

ALTERNATIVAS PARA EL MANEJO DEL NIVEL DE TOXICIDAD EN
ACUEDUCTOS RURALES DEL DEPARTAMENTO DE BOYACÁ

YADI JOHAIRA RAMOS PARRA

TESIS DOCTORAL

DOCTORADO EN INGENIERÍA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA

2025

ALTERNATIVAS PARA EL MANEJO DEL NIVEL DE TOXICIDAD EN
ACUEDUCTOS RURALES DEL DEPARTAMENTO DE BOYACÁ

YADI JOHAIRA RAMOS PARRA

TESIS PARA OPTAR AL TITULO DE DOCTORA EN INGENIERÍA

DIRECTOR

Dr. ANDRES FELIPE SUAREZ ESCOBAR

CODIRECTORA

Dr. ZILPA ADRIANA SÁNCHEZ QUITIAN

DOCTORADO EN INGENIERÍA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA

2025

DEDICATORIA

Para ti Alejo 09.09.2024.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por brindarme la fortaleza para seguir adelante en los momentos de oscuridad.

A mi esposo, por ser la luz de mis días.

A mi mamita, por sus sacrificios, su amor infinito y su ejemplo de vida.

A mi hermana, por su manera única de ver la vida y su amor incondicional.

A mi hermano, por la alegría y dicha de cada día.

Al profesor Andrés Suárez, mi director de tesis, por su guía, dedicación y apoyo a lo largo de estos cuatro años.

A la profesora Adriana Sánchez, mi codirectora de tesis, por su valiosa orientación y compromiso en este proceso.

Al Ing. Jaime Diaz, por sus llamadas diarias.

CONTENIDO

I.	GENERALIDADES DE LA INVESTIGACIÓN.....	16
A.	Problema de investigación	16
B.	Pregunta de investigación.....	22
C.	Justificación.....	23
D.	Hipótesis.....	24
E.	Objetivos	24
Objetivo General:	24	
Objetivos Específicos:.....	24	
F.	Metodología	25
II.	ANÁLISIS DE RESULTADOS	35
G.	Nivel de riesgo asociado al suministro de agua de consumo en acueductos rurales de Boyacá, a partir de eventos peligrosos de interés.....	35
H.	Calidad del agua distribuida en los acueductos rurales de Boyacá objeto de estudio....	45
I.	Nivel de toxicidad en acueductos rurales.....	49
J.	Medición de sustancias complementarias en el agua de consumo.....	57
K.	Propuestas de tratamiento para el manejo de contaminantes emergentes a partir de la revisión de literatura.....	73
III.	CONCLUSIONES	84
IV.	RECOMENDACIONES	87
V.	REFERENCIAS	89

LISTA DE TABLAS

TABLA I. MATRIZ SEMICUANTITATIVA PARA LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO EN SEIS SISTEMAS DE ABASTECIMIENTO RURALES EN BOYACÁ.....	27
TABLA II. PREPARACIÓN DE LA SERIE DE DILUCIONES	31
TABLA III. SISTEMA DE CLASIFICACIÓN DE TOXICIDAD PARA AGUAS DE CONSUMO HUMANO.....	33
TABLA IV. DESCRIPCIÓN DE ACUEDUCTOS RURALES OBJETO DE ESTUDIO	36
TABLA V. MATRIZ DE EVENTOS PELIGROSOS Y PELIGROS IDENTIFICADOS EN ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ.....	37
TABLA VI. REEVALUACIÓN DEL NIVEL DE RIESGO SEGÚN LAS MEDIDAS DE CONTROL PARA PELIGROS CON NIVELES DE RIESGO ALTO O MUY ALTO	44
TABLA VII. PRUEBA DE SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA CON PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA SEGÚN EL TIPO DE FUENTE, ACTIVIDAD ANTRÓPICA Y PRESENCIA DE TRATAMIENTO.....	49
TABLA VIII. CÁLCULO DEL EFECTO INHIBITORIO EN FUENTES DE CAPTACIÓN DE ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ.....	49
TABLA IX. CÁLCULO DEL EFECTO INHIBITORIO EN UNIDADES DE TRATAMIENTO DE ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ	50
TABLA X. CÁLCULO DEL EFECTO INHIBITORIO EN LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN DE ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ	50
TABLA XI. RESULTADOS DE LA PRESENCIA DE OCP Y HG EN LAS MUESTRAS ANALIZADAS	58
TABLA XII. PRODUCTOS FARMACÉUTICOS MEDIDOS EN MUESTRAS DE AGUA DE ACUEDUCTOS RURALES EN BOYACÁ.....	60
TABLA XIII. BIOMASA OBTENIDA Y DETERMINACIÓN DE LA CANTIDAD Y PUREZA DE ADN EN LOS SEIS ACUEDUCTOS RURALES.....	62
TABLA XIV. IDENTIFICACIÓN DE EC EN SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE A NIVEL MUNDIAL.	77
TABLA XV. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE CAFEÍNA Y ARGS EN AGUA POTABLE	78
TABLA XVI. PROPUESTA DE MANEJO DE LOS SISTEMAS DE ACUEDUCTO PARA REDUCCIÓN DE CONTAMINACIÓN POR EC	79

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1. Ubicación geográfica acueductos rurales.....	35
Fig. 2. Estimación del Nivel de Riesgo en Acueductos Rurales de Boyacá – Colombia	40
Fig. 3. Calidad del agua distribuida fuente, tratamiento y red de distribución	46
Fig. 4. Tasa de inhibición en acueductos rurales en fuente de abastecimiento, tratamiento y red de distribución.....	53
Fig. 5. Correlación del coeficiente de Spearman entre los parámetros de calidad del agua y la tasa de inhibición de <i>V. fischeri</i>	54
Fig. 6. Concentración e integridad del ADN en 16 muestras de agua determinada por métodos de fluorescencia y espectrofotometría.....	65
Fig. 7. Presencia de ARGs en fuentes rurales de agua, durante el tratamiento y en las redes de distribución.....	67
Fig. 8. Correlación entre parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, toxicidad y presencia de ARGs en acueductos rurales de Boyacá.....	69
Figura 9. Análisis MCA de correlación entre los parámetros de calidad del agua y la presencia de ARGs en acueductos rurales de Boyacá.....	71
Fig. 10. Desarrollo de metodología PRISMA para la revisión de literatura sobre el tratamiento de agua natural con presencia de EC en acueductos rurales	75

RESUMEN

El acceso a agua potable segura, en cantidad y calidad suficientes, es un derecho humano esencial y un eje transversal para el desarrollo socioeconómico sostenible. No obstante, existen marcadas diferencias entre áreas urbanas y rurales, donde siete de cada diez personas en zonas rurales carecen de un abastecimiento seguro. En Boyacá, cerca del 80 % de los acueductos rurales suministran agua no apta para el consumo humano, debido principalmente a la falta de infraestructura de potabilización, deficiencias en la operación de los sistemas y la contaminación de las fuentes hídricas causada por actividades agrícolas y ganaderas.

Esta investigación tuvo como objetivo proponer alternativas para el manejo de la toxicidad del agua de consumo en seis acueductos rurales priorizados. La metodología aplicada incluyó la identificación de riesgos mediante la implementación de dos fases de los Planes de Seguridad del Agua, la recolección y análisis de muestras para evaluar parámetros básicos de calidad, ensayos de inhibición de bioluminiscencia en *Vibrio fischeri* para determinar toxicidad aguda, y la medición de contaminantes emergentes (EC por sus siglas en inglés) como pesticidas organoclorados (OCP, por sus siglas en inglés), mercurio total, fármacos y genes de resistencia a antibióticos (ARGs, por sus siglas en inglés).

Se evaluó la calidad del agua potable en seis acueductos rurales del departamento de Boyacá, Colombia: La Balsa (Chiquinquirá), Leonera (Toca), Lagunitas (Cuitiva), Las Lajas (Miraflores), Roza y Carrizal (Sutamarchán), y Ubajuca (Guateque), dos de los cuales se abastecen de fuentes hídricas estratégicas como la Represa La Copa y la Laguna de Tota. Se identificaron 16 eventos peligrosos a lo largo de la cadena de suministro, asociados principalmente a deficiencias en los procesos de clarificación, filtración y desinfección, así como a actividades agropecuarias no controladas en las zonas de captación. Estas condiciones comprometen la calidad del agua y representan riesgos para la salud pública rural.

Aunque parámetros básicos como pH, conductividad, nitritos, nitratos y sulfatos cumplieron los estándares normativos, se observaron deficiencias significativas en la remoción de turbidez, carbono orgánico total (TOC) y contaminantes microbiológicos. En el 80% de las muestras se detectaron *Escherichia coli* y coliformes totales, lo cual evidencia fallas en los procesos

de potabilización y vulnerabilidad del sistema de distribución. Los bioensayos con *Vibrio fischeri* revelaron toxicidad en etapas clave del sistema, incluso en zonas donde los análisis fisicoquímicos no mostraban alteraciones, lo que destaca la presencia de contaminantes no detectables por métodos convencionales.

Además, se detectaron 23 tipos de ARGs en todo el sistema, siendo *GES*, *sull* y *catB3* los más prevalentes. A pesar de una reducción del 31% de ARGs tras el tratamiento, se evidenció un incremento del 23% en la red de distribución, lo cual sugiere recontaminación, posiblemente asociada a infraestructura deficiente y a transferencia horizontal de genes (por su siglas en inglés HGT) entre bacterias ambientales. Análisis multivariados revelaron correlaciones significativas entre nitratos, nitritos, color aparente y ciertos ARGs, sugiriendo la co-selección de genes resistentes por contaminación agrícola.

Dada la limitada viabilidad de tecnologías avanzadas en contextos rurales, se propone priorizar alternativas intermedias como biofiltros, coagulación-floculación optimizada y filtración lenta mejorada, enmarcadas en una gestión integral del riesgo. Se enfatiza la necesidad de fortalecer la regulación, integrar indicadores ecotoxicológicos y microbiológicos en los sistemas de vigilancia, y promover estrategias de apropiación social y educación ambiental. Esta investigación ofrece evidencia robusta para la formulación de políticas públicas orientadas a garantizar el acceso a agua potable segura, resiliente y sostenible en comunidades rurales colombianas. Al explorar y detectar contaminantes emergentes y ARGs, y al proponer estrategias para su mitigación, contribuyendo al conocimiento necesario para reducir los riesgos sanitarios y limitar la diseminación ambiental.

Palabras clave: Genes de resistencia a antibióticos, abastecimiento de agua potable, contaminantes emergentes, riesgo para la salud pública, pequeñas comunidades.

ABSTRACT

Access to safe drinking water, in sufficient quantity and quality, is a fundamental human right and a key pillar for sustainable socioeconomic development. However, significant disparities exist between urban and rural areas, where seven out of ten rural residents lack access to a safe water supply. In Boyacá, approximately 80% of rural aqueducts provide water that is not suitable for human consumption, mainly due to the lack of treatment infrastructure, operational deficiencies, and contamination of water sources caused by agricultural and livestock activities.

This study aimed to establish alternatives for managing water toxicity in six prioritized rural aqueducts. The methodology involved identifying risks through the implementation of Water Safety Plans, collecting and analyzing water samples to assess basic quality parameters, conducting bioluminescence inhibition tests with *Vibrio fischeri* to determine toxicity, and measuring emerging contaminants (EC) such as organochlorine pesticides, total mercury, pharmaceuticals, and antibiotic resistance genes (ARGs).

Assessed drinking water quality in six rural aqueducts in the department of Boyacá, Colombia: La Balsa (Chiquinquirá), Leonera (Toca), Lagunitas (Cuitiva), Las Lajas (Miraflores), Roza and Carrizal (Sutamarchán), and Ubajuca (Guateque). Two of these systems are supplied by strategic water sources for the region La Copa Reservoir and Lake Tota. A total of 16 hazardous events were identified along the water supply chain, from source abstraction to point-of-use. The main risk factors included structural deficiencies in water treatment units, particularly clarification, filtration, and disinfection, and unregulated agricultural activities in catchment areas. These findings highlight the urgent need for corrective actions, such as optimizing treatment plants, strengthening source water protection, and implementing continuous monitoring strategies to ensure water safety and public health in rural communities.

While basic water quality parameters such as pH, conductivity nitrates, nitrites, and sulfates complied with national standards, significant shortcomings were observed in the removal of turbidity, total organic carbon (TOC), and microbiological contaminants. *Escherichia coli* and total coliforms were detected in 80% of samples, reflecting failures in potabilization processes and distribution systems. Bioassays using *Vibrio fischeri* revealed significant toxicity at various stages

of the supply system, even when conventional physicochemical indicators showed no anomalies, evidencing the presence of contaminants undetectable by standard methods.

Furthermore, 23 types of ARGs were detected throughout the systems, with GES, sul1, and catB3 being the most prevalent. Although water treatment reduced the overall ARG count by 31%, a 23% increase was observed in the distribution network, suggesting recontamination due to poor infrastructure and potential horizontal gene transfer. Multivariate analyses revealed significant correlations between nitrates, nitrites, apparent color, and specific ARGs, pointing to co-selection mechanisms driven by agricultural pollution.

Given the limited feasibility of advanced technologies—such as reverse osmosis, advanced oxidation, and membrane bioreactors—in rural Colombian settings, the study proposes the adoption of context-appropriate intermediate solutions, including optimized coagulation-flocculation, enhanced slow sand filtration, and adsorbent-based biofilters. Strengthening regulatory frameworks, integrating ecotoxicological and microbiological indicators into surveillance systems, and promoting social engagement and environmental education are critical. This research provides robust evidence to inform public policy aimed at securing safe, resilient, and sustainable drinking water access in rural Colombia, while mitigating health risks and curbing the environmental dissemination of emerging contaminants and ARGs.

Keywords: Antibiotic resistance genes, drinking water supply, emerging contaminants, public health risk, small communities.

INTRODUCCIÓN

El acceso a agua potable, en condiciones adecuadas de cantidad y calidad, es un derecho humano esencial y una prioridad dentro de las agendas globales de desarrollo socioeconómico. No obstante, las brechas de acceso siguen siendo evidentes, especialmente entre contextos urbanos y rurales, donde aproximadamente el 70 % de la población aún no cuenta con un suministro seguro de agua. Esta situación evidencia una profunda brecha de equidad que afecta principalmente a las poblaciones más vulnerables.

En el departamento de Boyacá, Colombia, cerca del 80 % de los acueductos rurales suministran agua no apta para el consumo humano. Esta problemática se origina en la falta de infraestructura adecuada para la potabilización, deficiencias operativas en la gestión de los sistemas de abastecimiento y la creciente contaminación de las fuentes hídricas, provocada principalmente por actividades agrícolas y ganaderas. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (WHO por sus siglas en inglés), estas alteraciones en la calidad del agua son consideradas eventos peligrosos, dado su potencial para modificar las características del agua cruda, generar olores y sabores indeseables, y adicionar materia orgánica que puede contener contaminantes de importancia sanitaria.

La contaminación del agua cruda por compuestos químicos y biológicos emergentes representa una preocupación creciente debido a sus posibles efectos toxicológicos en la salud humana y en los ecosistemas. Estos contaminantes incluyen residuos de medicamentos, productos de cuidado personal, pesticidas, plastificantes, hormonas y genes de resistencia a antibióticos, cuya presencia en el ambiente no ha sido tradicionalmente monitoreada. Aunque se reconoce su potencial riesgo, en países en desarrollo persiste una escasa información sobre su ocurrencia, limitada capacidad tecnológica para su análisis y ausencia de marcos regulatorios que orienten su detección y control.

La comprensión de la calidad del agua, especialmente en contextos rurales, requiere de procesos de monitoreo continuos y el uso de tecnologías específicas que aún no se encuentran disponibles de manera amplia ni en el ámbito departamental ni en el académico. Frente a esta necesidad, la presente investigación se planteó como objetivo general establecer alternativas para

el manejo de la toxicidad en el agua de consumo proveniente de seis acueductos rurales de Boyacá, seleccionados y priorizados de acuerdo con los criterios descritos en la metodología.

El proceso investigativo inició con la identificación de los riesgos asociados al suministro de agua desde la fuente hasta el usuario final. Para esta etapa, se conformó un grupo técnico de trabajo que integró actores locales, representantes de la academia y funcionarios de la Secretaría de Salud de Boyacá. Aplicando la metodología de Planes de Seguridad del Agua (PSA), se identificaron 16 eventos peligrosos con potencial de afectar la calidad del agua, los cuales fueron priorizados según su frecuencia e impacto.

Posteriormente, se llevó a cabo la recolección de muestras de agua en los seis acueductos seleccionados, para realizar análisis de parámetros básicos de calidad, siguiendo las normas nacionales vigentes. De manera complementaria, se desarrolló un ensayo de inhibición de la bioluminiscencia utilizando *V. fischeri*, con el propósito de establecer el grado de toxicidad en las muestras evaluadas. Con base en estos datos preliminares, se priorizó la medición de EC tales como OCP, mercurio total, fármacos y ARGs. A partir de los resultados obtenidos, se implementó la metodología PRISMA para llevar a cabo una revisión de literatura científica, orientada a identificar y proponer alternativas de manejo de la toxicidad acordes con la infraestructura actual de tratamiento de los acueductos evaluados.

Los hallazgos de esta investigación revelaron que la actividad ganadera, junto con la ineficiencia de las unidades de tratamiento existentes, representan un riesgo muy elevado para la provisión de agua potable en las comunidades estudiadas. Dentro de los parámetros básicos de calidad, el color aparente se destacó como el indicador que más requería tratamiento, evidenciando una alta concentración de materia orgánica. En cuanto a la categorización de las muestras del nivel de toxicidad, 81% se describen como “Peligro agudo leve” y 19% como “Peligro agudo”. Esto sugiere que las sustancias presentes en las muestras recolectadas son un riesgo biológico que no puede ser ignorado, y que podrían estar asociadas a fuentes difusas de contaminación o a la existencia de compuestos persistentes que no son completamente eliminados por los sistemas de tratamiento convencionales.

Respecto a los EC, se detectaron 23 genes de resistencia a antibióticos y la presencia de cafeína (> 5.0 mg/L) en las muestras de agua. Los genes *GES* y *sull* presentaron una alta persistencia a lo largo de todo el sistema de distribución, desde la fuente hasta el usuario final. La

persistencia de estos genes en el sistema de distribución de agua representa un serio riesgo de salud pública, al facilitar la exposición comunitaria a mecanismos de resistencia antimicrobiana, comprometer la eficacia de tratamientos médicos y señalar la necesidad urgente de intervenciones técnicas, regulatorias y educativas.

Según la literatura científica, la eliminación efectiva de ARGs y cafeína implica la implementación de procesos de oxidación avanzada y de filtración asistida por carbón activado, biochar o membranas especializadas, tecnologías que favorecen la adsorción y absorción de estos contaminantes. Dado que estas tecnologías son costosas y requieren condiciones técnicas específicas, se plantea la necesidad de realizar un análisis detallado sobre su adaptabilidad a contextos rurales. Como alternativas inmediatas, se propone:

La protección de las fuentes hídricas y las zonas de recarga en cuatro de los seis acueductos evaluados, mediante acciones de conservación y aislamiento de las fuentes.

El fortalecimiento de la capacitación social y comunitaria sobre la gestión de vertimientos y el cuidado de los cuerpos de agua, especialmente en los sistemas que se abastecen de la represa La Copa y el Lago de Tota.

La construcción de nuevas unidades de potabilización en los acueductos de Sutamarchán y Guateque, incorporando carbón activado en los sistemas de aireación y fortaleciendo la etapa de filtración en arena.

El mejoramiento de los procesos de filtración en los acueductos de Cuitiva y Toca, con tecnología adaptada para la remoción eficiente de materia orgánica.

La combinación de aireación y filtración avanzada en los acueductos de Chiquinquirá y Miraflores, integrando aditivos específicos que favorezcan la reducción de ARGs y cafeína.

Finalmente, se concluye que, si bien la eliminación de EC en sistemas rurales representa un desafío técnico y económico considerable, es prioritario avanzar en la construcción y mejora de unidades de potabilización que garanticen el acceso a agua potable segura, asequible y suficiente para las comunidades rurales de Boyacá. Para ello, se recomienda fortalecer los programas de monitoreo de calidad del agua, incorporando parámetros de EC en las evaluaciones rutinarias, así como fomentar alianzas entre instituciones académicas, entes gubernamentales y comunidades que permitan validar tecnologías adaptadas al contexto local. Además, es necesario promover la

educación ambiental y sanitaria, enfocada en la prevención de la contaminación y en el empoderamiento en la gestión sostenible de recurso hídrico. Finalmente, se deben buscar mecanismos de financiamiento que faciliten la implementación progresiva de tecnologías de bajo costo y alta eficiencia para la eliminación de contaminantes prioritarios en los acueductos rurales.

I. GENERALIDADES DE LA INVESTIGACIÓN

En este apartado se describen los fundamentos investigativos de la presente tesis doctoral, incluyendo: planteamiento del problema, hipótesis, justificación, objetivos, y metodología.

A. *Problema de investigación*

El acceso a agua potable y segura es crucial para la salud pública, ya sea para consumo, uso doméstico, producción de alimentos o actividades recreativas [1]. Mejorar el suministro de agua, el saneamiento y la gestión de los recursos hídricos puede promover el desarrollo económico en los países y desempeñar un papel significativo en la reducción de la pobreza. La Organización Mundial para la Salud indica que para el año 2022 por lo menos 1700 millones de personas se abastecen de fuentes contaminadas con heces fecales, suponiendo que la contaminación microbiana es el mayor riesgo toxicológico [2]. No obstante, los nuevos productos químicos depositados en corrientes de agua superficial como fármacos y pesticidas también son de interés por su potencial riesgo [3].

Los Objetos de Desarrollo Sostenible (ODS) propuestos al 2030, instan en el objetivo 6 agua limpia y saneamiento a “garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”. 10 años después de su adopción, el mundo no se encuentra cerca de cumplir con las metas establecidas para el ODS 6. Según el informe de Progresos en Materia de Saneamiento y Agua Potable de la OMS publicado en el 2023, 771 millones de personas aún carecen de servicios básicos de agua para consumo, la mitad de ellos ubicados en África subsahariana. Por su parte, la cobertura sigue siendo dispar entre comunidades rurales (60%) y zonas urbanas (86%). Si bien la cobertura rural ha aumentado más rápido que la urbana en los últimos años (7% vs 1%), las urbes siguen representando dos tercios de las personas que tienen acceso a servicios de agua gestionados de forma segura [4].

La actual contaminación de las cuencas hídricas y la falta de infraestructura para el tratamiento del agua para consumo humano, acorde a las necesidades de diseño y capacidad operativa, son factores que incrementan el riesgo sanitario de las comunidades, especialmente las

rurales [5]. Desde el año 2004 la WHO ha impulsado desde las Guías de Calidad del Agua la implementación de los PSA, como una metodología para la identificación de peligros potenciales y eventos peligrosos, eje central para la gestión del riesgo asociado al suministro de agua potable desde la fuente hasta el usuario final estableciendo puntos críticos de control [6].

Según se define en los PSA, un peligro es un agente biológico, químico, físico o radiológico con potencial de daño (ej. Bacterias o químicos en el agua). Un evento peligroso es un incidente o situación que puede conducir a la presencia de un peligro (ej. Vertidos domésticos, uso inadecuado de productos químicos en la agricultura en el área de drenaje, sobredosis en el uso de químicos durante el tratamiento), y el riesgo es la probabilidad de que los peligros identificados causen daño en poblaciones expuesta en un periodo de tiempo, considerando la magnitud del daño y las consecuencias [7], [8].

En el año 2012, la WHO publicó un manual para la implementación de los PSA en comunidades pequeñas o rurales, resaltando seis pasos para su desarrollo: i. Involucrar a la comunidad y formar un equipo PSA, ii. Describir el suministro de agua de la comunidad, iii. Identificar y evaluar peligros, eventos peligrosos, riesgos y medidas de control existentes, iv. Desarrollar e implementar un plan de mejora, v. Monitorear las medidas de control y verificar la efectividad del PSA, vi. Documentar, revisar y mejorar todos los aspectos de la implementación de PSA [6], [9].

Los PSA se han desarrollado en más de 98 países alrededor del mundo, con un enfoque predominante en el control de la contaminación bacteriológica [10]. Entre los países que han reportado el uso de los PSA se encuentran Uganda [11], Alemania [12], los Países Nórdicos [13], Malasia, Gales e Inglaterra [14], Canadá [15], Irán [9] y Brasil [16], entre otros. Los hallazgos clave de estos estudios incluyen la necesidad de conformar un equipo multidisciplinario que involucre actores técnicos, operacionales, académicos, comunitarios y tomadores de decisiones para fortalecer la implementación del PSA. Además, se ha identificado que deficiencias en la operación de las unidades de tratamiento pueden aumentar los riesgos de contaminación microbiológica en más del 50%; las conexiones ilegales y formación de biopelículas, que son comunidades de microorganismos que crecen adheridos a una superficie, afectan la calidad del agua en más del 40%; y a nivel domiciliario, la limpieza de tanques y el mantenimiento de las redes internas reducen la incidencia del crecimiento de *E. coli* en un 25%.

Las experiencias con los PSA en comunidades rurales han sido documentadas en menor medida en comparación con sistemas de distribución de agua potable más complejos. Sin embargo, estudios recientes en Serbia [17], India [18], las Islas del Pacífico [19] y Myanmar [20] han explorado diversas etapas de implementación de los PSA, desde experiencias parciales hasta la adopción completa de esta metodología de gestión del riesgo. En general, estos hallazgos resaltan la importancia de los PSA en el empoderamiento de las comunidades rurales, la protección de sus fuentes de agua y la promoción de la autogestión sostenible de los suministros hídricos.

En cuanto a la implementación de los PSA en Colombia, se han documentado experiencias en sistemas de abastecimiento de agua en grandes ciudades como Cali [7], en municipios más pequeños como Zipaquirá y Manizales, y en zonas rurales del departamento de Caldas [21]. La falta de acceso a servicios de agua potable gestionados de manera segura, con la contaminación microbiológica y química como principales preocupaciones, ha impulsado el desarrollo de los PSA en Colombia, aunque su progreso aún se encuentra en etapas iniciales.

