102474. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102474>
- Irfan, M., Almotiri, A. y AlZeyadi, Z. A. (2023). Antimicrobial Resistance and β -Lactamase Production in Clinically Significant Gram-Negative Bacteria Isolated from Hospital and Municipal Wastewater. *Antibiotics*, 12(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/antibiotics12040653>
- Jadabi, N. A., Laaouan, M., Mabrouki, J. y Hajjaji, S. E. (2020). Study of the Efficacy of Coagulation-flocculation Process in Domestic Wastewater Treatment Plant (WWTP) From the City of Hattane (MOROCCO). *Journal of Advanced Research in Dynamic and Control Systems*, Volume 12(Issue 7), 147-157. <https://doi.org/10.5373/JARDCS/V12I7/20201995>
- Juela, D., Vera, M., Cruzat, C., Alvarez, X. y Vanegas, E. (2021). Adsorption properties of sugarcane bagasse and corn cob for the sulfamethoxazole removal in a fixed-bed column. *Sustainable Environment Research*, 31(1), 27. <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00102-x>
- Karahan, B., Akdag, Y., Fakioglu, M., Korkut, S., Guven, H., Ersahin, M. y Ozgun, H. (2023). Coupling ozonation with hydrogen peroxide and chemically enhanced primary treatment for advanced treatment of grey water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 110116. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110116>
- Kokkinos, P., Venieri, D. y Mantzavinos, D. (2021). Advanced oxidation processes for water and wastewater viral disinfection. A systematic review. *Food and Environmental Virology*, 13, 283-302. <https://doi.org/10.1007/s12560-021-09481-1>
- Kumar, A. y Pal, D. (2018). Antibiotic resistance and wastewater: Correlation, impact and critical human health challenges. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 52-58. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.059>
- Liu, B., Zhang, S. y Chang, C.-C. (2019). Emerging pollutants—Part II: Treatment. *Water Environment Research*, 91(10), 1390-1401. <https://doi.org/10.1002/wer.1233>
- López, M., Castellanos, O., Lango, F., Castañeda, M., Montoya, J., Sosa, C. y Ortiz, B. (2021). Oxidación avanzada como tratamiento alternativo para las aguas residuales. Una revisión. *Enfoque UTE*, 12(4), 76-87. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.769>
- Lorenzo, P., Adriana, A., Jessica, S., Carles, B., Marinella, F., Marta, L., Luis, B. J. y Pierre, S. (2018). Antibiotic resistance in urban and hospital wastewaters and their impact on a receiving freshwater ecosystem. *Chemosphere*, 206, 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.163>
- Ma, D., Yi, H., Lai, C., Liu, X., Huo, X., An, Z., Li, L., Fu, Y., Li, B., Zhang, M., Qin, L., Liu, S. y Yang, L. (2021). Critical review of advanced oxidation processes in organic wastewater treatment. *Chemosphere*, 275, 130104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130104>
- Manoharan, R. K., Ishaque, F. y Ahn, Y.-H. (2022). Fate of antibiotic resistant genes in wastewater environments and treatment strategies—A review. *Chemosphere*, 298, 134671. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134671>
- Mkhwanazi, F., Mazibuko, T., Mosoma, O., Rathebe, M. y 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>
- Monteoliva, A., Martín, J., Muñio, M. y Poyatos, J. (2020). Effects of carrier addition on water quality and pharmaceutical removal capacity of a membrane bioreactor – Advanced oxidation process combined treatment. *Science of The Total Environment*, 708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135104>
- Norma Técnica Ecuatoriana INEN. (2013). *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo*. https://gestionambiental.pastaza.gob.ec/biblioteca/legislacion-ambiental/patrimonio_natural/nte_inen_2176_1_agua_calidad_agua_muestreo_tecnicas_muestreo.pdf
- Núñez, A. W. P., Palacio, K. M. Z., Campos, A. Z. G., Salinas, J. A. F., Pisfil, J. A. M., Farfan, R. E. S., Perez, S. A. T., Paz, A. A. y García, J. A. P. (2023). Optimization of the Coagulation-flocculation Process Using Ferric Chloride and Phosphate for the Reduction of Contaminants in the Slaughterhouses Wastewater. *International Journal of Membrane Science and Technology*, 10(3), 1536-154. <https://doi.org/10.15379/ijmst.v10i3.1754>
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2020). *Resistencia a los antibióticos*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/antibiotic-resistance>
- Papajová, I., Šmigová, J., Gregová, G., Šoltys, J., Venglovský, J., Papaj, J., Szabóová, T., Dančová, N., Ihnacik, L., Schusterová, I., Sušinková, J., Raková, J. y Regecová, I. (2022). Effect of Wastewater Treatment on Bacterial Community, Antibiotic-Resistant Bacteria and Endoparasites. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/ijerph19052750>
- Pazda, M., Kumirska, J., Stepnowski, P. y Mulkiewicz, E. (2019). Antibiotic resistance genes identified in wastewater treatment plant systems – A review. *Science of The Total Environment*, 697, 134023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134023>
- Pérez, V., Mesa, J. M., Ortega, F. y Villanueva, J. (2021). Gross Solids Content Prediction in Urban WWTPs Using SVM. *Water*, 13(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/w13040442>
- Perulli, G., Gaggia, F., Manfrini, L., Gioia, D., Toscano, A. y Morandi, B. (2024). The fate of bacteria in urban wastewater-irrigated peach tree: a seasonal evaluation from soil to canopy. *Scientia Horticulturae*, 323, 112520. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2023.112520>
- Prathna, T. C. y Srivastava, A. (2020). Ferric chloride for odour control: Studies from wastewater treatment plants in India. *Water Practice and Technology*, 16(1), 35-41. <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.111>

Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos [ONU-Hábitat] y Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2021). *Progreso en el tratamiento de las aguas residuales: Estado mundial y necesidades de aceleración del indicador 6.3.1. de los ODS*. https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/10/sdg6_indicator_report_631_progress-on-wastewater-treatment_2021_es.pdf

Puentes, G. (2024). Research and Publish. 3. How to Conduct a Statistical Analysis of Research. *Revista colombiana de Gastroenterología*, 39(3), 296-301. <https://doi.org/10.22516/25007440.1265>

Robles, L. E., Aranda, E., Castelan, O. A., Shettino, B. S., Ortiz, R., Miranda, M., Li, X., Angeles-Hernandez, J. C., Vargas-Bello-Pérez, E. y Gonzalez-Ronquillo, M. (2022). Worldwide Traceability of Antibiotic Residues from Livestock in Wastewater and Soil: A Systematic Review. *Animals*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/ani12010060>

Rodrigues, P., Luís, J. y Tavaría, F. (2022). Image analysis semi-automatic system for colony-forming-unit counting. *Bioengineering*, 9(7), 271. <https://doi.org/10.3390/bioengineering9070271>

Saima, S., Fiaz, M., Manzoor, M., Zafar, R., Ahmed, I., Nawaz, U. y Arshad, M. (2020). Molecular investigation of antibiotic resistant bacterial strains isolated from wastewater streams in Pakistan. *3 Biotech*, 10(9), 378. <https://doi.org/10.1007/s13205-020-02366-3>

Sarairoh, H., Lagum, A. A. y Oudat, A. (2022). Occurrence of microorganisms in treated wastewater effluent and their impact on the surface and groundwater resources. *Journal of Civil and Environmental Research*, 14(5), <https://doi.org/10.12710.7176/CER/14-5-02>

Sathya, U., Nithya, M. y Balasubramanian, N. (2019). Evaluation of advanced oxidation processes (AOPs) integrated membrane bioreactor (MBR) for the real textile wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 246, 768-775. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.039>

Silva, A. C., Nogueira, P. J. y Paiva, J.-A. (2021). Determinants of Antimicrobial Resistance among the Different European Countries: More than Human and Animal Antimicrobial Consumption. *Antibiotics*, 10(7), 834. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10070834>

Stange, C., Sidhu, J. P. S., Toze, S. y Tiehm, A. (2019). Comparative removal of antibiotic resistance genes during chlorination, ozonation, and UV treatment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 222(3), 541-548. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.02.002>

Thakur, T. K., Barya, M. P., Dutta, J., Mukherjee, P., Thakur, A., Swamy, S. L. y Anderson, J. T. (2023). Integrated Phytobial Remediation of Dissolved Pollutants from Domestic Wastewater through Constructed Wetlands: An Interactive Macrophyte-Microbe-Based Green and Low-Cost Decontamination Technology with Prospective Resource Recovery. *Water*, 15(22), Article 22. <https://doi.org/10.3390/w15223877>

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), Article 4. <https://doi.org/10.35378/gujs.645757>

Wang, H., Mustafa, M., Yu, G., Östman, M., Cheng, Y., Wang, Y. y Tysklind, M. (2019). Oxidation of emerging biocides and antibiotics in wastewater by ozonation and the electro-peroxone process. *Chemosphere*, 235, 575-585. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.205>

Wang, X., Jing, J., Zhou, M. y Dewil, R. (2023). Recent advances in H₂O₂-based advanced oxidation processes for removal of antibiotics from wastewater. *Chinese Chemical Letters*, 34(3), 107621. <https://doi.org/10.1016/j.ccllet.2022.06.044>

Wang, Y., Gao, Y., Chu, W., Zhao, D., Chen, F., Zhu, X., & Xu, L. (2019). Synthesis and catalytic application of FER zeolites with controllable size. *Journal of Materials Chemistry A*, 7(13), 7573-7580. <https://doi.org/10.1039/C8TA09420A>

Yadav, C. K. y Yadav, B. (2020). Measurement of Conductance of FeCl₃ in Distilled Water at Different Temperature and Concentration. *Rupantaran: A Multidisciplinary Journal*, 3, 10-16. <https://doi.org/10.3126/rupantaran.v3i0.31735>

Zhang, B., Zhou, Z., Cao, W., Qi, X., Xu, C. y Wen, W. (2022). A new few-shot Learning method of bacterial colony counting based on the edge computing device. *Biology*, 11(2), 156. <https://doi.org/10.3390/biology11020156>

Zhou, P., Wang, F., Shen, Y., Duan, X., Zhao, S., Chen, X. y Liang, J. (2024). Removal of Emerging Organic Pollutants by Zeolite Mineral (Clinoptilolite) Composite Photocatalysts in Drinking Water and Watershed Water. *Catalysts*, 14(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/catal14040216>

Zhu, T., Su, Z., Lai, W., Zhang, Y. y Liu, Y. (2021). Insights into the fate and removal of antibiotics and antibiotic resistance genes using biological wastewater treatment technology. *Science of The Total Environment*, 776, 145906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145906>