Boyacá, ubicada en la región Andina de Colombia, se caracteriza por su diversidad climática y topográfica, ha convertido la agricultura en uno de sus principales sectores económicos [22]. Más del 40% de su población reside en áreas rurales. Sin embargo, más del 80% de los acueductos rurales distribuyen agua considerada no apta para el consumo humano, según informes de las autoridades sanitarias [23]. La falta de un suministro seguro de agua y la insuficiente cobertura de los sistemas de distribución han impulsado una migración significativa de las zonas rurales a las urbanas, resultando en una reducción de más del 10% en la producción de alimentos entre 2005 y 2020 [8], [22]. Para contribuir a la permanencia de estas comunidades en sus territorios, es fundamental apoyar a los actores locales en la implementación de las distintas fases de los PSA.

La contaminación química y biológica del agua potable, y sus posibles efectos toxicológicos asociados, tanto para la salud humana como para el ecosistema receptor, se relacionan con el uso diario de compuestos como pesticidas, productos farmacéuticos, productos para el cuidado personal, alimentos y aditivos industriales, por mencionar algunos. Dichos compuestos, cuando se encuentran en el medio ambiente en concentraciones que por su exposición se pueden considerar tóxicas denominadas como EC [24].

Los EC comprenden compuestos químicos o biológicos cuya presencia en el ambiente no había sido reconocida ni monitoreada de manera sistemática, y que actualmente se asocian a riesgos potenciales para la salud humana y los ecosistemas [25]. Entre ellos se encuentran residuos de medicamentos, productos de cuidado personal, hormonas, pesticidas, plastificantes y genes de resistencia a antibióticos (ARGs) [24]. Si bien su potencial riesgo a la salud se ha identificado ampliamente, en países en vía de desarrollo la información sobre su presencia aún es incipiente y se carece de la tecnología para su caracterización. Esta problemática se agudiza debido a la falta de marcos regulatorios que promuevan su detección y control [1].

Las fuentes de agua para consumo expuestas a actividades industriales o agrícolas suelen tener un riesgo mayor de presentar EC en comparación con aquellos que se encuentran en estado natural y sin intervención humana [26]. Recientes investigaciones han confirmado la presencia de EC como la carbamazepina, la atrazina, la cafeína y el metolacoloro, en las fuentes de agua para consumo humano [27], [28], [29]. La presencia de EC en fuentes de captación contaminadas representa un riesgo significativo cuando el agua es distribuida sin tratamiento adecuado, o con procesos convencionales que no logran eliminar estos compuestos de manera eficiente [30].

Tradicionalmente el tratamiento de agua natural se centra en los procesos de aireación, coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Sin embargo, esto solamente es eficiente en el control de parámetros como la turbiedad, coliformes totales y *E. coli*, por mencionar los más destacados [31]. Previos estudios han reportado ineficiencia de sistemas convencionales en la depuración de EC [32], [33], [34]. Por lo anterior, es necesario abordar los riesgos asociados con la eliminación insuficiente de EC durante el tratamiento incluyendo un enfoque integral, desde la captación hasta el usuario [27].

Dentro del top diez de problemas en salud pública a nivel mundial se incluye la resistencia antimicrobiana (AMR, por sus siglas en inglés). Se estima que los AMR han causado 1,27 millones de muertes en todo el mundo para el año 2019 [35]. El uso excesivo y no regulado de antibióticos en humanos, animales y plantas representa una presión selectiva que favorece la aparición y dispersión de genes de resistencia a antimicrobianos (ARGs) en diversos ambientes ([36]. Estudios recientes reportan la presencia de AMR y ARGs en agua de consumo, siendo un vector crucial en la transmisión de la resistencia a antibióticos del ambiente a los humanos [4], [29], [31], [33]. La presencia de genes de resistencia a antimicrobianos (ARGs) en el agua potable representa un riesgo

para la salud pública, ya que facilita la diseminación de bacterias resistentes, lo cual puede incrementar la duración y gravedad de las infecciones, dificultar su tratamiento y contribuir a mayores tasas de hospitalización, brotes comunitarios y mortalidad asociada [37].

Los ARGs se han identificado en sistemas de agua potable de países como: Ghana [33], Malasia [38], Egipto [39], Polonia [40], Francia [41], y principalmente en China [42], [43], [44]. Diversos estudios han demostrado que la presencia de ARGs en agua potable ocurre incluso en regiones con diferentes sistemas de tratamiento y prácticas de higiene, lo que sugiere que su diseminación no se limita a un contexto geográfico específico. Además, se ha identificado una estrecha relación entre los ARGs y la resistencia a sulfonamidas, tetraciclinas y β -lactamasas, así como la presencia de antibióticos en concentraciones traza, resaltando la persistencia y diseminación de estos contaminantes en el agua potable [45].

Los ARGs pueden atravesar los DWTP (Drinking Water Treatment Plants, por sus siglas en inglés), debido a la limitada eficiencia de ciertos procesos en su eliminación. En algunos casos, incluso pueden favorecer su persistencia, como ocurre con la filtración en arena, que ha mostrado escasa reducción de genes resistentes al cloranfenicol, y el uso de carbón activado no siempre logra remover ARGs ligados a sulfonamidas y quinolonas [43]. La adición de cloro, como desinfectante final en el tratamiento de agua, podría contribuir a la propagación de la resistencia a los antibióticos induciendo estrés bacteriano sin eliminar completamente la población, lo que aumenta la presencia relativa de diversos ARGs [46]. Este fenómeno se ha vinculado a alteraciones en la membrana celular, lo cual facilita la captación de ADN extracelular (transformación) o la conjugación entre bacterias, promoviendo así la transferencia horizontal de estos genes [47],[40].

En Colombia, con una población de aproximadamente 50 millones de habitantes, 23.71% reside en centros poblados y 15.8% en áreas rurales dispersas [48]. A pesar de los avances en infraestructura, aproximadamente un tercio de la población aún carece de acceso a agua potable y saneamiento básico adecuado [49]. En línea con esta problemática, el último informe del Análisis de Situación en Salud Nacional señala que el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua (IRCA) se ha mantenido en un nivel de riesgo medio durante la última década, sin presentar variaciones significativas. Adicionalmente, el 29 % de las muestras recolectadas en 2021 en los sistemas de abastecimiento de agua potable fueron clasificadas como no aptas para el consumo humano [50]. Estos hallazgos reflejan unabrecha persistente en el acceso a agua segura y evidencian la necesidad

de fortalecer las estrategias de gestión, monitoreo y control orientadas a mejorar la calidad del recurso hídrico en el país.

Se han encontrado EC en las principales ciudades del país como Cali [51], y Medellín [52], Córdoba [53] y Bogotá [54]. Estos estudios reportan la presencia de diferentes fármacos (analgésicos, antibióticos, anticonvulsivantes), hormonas (estroma), plastificantes (Ftalatos y Bisfenol A) y productos del cuidado personal. Se concluye que los sistemas de tratamiento convencionales tienen poco efecto sobre las concentraciones de los contaminantes identificados. En cuanto a la detección de AMR, se identificó *Nontuberculous* micobacteria en agua del grifo en Cali en 50% de las muestras recolectadas en 18 puntos de la ciudad [55]. Si bien Colombia no cuenta con normatividad específica para regular las concentraciones máximas permitidas de EC en el agua, la caracterización de estos en las diferentes investigaciones realizadas hasta la fecha denota la necesidad de que las entidades gubernamentales y académicas visibilicen la problemática y establezcan estrategias para garantizar del derecho al agua segura en todo el territorio nacional.

En el caso de Boyacá, en la actualidad no se cuenta con estudios de medición y análisis de EC en el agua de consumo. La información existente sobre las características del agua abastecida es generada por la autoridad sanitaria relacionada con el IRCA. Un estudio comparativo del IRCA de Boyacá entre el 2016 y el 2019, identificó una importante variación en las características físicas, químicas y microbiológicas del agua durante los años de seguimiento. Se concluyó que, si bien se ha logrado una reducción en el nivel de riesgo, aún existen varios municipios en riesgo alto, principalmente en regiones rurales, entre otras causas por sistemas de tratamiento desactualizados y que no cumplen con la reglamentación técnica [56].

Este estudio es el primero en Colombia y Boyacá que investiga la presencia y distribución de EC en sistemas de agua potable rurales. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, junto con la detección de residuos farmacéuticos, pesticidas y genes de resistencia a antibióticos, estableciendo su correlación con actividades antropogénicas como la agricultura y la ganadería, así como con la presencia y eficiencia de los sistemas de potabilización. Los hallazgos de esta investigación proporcionan información crucial para el monitoreo de la calidad del agua y el desarrollo de estrategias de mitigación en comunidades rurales.

B. Pregunta de investigación

El propósito del presente proyecto de investigación fue establecer el nivel de toxicidad en acueductos rurales del departamento de Boyacá, considerando los riesgos asociados al suministro de agua relacionados con eventos peligrosos tales como: agricultura, ganadería, minería, e infraestructura del sistema desde la captación hasta el usuario final. En este contexto, se formuló la siguiente pregunta de investigación:

¿Qué alternativas pueden proponer para reducir la toxicidad en acueductos rurales del departamento de Boyacá, considerando los eventos peligrosos y riesgos identificados en el suministro desde la fuente hasta el usuario final?

La cual se espera responder a partir de los siguientes cuestionamientos:

- ¿Qué nivel de riesgo reportan los acueductos rurales priorizados en Boyacá, según los eventos peligrosos observados desde la fuente hasta el usuario final?
- ¿Cuál es la calidad del agua distribuida en acueductos rurales priorizados en Boyacá, según parámetros físicos, químicos, microbiológicos y la presencia de contaminantes emergentes?
- ¿Cuál es la toxicidad del agua distribuida en los acueductos rurales priorizados en Boyacá a partir de la tasa de inhibición en *V. fischeri*?
- ¿Qué alternativas de manejo se podrían proponer según el nivel de toxicidad en los acueductos rurales priorizados?

C. Justificación

La presencia de contaminantes emergentes en el agua, que comprenden tanto sustancias químicas (como fármacos, plaguicidas y productos de cuidado personal) como elementos biológicos (como genes de resistencia a antimicrobianos), constituye una gran amenaza tanto para la salud humana como para los ecosistemas acuáticos [2]. A nivel mundial, se intensifica una crisis relacionada con la calidad y disponibilidad de agua dulce, lo que constituye un problema urgente que requiere la atención conjunta del gobierno, sectores productivos y la academia [57]. Se estima que para el año 2050, más de 2.500 millones de personas estarán expuestas a aguas contaminadas con compuestos orgánicos e inorgánicos [26]. Estos contaminantes ingresan a las fuentes hídricas principalmente por escorrentía derivada de actividades agrícolas y por vertidos directos, tanto domésticos como industriales, y se agrupan dentro de la categoría de EC [58]. Por ello, resulta indispensable abordar los riesgos asociados con la eliminación insuficiente de estos contaminantes durante el tratamiento del agua, mediante un enfoque integral que contemple todas las etapas del sistema de abastecimiento, desde la captación hasta el usuario final [58], [59], [60].

Se ha considerado fundamental definir estrategias para el diseño, operación y gestión de las DWTP que garanticen la eliminación de contaminantes [61]. Esto requiere dos líneas de acción: la primera, implica la descripción detallada del sistema de abastecimiento de agua, desde la fuente hasta el usuario final, con el fin de identificar peligros potenciales en cada etapa del proceso [62] y la segunda, la medición de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y detección de EC que actualmente no se incluyen en los análisis rutinarios [63]. Este último componente ha cobrado relevancia en investigaciones recientes, en el marco de esfuerzos por fortalecer la vigilancia toxicológica del agua, debido al impacto potencial de estos compuestos sobre la salud ambiental.

Diversas sustancias tóxicas han sido identificadas en el agua potable, entre ellas fármacos como antibióticos [64], pesticidas de origen agrícola [65], y ARGs [39], cuya presencia representa un riesgo potencial para la salud humana. Sin embargo, la mayoría de los estudios sobre toxicidad en el agua se han centrado en las DWTP que abastecen áreas urbanas, dejando en evidencia un rezago importante en el monitoreo y evaluación de sistemas de abastecimiento rurales. Dada la amplia variedad de compuestos tóxicos que puede encontrarse tanto en agua cruda como tratada, este proyecto de investigación propone identificar la presencia de dichas sustancias en acueductos

rurales del departamento de Boyacá y analizar su posible relación con los eventos peligrosos [66] y los riesgos previamente caracterizados en el sistema de suministro.

Esta investigación busca generar nuevo conocimiento frente a la presencia o ausencia de sustancias tóxicas en acueductos rurales, con el propósito de contar con información actualizada que contribuya a la vigilancia sanitaria del recurso hídrico. Adicionalmente, se espera que los resultados obtenidos sirvan como insumo para que la autoridad sanitaria departamental pueda definir acciones orientadas a priorizar la medición de contaminantes de interés, a partir de la relación entre la toxicidad del agua y los eventos peligrosos identificados en el sistema de suministro. Estos eventos que incluyen actividades agrícolas, ganaderas, mineras o deficiencias en la infraestructura, podrían estar asociados con la introducción de contaminantes químicos y biológicos a los acueductos rurales y la consecuente exposición de los usuarios. La novedad del proyecto se centra en evaluar si existe una correlación entre dichos eventos peligrosos y la calidad de agua suministrada en zonas rurales de Boyacá.

D. Hipótesis

La presencia de contaminantes químicos y biológicos en los acueductos rurales de Boyacá está asociada con eventos peligrosos antrópicos, y su análisis integral permitirá establecer estrategias de manejo para mitigar los riesgos toxicológicos en el agua de consumo.

E. Objetivos

Objetivo General:

Proponer alternativas para el manejo del nivel de toxicidad en acueductos rurales del departamento de Boyacá, considerando los eventos peligrosos y riesgos en el suministro desde la fuente hasta el usuario final.

Objetivos Específicos:

- Identificar el nivel de riesgo asociado al suministro de agua de consumo en acueductos rurales de Boyacá, a partir de eventos peligrosos de interés.

- Evaluar la calidad del agua distribuida en acueductos rurales referida a parámetros físicos, químicos, microbiológicos y de contaminantes emergentes priorizados.
- Estimar la toxicidad del agua distribuida en los acueductos rurales priorizados, a partir de la tasa de inhibición en *V. fischeri*.
- Proponer alternativas de manejo según el nivel de toxicidad establecido en los acueductos rurales priorizados.

F. Metodología

Esta investigación se propuso como descriptiva observacional la cual se centró en establecer el comportamiento de la toxicidad en acueductos rurales del departamento de Boyacá según los riesgos identificados en el suministro. A continuación, se describen las actividades desarrolladas en cada objetivo:

- 1) Identificación del nivel de riesgo asociado al suministro de agua de consumo en acueductos rurales de Boyacá, a partir de eventos peligrosos de interés.

Boyacá está ubicada en la Región Andina de Colombia a una altitud promedio de 2440 metros sobre el nivel del mar y una temperatura ambiente promedio de 14 °C. La población total a nivel departamental es de 1'311,000 para el año 2024, de los cuales el 40% vive en áreas rurales [22]. La región experimenta dos estaciones, secas y húmedas distintas distribuidas en abril/mayo y octubre/noviembre respectivamente. La precipitación media anual alcanza los 2670 mm con variaciones mensuales que oscilan entre 610mm a 4683mm. Boyacá destaca por sus diversas actividades económicas, que incluyen agricultura, ganadería, minería y turismo, concentradas en zonas rurales. En estos lugares, la agricultura se caracteriza por pequeñas parcelas, de 1 a 3 hectáreas, mezclando el monocultivo principalmente de cebolla y papa [22].

Considerando que hay registro de 531 acueductos rurales en las bases de información de la Secretaría de Salud de Boyacá, se seleccionaron seis abastos, según los criterios de inclusión que se detallan a continuación: i. Que para el año 2023 reportaran el índice de acceso a fuentes de agua mejorada más bajo a nivel municipal, ii. Un IRCA a nivel rural para el año 2023 categorizado en

riesgo alto, muy alto o inviable sanitariamente, iii. Desarrollo de actividades económicas aguas arriba de las fuentes de captación, identificadas durante las acciones adelantadas como parte de la vigilancia de la autoridad sanitaria en la construcción de los mapas de riesgo, registros disponibles en la Dirección Técnica de Secretaría de Salud, iv. E información preliminar sobre la presencia o no de un sistema de tratamiento, número de usuarios, y otros aspectos de infraestructura reportados en estudios previos [8].

Para la identificación de los eventos peligrosos y peligros del suministro de agua en los acueductos seleccionados, se desarrolló la fase ii. *Identificar y evaluar peligros, eventos peligrosos, riesgos y medidas de control existentes* de la metodología propuesta para la implementación de los PSA en comunidades pequeñas [6]. Los eventos peligrosos se definieron considerando la presencia o ausencia de ganadería, agricultura, minería, vertidos domésticos, y variables de interés según la infraestructura de potabilización. Esta información fue provista por la Secretaría de Salud de Boyacá, la cual fue recolectada por el programa de Calidad de Agua para Consumo y Uso Recreativo en el periodo del 2020 a 2022, aplicando el anexo I y II de la resolución 4716 de 2010 [67]. Se solicitó autorización a la autoridad sanitaria para el uso de esta información con fines únicamente investigativos.

Para la valoración del nivel de riesgo de los eventos peligrosos y peligros del suministro de agua en los acueductos seleccionados, se desarrolló la fase iii. *Evaluación de peligros y caracterización de riesgos* de la metodología propuesta para la implementación de los PSA en comunidades pequeñas [6]. Se construyó una matriz semicuantitativa de evaluación de eventos peligrosos para estimar la gravedad de los posibles impactos causados por estos eventos en el suministro de agua utilizando escalas de puntuación adaptadas de [5]. La evaluación de riesgos se realizó multiplicando la probabilidad de que ocurra el evento peligroso, por el posible efecto en la modificación de la calidad del agua. El impacto de la amenaza se basa en si la presencia de estos eventos podría significar modificaciones en la calidad del agua a nivel biológico, químico o físico. El cálculo de la puntuación de riesgo final (impacto por probabilidad de ocurrencia) se asignó como: Bajo (<6), Medio (6-9), Alto (10-15) y Muy alto (≥ 16) [7]. La matriz de riesgo semicuantitativa se presenta descriptivamente en la Tabla I.

TABLA I. MATRIZ SEMICUANTITATIVA PARA LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO EN SEIS SISTEMAS DE ABASTECIMIENTO RURALES EN BOYACÁ

Descripción	Impacto (Severidad o consecuencias)				
	INSIGNIFICANTE No afecta la calidad del agua cruda ni la gestión de la cuenca Clasificación: 1	MENOR Consecuencias organolépticas Clasificación: 2	MODERADO El evento introduce peligros fisicoquímicos en el área de captación o tratamiento, sin afectar la cobertura del servicio Clasificación: 3	MAYOR El evento introduce peligros microbiológicos y fisicoquímicos en el área de captación o tratamiento, y genera riesgo a la salud pública Clasificación: 4	CATASTRÓFICO El evento introduce peligros microbiológicos y fisicoquímicos afectando la continuidad, y la cobertura del servicio Clasificación: 5
Probabilidad de ocurrencia CASI CERTEZA Certeza de la ocurrencia del evento todos los días Clasificación: 5	5	10	15	20	25
PROBABLE Es probable que el evento ocurra por lo menos una vez en la semana Clasificación: 4	4	8	12	16	20
MODERADO. Es probable que el evento suceda por lo menos una vez al mes Clasificación: 3	3	6	9	12	15
IMPROBABLE. Es posible que ocurra por lo menos una vez cada 6 meses Clasificación: 2	2	4	6	8	10
RARO Es muy poco probable que ocurra en un año Clasificación: 1	1	2	3	4	5

Puntuación del riesgo	<6	6 - 9	10 - 15	>15
Nivel de riesgo	Bajo	Medio	Alto	Muy Alto

Fuente: Adaptado de. [6].

2) Evaluación de la calidad del agua distribuida en acueductos rurales referida a parámetros físicos, químicos, microbiológicos y de contaminantes emergentes priorizados

Se recolectaron 54 muestras de agua en la fuente, salida de tratamiento y red de distribución, en los acueductos seleccionados en época de alta y baja precipitación de febrero de 2023 a julio de 2024. En total se recolectaron 10 L de agua en cada punto de muestreo con objeto de determinar parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, mercurio total, OCP y EC. Cada muestra fue almacenada y transportada a 4 °C para su posterior análisis en un término inferior a 24 horas. Estas muestras fueron procesadas en los laboratorios de Análisis Ambiental y Biología Molecular de la Universidad de Boyacá y en el laboratorio CROM – MASS de la Universidad Industrial de Santander.

La estimación de los parámetros de calidad del agua se realizó de la siguiente forma: *in situ* se midieron el cloro residual libre (HACH 10223) y el pH con un multiparámetro HACH (HQ40D) con electrodo de pH HACH (PHC301). La turbidez con un medidor portátil (HACH, 2100Q) y color empleando un espectrofotómetro HACH (DR 2800). La conductividad con un conductímetro Metrohm (Modelo 712). El carbono orgánico total en digestión en un reactor HACH (DR200) y análisis espectrofotométrico (HACH, DR2800). La alcalinidad y dureza total se determinaron mediante volumetría empleando un medidor HACH (HQ40D). Los nitratos, nitritos y sulfatos se midieron empleando el espectrofotómetro HACH (DR5000). La concentración de *E. coli* y coliformes totales se cuantificó mediante sustrato definido (DST) empleando colisure (IDDEX) cuando la muestra no presento turbidez y colilert (IDDEX) cuando sí.

Tras la identificación de eventos peligrosos asociados a actividades económicas desarrolladas aguas arriba de las zonas de captación de los acueductos, se priorizó la medición complementaria de contaminantes vinculados a dichos eventos, conforme al primer objetivo específico. Los contaminantes seleccionados incluyeron mercurio total, OCP, productos farmacéuticos y ARGs. La detección de mercurio, OCP y fármacos fue realizada mediante servicios técnicos contratados con el laboratorio CROM-MASS de la Universidad Industrial de Santander, mientras que la cuantificación de ARGs se llevó a cabo en el Laboratorio de Biología Molecular de la Universidad de Boyacá.

El método para la determinación de mercurio total en matrices acuosas fue espectrofotometría de absorción atómica. Se utilizó un analizador con corrección de fondo basada en el efecto Zeeman. Se empleó una solución estándar de Mercurio (Lote HC02450533, Merck, 99.50%). El análisis de las muestras se llevó a cabo con un espectrómetro de absorción atómica diferencial (analizador de mercurio RA-915M) con corrección de fondo por efecto Zeeman (Lumex Instruments, St. Petersburg, Rusia) con aditamento RP-92 vapor frío para análisis de muestras líquidas y tubo fotomultiplicador como detector, $\lambda = 254$ nm.

El análisis cromatográfico para la determinación de OCP se realizó en un cromatógrafo de gases (GC) AT 7890A (Agilent Technologies, Palo Alto, California, EE. UU.), dotado con un detector de captura de electrones ECD. Como material de referencia se utilizó la mezcla certificada de OCP Part N° M-8081-SC (AccuStandard, Inc., 125 Market Street, New Haven, CT 06513). La inyección se realizó en modo splitless ($V_{\text{iny}} = 1$ μL). La columna empleada en el análisis fue DB-5 de 5%-Ph-PDMS, de 30 m x 0.25 mm x 0.25 μm .

El análisis de fármacos se desarrolló con base en la metodología implementada en el Laboratorio CROM-MASS (Acreditación resolución No. 0835 de 2023 - IDEAM), usando la técnica de extracción en fase sólida (SPE) con cartuchos de fase polimérica. Aspirina (USP, 100%, Lote: H), Ibuprofeno (Dr Ehrenstorfer, 99.00%, Lote: 21022), Metil dihidrojasmonato (cis/trans-MDJM) (Sigma Aldrich, 97.2%, Lote: MKBG1673), Caféina (Sigma Aldrich, 100%, Lote: 017K0100), Galaxolida (Sigma Aldrich, 55.8%, Lote: MXBB3677V), Tonalida (Sigma Aldrich, 98.0%, Lote: 04306DOV), Naproxeno (Dr Ehrenstorfer, 98.0%, Lote: 10913), Ketoprofeno (Dr Ehrenstorfer, 99.00%, Lote: 21217) y Diclofenaco (Dr Ehrenstorfer, 99.24%, Lote: G290008). El análisis cromatográfico se realizó en un GC AT 6890 Series Plus (AT, Palo Alto, California, EE.UU.), acoplado a un detector selectivo de masas (AT, MSD 5973), operado en modo SIM. La inyección se realizó en modo splitless ($V_{\text{iny}} = 2$ μL). La columna empleada en el análisis fue DB-5MS de 5%-Ph-PDMS de 60 m x 0.25 mm x 0.25 μm .

En cuanto a la determinación de genes de resistencia a antimicrobianos, se recolectaron cinco litros de agua por muestra. Las muestras fueron transportadas con hielo al laboratorio y procesadas el mismo día mediante filtración a través de filtros de celulosa de 0.2 μm (Advantec), utilizando un sistema de filtración al vacío (Glassco). La biomasa retenida en los filtros de 0.22 μm se recuperó colocándolos en tubos de 50 ml que contenían 25 ml de PBS 1X (pH 7.4) con Tween

20 (Sigma-Aldrich). Posteriormente, se incubaron durante 30 minutos a 30 °C con agitación a 200 rpm, seguido de tres ciclos de vórtex a alta velocidad de 1 minuto cada uno, con intervalos de 10 minutos. Luego de la incubación, los filtros se retiraron y descartaron, y la suspensión resultante se centrifugó a 5000 g durante 30 minutos a 10 °C. El sobrenadante se descartó, y los tubos de 50 ml fueron pesados para determinar la cantidad de biomasa obtenida, finalmente, la biomasa recolectada se almacenó a -20 °C hasta su posterior procesamiento [68].

3) Estimación de la toxicidad del agua distribuida en los acueductos rurales priorizados, a partir de la tasa de inhibición en *V. fischeri*.

La caracterización toxicológica se realizó mediante un bioensayo estandarizado a través de la inhibición de la bioluminiscencia de la bacteria *V. fischeri* (NRRL B-11177) [69]. Inicialmente, se determinó el parámetro demanda química de oxígeno (DQO) (HACH 8000), para corroborar un valor < 30 mg/L. Posteriormente, se procedió a reactivar la bacteria *V. fischeri* (NRRL B-11177) tomando 1 mL de solución NaCl al 2% p/v a 5 °C por aspersion tres veces y dejando reposar durante 15 minutos. Al cabo de este tiempo, se preparó una solución madre empleando 1mL de la bacteria y diluyéndola en 50 mL de NaCl al 2% p/v, exponiéndola a un cambio de temperatura de 5 °C a 15 °C. Los efectos inhibitorios de las muestras de agua y de sus disoluciones se compararon con un control no tóxico (solución de NaCl al 2% p/v) como se describe en la tabla 2, midiendo la luminiscencia al tiempo 0, 15, y 30 utilizando el luminómetro BioFix Lumi-10.

TABLA II. PREPARACIÓN DE LA SERIE DE DILUCIONES

Dilución	Muestra de agua (µL)	Agua de dilución (µL)	Suspensión madre (µL)
1 en 2	800	-	200
1 en 3	500	-	500
1 en 4	250	250	500
1 en 6	167	333	500
1 en 8	125	375	500
1 en 12	83	417	500

Fuente: [69].

Una vez estimada la disminución de la luminiscencia por presencia de sustancias tóxicas, se calculó el factor de corrección (Valor f_{kt}) a partir de la intensidad de la luminiscencia utilizando la ecuación 1.

Ecuación 1:

$$f_{kt} = \frac{I_{kt}}{I_0} \quad (t = 5 \text{ min}, 10 \text{ min}, 30 \text{ min})$$

Donde,

f_{kt} : El factor de corrección para el tiempo de contacto de 5 min, 10 min o 15 min.

I_{kt} : Es la intensidad de luminiscencia en la muestra de control tras un tiempo de contacto de 15 min o 30 min, en unidades de luminiscencia relativa.

Consecuentemente, se calculó el efecto inhibitor de las muestras de ensayo transcurridos los 15 y 30 minutos por medio de la ecuación 2.

Ecuación 2:

$$H_t = \frac{I_{ct} - I_{Tt}}{I_{ct}} \times 100$$

H_t : Es el efecto inhibitor de una muestra de ensayo tras un tiempo de contacto de 15 min o de 30 min, en porcentaje.

I_{ct} : Es el valor corregido para las cubetas de la muestra de ensayo, inmediatamente antes de la adición de la muestra de ensayo.

I_{Tt} : Es la intensidad de luminiscencia de la muestra de ensayo, tras un tiempo de contacto de 15 o de 30 min, en unidades de luminiscencia relativa.

A continuación, se expresaron los resultados del efecto inhibitor en porcentaje y se determinó la media para cada dilución, en un tiempo de contacto de 30 minutos, calculándolo con la ecuación 3.

Ecuación 3:

$$\Gamma_t = \frac{\overline{H}_t}{100 - \overline{H}_t}$$

Empleando la relación concentración/efecto se determinaron los valores de EC50 mediante una regresión lineal, a partir de lo cual se definió una categorización del nivel de toxicidad reportado por las muestras con objeto de facilitar su interpretación (Tabla III), como indica [70].

TABLA III. SISTEMA DE CLASIFICACIÓN DE TOXICIDAD PARA AGUAS DE CONSUMO HUMANO

Porcentaje Efecto Inhibidor (PE)		Peligro
≤ 20%	Clase I	Sin peligro agudo
20 ≤ %H ≤ 50%	Clase II	Riesgo agudo leve
50 ≤ %H ≤ 100%	Clase III	Peligro agudo
%H 100% en al menos una prueba	Clase IV	Riesgo agudo alto
%H 100% en todas las pruebas	Clase V	Peligro agudo muy alto

Fuente: [70].

4) Análisis de datos

Se realizó un análisis descriptivo de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las muestras analizadas, y los valores medios se compararon con la normativa colombiana. Inicialmente la prueba de Shapiro-Wilk reveló que estos parámetros no seguían una distribución normal. Para evaluar la correlación entre la presencia de ARGs y la calidad del agua distribuida, los 23 genes se categorizaron como variables binarias (0 = ausencia, 1 = presencia). Se efectuó una correlación con el coeficiente de Spearman para establecer relaciones bivariadas. Posteriormente, se llevó a cabo un análisis de clústeres jerárquico para agrupar el conjunto de datos y definir el número de conglomerados que representarían similitud entre las variables. Finalmente, el análisis multivariado se abordó mediante un Análisis de Correspondencias Múltiples (MCA), considerando que existían variables binarias y numéricas que requerían un escalamiento previo a la creación de

los componentes principales. Para las comparaciones que involucraban variables con más de dos categorías, la significancia estadística ($\alpha=0.05$) se ajustó utilizando el método de Bonferroni, siguiendo la prueba post-hoc de Dunn, según lo descrito en estudios previos [63]. Todos los datos fueron tabulados en Microsoft Excel® y analizados utilizando R Studio.

5) Alternativas de manejo según el nivel de toxicidad establecido en los acueductos rurales priorizados.

Con el fin de cumplir el objetivo de proponer estrategias para el manejo del nivel de toxicidad en acueductos rurales, se realizó una revisión de literatura siguiendo las directrices de la metodología Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA) [71]. Esta revisión tuvo como propósito construir un marco teórico sólido que sustentara las alternativas de mitigación o control de la toxicidad, en concordancia con los eventos peligrosos previamente identificados en los acueductos rurales priorizados.

La búsqueda de literatura científica se llevó a cabo en tres bases de datos electrónicas de alta relevancia en los campos de la salud y las ciencias ambientales: PubMed, ScienceDirect y Scopus. Se incluyeron artículos publicados entre 2020 y 2025, redactados en inglés, español o portugués. Los términos de búsqueda utilizados fueron: drinking water supply systems, drinking water, antibiotic resistance genes, ARGs, caffeine, rural communities y rural.

Tras la consolidación de la base de datos bibliográfica, se eliminaron los documentos duplicados y aquellos que no cumplían con los criterios de inclusión definidos, los cuales consideraron la correspondencia temática con los descriptores, el periodo de publicación, el tipo de documento y la calidad metodológica, evaluada inicialmente a partir del resumen (abstract). Finalmente, se seleccionaron los estudios que abordaban la detección de EC vinculados con eventos peligrosos análogos a los identificados en esta investigación, así como aquellos que proponían acciones de control o mitigación frente a dichos contaminantes.

II. ANÁLISIS DE RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en el desarrollo de los objetivos específicos de la tesis.

G. Nivel de riesgo asociado al suministro de agua de consumo en acueductos rurales de Boyacá, a partir de eventos peligrosos de interés

En un primer momento, se revisó la información recopilada por la autoridad sanitaria respecto a la ubicación e infraestructura actual de los acueductos. Se seleccionaron seis acueductos rurales según reportes previos realizados en la región [72], [73] y el interés de la comunidad por participar en este estudio. Se considero que los abastos suministraran población en condición de vulnerabilidad (adultos mayores, escuelas y niños menores de 5 años), un alto nivel de riesgo en la calidad del agua según la normativa nacional, y su potencial para el desarrollo económico del territorio, en la figura 1 se ilustra la distribución geográfica de los acueductos.

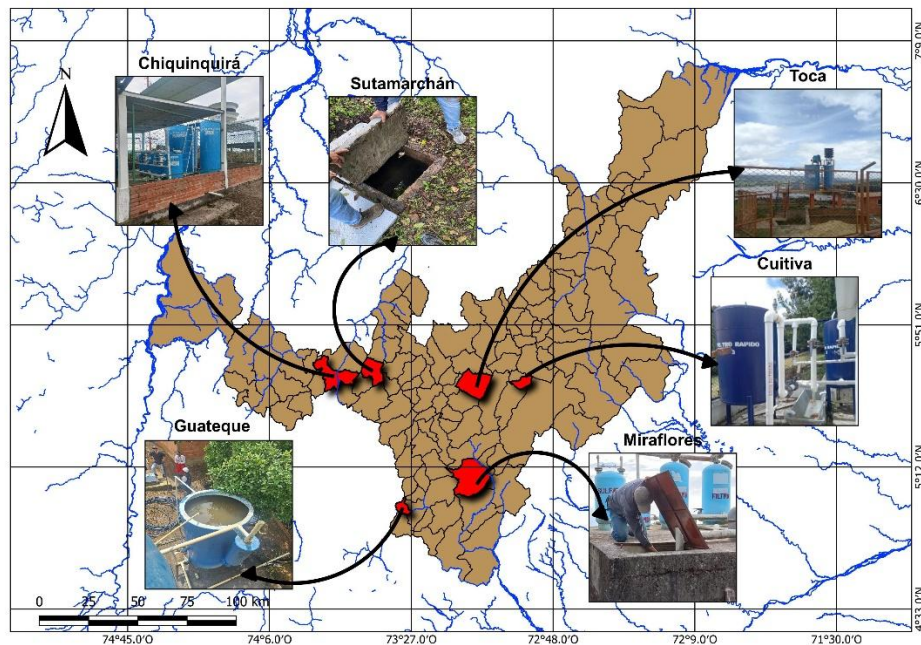


Fig. 1. Ubicación geográfica acueductos rurales

Las fuentes de abastecimiento están relacionadas con ríos (n=2), lagos (n=2) y nacimientos (n=2). Dos corresponden a cuerpos hídricos de interés departamental (Embalse La Copa y Laguna de Tota). La actividad antropogénica más desarrollada en las zonas aledañas a la fuente es la ganadería, observándose en 84% de los abastecimientos, 67% con actividades agrícolas, y 17% presenta ocurrencia de vertidos domésticos (Tabla IV). 50% de los suministros disponen de un macromedidor previo al tratamiento o a la red de distribución. En promedio, cada acueducto recibe entre 0,5 a 3 L/s de agua cruda. 100% de los sistemas cuentan con al menos un proceso unitario de depuración tras el desarenador.

TABLA IV. DESCRIPCIÓN DE ACUEDUCTOS RURALES OBJETO DE ESTUDIO

Municipio	Vereda	Fuente de Abastecimiento	Tratamiento	Actividad Desarrollada Agua Arriba de la Fuente	IRCA (2024)
Chiquinquirá	La Balsa	Nacimiento	Coagulación – Floculación – Sedimentación – Filtración – Desinfección	Ninguna	Alto
Toca	Leonera	Represa La Copa	Coagulación – Floculación – Sedimentación – Filtración – Desinfección	Doméstico, Agricultura y Ganadería	Medio
Cuitiva	Lagunitas	Lago de Tota	Coagulación – Floculación – Filtración – Desinfección	Agricultura y Ganadería	Alto
Guateque	Ubajuca	Río	No	Agricultura y Ganadería	Alto
Miraflores	Las Lajas	Nacimiento	Coagulación – Floculación – Filtración – Desinfección	Ganadería	Alto
Sutamarchán	Roa y Carrizal	Quebrada La Cebada	No	Agricultura y Ganadería	Inviabile Sanitariamente

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del IRCA informados en [49].

El 67% de los acueductos que cuentan con sistema de tratamiento utilizan sulfato de aluminio como coagulante en diferentes dosis y concentraciones según la calidad del agua cruda en temporadas de alta y baja precipitación. Tres acueductos (Cuitiva – Toca – Chiquinquirá) añaden hipoclorito de sodio como desinfectante al final del tratamiento antes de su distribución a los usuarios. En promedio, cada sistema abastece a entre 30 y 100 suscriptores, sumando aproximadamente de 120 a 400 usuarios de comunidades rurales. El agua se distribuye a los suscriptores a través de una red hasta sus hogares. El uso del agua entre los usuarios es principalmente para la preparación de alimentos, la higiene diaria, el riego de cultivos y la cría de animales. Estos sistemas de tratamiento no son operados ni controlados por personal capacitado

formalmente; sin embargo, cuentan con conocimientos empíricos sobre el mantenimiento de filtros y redes de distribución. Durante las visitas de inspección sanitaria y toma de muestras de agua no se observó documentación referente al control del proceso de tratamiento ni seguimiento de los parámetros de calidad del agua.

La tabla V presenta una descripción general de los eventos peligrosos identificados y analizados por el equipo técnico y académico en seis sistemas de abastecimiento de agua rural en Boyacá. Se registró un total de dieciséis eventos peligrosos, categorizados principalmente en factores externos relacionados con el mantenimiento y operacionales. Dentro de los factores externos, se identificaron las actividades ganaderas y agrícolas aguas arriba de los puntos de captación como contribuyentes significativos a los riesgos en la calidad del agua. Este hallazgo es consistente con [74], quien demostró que el 88% de las fuentes de agua en asentamientos rurales de la región de Irkutsk son áreas no establecidas (<1 hectárea) o presentan contaminación dentro de sus límites. El uso intensivo del suelo en estas zonas implica la aplicación de fertilizantes, pesticidas y otros agroquímicos, puede provocar la contaminación de las fuentes de agua locales [75]. Además, actividades económicas y sociales como la deforestación y la urbanización modifican los patrones de escorrentía, impactando la calidad del agua superficial y subterránea, incrementando la turbidez en más de 5 NTU y los niveles de coliformes totales por encima de 200 UFC/100 mL [76].

TABLA V. MATRIZ DE EVENTOS PELIGROSOS Y PELIGROS IDENTIFICADOS EN ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ

Descripción	Evento Peligroso					
	Clasificación			Peligro		
	D	O	M	E	FE	Q F B
Cuenca de Captación y Bocatomas						
Falta de seguridad en el punto de captación (n=4)	x	x			x	x x
Ganadería (n=6)					x	x x x
Agricultura (n=4)					x	x x x
Minería (minas abandonadas n= 0)					x	x x x
Viviendas (vertidos domésticos n =1)					x	x x x
Demanda de agua por otros usos (n=3)				x	x	x
Presencia de material flotante, residuos, sedimentos, entre otros (n=6)					x	x x
Reducción del caudal en periodos de baja precipitación (n= 6)				x		x x x

Pretratamiento						
Deficiencia o no existencia de desarenadores (n=6)	x	x	x		x	x x
Procesos de potabilización						
Avería o no existencia de un sistema de tratamiento (n=3)	x				x	x x
Fallas en el proceso de coagulación (n=2)	x	x	x		x	x x
Inadecuado funcionamiento de la floculación dadas las fallas del proceso previo (n=2)		x	x		x	x x
Colmatación en filtración (n=3)			x		x	x x
Deficiente adición de desinfectante (n=3)		x				x
Redes de distribución						
Rotura de tuberías por falta de control en la presión del sistema (n= 4)	x		x		x	x x
Conexiones no autorizadas (n= 6)			x		x	x x x

D: Diseño; O: Operación; M: Mantenimiento; E: Emergencia; FE: Factores Externos; Q: Químico; F: Físico; B: Biológico.

Fuente: Adaptado de [5], [7].

Uno de los principales desafíos para garantizar el acceso a agua potable segura es la ausencia de un sistema de tratamiento adaptado al contexto territorial. Esta limitación puede deberse a restricciones financieras, tecnológicas o de infraestructura, afectando la capacidad de proporcionar agua adecuadamente tratada [77]. Además, el control inadecuado de la dosificación de productos químicos durante la purificación, como la aplicación de cloro, representa otro problema crítico [78]. Todos los acueductos evaluados en el estudio cuentan con un tanque de almacenamiento previo a la distribución, el cual, según la normativa, debe garantizar un tiempo mínimo de contacto con el desinfectante de 20 minutos tras la adición de cloro [79]. Sin embargo, los sistemas rurales que utilizan cloro no monitorean los niveles de dosificación dentro de la red de distribución, impidiendo contar con datos sobre su variación y degradación natural a lo largo de las tuberías [80].

En este estudio se encontró que los acueductos no mantienen concentraciones adecuadas de desinfectante dentro de la red, y los niveles de cloro en los grifos de los hogares no son verificados. Deficiencias similares han sido observadas en Serbia [17], donde los equipos de PSA desarrollaron un plan de monitoreo operativo del abastecimiento y saneamiento del agua potable basado en actividades de control preexistentes. Tras la finalización del estudio, se implementó un monitoreo regular de la turbidez en la fuente de agua potable y la medición del cloro residual en estaciones de bombeo a lo largo de la red de distribución. Una dosificación inadecuada de cloro o la falta de

monitoreo pueden permitir la presencia de microorganismos patógenos en el agua potable, aumentando el riesgo de enfermedades de origen hídrico [81].

En las redes de distribución de agua, las conexiones no autorizadas y las rupturas de tuberías ocasionadas por la falta de control de presión, constituyen eventos de alto riesgo. Estas condiciones pueden aumentar significativamente la probabilidad de contaminación biológica, al facilitar la entrada de sólidos en suspensión durante el suministro de agua, en concordancia con estudios previos [18]. En el contexto del área de estudio, los peligros biológicos, físicos y químicos han sido identificados como los más críticos, y están estrechamente asociados con las actividades que se realizan aguas arriba de la fuente de captación, así como con deficiencias en los procesos de tratamiento.

La presencia de bacterias patógenas en el agua, la acumulación de sedimentos debido a rupturas en las tuberías y la posible contaminación química son factores críticos que comprometen la calidad del agua distribuida. Un estudio previo [82] evidenció que el mantenimiento inadecuado de las redes de distribución, junto con la falta de monitoreo de conexiones clandestinas, incrementó en un 58% la presencia de *E. coli* en acueductos rurales. Del mismo modo, en el presente estudio, se evidenció un incremento del 64% en la presencia de *E. coli* al comparar las muestras tomadas de la fuente con las de la red de distribución. Este incremento sugiere un deterioro de la calidad del agua a lo largo del sistema de suministro, lo que intensifica los riesgos de exposición a contaminación fecal y resalta la necesidad urgente de mejorar la infraestructura y el control operativo en estos sistemas rurales.

La figura 2 presenta la matriz de estimación del nivel de riesgo aplicada a los eventos peligrosos identificados en acueductos rurales. Los resultados muestran que la mayoría de los eventos se concentran en los niveles medio y alto de riesgo, con algunos casos críticos clasificados como de riesgo muy alto. Esta distribución evidencia la necesidad de priorizar acciones de control y mejora en varios puntos del sistema de abastecimiento, con el fin de reducir la exposición de la población a riesgos sanitarios asociados al consumo de agua no segura. La presencia de material flotante o sedimentos, así como el mal funcionamiento o inexistencia de un sistema de tratamiento, representan el mayor riesgo por su probabilidad de ocurrencia y el peligro relacionado con la contaminación microbiológica y fisicoquímica en la fuente o tratamiento, generando incertidumbre en salud pública. En la zona de captación, las actividades ganaderas y la reducción de caudales en

épocas de baja precipitación reportan niveles de riesgo alto y muy alto, considerando que pueden afectar no solo la calidad del agua cruda para su posterior tratamiento sino también la continuidad y cobertura del servicio.

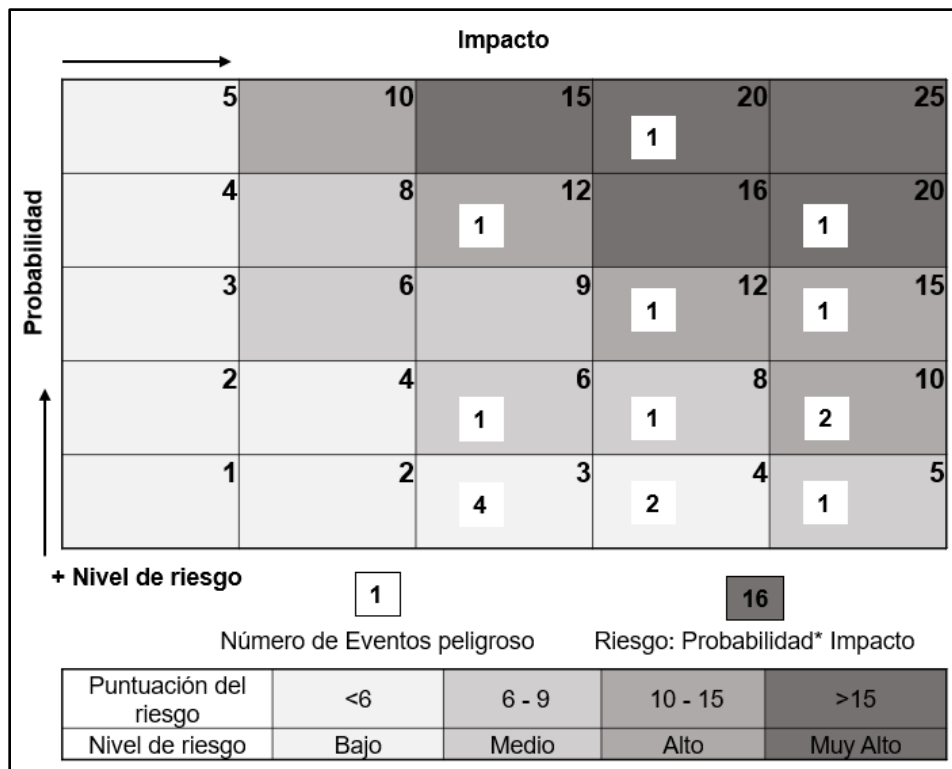


Fig. 2. Estimación del Nivel de Riesgo en Acueductos Rurales de Boyacá – Colombia

Nota: Cada celda de la matriz refleja una puntuación específica de riesgo, categorizada en cuatro niveles de riesgo diferenciados mediante sombreado en escala de grises. En cada casilla se indica el número de eventos peligrosos (recuadro blanco) que coinciden con esa combinación de probabilidad e impacto.

Estos hallazgos coinciden con lo reportado en otros estudios [13], [20], [83], donde se ha demostrado que los PSA sirven como marcos esenciales para la toma de decisiones en la gestión y optimización de los sistemas de acueducto, además de guiar las inversiones en mejoras de infraestructura. La implementación de medidas de control sólidas a través de los PSA permite a los usuarios del abastecimiento rural y a los operadores del sistema identificar de manera sistemática los puntos críticos de control dentro de la red de distribución [9]. Este enfoque proactivo es fundamental para monitorear peligros emergentes y garantizar la retroalimentación iterativa necesaria para mantener y mejorar la efectividad de los PSA [84].

En este estudio, se propone un marco estratégico para mitigar riesgos en seis acueductos rurales, priorizando intervenciones de protección, en particular en las zonas de amortiguamiento que rodean las fuentes de agua superficiales vulnerables a la contaminación por actividades antropogénicas. Este enfoque se alinea con proyecciones de investigaciones previas [16]. Las prácticas agrícolas y ganaderas en estas áreas contribuyen significativamente al aumento de la turbidez, el color y la carga orgánica del agua, comprometiendo la calidad del recurso suministrado a través de las redes rurales de distribución [15]. La implementación de medidas específicas de protección en estas zonas puede reducir de manera efectiva los riesgos para la salud de las poblaciones rurales.

Un ejemplo destacado que subraya la necesidad de una protección rigurosa de las fuentes de agua es la Laguna de Tota. Investigaciones previas han documentado la presencia de pesticidas y sustancias peligrosas tanto en el agua como en los sedimentos, con una contaminación atribuida en gran medida a la agricultura intensiva de cebolla y a actividades acuícolas en la región [85]. Estos contaminantes no solo afectan la calidad del agua, sino que también representan riesgos crónicos para la salud pública y la estabilidad ecológica. Abordar estas problemáticas requiere la implementación de intervenciones asequibles pero efectivas, como el cercado físico alrededor de las tomas de agua.

El cercado puede servir como una medida costo-efectiva para proteger las zonas de captación contra la contaminación directa por ganado y prevenir la alteración de sedimentos, reduciendo así el riesgo de degradación de la calidad del agua cruda antes del tratamiento [86]. Además, esta estrategia se alinea con los objetivos nacionales para garantizar una gestión sostenible del agua en acueductos rurales, especialmente en regiones donde los sistemas de tratamiento convencionales son limitados o inexistentes [17]. Al definir estas acciones preliminares de protección, los PSA pueden convertirse en una pieza clave para la participación comunitaria y la colaboración con actores locales, asegurando que todas las partes involucradas estén informadas sobre los riesgos y beneficios de mantener la calidad del agua mediante prácticas integradas de gestión del territorio y los recursos hídricos [14].

En este contexto, la implementación de sistemas de tratamiento adaptados a condiciones territoriales específicas representa una estrategia fundamental para la reducción de riesgos en la

calidad del agua [12]. La variabilidad geográfica y climática en regiones rurales como Boyacá exige soluciones de tratamiento que consideren factores locales, incluyendo la topografía, las fuentes de contaminación y los patrones de uso del suelo, como se ha descrito en Ecuador [87], Perú [88], Bolivia [89] y Brasil [90]. En los seis acueductos rurales estudiados, el servicio de abastecimiento de agua es gestionado por asociaciones de suscriptores, las cuales desempeñan un papel fundamental en la operación y sostenibilidad del sistema. Aunque estas asociaciones están legalmente constituidas como prestadores de servicio, enfrentan limitaciones operativas que afectan la eficiencia en la recaudación de tarifas, restringiendo el flujo de ingresos necesario para el mantenimiento y mejoramiento de los sistemas [9], [90].

La falta de recursos financieros en estas áreas rurales genera una brecha en la capacidad de implementar u optimizar unidades de tratamiento que podrían mejorar sustancialmente la calidad del agua suministrada [90]. Este desafío resalta la necesidad de una inversión tecnológica a nivel departamental para desarrollar sistemas de tratamiento que sean no solo efectivos, sino también viables y sostenibles en el contexto rural. Dicha inversión debe ir más allá de la infraestructura física, incluyendo capacitación para las asociaciones de suscriptores y el fortalecimiento de sus capacidades administrativas y técnicas, permitiéndoles mantener y gestionar de manera efectiva sistemas de tratamiento adaptados a las necesidades locales [86].

Este enfoque adaptado y sostenible podría incluir el desarrollo de tecnologías de bajo costo, como biofiltros, sistemas simplificados de sedimentación y unidades de desinfección que se ajusten a las características de cada fuente de agua y a los recursos limitados de estas comunidades [74]. La integración de estas tecnologías y la mejora de la infraestructura permitirían avanzar en la provisión de un servicio de agua seguro y continuo, alineado con los principios de equidad y sostenibilidad esenciales para el desarrollo rural en Boyacá y otras regiones con condiciones similares [31].

El gobierno de Boyacá ha definido como meta la optimización o construcción de 10 sistemas de abastecimiento rural [22], lo cual es insuficiente en comparación con el número total de acueductos existentes (1936). Por esta razón, las instituciones académicas deben generar información nueva sobre las necesidades de optimización de estos sistemas y el desarrollo de PSA, con el fin de priorizar inversiones que reduzcan el riesgo asociado al consumo de agua no segura.

A la luz de los resultados obtenidos sobre la calidad del agua, se sugiere que las unidades de tratamiento implementen, como mínimo, procesos de filtración y desinfección.

A largo plazo, el desarrollo de estrategias integrales enfocadas en la instrumentación, monitoreo y optimización de las redes de distribución de agua potable, así como la reducción de conexiones erróneas o ilegales, podría reducir la turbidez en un 80% y eliminar por completo la presencia de *E. coli* y coliformes totales [90], [91], [92]. Estas conexiones pueden comprometer la calidad del agua al introducir puntos de contaminación o generar fluctuaciones de presión en el sistema, aumentando su vulnerabilidad a contaminantes externos. Estudios previos [93] han documentado procesos de contaminación que afectan diversos componentes de las redes de distribución de agua potable. Entre los principales riesgos identificados se encuentran la intrusión de contaminantes adicionales detectados inicialmente en las fuentes de captación, la formación de biopelículas en las tuberías que favorecen el crecimiento bacteriano y la permeación de compuestos orgánicos del suelo en las tuberías de distribución, a menudo debido a materiales degradados o comprometidos [89].

En las zonas rurales de Boyacá, estos riesgos son especialmente críticos. La antigüedad de la infraestructura, junto con la dispersión geográfica de las comunidades rurales y la difícil accesibilidad de algunos usuarios del sistema, exige especial atención para garantizar la calidad del agua y la confiabilidad del servicio [86], [92]. El deterioro de las tuberías es un problema persistente, ya que la escasez de recursos financieros para su mantenimiento y modernización aumenta la susceptibilidad a la contaminación tanto física como biológica [9]. Además, la lejanía de los usuarios dificulta la inspección regular, el monitoreo y la respuesta rápida ante fallas del sistema o intrusión de contaminantes.

Para abordar estos desafíos, es fundamental realizar inversiones dirigidas a la modernización de la infraestructura y al fortalecimiento de la resiliencia de la red de distribución. Esto podría incluir la adopción de sistemas automatizados de monitoreo capaces de detectar contaminantes en tiempo real y alertar a los operadores sobre posibles amenazas antes de que escalen [94], [95]. La mejora en la selección de materiales para tuberías y conexiones, así como el uso de recubrimientos protectores que impidan la formación de biopelículas, también contribuiría a reducir los riesgos de contaminación. Adicionalmente, la implementación de programas de educación comunitaria puede aumentar la conciencia sobre la importancia de las conexiones

adecuadas y el mantenimiento de la infraestructura, promoviendo así la sostenibilidad a largo plazo de la red y la seguridad del agua potable en zonas rurales [91].

Considerando lo anterior, se reevaluó el nivel de riesgo de los peligros identificados en este estudio, particularmente aquellos que reportan un riesgo alto o muy alto, como se muestra en la siguiente tabla. Esta estimación se basó en la opinión de los responsables de la toma de decisiones locales y en la posibilidad de invertir en la medida de control propuesta a corto, mediano y largo plazo.

TABLA VI. REEVALUACIÓN DEL NIVEL DE RIESGO SEGÚN LAS MEDIDAS DE CONTROL PARA PELIGROS CON NIVELES DE RIESGO ALTO O MUY ALTO

Peligros	Eventos peligrosos	Propuesta de control	Probabilidad	Gravedad	Puntaje	Reevaluación del nivel de riesgo
Biológico Químico	Falta de cerramiento en la fuente de abastecimiento	Cercamiento o protección de la ronda	2	3	6	Medio
Biológico Químico	Ganadería		2	4	8	Medio
Biológico Químico	Agricultura		2	4	8	Medio
Químico Físico	Reducción del caudal en periodos de baja precipitación	Identificación de fuentes alternas de abastecimiento	3	3	9	Medio
Biológico Químico	Falla o inexistencia del sistema de tratamiento	Optimización y construcción de unidades de purificación	2	2	4	Bajo
Biológico Químico	Presencia de material flotante, residuos, sedimentos, entre otros	Limpieza y dragado de fuentes de abastecimiento superficiales	1	2	2	Bajo
Biológico Químico	Conexiones no autorizadas	Modelado y optimización de redes de distribución	2	2	4	Bajo

Este estudio sugiere que, en una fase posterior, se debe desarrollar un marco integrado para evaluar los criterios de rendimiento individuales en cada acueducto con el fin de optimizar las redes

de distribución. Estos criterios deben incluir índices de calidad del agua, aspectos ambientales de la intervención en la red y opciones económicas, como se describe en [95]. Además, la inversión en automatización y monitoreo en tiempo real de las redes de distribución permitiría una gestión más eficiente y eficaz de los sistemas de abastecimiento de agua en zonas rurales. Esto se traduciría en una mejor planificación del mantenimiento, una respuesta a emergencias más rápida y una mayor capacidad de adaptación a las fluctuaciones de la demanda de agua [96]. Asimismo, los procesos de desinfección deben considerarse factores críticos para la eficiencia del tratamiento y sus implicaciones al combinarse con la materia orgánica presente en estos acueductos.

H. Calidad del agua distribuida en los acueductos rurales de Boyacá objeto de estudio

La remoción de compuestos químicos y físicos del agua de consumo en acueductos rurales depende de la infraestructura construida y las capacidades de operación. Las unidades potabilización incluyen: desarenador, coagulación, floculación, filtración en arena, y desinfección (cloro). No se desarrollan pruebas de tratabilidad y la adición de químicos como el coagulante y el cloro se da de forma empírica por el operador del sistema. En promedio se abastecen 30 usuarios por acueducto y la longitud de la red oscila de 11 a 30 km. Se informa por las comunidades que en su mayoría dichos abastos fueron fundados por los locales y su tiempo de construcción supera los 20 años.

En la figura 3 se resume el comportamiento de los parámetros básicos medidos en los 6 sistemas de distribución de agua de consumo. El agua cruda, tratada y distribuida presenta un comportamiento aceptable en los parámetros de pH (7.34 ± 0.68), sulfatos (1.76 ± 1.93), conductividad (38.44 ± 26.88), nitritos (0.02 ± 0.02), nitratos (2.41 ± 2.91), dureza total (20.67 ± 16.87) y alcalinidad total (1.92 ± 1.87) cumpliendo con la normativa vigente en Colombia [79] y la recomendación de la WHO [5]. Según se reporta en otros estudios [89], [97], [98], una calidad adecuada en estos parámetros facilita la gestión del agua durante el tratamiento y disminuye el riesgo a alteraciones durante la coagulación y posterior desinfección.

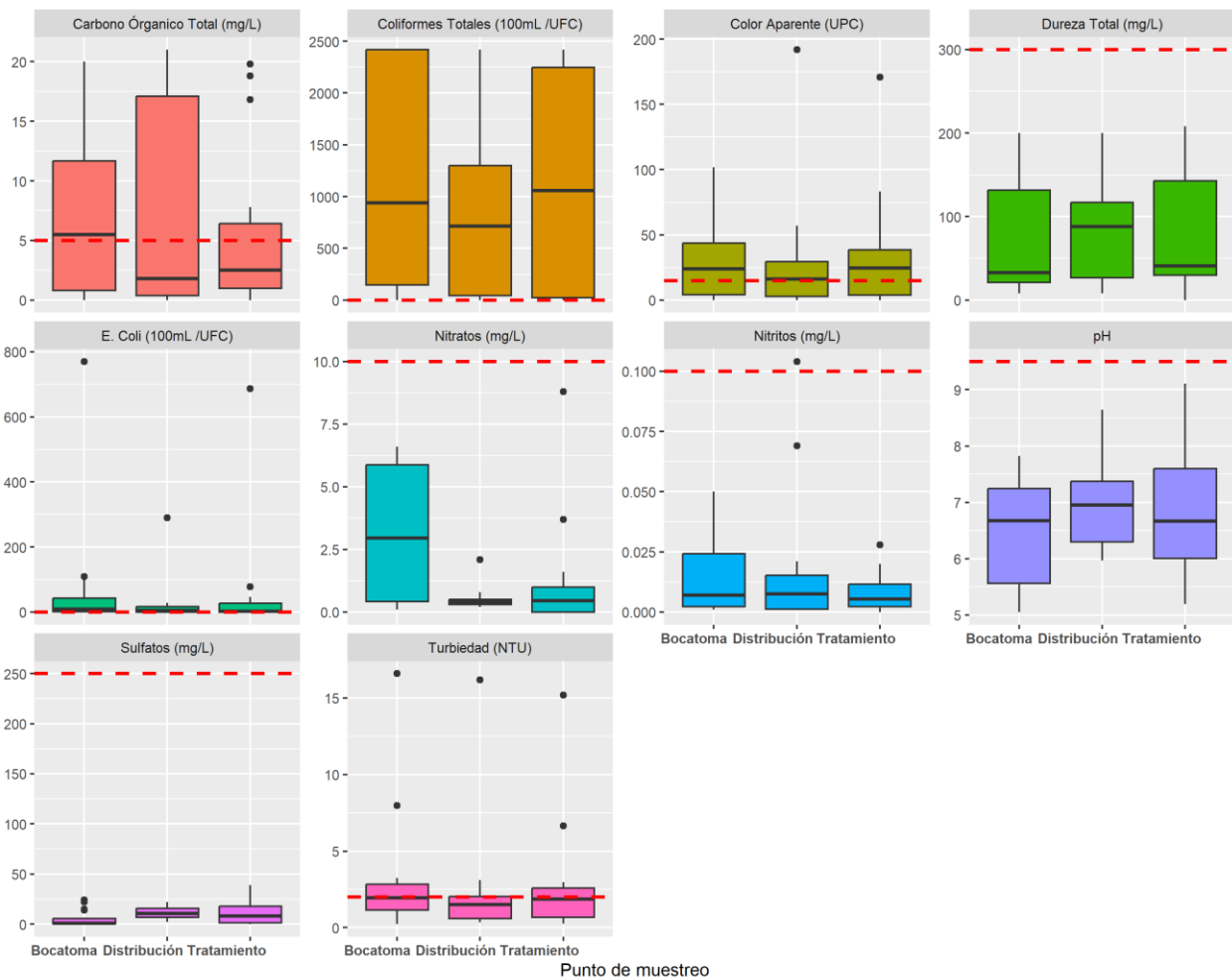


Fig. 3. Calidad del agua distribuida fuente, tratamiento y red de distribución

Nota: La gráfica presenta una evaluación de la calidad del agua en seis acueductos rurales, comparando tres puntos clave del sistema de abastecimiento: bocatoma, planta de tratamiento y red de distribución. Para cada uno de los doce parámetros analizados se utilizan diagramas de caja, y se indican los límites máximos permisivos ([79]) mediante una línea punteada roja.

Identificar materia orgánica en el agua de consumo puede representar la presencia de contaminación orgánica sobre la base de la determinación directa de carbón [99]. 84% de las muestras cumplen con el valor máximo de TOC (1.64 ± 2.14). En este estudio los valores extremos de $\text{TOC} > 5\text{mg/L}$ se dan en los acueductos por el Lago de Tota (Cuitiva) y la Quebrada la Cebada (Sutamarchán), sin embargo, durante el tratamiento y distribución se logra su control y disminución a valores aceptables normativamente ($\text{TOC} < 3.0\text{mg/L}$) [100].

Cuatro sistemas de acueducto superan el límite de turbidez de 2 NTU (Unidad Nefelométrica de Turbidez), con un promedio de 2.44 ± 2.20 NTU, reflejando deficiencias en clarificación y filtración que afectan la calidad microbiológica del agua [101]. En el acueducto de Miraflores, se detectó cloro residual pese a la alta turbidez, práctica que reduce la eficacia del cloro y favorece la formación de subproductos perjudiciales para la salud [5], [101], [102]. De acuerdo con [102], adicionar una dosis superior a 2.0 mg/L Cl_2^- cuando la turbiedad supera los 2 NTU, puede provocar un aumento en la aparición de subproductos de desinfección del 40% en muestras de agua potable.

El parámetro de mayor interés es el color aparente, el cual aumenta durante la distribución del agua (8.06 ± 7.93), pese a que ninguna de las muestras supera el LMP (Límite Máximo permisible) de 15 UPC (Unidades Platino Cobalto). El incremento del color aparente en la red de distribución puede estar asociado a múltiples factores, entre ellos la presencia de materia orgánica residual no eliminada en la etapa de tratamiento, procesos de corrosión en tuberías metálicas y la remoción de depósitos acumulados en la red durante fluctuaciones en el caudal o mantenimientos operativos, como se ha reportado previamente por [103]. Otros estudios [104], han evidenciado que los acueductos rurales presentan un 60 % más de riesgo de contaminación durante la distribución en comparación con sistemas urbanos, alcanzando valores superiores a 15 PCU en algunos casos [5].

La medición *in situ* del residual de cloro detectó desinfectante en tres acueductos con valores medios entre 0.4 a 1.6 mg/L Cl_2^- . En los demás abastos no se logró identificar desinfectante, hecho que aumenta el riesgo microbiológico. Esta situación se relaciona con la insuficiencia en el proceso de tratamiento y pérdida de la concentración de cloro en su tránsito por la red de distribución como se ha descrito previamente [105]. A su vez, no se garantiza un tiempo de contacto luego de la adición de cloro de mínimo 20 minutos. Esto se corroboró por la presencia en simultaneo de coliformes totales, *E. coli* y cloro residual en las muestras testeadas en Toca y Cuitiva, como se explica previamente por [106].

En relación con la detección de *E. coli* (38.72 ± 108.99 CFU /100 mL) y coliformes totales (593.30 ± 884.90 CFU /100 mL), se identificó la presencia de estos microorganismos en el 80 % de las muestras analizadas. Los resultados indican que la mayor concentración de estas bacterias se encuentra en la fuente de captación, mientras que en la red de distribución se observa una

reducción. Este comportamiento sugiere que las etapas de clarificación, filtración y desinfección implementadas en las DWTP generan una disminución del 5 % en la carga bacteriológica (*E. coli* <65 CFU/mL y coliformes totales <488 CFU/mL), dicho porcentaje de reducción es consistente con lo reportado en estudios previos [107].

Como se observa en la tabla VII, no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) en los parámetros promedio de calidad del agua al comparar los diferentes tipos de fuentes que abastecen los acueductos rurales. Sin embargo, al considerar las actividades aguas arriba, se encontraron diferencias significativas en el color aparente y la turbidez en función de la presencia de actividades agrícolas y ganaderas [108].

Un análisis más detallado reveló diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en la concentración de oxígeno disuelto y *E. coli*, dependiendo de la existencia de un sistema de tratamiento. Investigaciones previas han demostrado que el oxígeno disuelto desempeña un papel crucial en el mantenimiento de la calidad del agua y en el soporte de los ecosistemas acuáticos [109], especialmente cuando sus valores superan los 6.5 mg/L. Además, la presencia de sistemas de tratamiento incrementa significativamente los niveles de oxígeno disuelto, favoreciendo la oxidación de compuestos químicos no deseados y mejora la eficiencia de los procesos de coagulación, floculación y filtración [76].

La presencia de *E. coli* en el suministro de agua está asociada con la contaminación ambiental de fuentes superficiales, la falta de infraestructura para el tratamiento adecuada antes de la distribución y la posible recontaminación durante el transporte, tal como lo han documentado estudios previos [110]. El consumo de agua contaminada con *E. coli* aumenta el riesgo de enfermedades infecciosas, resalta la urgencia de fortalecer los sistemas de tratamiento. La falta de acceso a agua potable segura sigue siendo un desafío importante de salud pública en países de ingresos medios como Colombia, y limita el avance hacia el cumplimiento del ODS 6 [111].

TABLA VII. PRUEBA DE SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA CON PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA SEGÚN EL TIPO DE FUENTE, ACTIVIDAD ANTRÓPICA Y PRESENCIA DE TRATAMIENTO

Parámetros	Tipo de Fuente	Agricultura y/o ganadería	Con o sin tratamiento
Turbiedad	0.92	0.038*	0.29
Color aparente	0.35	0.006**	0.66
Cloro residual libre	0.31	0.86	0.10
Coliformes Totales	0.33	0.94	0.57
<i>E. coli</i>	0.48	0.37	0.04*
Oxígeno disuelto	0.93	-	0.02*
pH	0.41	1.00	0.79

*Significancia estadística para $\alpha=0.05$

**Significancia estadística para $\alpha=0.01$

I. Nivel de toxicidad en acueductos rurales

Se estimó el efecto inhibitorio en las muestras recolectadas en la fuente, tratamiento y red de distribución. A continuación, se resume el promedio del valor f_{kt} y del efecto inhibitorio como se detalló en la metodología.

TABLA VIII. CÁLCULO DEL EFECTO INHIBITORIO EN FUENTES DE CAPTACIÓN DE ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ

Municipio	Oxígeno Disuelto	pH	I ₀	I ₃₀	Fk ₃₀	Ic ₃₀	Desviación ≤ 3%	EC50
Chiquinquirá	3.54	7.16	1533	822	0.9	1181	1.86	40
Cuitiva	4.33	7.09	24	15	0.61	20	1.42	57
Sutamarchán	7.1	7.03	545	271	0.47	421	0.52	40
Guateque	6.96	7.06	239	91	0.38	185	0.98	30
Miraflores	7.19	7.03	212	33	0.16	164	2.27	37
Toca	7.66	7,01	425	158	0.35	300	0.45	34

TABLA IX. CÁLCULO DEL EFECTO INHIBITORIO EN UNIDADES DE TRATAMIENTO DE ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ

Municipio	Oxígeno Disuelto	pH	I₀	I₃₀	Fk₃₀	Ic₃₀	Desviación ≤ 3%	EC50
Chiquinquirá	2.91	7.05	1335	518	0.36	1028	1.52	29
Cuitiva	4.28	7.02	14	11	0.52	14	1.12	57
Sutamarchán	7.56	7.03	604	276	0.41	466	1.26	37
Guateque	6.95	7.03	259	69	0.26	200	1.25	39
Miraflores	8.07	7.02	381	56	0.15	269	0.91	39
Toca	7.77	7.08	223	50	0.22	157	0.02	42

TABLA X. CÁLCULO DEL EFECTO INHIBITORIO EN LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN DE ACUEDUCTOS RURALES DE BOYACÁ

Municipio	Oxígeno Disuelto	pH	I₀	I₃₀	Fk₃₀	Ic₃₀	Desviación ≤ 3%	EC50
Chiquinquirá	5.12	7.12	693	116	0.17	534	1.68	42
Cuitiva	4.2	7.01	10	5	0.43	9	2.31	45
Sutamarchán	8.11	7.01	701	315	0.46	541	1.29	40
Guateque	6.95	7.03	207	46	0.22	160	1.01	66
Miraflores	8.04	7.05	502	136	0.25	253	2.41	34
Toca	8.04	7.05	36	20	0.55	26	0.46	63

Las Tablas VIII, IX y X permiten identificar diferencias significativas en el comportamiento ecotoxicológico del agua evaluada mediante bioensayos con *V. fischeri*, a lo largo de las distintas etapas del sistema de abastecimiento (fuente, tratamiento y red de distribución) en acueductos rurales de varios municipios del departamento de Boyacá. El desarrollo de bioensayos proporciona una visión integradora sobre la calidad del agua, al revelar la presencia de contaminantes que pueden no ser detectados mediante métodos fisicoquímicos tradicionales, pero que afectan la viabilidad celular y la bioluminiscencia de este organismo marino, ampliamente utilizado en ensayos de toxicidad aguda [59].

Uno de los patrones más notables se observa en el municipio de Miraflores, donde se registran consistentemente los valores más bajos de Fk_{30} 0.16 en la fuente, 0.15 en el agua tratada y 0.25 en la red de distribución. Estos valores indican una fuerte inhibición de la bioluminiscencia de *V. fischeri* desde la captación hasta su entrega al consumidor final. Este comportamiento sugiere que el agua contiene sustancias tóxicas persistentes desde la fuente, posiblemente de origen agrícola, minero o doméstico, que no son removidas adecuadamente en las DWTP [112]. En contextos rurales, es común la ausencia de etapas críticas del tratamiento, como la coagulación-floculación efectiva o la filtración adecuada, limitando la capacidad para eliminar contaminantes disueltos o partículas coloidales con carga tóxica.

Además, la falta de tratamiento puede derivar en una desinfección inadecuada o, por el contrario, en la aplicación excesiva de agentes como el cloro, lo cual genera subproductos de desinfección (SPDs) con efectos adversos para organismos sensibles como *V. fischeri*. Algunos de estos SPDs, como los trihalometanos o los haloácidos, han demostrado poseer actividad citotóxica y genotóxica. La propia intervención química, si no es controlada, puede incrementar la toxicidad del agua, aun cuando su objetivo sea garantizar la potabilidad microbiológica [113].

En contraste, el municipio de Chiquinquirá presenta un valor de Fk_{30} elevado en la fuente (0.90), que desciende de forma pronunciada tras el tratamiento (0.36) y se reduce aún más en la red (0.17). Esta tendencia sugiere que, a pesar de la alta carga inicial de contaminantes, el proceso de tratamiento implementado en este municipio es efectivo en la remoción de sustancias tóxicas. Este comportamiento también podría estar vinculado a una dosificación adecuada de desinfectantes, una infraestructura bien mantenida y la minimización de reacciones químicas no deseadas dentro del sistema de distribución [114].

Otros municipios, como Sutamarchán y Guateque, presentan valores de Fk_{30} e Ic_{30} con una variación moderada entre etapas, sin cambios de interés. Este patrón sugiere una fuente relativamente estable en cuanto a calidad, así como procesos de tratamiento que, aunque básicos, logran mantener la composición química del agua dentro de parámetros que no afectan de forma significativa a *V. fischeri*. Sin embargo, la interpretación de estos resultados debe contemplar la posibilidad de una exposición crónica a concentraciones bajas de contaminantes que podrían no causar una inhibición aguda notable, pero sí representar riesgos a largo plazo.

En los municipios de Cuitiva y Miraflores, se observa un aumento en los valores de inhibición en la red de distribución respecto al tratamiento, sugiriendo posibles procesos de recontaminación durante el almacenamiento o distribución del agua [85]. Esta situación es común en sistemas rurales, donde la infraestructura presenta tuberías envejecidas, materiales reactivos o baja presión, lo cual favorece el ingreso de contaminantes y la formación de biofilms [59]. Estos biofilms, compuestos por comunidades microbianas adheridas a las superficies internas de las tuberías, no solo alteran las características organolépticas del agua, sino que también pueden generar productos metabólicos tóxicos o actuar como reservorios de contaminantes adsorbidos. La interacción del cloro residual con estos biofilms y con materia orgánica presente en la red puede dar lugar a reacciones secundarias que producen compuestos más tóxicos que los precursores originales, afectando directamente la respuesta de *V. fischeri* en el bioensayo [115].

Desde el punto de vista fisicoquímico, se observa una tendencia al incremento del oxígeno disuelto desde la etapa de tratamiento hasta la red de distribución. Este aumento puede estar asociado a procesos pasivos de aireación en tanques elevados o a la infiltración de aire en tramos abiertos o mal sellados. En cambio, el pH se mantiene estable en todos los municipios y en todas las etapas del sistema, con valores cercanos a la neutralidad (entre 7.01 y 7.16), indicando condiciones relativamente favorables para la estabilidad fisiológica de *V. fischeri* y una baja probabilidad de interferencia química en la expresión de su bioluminiscencia [85].

En lo referente a los parámetros toxicológicos más sensibles, los valores de Ic_{30} y la desviación relativa respecto a la EC_{50} son claves para identificar zonas críticas del sistema de abastecimiento. Miraflores presenta el valor más elevado de Ic_{30} en la red, mientras que Chiquinquirá lo muestra en la fuente, lo cual refuerza la hipótesis de que diferentes tipos de contaminantes están actuando en distintas fases del sistema. Por su parte, Guateque muestra en la red una desviación relativa elevada (66), indicando una alta heterogeneidad en la composición del agua o la presencia de mezclas complejas de contaminantes, difíciles de caracterizar mediante técnicas analíticas convencionales. Esta variabilidad en la respuesta del bioensayo resalta la utilidad del enfoque ecotoxicológico como herramienta complementaria para la evaluación de riesgos en el abastecimiento de agua.

El promedio de la tasa de inhibición en las muestras es de 44% (sd=14,7) con un mínimo de 27% y un máximo de 66%. La figura 4 presenta la variación de la tasa de inhibición en los diferentes puntos de muestro.

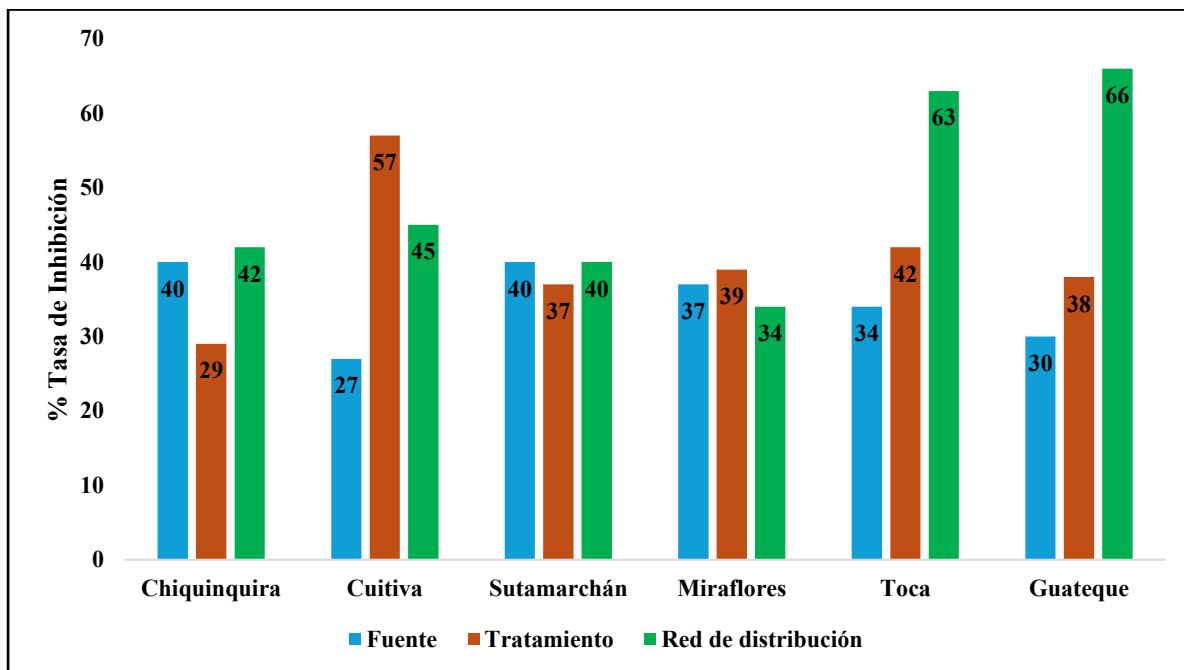


Fig. 4. Tasa de inhibición en acueductos rurales en fuente de abastecimiento, tratamiento y red de distribución

En cuanto a la categorización de las muestras según [65], 81% se describen como “Peligro agudo leve” y 19% como “Peligro agudo”. Esto sugiere que las sustancias presentes en las muestras recolectadas son un riesgo biológico que no puede ser ignorado, y que podrían estar asociadas a fuentes difusas de contaminación o a la existencia de compuestos persistentes que no son completamente eliminados por los sistemas de tratamiento convencionales.

No se observaron diferencias estadísticamente significativas en los niveles de EC50 entre los acueductos al considerar las actividades económicas cercanas a la captación de agua y la presencia o ausencia de un sistema de tratamiento. Es de notar los casos de los acueductos de Chiquinquirá, Toca y Guateque, en donde posterior al tratamiento (coagulación-floculación, sedimentación, filtración y desinfección) se observa un aumento superior al 10% en la toxicidad al comparar el agua tratada con la proveniente de la red de distribución. Algunos estudios han

propuesto que este incremento pudiera estar relacionado con la formación o liberación de compuestos tóxicos asociados al biofilm presente en las tuberías, el cual puede actuar como reservorio de contaminantes acumulados o productos de metabolismo microbiano con potencial efecto biológico adverso [59].

La relación entre los parámetros fisicoquímicos (turbidez, color aparente, pH y oxígeno disuelto) y los parámetros microbiológicos (coliformes totales y *E. coli*) con el EC50 fue evaluada mediante la correlación de Spearman, como se muestra en la Figura 5.

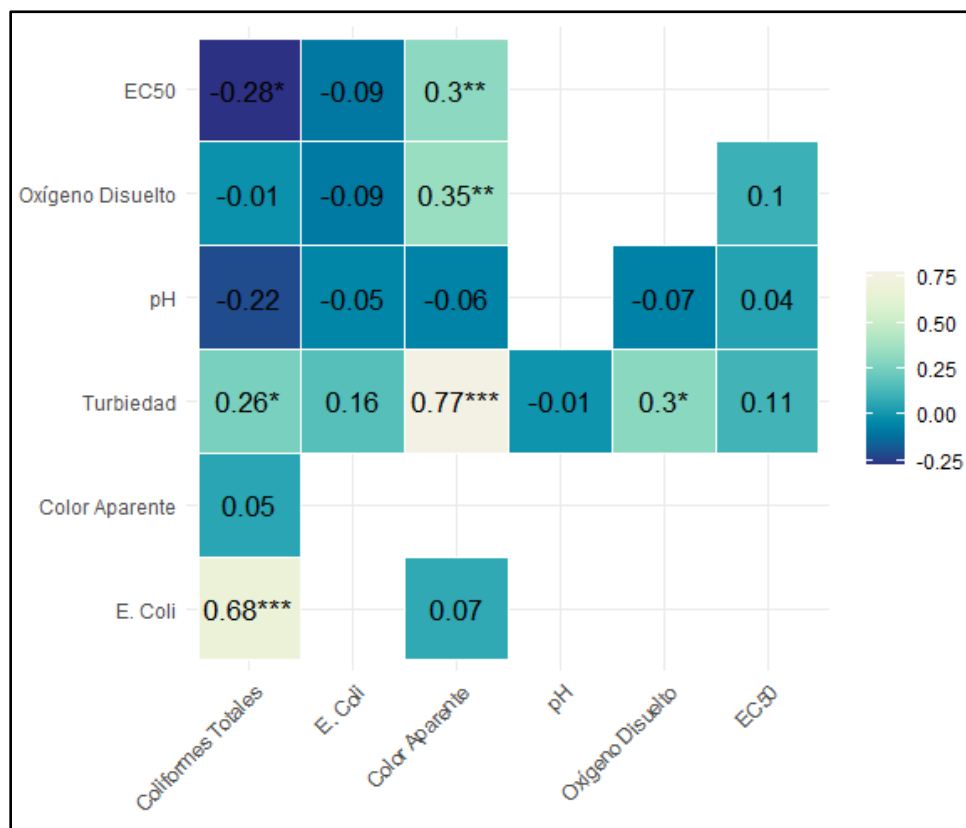


Fig. 5. Correlación del coeficiente de Spearman entre los parámetros de calidad del agua y la tasa de inhibición de *V. fischeri*

Nota: Significancia estadística: ** $p < 0.01$ y * $p < 0.05$.

El análisis estadístico realizado sobre las muestras de agua recolectadas en acueductos rurales reveló que no existe una correlación estadísticamente significativa entre los parámetros fisicoquímicos convencionales, como turbidez, pH y oxígeno disuelto, ni la presencia de *E. coli* y

la tasa de inhibición de bioluminiscencia en *V. fischeri*. Este resultado refuerza la hipótesis de que los bioensayos con bacterias luminiscentes detectan efectos tóxicos de compuestos que no son necesariamente reflejados por las variables fisicoquímicas tradicionales ni por indicadores microbiológicos estándar. Por tanto, *V. fischeri* actúa como un bioindicador sensible a una gama más amplia de contaminantes, incluidos aquellos en concentraciones traza o con efectos subletales [112].

No obstante, se identificó una correlación negativa débil entre los coliformes totales y la inhibición de *V. fischeri*, y una correlación positiva débil con el color aparente. La correlación positiva sugiere que, a mayores valores de color aparente, potencialmente atribuibles a sustancias húmicas, taninos, compuestos orgánicos disueltos o metales, se incrementa la toxicidad detectada por el bioensayo. Esta observación es coherente con estudios previos que reportan efectos adversos sobre *V. fischeri* en presencia de materia orgánica compleja, que puede incluir sustancias con actividad oxidante, fotosensibilizante o generadoras de radicales libres en solución acuosa [59].

La correlación negativa entre coliformes totales y la inhibición de *V. fischeri*, plantea diversos mecanismos microbiológicos y procesos ecotoxicológicos pueden contribuir a esta relación inversa [114]. En términos ecológicos, una alta concentración de coliformes suele reflejar una intensa actividad microbiana, la cual puede modificar el microambiente químico de la muestra, generando competencia por nutrientes, reducción en la concentración de oxígeno disuelto o cambios en el pH. Estas condiciones pueden alterar la especiación química de ciertos contaminantes, afectando su biodisponibilidad y, por ende, su toxicidad real para organismos sensibles como *V. fischeri*.

Desde el punto de vista funcional, numerosos estudios han documentado la capacidad de degradación de compuestos orgánicos tóxicos por parte de bacterias pertenecientes al grupo coliforme [116]. Especies como *Enterobacter cloacae* o *E. coli* han mostrado ser capaces de metabolizar hidrocarburos aromáticos, fenoles, surfactantes aniónicos y otros xenobióticos [117]. Este potencial de biodegradación microbiana puede reducir la concentración efectiva de contaminantes tóxicos antes de la ejecución del ensayo de inhibición lumínica, generando una aparente reducción de la toxicidad. En este contexto, los coliformes estarían actuando como atenuadores indirectos de la toxicidad química, a través de mecanismos de biotransformación o adsorción.

Por otro lado, dado que los coliformes totales constituyen indicadores clásicos de contaminación fecal, su presencia se asocia comúnmente con cargas orgánicas biodegradables, las cuales no necesariamente contienen sustancias químicas con efectos tóxicos agudos para *V. fischeri*. En ciertos escenarios, esta materia orgánica puede incluso alterar el entorno químico del medio acuoso de forma que reduce la actividad tóxica de otros compuestos, por ejemplo, actuando como agente reductor o promoviendo reacciones de complejación que neutralizan especies metálicas libres [118].

Además, se debe considerar la posibilidad de interferencias metodológicas en los bioensayos. Algunos metabolitos secundarios o compuestos excretados por los coliformes, tales como aminas, ácidos grasos volátiles o polisacáridos extracelulares, podrían modificar la señal de bioluminiscencia del ensayo. Esto puede ocurrir a través de la atenuación óptica de la luz emitida, la alteración del metabolismo energético de *V. fischeri* o incluso por mecanismos competitivos de absorción química de los tóxicos. Este tipo de interferencias no implica una disminución real de la toxicidad, sino una distorsión en la capacidad del bioensayo para detectarla correctamente [59].

En suma, la correlación negativa entre coliformes totales y la inhibición de *V. fischeri* no debe ser interpretada de manera simplista como indicativa de menor riesgo toxicológico. Por el contrario, subraya la necesidad de considerar las complejas interacciones entre parámetros microbiológicos, procesos químicos y la fisiología del organismo bioindicador. Esta relación pone de manifiesto que la ecotoxicidad no es atribuible únicamente a la carga orgánica o a indicadores tradicionales de contaminación, sino que es el resultado de una red de factores que interactúan sinérgica o antagónicamente.

Estos hallazgos refuerzan la utilidad de los bioensayos de toxicidad como herramientas complementarias para la evaluación de la calidad del agua, especialmente en entornos donde la contaminación es difusa, crónica o de origen mixto. La inclusión sistemática de indicadores ecotoxicológicos en los programas de vigilancia hídrica permite identificar riesgos que no son captados por los parámetros tradicionales, y abre nuevas líneas de investigación sobre el papel modulador de la biota microbiana en la ecodinámica de contaminantes.

J. Medición de sustancias complementarias en el agua de consumo

Se evaluó un total de 19 plaguicidas organoclorados en los seis acueductos. Todas las muestras presentaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación del método (LQM) ($<1.0 \mu\text{g/L}$). Este hallazgo es particularmente relevante dado que, en el 70% de los acueductos, la captación de agua se encuentra en zonas agrícolas caracterizadas por un uso intensivo de agroquímicos. La ausencia de concentraciones detectables de OCP debe ser examinada en estudios futuros, considerando que otras investigaciones han identificado OCP en agua potable suministrada por el Delta del Río Yangtsé en China, con valores promedio entre 2.68 y 11.7 ng/L, y LQM inferiores a los reportados en este estudio [119]. Adicionalmente, en Nigeria [65], se detectaron residuos de aldrin ($0.49 \mu\text{g/L}$, $p < 0.05$) y endrina ($0.06 \mu\text{g/L}$, $p < 0.05$) en el río Chanchaga, asociados a actividades agrícolas durante temporadas de baja precipitación.

La ausencia de concentraciones detectables de OCP podría atribuirse a procesos de dilución dentro del cuerpo de agua [120], a la adsorción de estos compuestos en sedimentos o materia orgánica [65], o a la degradación de ciertos pesticidas por procesos fotoquímicos o biológicos [121]. Los resultados de este estudio no deben interpretarse como una ausencia de riesgo en el consumo de agua, sino como una oportunidad para complementar los análisis con estudios de matrices ambientales como sedimentos y biota, donde estos contaminantes pueden acumularse y representar un riesgo a largo plazo, como lo sugiere [122].

En relación con la presencia de mercurio en el agua, este metal puede tener origen tanto natural como antrópico. En el presente estudio, ninguna de las muestras superó el límite de $0,3 \mu\text{g/L}$ de mercurio. En contraste, investigaciones realizadas en otras regiones han reportado concentraciones más elevadas, como las encontradas como en aguas superficiales del condado de Yazd en Irán (1.1 y $3.0 \mu\text{g/L}$) [123], y en lagos ubicados en zonas agrícolas, donde se han registrado niveles de hasta $1.3 \mu\text{g/L}$ [124]. No obstante, a pesar de la actividad agrícola en el embalse La Copa y en el Lago de Tota, no se detectó la presencia de mercurio en las muestras recolectadas. Dado que la WHO establece un límite de $1.0 \mu\text{g/L}$ de mercurio para agua de consumo humano, concentraciones por encima de este valor representan un riesgo potencial para la salud, lo cual subraya la importancia de mantener un monitoreo continuo y de implementar estrategias de prevención y control orientadas a evitar la contaminación por metales pesados.

TABLA XI. RESULTADOS DE LA PRESENCIA DE OCP Y HG EN LAS MUESTRAS ANALIZADAS

Compuesto	tR (min)	Concentración en muestras (µg/L)						
		NMC (µg/L)	Miraflores	Chiquinquirá	Toca	Guateque	Cuitiva	Sutamarchán
α - Lindano	12.2	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
β - Lindano	12.9	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
γ - Lindano	13.1	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
δ - Lindano	13.7	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Heptacloro	15.2	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Aldrin	16.3	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Heptacloro epóxido	17.8	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
<i>trans</i> -Clordano	18.7	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Endosulfan I	19.2	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
<i>cis</i> - Clordano	19.3	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Dieldrin	20.2	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0

4,4' - DDE	20.2	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Endrin	21.1	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Endosulfan II	21.5	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
4,4' - DDD	22.0	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Endrin aldehído	22.4	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Endosulfan sulfato	23.5	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
4,4' - DDT	23.7	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Endrin cetona	25.6	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Mercurio Total (Hg)	-	0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3

Nota: LQM porcentajes de recuperación obtenidos mediante extracción continua líquido-líquido, tiempos de retención (Tr) determinados por GC/ECD

Se analizaron un total de nueve productos farmacéuticos en las muestras de agua (Tabla XII). Solo la cafeína fue detectada en una concentración superior al límite de cuantificación del método ($>5,0 \mu\text{g/L}$, tR 25,90 min). Estudios previos han demostrado que la cafeína es uno de los compuestos farmacéuticos más relevantes a nivel mundial, y se encuentra de forma natural en plantas como el café, el té y el coco. Además, es reconocida por su efecto estimulante sobre el sistema nervioso central [125]. La cafeína también ha sido identificada como un indicador de contaminación fecal en sistemas de abastecimiento de agua y es conocida por su persistencia en el ambiente [126]. Este hallazgo es consistente con estudios que han detectado cafeína en aguas superficiales, subterráneas y en sistemas de suministro de agua en países como Malasia ($0.002 \pm 0.001 \mu\text{g/L}$) [64], Portugal ($0.5 - 0.6 \mu\text{g/L}$) [127], Irán ($0.44 - 1.68 \mu\text{g/L}$) [128], Sudáfrica ($0.53 - 1.61 \mu\text{g/L}$) [129] y Brasil ($1.56 - 1.67 \mu\text{g/L}$) [130].

TABLA XII. PRODUCTOS FARMACÉUTICOS MEDIDOS EN MUESTRAS DE AGUA DE ACUEDUCTOS RURALES EN BOYACÁ

Compuesto	tR (min)	LMQ ($\mu\text{g/L}$)	Concentración en muestras					
			Miraflores	Chiquinquirá	Toca	Guateque	Cuitiva	Sutamarchán
Aspirina	10.10	5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0
Ibuprofeno	18.60	2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5
MDJM	21.20	5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0
Cafeína	25.90	5.0	8.9	8.9	8.9	8.9	8.9	8.9
Gala olida	25.90	5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0
Tonalida	26.10	2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5	< 2.5
Naproxeno	32.00	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Ketoprofeno	36.20	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Diclofenaco	37.90	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0

Nota: El LQM se obtuvo mediante extracción en fase sólida. los tiempos de retención (tR) fueron determinados por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas en modo de monitoreo de iones seleccionados (GC-MS/SIM).

En Colombia, en la ciudad de Pasto (región Andina), se detectó cafeína en cuerpos de agua superficial en cuatro puntos de muestreo como parte del análisis de productos farmacéuticos [131]. La persistencia de la cafeína en los cuerpos de agua se asocia con su alto consumo poblacional, la

ineficiencia de los sistemas de tratamiento convencionales para su remoción y su elevada solubilidad en agua, lo cual facilita su transporte y dispersión en los ecosistemas acuáticos [126]. La identificación de cafeína en recursos hídricos resalta la necesidad de implementar infraestructuras de tratamiento innovadoras, como procesos de oxidación avanzada o adsorción en carbón activado, con el fin de mejorar su eliminación y reducir su impacto ambiental y en la salud pública [129], [130].

Según la WHO, los datos disponibles sobre productos farmacéuticos en agua potable provienen principalmente de estudios de investigación específicos, más que de un monitoreo periódico realizado por las autoridades sanitarias [5]. Las concentraciones traza de productos farmacéuticos se han caracterizado en valores por debajo de 0.1 µg/L, subrayando la necesidad de tecnologías y metodologías de detección con mayor sensibilidad y precisión. No obstante, hasta la fecha, no se han establecido valores de referencia formales para la detección de productos farmacéuticos a nivel nacional o internacional, por cuanto cualquier nivel detectado puede ser motivo de preocupación desde el punto de vista de la salud pública [26].

El ADN genómico total (gADN) se extrajo de las muestras de biomasa (cantidad entre 100 ± 30.71 mg y 250 ± 35.76 mg) utilizando el kit comercial de extracción de ADN E.Z.N.A. (Cat. No. D5625; Omega Biotek, Norcross, EE. UU.), siguiendo las instrucciones del fabricante. Todas las muestras extraídas se eluieron en 100 µL de tampón de elución. La cuantificación y pureza del ADN se evaluaron mediante tres metodologías. Primero, la espectrofotometría NanoDrop (MaestroGen) midió la absorbancia a 260, 280 y 230 nm para determinar la concentración y pureza del ADN [132]. Segundo, la integridad del ADN se analizó por electroforesis, corriendo 5 ng de cada muestra en un gel de agarosa al 1% teñido con Sybr Green (Lonza)[132]. Finalmente, se realizó una cuantificación basada en fluorescencia mediante el kit QuantiFluor dsADN Assay Kit (Promega), utilizando una curva estándar de dos puntos y mediciones de fluorescencia tras la incubación con el reactivo QuantiFluor (Promega).

La ausencia de inhibidores se realizó amplificando el gen de ARN ribosomal 16S (16S rARN) mediante la reacción en cadena de la polimerasa (PCR), se amplificó el gen 16S rRNA empleando los iniciadores 27F (5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3') y 1492R (5'-GGTTACCTTGTTACGACTT-3'). La PCR se llevó a cabo en un termociclador Axygen® MaxyGene II, utilizando una mezcla de reacción de 25 µL compuesta por 12 µL de MasterMix 2X

(abm), 1 μL de cada iniciador (10 pM), 9.5 μL de agua desionizada estéril y 1 μL de ADN molde (8 ng). El programa de amplificación incluyó un paso inicial de 4 minutos a 96 °C, seguido de 30 ciclos de 30 segundos a 94 °C, 30 segundos a 57 °C y 1 minuto a 72 °C, con una extensión final a 72 °C durante 10 minutos [133]. Los productos amplificados se visualizaron en un gel de agarosa al 1% (p/v) en tampón TBE 1X.

Para la detección de genes de resistencia, se empleó el kit MDR Flow Chip Auto en el sistema automatizado Hybrispot, el cual combina PCR múltiple, hibridación molecular y análisis en array para la identificación eficiente de genes de resistencia antimicrobiana (sepsis flow chip assay). El ADN purificado se amplificó por PCR para generar fragmentos correspondientes a 55 marcadores de genes de resistencia, asociados con múltiples clases de antibióticos, incluyendo β -lactámicos, macrólidos, lincosamidas, estreptograminas (MLS), aminoglucósidos, cefalosporinas (cefamícinas), sulfonamidas, quinolonas y fluoroquinolonas, polimixinas (colistina y polimixina B) y fenicoles (cloranfenicol y sus derivados). Los productos amplificados fueron procesados automáticamente en el sistema Hybrispot Auto, donde se llevó a cabo la hibridación con sondas específicas inmovilizadas en un chip. Estas sondas fueron diseñadas para detectar con precisión los genes asociados con la resistencia a antibióticos. El sistema realizó la lectura y análisis automatizados mediante el software hybriSoft, detectando la unión entre las sondas y las secuencias diana marcadas ([134]).

Las muestras (5 litros de agua en cada punto) procesadas mediante filtración presentaron niveles de biomasa que oscilaron entre 0.12 g y 2.17 g. La concentración más baja se registró en la red de distribución (0.12g) del acueducto de Cuitiva, mientras que la mayor biomasa se observó en el punto de captación del acueducto de Sutamarchán (2.17g). En los acueductos de Miraflores, Sutamarchán, Guateque y Cuitiva se evidenció una disminución progresiva de la biomasa a lo largo de los puntos de muestreo. Por el contrario, en los acueductos de Toca y Chiquinquirá, los niveles de biomasa disminuyeron desde la fuente hasta la DWTP, pero presentaron un leve aumento en la red de distribución (Tabla XIII).

TABLA XIII. BIOMASA OBTENIDA Y DETERMINACIÓN DE LA CANTIDAD Y PUREZA DE ADN EN LOS SEIS ACUEDUCTOS RURALES

Acueducto	Punto de muestreo	Total biomasa recuperada (5L - g)	Biomasa usada para la extracción de ADN extraction (g)	Quantifluor ADN (ng/uL)	Nanodrop ADN (ng/uL)	A260/A280	A260/A230
Sutamarchán	WS	2.17	0.20a	15	14.93	1.86	1.73
	DWTP	1.5	0.19a	12	16.43	1.65	1.21
	NW	0.7	0.25a	2.96	11.34	1.36	1.29
Miraflores	WS	0.57	0.12a	7	11.28	1.5	1.11
Guateque	WS	1.15	0.27a	12	12.57	1.74	1.28
	DWTP	1.08	0.16a	11	12.47	1.66	0.85
	NW	0.54	0.17a	28	27	1.67	1.24
Tota	WS	0.99	0.15a	1.9	2.43	1.49	0.4
	DWTP	0.72	0.19b	4.46	348.29	1.12	1.18
	NW	0.74	0.38b	12	12.19	2.02	0.58
Cuitiva	WS	0.19	0.19c	31	24.67	1.75	1.77
	DWTP	0.18	0.18c	27	9.97	3.32	2.01
	NW	0.12	0.12c	18	19.16	1.62	1.06
Chiquinquirá	WS	0.27	0.27c	3.45	4.05	1.61	0.54
	DWTP	0.23	0.23c	ND	3.23	1.08	0.62
	NW	0.24	0.24c	ND	272.16	1.14	1.12

Las variaciones en la biomasa se atribuyen a factores como la calidad del agua en la fuente y los procesos de tratamiento [135]. Las aguas superficiales, caracterizadas por cargas microbianas elevadas debido a escorrentía y contaminación, explican los valores altos de biomasa en puntos de captación como Sutamarchán. A lo largo del proceso de tratamiento, etapas como la coagulación, la filtración y la desinfección contribuyen significativamente a la reducción de la biomasa. Sin embargo, en acueductos como Toca y Chiquinquirá, el aumento observado en la red de distribución podría estar asociado al desarrollo o desprendimiento de biofilm, lo cual favorece la presencia de microorganismos. Este aspecto es particularmente relevante para la detección de ARG, ya que la presencia de biofilm puede incrementar la biomasa microbiana disponible, facilitando la obtención de mayores cantidades de ADN, lo cual podría favorecer la eficiencia del proceso de extracción y posterior análisis molecular.

Tal como se describió en la metodología, se utilizó el kit de extracción de ADN E.Z.N.A. (Cat. No. D5625; Omega Bio-tek, Norcross, EE.UU.) para extraer el material genético de 16 muestras. El protocolo requiere entre 100 y 250 mg de biomasa, los cuales se obtuvieron adecuadamente a partir de 1L de agua en los acueductos de Sutamarchán, Miraflores, Guateque y Toca (punto de captación). En contraste, para la DWTP y la red de distribución del acueducto de Toca fue necesario procesar 2.5L de agua. En el caso de los acueductos de Cuitiva y Chiquinquirá, se requirieron 5.0L de agua para obtener la biomasa suficiente para la extracción de ADN.

La Tabla XIII presenta las concentraciones de ADN determinadas por fluorometría (QuantiFluor), las cuales oscilaron entre 1.9 ng/μL y 31 ng/μL. Con este método, no se detectaron concentraciones de ADN en las muestras correspondientes a la DWTP y la red de distribución del acueducto de Chiquinquirá. En contraste, el análisis espectrofotométrico (NanoDrop) reveló concentraciones entre 2.43 ng/μL y 348.29 ng/μL (Figura 6). Para cada muestra se determinó la relación A260/A280, con valores entre 1.08 y 2.02, excepto en el caso del ADN extraído en la DWTP del acueducto de Cuitiva, que presentó un valor atípico de 3.32. En cuanto a la relación A260/A230, los resultados variaron entre 0.40 y 2.01, siendo el punto de captación del acueducto de Sutamarchán el que presentó la mayor pureza. Adicionalmente, la integridad del ADN evaluada mediante electroforesis en gel de agarosa al 1% mostró bandas bien definidas, indicativas de ADN de alta calidad sin signos de degradación, para la mayor parte de las muestras exceptuando las correspondientes al acueducto de Cuitiva y a las muestras WS y DWTP del acueducto de Guateque (Figura 6b).

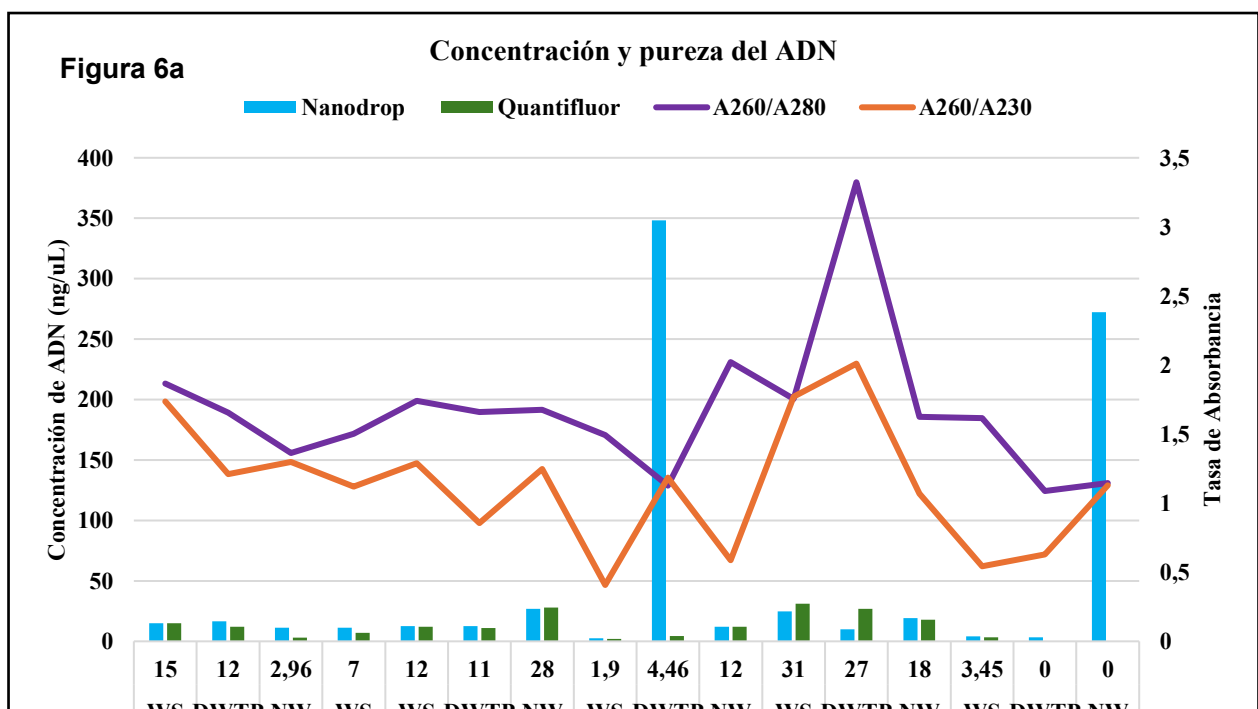


Figura 6b



Figura 6c

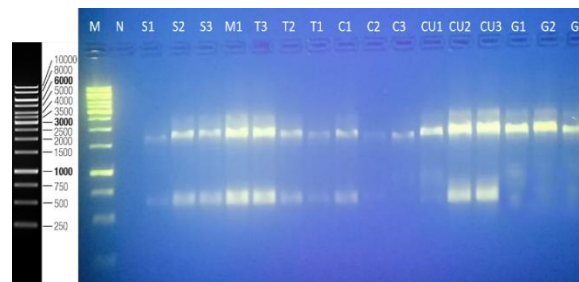


Fig. 6. Concentración e integridad del ADN en 16 muestras de agua determinada por métodos de fluorescencia y espectrofotometría

Nota: (a); integridad del ADN determinada mediante electroforesis en gel de agarosa al 1% (b); amplificación del gen 16S rADN para confirmar la ausencia de inhibidores de PCR (c). M: Marcador de peso molecular 1 kb (GeneRuler); N: Control sin plantilla; S1: WS Sutamarchán; S2: DWTP Sutamarchán; S3: NW Sutamarchán; M1: WS Miraflores; T1: WS Toca; T2: DWTP Toca; T3: NW Toca; C1: WS Chiquinquirá; C2: DWTP Chiquinquirá; C3: NW Chiquinquirá; CU1: WS Cuitiva; CU2: DWTP Cuitiva; CU3: NW Cuitiva; G1: WS Guateque; G2: DWTP Guateque; G3: NW Guateque

Para confirmar la ausencia de inhibidores de la PCR, se realizó la amplificación del gen 16S rRNA. En los acueductos de Chiquinquirá (DWTP y red) y Guateque (en todos los puntos de muestreo) se observó una única banda de aproximadamente 2300 pares de bases. En contraste, los demás acueductos presentaron dos bandas de aproximadamente 2300 y 600 pares de bases, como se muestra en la Figura 6c. La aparición de la banda adicional de 600 pb podría corresponder al gen rRNA de un organismo no objetivo o a un producto inespecífico de la PCR. Además, las muestras ambientales como el agua contienen ADN de diversos organismos, incluidos eucariotas como algas y protozoos. Algunos cebadores diseñados para genes bacterianos 16S rRNA pueden alinearse también con regiones conservadas de genes de ARN ribosomal de eucariotas, conduciendo a la amplificación de secuencias no objetivo [136].

Se detectaron un total de 23 ARGs en la fuente, durante el tratamiento y en la red de distribución de los seis acueductos rurales evaluados. Los ARGs más prevalentes fueron: *GES* (n=6), que codifica β -lactamasas tipo *GES*, capaces de hidrolizar cefalosporinas y, en algunas variantes, carbapenémicos, generando preocupación por la resistencia a antibióticos de amplio espectro; *sul1* (n=6), codifica una dihidropteroato sintasa (DHPS) alterada, con menor afinidad por sulfonamidas, permitiendo que la enzima utilice ácido para-aminobenzoico (PABA) para la síntesis de ácido fólico y garantizar la supervivencia bacteriana; *catB3* (n=6), codifica una cloranfenicol acetiltransferasa (CAT) que inactiva el cloranfenicol por acetilación, confiriendo resistencia a este antibiótico.

También se identificaron los genes *aac(6')-Ib* (n=4), que codifica una N-acetiltransferasa que modifica aminoglucósidos, impidiendo su acción bactericida; *bla_{DHA}* (n=3), codifica una β -lactamasa tipo *AmpC* capaz de hidrolizar el anillo β -lactámico de cefalosporinas de amplio espectro y cefamicinas, inactivando su efecto sobre la síntesis de la pared bacteriana; *mefA/E* (n=3), confieren resistencia a macrólidos mediante un mecanismo de eflujo activo que expulsa el antibiótico e impide la inhibición de la síntesis proteica bacteriana; y *oqxB* (n=3), que forma parte del sistema de eflujo *OqxAB* y confiere resistencia a múltiples antibióticos, incluidos quinolonas, tigeciclina y cloroquina, mediante su expulsión activa desde la célula bacteriana (Figura 7).

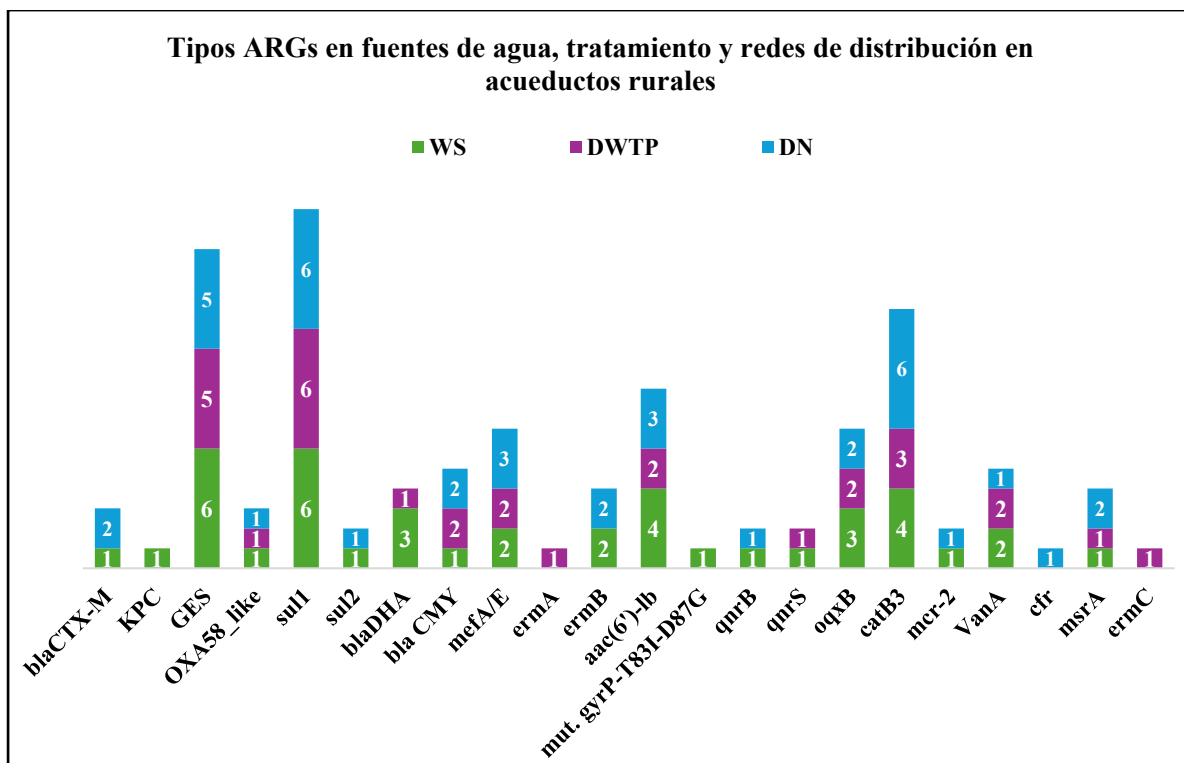


Fig. 7. Presencia de ARGs en fuentes rurales de agua, durante el tratamiento y en las redes de distribución

Se identificaron un total de 42 ARGs en las captaciones (WS), sin distinción entre aguas superficiales o subterráneas. Durante el proceso de tratamiento (clarificación, filtración y desinfección), se observó una reducción del 31% (29) en la presencia de ARGs. Sin embargo, en la red de distribución, la presencia de ARGs aumentó en un 23% (38) respecto a la etapa final en la DWTP, en la cual se aplicó hipoclorito de calcio o sodio [42], [57]. Otros estudios también han reportado una disminución de ARGs posterior al tratamiento del agua [42], [113]. Aunque este hallazgo coincide con lo reportado previamente, la reducción observada en el presente estudio fue limitada a solo un 10%, reflejando baja eficiencia de los procesos de tratamiento en los sistemas rurales de abastecimiento de agua.

Un hallazgo destacado en este estudio es la persistencia del gen *GES* en todas las muestras analizadas (Figura 7). La presencia de este ARGs en el agua potable distribuida en zonas rurales podría estar relacionado con el escurrimiento de residuos agrícolas, que actuar como reservorios y posibles puntos de HGT. Además, la ineficiencia observada en los procesos de filtración durante

el tratamiento de agua contribuiría a la persistencia de bacterias resistentes a antimicrobianos, facilitando así su diseminación en la red de distribución [57]. La detección simultánea de los genes *GES* y *bla_{DHA}* concuerda con reportes previos que documentan la circulación de β -lactamasas en ambientes acuáticos, donde cepas resistentes pueden mantenerse activas y propagarse a través del agua potable [137].

En un estudio previo realizado en DWTP, se reportó una alta prevalencia de los genes *sull* y *sul2* [105]. De manera similar, en Nepal, el gen *sull* fue detectado en el 94% de las muestras, indicando una contaminación generalizada en diferentes fuentes de agua, incluida el agua potable [138]. Otro estudio investigó la ocurrencia y reducción de ARGs en sistemas de agua potable, sugiriendo que *sull* persiste en el agua potable incluso después de procesos de tratamiento convencionales, siendo un riesgo potencial para la salud pública [139]. La resistencia a las sulfonamidas es especialmente preocupante, ya que estos antibióticos se utilizan ampliamente en la medicina humana y veterinaria [140].

Con relación al gen *aac (6')-Ib*, aunque no se ha reportado previamente en sistemas de agua potable, un estudio identificó su presencia en aguas residuales urbanas y hospitalarias lo cual sugiere un posible riesgo de diseminación si no se eliminan adecuadamente estos residuos [141]. Por su parte, aunque no se han identificado reportes específicos sobre la presencia de genes *mefE* en DWTP, se ha detectado el gen *mefA/E*, asociado a resistencia a macrólidos, en aproximadamente el 9% de los aislamientos bacterianos obtenidos de ecosistemas de agua dulce con bajo impacto antropogénico. Este hallazgo pone en evidencia que la resistencia a macrólidos puede estar presente incluso en ambientes naturales aparentemente conservados, lo que sugiere una mayor probabilidad de detección en entornos más alterados por la actividad humana [142].

Además de los resultados obtenidos en este estudio, otros autores han reportado hallazgos que refuerzan la necesidad de fortalecer el control microbiológico en los sistemas de abastecimiento de agua. Por ejemplo, [143] detectaron ARGs en el 85% de las muestras analizadas, incluyendo el gen *oqxB*, durante el tratamiento y las redes de distribución. Estos datos, al igual que los del presente estudio, evidencian la persistencia de bacterias multirresistentes incluso después del proceso de potabilización, lo que pone de manifiesto la limitada eficiencia de algunas unidades de tratamiento rural. En nuestro caso, los genes con menor frecuencia de detección fueron *qnrS* y *mcr-2* (n=2), así como *mut. gyrP-T83I-D87G*, *emrC*, *ermA* y *cfr* (n=1), cuya baja prevalencia no

reduce su importancia, dado que algunos de ellos están asociados a mecanismos de resistencia clínica relevante. Estos hallazgos refuerzan la importancia de implementar programas de monitoreo continuo que incluyan marcadores genéticos de resistencia poco frecuentes, pero potencialmente peligrosos para la salud pública.

El análisis de correlación reveló asociaciones estadísticamente significativas entre diversos parámetros de calidad del agua y la presencia de ARGs en los sistemas de abastecimiento rural evaluados como se observa en la Figura 8. Se determinó una correlación positiva significativa entre el color aparente y las concentraciones de nitratos y *E. coli*, sugiriendo una mayor carga de materia orgánica disuelta asociada a contaminación fecal y aporte nitrogenado. Resultados similares han sido reportados por estudios en muestras de agua potable en Perú, en donde los aislados de *E. coli* fueron resistentes a tres fármacos y se relacionó con la presencia del gen *bla_{CTX-M}* [144]. Asimismo, se evidenció una correlación positiva entre el efecto inhibitorio en *V. fischeri* y la concentración de nitritos, reflejando la toxicidad conocida de compuestos nitrogenados reducidos para organismos acuáticos [145].

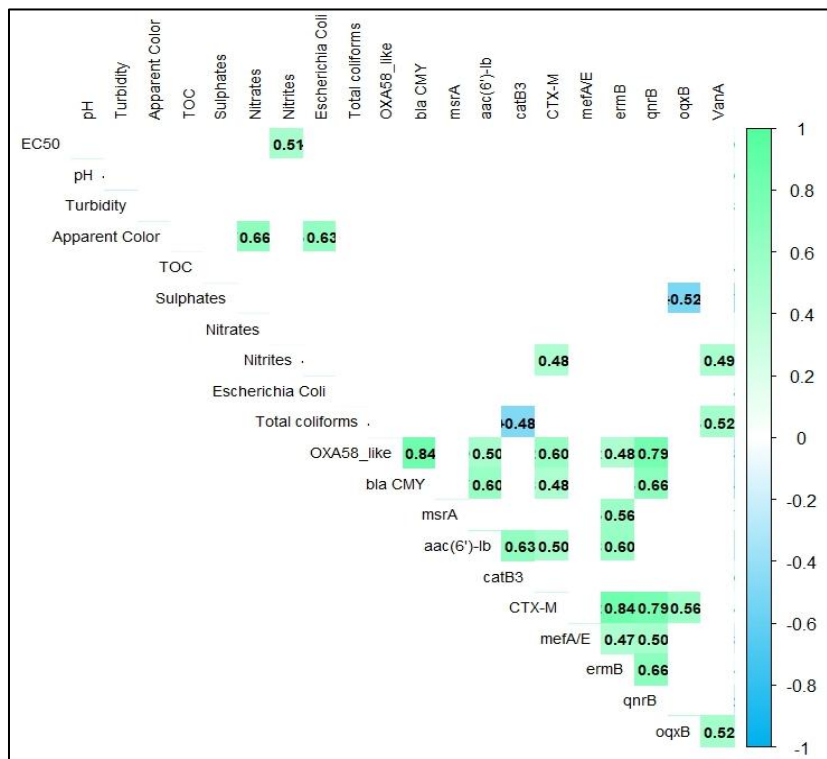


Fig. 8. Correlación entre parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, toxicidad y presencia de ARGs en acueductos rurales de Boyacá

Nota: En la figura se reportan únicamente los resultados estadísticamente significativos ($p < 0.05$).

La concentración de sulfatos mostró una correlación negativa con el gen *oqxB*, lo cual puede estar asociado a condiciones redox que limitan la persistencia de bacterias portadoras de bombas de eflujo [146]. El parámetro coliforme totales se correlacionó positivamente con el gen *vanA*, y negativamente con *catb3*, indicando cambios en la composición bacteriana como resultado de la contaminación fecal [147]. Los nitratos se asociaron positivamente con los genes *bla_{CTX-M}* y *vanA*, sugiriendo un vínculo entre contaminación fecal y diseminación de betalactamasas y resistencia a glucopeptidos, esta asociación ha sido documentada en ambientes agrícolas principalmente [148].

El análisis de correlación entre genes mostró co-ocurrencias significativas, posiblemente facilitadas por elementos genéticos móviles como plásmidos o integrones [149]. El gen *OXA58-like* presentó correlaciones fuertes con *bla_{CTX-M}*, *bla_{CMY}* y *qnrB*, indicando co-selección de resistencia a β -lactámicos y quinolonas. Estudios similares en ambientes urbanos han identificado agrupamientos similares de ARGs [150]. *bla_{CMY}* se asoció con *aac (6')-Ib* y *qnrB*, lo cual concuerda con estudios que señalan la frecuente co-localización de estos genes en plásmidos multirresistentes [151].

El gen *msrA* se relacionó con *emrB*, mientras que *aac (6')-Ib* mostró correlación con *catb3* y *emrB*, reforzando la existencia de mecanismos de resistencia compartidos a través de bombas de eflujo [152]. *bla_{CTX-M}* también se asoció con *emrB*, *qnrB* y *oqxB*, y *mefA/E* con *ermB* y *qnrB*, consolidando la evidencia de co-presencia de genes en unidades móviles. Estas asociaciones han sido reportadas en diversas matrices ambientales y de aguas superficiales [153]. Finalmente, *ermB* mostró correlación con *qnrB*, y *oqxB* con *vanA*, sugiriendo una red de resistencia antimicrobiana compleja promovida por presiones selectivas ambientales [152].

Para identificar patrones entre los parámetros fisicoquímicos y la presencia de ARG, se realizó un análisis de conglomerados jerárquico y un análisis de correspondencias múltiples (MCA por sus siglas en inglés). Estas técnicas multivariadas permitieron explorar las relaciones subyacentes y agrupar perfiles similares de calidad del agua en los seis sistemas rurales de abastecimiento de agua. El conglomerado jerárquico reveló la formación de dos clústeres principales que agruparon ARGs y variables de calidad del agua con patrones de distribución similares. Estos conglomerados fueron consistentes con las diferencias en los niveles de

contaminación y la eficiencia de los sistemas de tratamiento observadas durante las evaluaciones de campo.

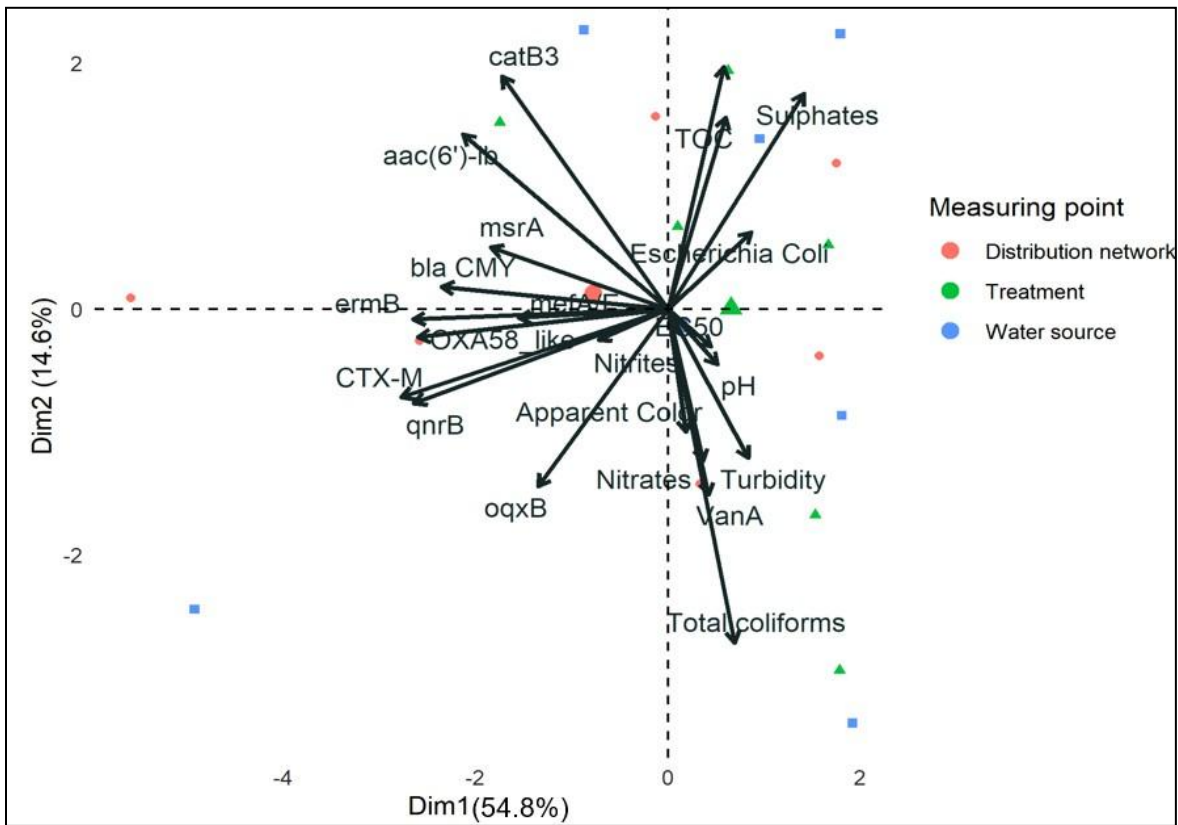


Figura 9. Análisis MCA de correlación entre los parámetros de calidad del agua y la presencia de ARGs en acueductos rurales de Boyacá

La medida de Kaiser-Meyer-Olkin y la prueba de esfericidad de Bartlett confirmaron la idoneidad del conjunto de datos para la reducción de la dimensionalidad. Se extrajeron dos dimensiones principales, que explican el 68 % de la varianza total. La dimensión uno mostró una correlación negativa fuerte y estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre el gen *vanA* y parámetros como la concentración de nitratos, el color aparente y los coliformes totales. Esto implica que *vanA* podría ser más prevalente en entornos con altas cargas orgánicas y contaminación por nitrógeno, posiblemente relacionada con la escorrentía de la ganadería o prácticas de tratamiento inadecuadas. La presencia de *vanA*, un gen que confiere resistencia a los glucopéptidos como la vancomicina, es particularmente preocupante debido a su papel en las infecciones

nosocomiales, y refuerza la hipótesis de que el ambiente acuático podría actuar como un reservorio silencioso de genes de resistencia de alto riesgo clínico[154].

La segunda dimensión mostró una fuerte correlación positiva entre las concentraciones de nitritos y la presencia de los genes *qnrB*, *oqxB*, *bla_{CTX-M}* y *ermB* ($p < 0.05$). La asociación de *qnrB* y *oqxB*, relacionados con la resistencia a quinolonas y oxazolidinonas respectivamente, con niveles elevados de nitritos sugiere un posible vínculo con la contaminación agrícola, donde el uso intensivo de antibióticos en la ganadería y la producción de cultivos puede contribuir a la diseminación de ARGs en los cuerpos de agua. Además, la correlación positiva de *bla_{CTX-M}*, que codifica una β -lactamasa de espectro extendido (BLEE), respalda la hipótesis de que entornos ricos en compuestos nitrogenados podrían favorecerla proliferación de poblaciones bacterianas resistentes [155].

Estos hallazgos derivados del análisis multivariado refuerzan la complejidad asociada a la diseminación de ARGs en los sistemas rurales de abastecimiento de agua. Además, subrayan la necesidad de implementar enfoques integrados de vigilancia ambiental, que contemplen tanto indicadores microbiológicos como fisicoquímicos. Las correlaciones significativas observadas sugieren que determinados parámetros químicos, como nitritos y nitratos, podrían servir como indicadores indirectos de la presencia de ARGs, facilitando la detección temprana y la implementación de estrategias de gestión de riesgos.

La coexistencia de ARGs y cafeína en el sistema de abastecimiento de agua sugiere la presencia de depresiones selectivas potenciales que podrían favorecer a los microorganismos resistentes. La cafeína ha sido reconocida como un marcador ambiental de contaminación de origen antropogénico, especialmente vinculada al vertimiento de aguas residuales domésticas no tratadas o parcialmente tratadas [156]. Su detección en paralelo con ARGs en sistemas rurales indica no solo una presencia sostenida de contaminación fecal, sino también un entorno que puede favorecer la persistencia y transferencia horizontal de genes de resistencia. Esta situación representa una preocupación creciente para la salud pública, ya que evidencia que los sistemas convencionales de tratamiento de agua, incluidos la cloración y la filtración, son insuficientes para la eliminación de residuos farmacéuticos, plaguicidas y ARGs [157]. Diversas tecnologías de tratamiento avanzadas han demostrado mayor eficacia en la remoción de estos contaminantes. Entre ellas se destacan la adsorción con carbón activado [158], la filtración por membranas (ósmosis inversa y

ultrafiltración) [159], [160], y los procesos de oxidación avanzada, que emplean ozono, peróxidos o radiación ultravioleta [61]. No obstante, su implementación en contextos rurales plantea desafíos significativos relacionados con los costos operativos, el consumo energético y la necesidad de mantenimiento especializado. Por ello, es indispensable realizar evaluaciones integrales de viabilidad técnica, económica y social, que garanticen la sostenibilidad a largo plazo de estas tecnologías en comunidades rurales con recursos limitados[161].

Este estudio resalta la necesidad de establecer regulaciones más estrictas para controlar los EC en los sistemas de distribución de agua potable. Dado que estos contaminantes se originan del escurrimiento agrícola, aguas residuales mal gestionadas y el uso indiscriminado de productos farmacéuticos, son esenciales políticas integrales. Fortalecer los estándares de calidad del agua, establecer límites permisibles e implementar programas de monitoreo continuo son medidas críticas para proteger los recursos hídricos [115]. Además, la concienciación pública y la participación de los actores locales y los responsables de la formulación de políticas son fundamentales para la adopción exitosa de marcos regulatorios y la mitigación de los impactos ambientales y en la salud pública.

K. Propuestas de tratamiento para el manejo de contaminantes emergentes a partir de la revisión de literatura

Considerando los hallazgos reportados previamente, se procedió a la búsqueda de literatura científica para proponer teóricamente las alternativas de tratamiento o eliminación de EC en los seis acueductos rurales. Esta revisión de literatura tuvo como objetivo identificar y analizar estudios científicos recientes relacionados con el tratamiento de agua natural para la eliminación de ARGs y cafeína en contextos rurales. La revisión se enfocó en tecnologías aplicadas a sistemas de abastecimiento de agua potable en comunidades rurales, excluyendo estudios sobre aguas residuales o sedimentos.

La búsqueda de literatura se realizó en cuatro bases de datos científicas: Scopus, PubMed, y ScienceDirect, abarcando publicaciones entre los años 2020 y 2025. Se utilizaron ecuaciones de búsqueda específicas en cada plataforma, adaptadas a su sintaxis:

Scopus:

TITLE-ABS-KEY(("drinking water supply systems" OR "drinking water") AND ("antibiotic resistance genes" OR ARGs) AND caffeine AND ("rural communities" OR rural))

PubMed:

("drinking water supply systems"[Title/Abstract] OR "drinking water"[Title/Abstract]) AND ("antibiotic resistance genes"[Title/Abstract] OR ARGs[Title/Abstract]) AND caffeine[Title/Abstract] AND ("rural communities"[Title/Abstract] OR rural[Title/Abstract])

ScienceDirect:

("drinking water supply systems" OR "drinking water") AND ("antibiotic resistance genes" OR ARGs) AND caffeine AND ("rural communities" OR rural)

Criterios de inclusión y exclusión:

Inclusión: Artículos científicos originales o revisiones sistemáticas que abordan el tratamiento de agua natural en contextos rurales y reportaran presencia, eliminación o evaluación de ARGs y/o cafeína.

Exclusión: Estudios centrados en aguas residuales, cuerpos sedimentarios, ambientes urbanos, literatura no científica, no indexada o que no cuente con revisión por pares.

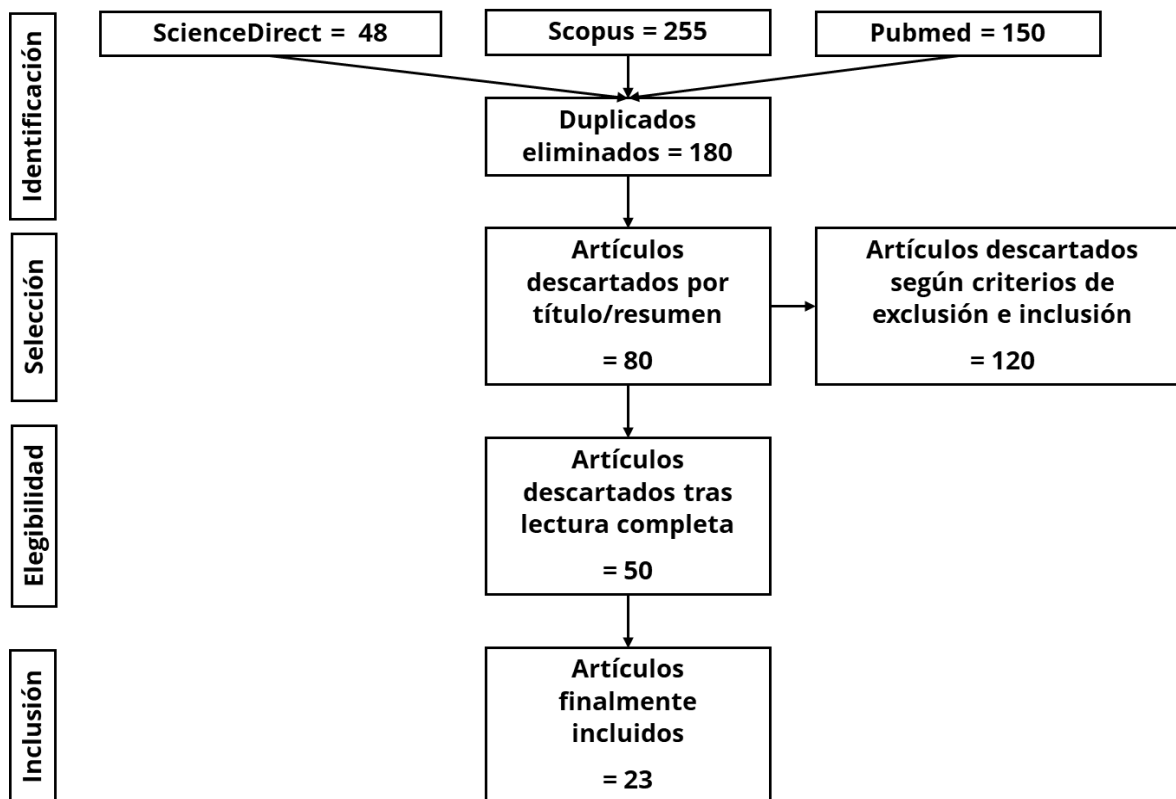


Fig. 10. Desarrollo de metodología PRISMA para la revisión de literatura sobre el tratamiento de agua natural con presencia de EC en acueductos rurales

Este capítulo presenta la revisión de literatura científica realizada con el propósito de identificar y analizar estrategias de manejo para la eliminación de EC, incluidos los ARGs, en sistemas rurales de abastecimiento de agua. La bibliografía consultada fue seleccionada de forma sistemática y rigurosa, y su análisis permitió sustentar las alternativas de intervención propuestas en esta investigación. Las evidencias presentadas a continuación ofrecen un marco técnico y contextual que orienta la toma de decisiones frente a los desafíos que enfrentan los acueductos rurales en relación con la presencia y persistencia de EC y ARGs en el recurso hídrico.

La presencia de EC en el agua destinada al consumo humano ha sido objeto de creciente preocupación en los últimos años, debido a sus posibles impactos sobre la salud pública y el medio ambiente [3]. Estudios recientes han documentado la detección de EC en diversas etapas del ciclo urbano del agua de consumo, incluyendo las fuentes de abastecimiento, los procesos de tratamiento y las redes de distribución, abarcando sistemas de diferentes escalas en múltiples regiones del

mundo [162]. Entre los principales reservorios ambientales de estos contaminantes se encuentran cuerpos de agua superficial, los cuales reciben descargas directas o indirectas provenientes de actividades antropogénicas como la agricultura intensiva, la ganadería, los vertimientos domésticos y, en menor medida, los efluentes industriales [32].

En la última década, la investigación sobre EC en sistemas de agua potable ha evolucionado significativamente, impulsada por el desarrollo de técnicas analíticas más sensibles y por la creciente preocupación por los efectos subletales y acumulativos de estos compuestos en la salud humana y los ecosistemas acuáticos [27]. Dentro de este amplio grupo, se destacan la cafeína y ciertos genes de resistencia a antibióticos, como *GES* y *sull*, por su frecuencia de detección, persistencia ambiental y relevancia sanitaria [137].

La cafeína, un alcaloide metilxantínico comúnmente consumido en bebidas y productos farmacéuticos, ha sido propuesta como un trazador confiable de contaminación por aguas residuales domésticas. Su alta solubilidad, relativa estabilidad y baja tasa de biodegradación en ambientes acuáticos permiten su detección incluso a bajas concentraciones ($\mu\text{g/L}$ a ng/L), lo que la convierte en un marcador indirecto de la presencia de otros EC, tales como farmacéuticos, productos de cuidado personal, pesticidas, plastificantes, compuestos hormonales (como estrógenos sintéticos o naturales) y ARGs [125]. Su detección en aguas superficiales, subterráneas e incluso en aguas tratadas evidencia las limitaciones de las tecnologías convencionales de tratamiento [126], [127], [163].

En paralelo, la vigilancia genómica ha cobrado protagonismo en la evaluación del riesgo microbiológico asociado a EC, especialmente en lo relativo a la resistencia antimicrobiana [35]. El gen *sull*, ampliamente distribuido en ambientes impactados por actividades humanas, codifica una variante de la dihidropteroato sintasa que confiere resistencia a las sulfonamidas, antibióticos de uso extendido en medicina humana y veterinaria [140]. Estudios recientes han demostrado su frecuente detección en matrices acuáticas como efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, agua superficial y sedimentos, donde puede encontrarse asociado a elementos genéticos móviles, facilitando su HTG [39].

Por su parte, los genes *GES*, pertenecientes a la familia de beta-lactamasas de espectro extendido, han emergido como un grupo preocupante debido a su capacidad para hidrolizar una amplia gama de antibióticos beta-lactámicos, incluyendo penicilinas, cefalosporinas y, en algunos

casos, carbapenémicos. Aunque su detección ha sido más frecuente en ambientes clínicos, investigaciones recientes reportan su presencia en ambientes acuáticos, incluyendo sistemas de agua potable, sugiriendo un potencial reservorio ambiental para la propagación de la resistencia antimicrobiana [32], [137], [143].

La detección de EC requiere metodologías analíticas específicas y de alta sensibilidad. En el caso de compuestos como la cafeína, se utilizan comúnmente técnicas cromatográficas acopladas a espectrometría de masas (por ejemplo, LC-MS/MS), que permiten identificar y cuantificar estos compuestos incluso a niveles traza. Para la detección de ARGs como *sull* y *GES*, se emplean herramientas moleculares como la PCR cuantitativa (qPCR) y la metagenómica de nueva generación (NGS), las cuales no solo permiten cuantificar su presencia, sino también evaluar la diversidad microbiana asociada y los mecanismos de diseminación genética en los sistemas hídricos [126], [137]. Para contextualizar estas metodologías e escenarios internacionales, la Tabla XIV resume una selección de estudios que han documentado la presencia de EC en diferentes puntos de los sistemas de distribución de agua potable, utilizando enfoques analíticos similares. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de incorporar herramientas avanzadas de vigilancia en contextos rurales y urbanos.

TABLA XIV. IDENTIFICACIÓN DE EC EN SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE A NIVEL MUNDIAL

Lugar	Tipo de EC	Método empleado	Punto de muestreo	Cantidad o Abundancia	Referencia
Valle de Katmandú (Nepal)	ARGs: <i>bla_{NDM-1}</i> , <i>bla_{CTX-M}</i> , <i>tetB</i> , <i>qnrS</i> , y <i>sull</i> .		Red de distribución	Desconocida	[164]
Gray, Thibodaux, Houma y Raceland (USA)	ARGs: <i>sull</i> y <i>tetA</i> .			Desconocida	[165]
Río Tama y Lago Kasumigaura (Japón)	ARGs: <i>bla_{TEM}</i> , <i>sull</i> , <i>tetA</i> , <i>ere(A)</i> , e <i>intl1</i> .			10 ⁶ –10 ⁷ copias/L	[166]
Las Gargantas (China)	ARGs: <i>sull</i> y <i>sul2</i> .			< 10 ⁸ copias/L	[167]
Cuenca del río Barigüi (Brasil)	Cafeína			0 – 753.5 µg/L	[168]
Río Rudawa, Cracovia (Polonia)	Cafeína			14.0 y 852.0 ng/dm ³	[169]

Lagunas costeras Yucatán (México)	Cafeína de	~2390 ng/L	[170]
Rio (Portugal)	Lis Cafeína	25.3 y 321 ng/L	[171]

En cuanto a su eliminación, los procesos tradicionales de potabilización, tales como la coagulación, sedimentación, filtración y desinfección con cloro, presentan eficiencias variables y generalmente limitadas para la remoción de EC como la cafeína y, especialmente, de ARGs [143]. En el caso de la cafeína, se ha determinado que estos procesos logran remociones parciales, con una eficiencia dependiente de factores como la dosis de coagulante y la presencia de carbono orgánico [125]. Por otro lado, los ARGs muestran una mayor resistencia a la remoción física y química, dado que pueden encontrarse intracelularmente o asociados a material genético extracelular, reduciendo la eficacia de las etapas convencionales del tratamiento [164].

Para mejorar la eliminación de estos compuestos, se han propuesto tecnologías como la oxidación avanzada [172], la adsorción con carbón activado [173], la filtración por membranas (nanofiltración y ósmosis inversa) [174], y el uso de luz ultravioleta [175]. Asimismo, se ha reportado que la combinación de tratamientos convencionales con procesos biológicos avanzados, como los biorreactores de membrana, pueden incrementar la remoción de ARGs mediante una mayor retención de biomasa y tiempos de retención celular prolongados [27]. Sin embargo, la implementación de estas tecnologías en sistemas de agua potable, particularmente en contextos rurales o de baja capacidad, sigue siendo limitada debido a los costos operativos, requerimientos técnicos y desconocimiento sobre su efectividad a largo plazo. Estos aspectos contrastan con la realidad de muchos acueductos rurales en Colombia, que operan con infraestructuras básicas, recursos humanos no especializados y presupuestos restringidos.

TABLA XV. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE CAFEÍNA Y ARGs EN AGUA POTABLE

Tecnología	Contaminante objetivo	Contexto de uso	Eficiencia / Observaciones	Referencia
Carbón activado	Cafeína	Urbano y rural	Alta adsorción; eficiencia entre 60–90% según tipo y dosis.	[176]
Filtración lenta en arena + aditivos	Cafeína, parcialmente ARGs	Rural, bajo costo	Remoción de cafeína (40–70%); limitada para ARGs; depende de la biocapa.	[177]

Coagulación-floculación	Parcial para cafeína y ARGs	Tradicional, urbano/rural	Poco eficiente para EC; puede mejorar si se combina con adsorción o filtración.	[175]
Cloración	Parcial para ARGs	Tradicional, urbano/rural	Inactiva bacterias portadoras; limitada sobre ADN libre; no remueve cafeína.	[115]
Luz ultravioleta (UV)	ARGs (intracelular)	Urbano y rural	Alta eficiencia sobre bacterias; menos efectiva sobre ADN extracelular.	[178]
UV/H ₂ O ₂ (oxidación avanzada)	Cafeína y ARGs	Urbano; mayor complejidad	Alta eficiencia para EC, incluyendo ARGs; requiere control técnico y uso de químicos.	[179]
Ósmosis inversa / nanofiltración	Cafeína y ARGs	Urbano centralizado	Eficiencia superior al 90%; alto costo energético y de mantenimiento.	[180]
Biorreactores de membrana (MBR)	ARGs	Urbano / pilotos rurales	Alta remoción de ARGs intracelulares; requiere mayor control técnico y pretratamiento.	[181]
Biochar como medio filtrante	Cafeína, ARGs	Rural, adaptable a filtros lentos	Buen desempeño en adsorción y soporte microbiano; útil en mejoras de filtros tradicionales.	[182]

Con la información recolectada en las tablas XIV y XV, a continuación, se presentan las alternativas propuestas para el manejo del nivel de toxicidad en los acueductos rurales objeto de estudio. Las propuestas de manejo consideran intervenciones diferenciadas por municipio, abarcando los componentes de fuente, tratamiento, operación y distribución. Este enfoque territorial es adecuado para abordar de manera efectiva los EC como la presencia de ARGs, los cuales representan riesgos crecientes para la salud pública y la sostenibilidad ambiental [172].

TABLA XVI. PROPUESTA DE MANEJO DE LOS SISTEMAS DE ACUEDUCTO PARA REDUCCIÓN DE CONTAMINACIÓN POR EC

Acueducto	Fuente	Tratamiento	Operación del Sistema	Red de distribución
Chiquinquirá	Cerramiento del área de recarga hídrica.	Modificación del proceso de coagulación-floculación. Filtración en arena con sustratos que incluyan aditivos como el carbón activado	Monitoreo de parámetros de turbiedad, color aparente, nitratos, y nitritos. Pruebas de tratabilidad para confirmar variaciones en la adición de coagulante y cloro residual libre.	Adición de cloro en red de distribución. Análisis por sector para cambios de tubería y eliminación de biofilm.

Guateque	Cerramiento del área de captación.	Construcción de sistema de tratamiento que incluya aireación y filtración lenta en arena. Aireación con aditivos.	Control de agua cruda para verificar pertinencia del uso.	Hervido del agua a nivel domiciliario y lavado de tanques de reserva
Sutamarchán	Protección del área cercana a la bocATOMA.	Control del proceso de coagulación. Cambio del lecho filtrante periódicamente.	Monitoreo de parámetros de turbiedad, color aparente, nitratos, y nitritos.	Adición de cloro en red de distribución. Promoción de la higiene y desinfección en el almacenamiento a nivel intradomiciliario
Miraflores	Cerramiento del área de recarga hídrica.	Aireación con aditivos.	Pruebas de tratabilidad para confirmar variaciones en la adición de coagulante y cloro residual libre.	Promoción de la higiene y desinfección en el almacenamiento a nivel intradomiciliario.
Toca	Proceso social sobre los usos de la represa y el impacto de los vertidos sobre el cuerpo hídrico.	Aireación con lecho de carbón activado.		Control de adición de cloro residual libre.
Cuitiva	Proceso social sobre los usos de la Laguna y el impacto de los vertidos sobre el cuerpo hídrico.	Filtración con membranas especiales.		Lavado de tanques de almacenamiento.

Las acciones de cerramiento y control del uso del suelo en áreas de captación y recarga hídrica responden a la necesidad de reducir la carga de nutrientes y compuestos orgánicos persistentes que ingresan al sistema. Estudios han demostrado que el establecimiento de zonas de amortiguamiento y la regulación de actividades agropecuarias pueden reducir hasta en un 60–80% la entrada de nitratos y pesticidas a cuerpos de agua superficiales [173]. En este sentido, el trabajo comunitario en Toca y Cuitiva, enfocado en la educación sobre vertimientos y uso del recurso, representa una oportunidad para reforzar la gobernanza ambiental, esencial para la sostenibilidad a largo plazo [183].

Las tecnologías propuestas, como la filtración lenta en arena con aditivos como carbón activado o biochar [184], han demostrado una eficiencia de remoción del 40–90% para varios EC, incluyendo fármacos, pesticidas y materia orgánica biodegradable [185]. La implementación de sistemas de aireación con oxidantes (por ejemplo, oxígeno, permanganato o peróxido) puede mejorar la biodegradabilidad de compuestos complejos y facilitar su posterior remoción [186]. Además, el uso de coagulación-floculación optimizada, validada mediante pruebas de tratabilidad,

permite remover precursores de subproductos de desinfección y metales pesados, contribuyendo a la calidad final del agua [187].

El control operativo a través del monitoreo de parámetros indicativos como turbiedad, color aparente, nitratos y nitritos es una herramienta práctica para sistemas rurales donde el análisis especializado de EC no es viable. Estos parámetros pueden actuar como trazadores indirectos de contaminación difusa y eficacia del tratamiento [59]. La implementación de sistemas de control de cloro residual libre, así como el reemplazo periódico de medios filtrantes, mejora la seguridad microbiológica y la remoción de materia orgánica [188].

En la red de distribución, la formación de biofilms y su capacidad de albergar ARGs es un riesgo emergente. Por ello, el análisis sectorizado de redes, el reemplazo de tuberías y el fortalecimiento de la desinfección intradomiciliaria son acciones clave. Según [161], el lavado periódico de tanques domiciliarios puede reducir la carga microbiana en más de un 90%, y la adición de cloro residual libre en red contribuye a mantener la calidad del agua hasta el punto de consumo. La promoción de prácticas de higiene y educación ambiental refuerza el componente preventivo, especialmente en zonas con baja continuidad o presión variable. La implementación integral de estas medidas puede generar impactos técnicos significativos, tales como:

- Reducción estimada de un 40–70% de carga orgánica susceptible de contener EC.
- Mejora en la remoción de turbiedad y color hasta en un 80%, mediante combinaciones de filtración y aireación [172].
- Incremento en la eficacia de desinfección en red mediante el control del cloro residual libre (>0.2 mg/L), reduciendo riesgo microbiológico y recontaminación [185].
- Fortalecimiento de la vigilancia participativa comunitaria, lo cual mejora la sostenibilidad operativa y técnica de los sistemas rurales [5].

Los resultados del presente estudio permiten evidenciar que, si bien existen tecnologías avanzadas con alta eficacia para la remoción de EC, como la cafeína, y ARGs, su implementación en contextos rurales colombianos enfrenta múltiples retos [189]. Estos desafíos no solo son de índole técnica, sino que también están profundamente arraigados en factores económicos, institucionales y normativos que limitan la adopción de soluciones de alta complejidad en territorios con recursos escasos y capacidades operativas reducidas [73].

En este sentido, si bien el marco normativo colombiano aún no contempla de forma explícita los EC en la regulación de calidad del agua para consumo humano, sí proporciona herramientas que pueden ser aprovechadas para incorporar progresivamente este tipo de riesgos emergentes. La Resolución 2115 de 2007, que establece los requisitos sanitarios del agua potable, y la Resolución 4716 de 2010, que orienta la elaboración de mapas de riesgo por calidad del agua, promueven un enfoque preventivo que resulta pertinente. Dichos instrumentos permiten la identificación sistemática de amenazas sanitarias a lo largo de la cadena de abastecimiento, lo cual representa una oportunidad para integrar en su estructura conceptual y metodológica nuevas categorías de riesgo, como los EC y los ARGs, en futuras actualizaciones normativas, particularmente en lo concerniente a fuentes de contaminación difusa asociadas a prácticas agropecuarias, aguas residuales no tratadas y vertimientos domésticos.

Adicionalmente, la Resolución 0330 de 2017, que establece los criterios para el diseño de sistemas de tratamiento de agua potable, introduce una perspectiva diferenciada que reconoce la heterogeneidad de las fuentes y contextos territoriales. En este marco, se destaca la necesidad de tecnologías que se adapten a las características del entorno rural: bajo costo, operación sencilla y mantenimiento mínimo. Esta visión abre la puerta a soluciones basadas en tecnologías apropiadas, tales como biofiltros enriquecidos con materiales adsorbentes de bajo costo (como el biochar derivado de residuos orgánicos), sistemas de filtración lenta en arena, y procesos de coagulación-floculación optimizados mediante ajustes en pH y dosificación de coagulantes naturales o sintéticos. Estas alternativas, si bien no logran la remoción completa de todos los EC detectados, pueden ofrecer reducciones significativas cuando se combinan con medidas de manejo preventivo a nivel de cuenca.

Por tanto, resulta evidente que una estrategia eficaz para el tratamiento del agua en zonas rurales no puede depender exclusivamente del uso de tecnologías avanzadas. Es necesario implementar un enfoque integral de gestión del recurso hídrico desde la protección de las fuentes hasta la distribución final. Esto implica fortalecer los esquemas de control de vertimientos, promover el uso racional de antimicrobianos en actividades pecuarias, establecer buenas prácticas agrícolas y fomentar el manejo sostenible del suelo y la cobertura vegetal en áreas de captación. Asimismo, se requiere una mayor articulación interinstitucional y el fortalecimiento de la gobernanza local del agua, mediante la participación de las comunidades, el acompañamiento

técnico continuo y la implementación de programas de educación ambiental que sensibilicen sobre los riesgos asociados a los EC y su posible acumulación en los ecosistemas y la salud humana.

Finalmente, aunque las tecnologías avanzadas ofrecen soluciones altamente efectivas desde el punto de vista técnico, su implementación exitosa en zonas rurales de Colombia requiere una adaptación cuidadosa al contexto normativo, operativo y socioeconómico. La clave para lograr soluciones viables, sostenibles y pertinentes radica en articular el conocimiento científico con los saberes locales, la gestión comunitaria del agua y la planificación basada en el riesgo. Solo así se podrán diseñar e implementar estrategias integrales que respondan adecuadamente a los desafíos emergentes en la calidad del agua para consumo humano en zonas rurales.

III. CONCLUSIONES

Este estudio permitió evaluar integralmente seis acueductos rurales en Boyacá, identificando deficiencias críticas en la calidad del agua suministrada, los procesos de potabilización y la presencia de contaminantes emergentes, como ARGs y cafeína. Se identificaron 16 eventos peligrosos desde la captación hasta el usuario final de los abastos. Las deficiencias a nivel de infraestructura en los sistemas de potabilización, particularmente en sedimentación, filtración y desinfección, así como las actividades agropecuarias desarrolladas en las áreas de captación, se reconocieron como los principales factores de riesgo. Estos resultados evidencian la necesidad urgente de implementar acciones correctivas, tales como la optimización de las plantas de tratamiento, el fortalecimiento de los esquemas de protección de fuentes y la adopción de estrategias de monitoreo continuo, con el fin de asegurar un suministro de agua potable que cumpla los estándares de calidad y proteja la salud de las comunidades rurales.

Los parámetros de calidad del agua como pH (7.34 ± 0.68), sulfatos (1.76 ± 1.93 mg/L), conductividad (38.44 ± 26.88 μ S/cm), nitritos (0.02 ± 0.02 mg/L) y dureza total (20.67 ± 16.87 mg/L) cumplieron la normativa vigente, persistieron deficiencias en la remoción de carbono orgánico total (TOC), turbidez y contaminantes microbiológicos. El 84% de las muestras cumplieron con el límite de TOC (1.64 ± 2.14 mg/L), aunque se registraron picos superiores a 5 mg/L en algunos acueductos rurales. La turbidez media (2.44 ± 2.20 NTU) superó el valor permitido en cuatro sistemas, comprometiendo la eficiencia de la desinfección. Se detectaron *E. coli* (38.72 ± 108.99 CFU/100 mL) y coliformes totales (593.30 ± 884.90 CFU/100 mL) en el 80% de las muestras, evidenciando fallas en los sistemas de potabilización. Además, el deficiente control de cloro residual y el incremento del color aparente durante la distribución reflejan riesgos adicionales.

Los bioensayos con *Vibrio fischeri* demostraron ser una herramienta esencial para revelar riesgos ecotoxicológicos invisibles a los métodos fisicoquímicos convencionales en los acueductos rurales de Boyacá. La persistente de toxicidad en Miraflores evidencia deficiencias en los tratamientos que no consiguen eliminar sustancias presentes en el agua cruda, mientras que la notable reducción en Chiquinquirá confirma la eficiencia de sus procesos de potabilización.

Municipios como Guateque y Sutamarchán, con variaciones mínimas en toxicidad, podrían enfrentar efectos adversos por exposición crónica a bajos niveles de contaminantes. Asimismo, el incremento de toxicidad en la red de Cuitiva y Miraflores alerta sobre recontaminación vinculada a infraestructura deteriorada y formación de biofilms. La correlación débil entre toxicidad y color aparente y su asociación negativa con coliformes totales apuntan a interacciones complejas entre microorganismos y compuestos tóxicos, que podrían tanto biodegradar contaminantes como interferir en la medición. Con estos hallazgos se sugiere incorporar indicadores ecotoxicológicos en los programas de monitoreo del agua rural, complementando los análisis tradicionales para garantizar una evaluación integral de la calidad y seguridad del recurso.

Los resultados indican que los sistemas de tratamiento convencionales evaluados no son plenamente efectivos para eliminar los genes de resistencia. Aunque el proceso potabilizador redujo inicialmente un 31 % la carga total de ARG (de 42 en captaciones a 29 tras el tratamiento), su eficiencia se ve comprometida por un aumento del 23 % en la red de distribución (38 ARG), evidenciando recontaminación o proliferación postratamiento. La persistencia del gen *GES* en todas las muestras sugiere transferencia horizontal favorecida por escurrimientos agrícolas y deficiencias operativas. Asimismo, la detección de genes como *bla_{DHA}*, *sul1*, *sul2*, *aac (6')-Ib*, *mefE*, *oqxB*, *qnrB* y *mcr-2* tras el tratamiento confirma su capacidad de sobrevivir a los procesos actuales y su potencial diseminación en ambientes rurales. Las correlaciones positivas entre parámetros como color aparente, nitratos y nitritos con la presencia de *bla_{CTX-M}*, *vanA* y *ermB*, así como la asociación inversa de *oqxB* con sulfatos, apuntan a que las condiciones fisicoquímicas del agua influyen directamente en la supervivencia de estos ARG. En conjunto, estos hallazgos demuestran la necesidad urgente de optimizar y complementar las técnicas de potabilización para garantizar la calidad microbiológica del agua potable rural.

Se aplicaron técnicas multivariadas (conglomerados jerárquicos y análisis de correspondencias múltiples), identificando dos clústeres principales que agrupan ARGs y variables de calidad del agua. El MCA indicó que la dimensión 1 explicaba la relación del gen *vanA* con altas concentraciones de nitratos, coliformes y materia orgánica, mientras que la dimensión 2 mostró una fuerte asociación entre nitritos y los genes *qnrB*, *oqxB*, *bla_{CTX-M}* y *ermB*, sugiriendo co-selección por contaminación agrícola. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de integrar indicadores microbiológicos y químicos en el monitoreo rural del agua potable. Este estudio resalta

la urgencia de fortalecer los marcos regulatorios, y establecer programas de monitoreo continuo, estas medidas son clave para mitigar riesgos sanitarios en comunidades rurales y prevenir la diseminación ambiental de ARGs.

Si bien las tecnologías de tratamiento avanzadas como la ósmosis inversa, la oxidación avanzada y los biorreactores de membrana han demostrado alta eficiencia en la remoción de EC, su viabilidad en zonas rurales colombianas es limitada debido a sus altos costos operacionales, requerimientos energéticos y necesidades de mantenimiento especializado. Por ello, es prioritario promover el uso de tecnologías intermedias y adaptadas al contexto, como sistemas de filtración lenta mejorados, biofiltros con materiales adsorbentes o coagulación-floculación optimizada, integradas dentro de un esquema de gestión del riesgo. Asimismo, se destaca que la normativa nacional ofrece un marco flexible que puede ser aprovechado para incorporar gradualmente indicadores relacionados con EC dentro de los mapas de riesgo, los planes de gestión del recurso hídrico y los sistemas de vigilancia de la calidad del agua. Esta integración permitiría priorizar zonas vulnerables, optimizar el diseño de tecnologías de bajo costo y focalizar la inversión pública hacia soluciones eficaces y sostenibles.

En este contexto, la propuesta de alternativas de manejo para la eliminación de ARGs y cafeína en acueductos rurales debe considerar no solo la eficacia técnica de las tecnologías seleccionadas, sino también su apropiación social, viabilidad económica, facilidad de operación y compatibilidad con la normatividad vigente. El éxito de estas soluciones dependerá de su articulación con procesos de educación ambiental, fortalecimiento institucional local y protección efectiva de las fuentes de abastecimiento. Finalmente, se hace un llamado a fortalecer la investigación aplicada y la generación de datos locales sobre la presencia de EC en entornos rurales, para ajustar las estrategias de intervención a las condiciones reales del territorio colombiano y avanzar hacia un abastecimiento de agua potable verdaderamente seguro, sostenible y resiliente frente a los desafíos actuales y futuros.

IV. RECOMENDACIONES

Para fortalecer la gestión del agua potable en contextos rurales frente a la creciente preocupación por los ECs y ARGs, se plantean las siguientes recomendaciones técnicas y estratégicas. En primer lugar, se propone consolidar la protección de las fuentes abastecedoras mediante la implementación de zonas de manejo y conservación, definidas a partir de análisis integrados de vulnerabilidad hídrica, presiones antrópicas y capacidad de carga ambiental. Estas zonas deben estar orientadas al control específico de fuentes difusas y puntuales de contaminación, con especial énfasis en la regulación del uso de antibióticos en actividades agropecuarias, mediante buenas prácticas ganaderas, control de prescripciones veterinarias y gestión adecuada de residuos animales. Así mismo, se requiere reforzar el control de vertimientos domésticos no tratados, promoviendo soluciones de saneamiento rural con capacidad de remoción microbiológica, y establecer sistemas de vigilancia sobre prácticas agrícolas intensivas que contribuyen a la carga de pesticidas y nutrientes en las cuencas abastecedoras.

En segundo lugar, se recomienda la adopción de tecnologías de tratamiento intermedias apropiadas al contexto rural, que permitan mejorar la calidad del agua cruda sin comprometer la sostenibilidad técnica y económica de los sistemas comunitarios. Entre estas tecnologías destacan la filtración lenta en arena mejorada, que puede ser optimizada mediante el uso de capas de materiales adsorbentes como carbón activado o zeolitas, los biofiltros basados en biochar, que han demostrado alta eficacia en la adsorción de compuestos farmacéuticos y sustancias orgánicas persistentes, y la coagulación-floculación adaptada a condiciones locales, mediante el uso de coagulantes naturales y esquemas de dosificación ajustados a la variabilidad del agua. La selección de estas tecnologías debe considerar criterios de bajo costo, eficiencia energética, facilidad de operación y mantenimiento, así como su validación mediante estudios piloto.

Adicionalmente, se sugiere la incorporación progresiva de parámetros indicativos de contaminantes emergentes dentro de los planes de monitoreo y los mapas de riesgo definidos por la normativa colombiana. Esta integración puede realizarse a través de estudios piloto en territorios

priorizados, donde se desarrollen esquemas de vigilancia sanitaria participativa que incluyan la detección de residuos de antibióticos, hormonas y pesticidas, así como el seguimiento de genes de resistencia a antibióticos mediante técnicas moleculares. La construcción de mapas de riesgo que integren variables ambientales, socioeconómicas y de calidad del agua permitiría orientar acciones de control y priorización de inversiones públicas con enfoque preventivo.

En el plano regulatorio, se plantea la necesidad de actualizar el marco normativo nacional con la inclusión de lineamientos técnicos para la identificación, evaluación y remoción de ECs, de forma que se avance hacia su incorporación gradual en el Sistema de Información para la Vigilancia de la Calidad del Agua Potable (SIVICAP). Esta actualización debe contemplar metodologías analíticas costo-eficientes, criterios de priorización territorial y estándares mínimos para la evaluación del riesgo asociado a estos compuestos, permitiendo también su inclusión en los programas de inversión del sector agua potable y saneamiento, con un enfoque orientado a la protección de la salud pública en zonas rurales.

Finalmente, se recomienda fortalecer los esquemas de gestión comunitaria del agua con un enfoque preventivo y participativo. Para ello, es fundamental impulsar procesos de capacitación técnica dirigidos a operadores comunitarios y juntas administradoras, enfocados en la gestión del riesgo hídrico, la operación de tecnologías apropiadas y el monitoreo básico de calidad del agua. Paralelamente, deben promoverse estrategias de educación ambiental transformadora que generen conciencia colectiva sobre el uso seguro y sostenible del recurso hídrico, fomentando la corresponsabilidad de los usuarios y la apropiación social de las soluciones implementadas. Estas acciones, articuladas con políticas públicas y esquemas de asistencia técnica continua, permitirán avanzar hacia una gestión hídrica rural resiliente, adaptativa y centrada en la salud de las comunidades.

V. REFERENCIAS

- [1] WHO, “Global status report on road safety 2023,” Geneva, 2023.
- [2] WHO, “Burden of disease attributable to unsafe drinking-water, sanitation and hygiene,” *WHO*, no. 978-92-4-007561-0, pp. 0–100, 2019.
- [3] WHO, *Global Antimicrobial Resistance and Use Surveillance System (GLASS) Report 2022*. World Health Organization, 2022.
- [4] WHO and UNICEF, “Progresos en materia de agua para consumo, saneamiento e higiene en los hogares 2000-2020: cinco años después de la adopción de los ODS,” *Organización Mundial de la Salud y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF)*, pp. 1–164, 2021.
- [5] WHO, “Guidelines for drinking water quality Fourth edition incorporating the first and second addenda,” 2022. Accessed: May 06, 2024. [Online]. Available: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/352532/9789240045064-eng.pdf?sequence=1>
- [6] WHO, “Water Safety Planning for Small Community Water Supplies Step-by-step risk management guidance for drinking-water supplies in small communities,” 2012. Accessed: May 06, 2024. [Online]. Available: https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/75145/9789241548427_eng.pdf?sequence=1
- [7] A. Pérez-Vidal, J. C. Escobar-Rivera, and P. Torres-Lozada, “Development and implementation of a water-safety plan for drinking-water supply system of Cali, Colombia,” *Int J Hyg Environ Health*, vol. 224, Mar. 2020, doi: 10.1016/j.ijheh.2019.113422.
- [8] Y. Ramos Parra and M. Pinilla Roncancio, “Calidad de agua de consumo humano en sistemas de abastecimiento rurales en Boyacá, Colombia. Un análisis infraestructural,” *Revista EIA*, vol. 17, no. 34, pp. 1–15, Nov. 2020, doi: 10.24050/reia.v17i34.1378.
- [9] F. Fanaei, T. Shahryari, M. Mortazavi, N. Nasseh, M. Pourakbar, and B. Barikbin, “Hazard identification and integrated risk assessment of drinking water supply system from catchment to consumer based on the World Health Organization’s Water Safety Plan,” *Desalination Water Treat*, vol. 286, pp. 257–273, Feb. 2023, doi: 10.5004/dwt.2023.29330.
- [10] G. String and D. Lantagne, “A systematic review of outcomes and lessons learned from general, rural, and country-specific Water Safety Plan implementations,” Dec. 01, 2016, *IWA Publishing*. doi: 10.2166/ws.2016.073.

- [11] C. Kanyesigye, S. J. Marks, J. Nakanjako, F. Kansiime, and G. Ferrero, "Status of water safety plan development and implementation in Uganda," *Int J Environ Res Public Health*, vol. 16, no. 21, Nov. 2019, doi: 10.3390/ijerph16214096.
- [12] D. Schmiede, M. Evers, V. Zügner, and B. Rickert, "Comparing the German enabling environment for nationwide Water Safety Plan implementation with international experiences: Are we still thinking big or already scaling up?," *Int J Hyg Environ Health*, vol. 228, Jul. 2020, doi: 10.1016/j.ijheh.2020.113553.
- [13] M. J. Gunnarsdottir *et al.*, "Status of risk-based approach and national framework for safe drinking water in small water supplies of the Nordic water sector," *Int J Hyg Environ Health*, vol. 230, Sep. 2020, doi: 10.1016/j.ijheh.2020.113627.
- [14] H. Hasan, A. Parker, and S. J. T. Pollard, "Whither regulation, risk and water safety plans? Case studies from Malaysia and from England and Wales," *Science of the Total Environment*, vol. 755, Feb. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142868.
- [15] K. Lane, M. Fuller, T. Dymont, and G. Gagnon, "Co-development of a risk assessment tool for use in First Nations water supply systems: A key step to water safety plan implementation," *Int J Hyg Environ Health*, vol. 240, Mar. 2022, doi: 10.1016/j.ijheh.2021.113916.
- [16] R. O. Baracho, E. Najberg, and P. S. Scalize, "Factors That Impact the Implementation of Water Safety Plans—A Case Study of Brazil," *Water (Switzerland)*, vol. 15, no. 4, Feb. 2023, doi: 10.3390/w15040678.
- [17] H. van den Berg *et al.*, "Experiences from integrating water and sanitation safety planning in small systems in rural Serbia," *J Water Health*, vol. 21, no. 12, pp. 1772–1783, Dec. 2023, doi: 10.2166/wh.2023.204.
- [18] S. Pundir, R. Singh, P. Singh, and V. Kandari, "Risk assessment and water safety planning for rural water supply in Uttarakhand, India," *Environ Monit Assess*, vol. 193, no. 12, Dec. 2021, doi: 10.1007/s10661-021-09609-7.
- [19] R. T. Souter *et al.*, "Strengthening rural community water safety planning in Pacific Island countries: evidence and lessons from Solomon Islands, Vanuatu, and Fiji," *J Water Health*, vol. 22, no. 3, pp. 467–486, Mar. 2024, doi: 10.2166/wh.2024.144.
- [20] S. H. Ko and H. Sakai, "Water sanitation, hygiene and the prevalence of diarrhea in the rural areas of the delta region of Myanmar," *J Water Health*, vol. 20, no. 1, pp. 149–156, Jan. 2022, doi: 10.2166/WH.2021.192.
- [21] OPS, *Planes de Seguridad del Agua en el sector rural de Caldas*. 2012. Accessed: Feb. 04, 2025. [Online]. Available: <https://iris.paho.org/handle/10665.2/28191>
- [22] Gobernación de Boyacá, "Plan de Desarrollo Departamental 2024-2027," Tunja, 2024. Accessed: Aug. 07, 2024. [Online]. Available: <https://www.boyaca.gov.co/wp->

content/uploads/2024/07/PDD-NUESTRO-GRAN-PLAN-ES-BOYACA-2024-2027-FINAL.pdf

- [23] M. Y. Dueñas-Celis, L. M. Dorado-González, P. Espinosa-Macana, and S. H. Suescún-Carrero, "Water Quality for Human Consumption Risk Index in Urban Areas of the Boyacá Department, Colombia, 2004-2013," *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, vol. 36, no. 3, pp. 101–109, Sep. 2018, doi: 10.17533/udea.rfnsp.v36n3a10.
- [24] A. Pal, K. Y. H. Gin, A. Y. C. Lin, and M. Reinhard, "Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects," *Science of the Total Environment*, vol. 408, no. 24, pp. 6062–6069, Nov. 2010, doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.09.026.
- [25] R. P. Schwarzenbach, T. Egli, T. B. Hofstetter, U. Von Gunten, and B. Wehrli, "Global water pollution and human health," *Annu Rev Environ Resour*, vol. 35, no. Volume 35, 2010, pp. 109–136, Nov. 2010, doi: 10.1146/ANNUREV-ENVIRON-100809-125342/CITE/REFWORKS.
- [26] WHO and UNICEF, *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2022*. New York, 2023. [Online]. Available: <https://washdata.org>
- [27] J. Marumure *et al.*, "Emerging organic contaminants in drinking water systems: Human intake, emerging health risks, and future research directions," *Chemosphere*, vol. 356, May 2024, doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.141699.
- [28] S. E. Fenton *et al.*, "Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research," Mar. 01, 2021, *Wiley Blackwell*. doi: 10.1002/etc.4890.
- [29] A. Mukhopadhyay, S. Duttgupta, and A. Mukherjee, "Emerging organic contaminants in global community drinking water sources and supply: A review of occurrence, processes and remediation," *J Environ Chem Eng*, vol. 10, no. 3, p. 107560, Jun. 2022, doi: 10.1016/J.JECE.2022.107560.
- [30] M. C. N. Pais and E. D. S. Nascimento, "Guideline values and human risk assessment for the presence of anti-inflammatory drugs remaining in drinking water after lab scale treatment," *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, vol. 54, no. 1, 2018, doi: 10.1590/s2175-97902018000117320.
- [31] K. E. Muambo, M. G. Kim, D. H. Kim, S. Park, and J. E. Oh, "Pharmaceuticals in raw and treated water from drinking water treatment plants nationwide: Insights into their sources and exposure risk assessment," *Water Res X*, vol. 24, Sep. 2024, doi: 10.1016/j.wroa.2024.100256.
- [32] E. Sanganyado and W. Gwenzi, "Antibiotic resistance in drinking water systems: Occurrence, removal, and human health risks," Jun. 15, 2019, *Elsevier B.V.* doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.162.

- [33] H. Ahmed *et al.*, “Antibiotic-Resistant Bacteria in Drinking Water from the Greater Accra Region, Ghana: A Cross-Sectional Study, December 2021–March 2022,” *Int J Environ Res Public Health*, vol. 19, no. 19, Oct. 2022, doi: 10.3390/ijerph191912300.
- [34] S. A. Elmi *et al.*, “Identification of risk factors associated with resistant escherichia coli isolates from poultry farms in the east coast of peninsular malaysia: A cross sectional study,” *Antibiotics*, vol. 10, no. 2, pp. 1–17, Feb. 2021, doi: 10.3390/antibiotics10020117.
- [35] P. Thangaraju and S. Venkatesan, “WHO Ten threats to global health in 2019: Antimicrobial resistance.,” *Cukurova Medical Journal*, vol. 44, no. 3, pp. 1150–1151, Sep. 2019, doi: 10.17826/cumj.514157.
- [36] T. U. Berendonk *et al.*, “Tackling antibiotic resistance: the environmental framework,” *Nature Reviews Microbiology* 2015 13:5, vol. 13, no. 5, pp. 310–317, Mar. 2015, doi: 10.1038/nrmicro3439.
- [37] H. Y. Zou *et al.*, “Antibiotic resistance genes in surface water and groundwater from mining affected environments,” *Science of The Total Environment*, vol. 772, p. 145516, Jun. 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.145516.
- [38] M. Leginowicz, A. Siedlecka, and K. Piekarska, “Biodiversity and antibiotic resistance of bacteria isolated from tap water in Wrocław, Poland,” *Environment Protection Engineering*, vol. 44, no. 4, pp. 85–98, 2018, doi: 10.37190/EPE180406.
- [39] I. Federigi *et al.*, “A systematic scoping review of antibiotic-resistance in drinking tap water.,” *Environ Res*, p. 120075, Sep. 2024, doi: 10.1016/j.envres.2024.120075.
- [40] L. G. Molale-Tom, O. S. Olanrewaju, R. K. Kritzinger, J. Fri, and C. C. Bezuidenhout, “Heterotrophic bacteria in drinking water: evaluating antibiotic resistance and the presence of virulence genes,” *Microbiol Spectr*, vol. 12, no. 2, Feb. 2024, doi: 10.1128/spectrum.03359-23.
- [41] L. Charuaud, E. Jardé, A. Jaffrézic, M. Liotaud, Q. Goyat, and B. Le Bot, “Veterinary pharmaceutical residues in water resources and tap water in an intensive husbandry area in France,” 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.303>.
- [42] Y. Zhang, Y. Zhang, L. Liu, L. Zhou, and Z. Zhao, “Impacts of antibiotics on biofilm bacterial community and disinfection performance on simulated drinking water supply pipe wall,” *Environmental Pollution*, vol. 288, Nov. 2021, doi: 10.1016/j.envpol.2021.117736.
- [43] Z. Han, Y. Zhang, W. An, J. Lu, J. Hu, and M. Yang, “Antibiotic resistomes in drinking water sources across a large geographical scale: Multiple drivers and co-occurrence with opportunistic bacterial pathogens,” *Water Res*, vol. 183, p. 116088, Sep. 2020, doi: 10.1016/J.WATRES.2020.116088.

- [44] Y. Huang *et al.*, “Identification of microbiological genomes carrying antibiotic resistance genes and virulence factor genes for microbiological risk assessment in filter backwash water,” *J Environ Chem Eng*, vol. 12, no. 5, p. 113980, Oct. 2024, doi: 10.1016/J.JECE.2024.113980.
- [45] S. Li, B. S. Ondon, S. H. Ho, Q. Zhou, and F. Li, “Drinking water sources as hotspots of antibiotic-resistant bacteria (ARB) and antibiotic resistance genes (ARGs): Occurrence, spread, and mitigation strategies,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 53, p. 103907, Jul. 2023, doi: 10.1016/J.JWPE.2023.103907.
- [46] C. C. Bezuidenhout *et al.*, *Antibiotic - Resistant Bacteria and Genes in Drinking Water Implications for drinking water production and quality monitoring Report to the Water Research Commission*. 2019.
- [47] P. Shi, S. Jia, X. X. Zhang, T. Zhang, S. Cheng, and A. Li, “Metagenomic insights into chlorination effects on microbial antibiotic resistance in drinking water,” *Water Res*, vol. 47, no. 1, pp. 111–120, Jan. 2013, doi: 10.1016/J.WATRES.2012.09.046.
- [48] “DANE - Proyecciones de población.” Accessed: Jun. 08, 2025. [Online]. Available: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>
- [49] Gobierno de Colombia, “Informe nacional de calidad del agua para consumo humano Colombia 2022,” 2023, Accessed: Feb. 26, 2025. [Online]. Available: <https://www.ins.gov.co/BibliotecaDigital/informe-nacional-de-calidad-del-agua-para-consumo-humano-colombia-2022.pdf>
- [50] Ministerio de Salud y Protección Social, “Análisis de Situación en Salud Colombia 2023,” 2023, Accessed: Feb. 26, 2025. [Online]. Available: <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/ED/PSP/asis-colombia-2023.pdf>
- [51] C. A. Madera-Parra, E. M. Jiménez-Bambague, A. F. Toro-Vélez, J. A. Lara-Borrero, D. F. Bedoya-Ríos, and V. Duque-Pardo, “Estudio exploratorio de la presencia de microcontaminantes en el ciclo urbano del agua en Colombia: Caso de estudio Santiago de Cali,” *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, vol. 34, no. 3, pp. 475–487, 2018, doi: 10.20937/RICA.2018.34.03.10.
- [52] C. Aristizabal-Ciro, A. M. Botero-Coy, F. J. López, and G. A. Peñuela, “Monitoring pharmaceuticals and personal care products in reservoir water used for drinking water supply,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 24, no. 8, pp. 7335–7347, Mar. 2017, doi: 10.1007/s11356-016-8253-1.
- [53] J. Alean Flórez, D. Márquez Méndez, S. M. Burgos Núñez, G. Enamorado-Montes, and J. Marrugo Negrete, “Productos farmacéuticos y de cuidado personal presentes en aguas superficiales, de consumo humano y residuales en el departamento de

- Córdoba, Colombia,” *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, vol. 12, no. 2, pp. 179–197, Jun. 2021, doi: 10.22490/21456453.4231.
- [54] D. F. Bedoya-Ríos, J. A. Lara-Borrero, V. Duque-Pardo, C. A. Madera-Parra, E. M. Jimenez, and A. F. Toro, “Study of the occurrence and ecosystem danger of selected endocrine disruptors in the urban water cycle of the city of Bogotá, Colombia,” *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, vol. 53, no. 4, pp. 317–325, Mar. 2018, doi: 10.1080/10934529.2017.1401372;WGROU:STRING:PUBLICATION.
- [55] A. F. Dávalos *et al.*, “Identification of Nontuberculous Mycobacteria in Drinking Water in Cali, Colombia,” *J. Environ. Res. Public Health*, vol. 18, 2021, doi: 10.3390/ijerph18168451.
- [56] R. A. Colmenares Cruz and D. L. Rojas Rodriguez, “Análisis de los índices de riesgo de calidad de agua potable (IRCA) en Boyacá entre 2016-2019,” *Agricolae & Habitat*, vol. 4, no. 1, Apr. 2021, doi: 10.22490/26653176.4315.
- [57] L. Zhang, W. Cui, H. Zhai, S. Cheng, and W. Wu, “Performance of public drinking water purifiers in control of trihalomethanes, antibiotics and antibiotic resistance genes,” *Chemosphere*, vol. 352, Mar. 2024, doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.141459.
- [58] R. Kumar *et al.*, “A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies,” *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 6, Dec. 2022, doi: 10.1016/j.cscee.2022.100219.
- [59] M. Abbas *et al.*, “*Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review,” *Science of the Total Environment*, vol. 626, pp. 1295–1309, 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.066.
- [60] T. Zhang, K. Lv, Q. Lu, L. Wang, and X. Liu, “Removal of antibiotic-resistant genes during drinking water treatment: A review,” Jun. 01, 2021, *Chinese Academy of Sciences*. doi: 10.1016/j.jes.2020.12.023.
- [61] Y. Hu *et al.*, “Risk assessment of antibiotic resistance genes in the drinking water system,” *Science of the Total Environment*, vol. 800, Dec. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149650.
- [62] WHO, *A field guide to improving small drinking-water supplies: water safety planning for rural communities*. 2022. [Online]. Available: <http://apps.who.int/bookorders>.
- [63] M. A. Galezzo and M. Rodríguez Susa, “The challenges of monitoring and controlling drinking-water quality in dispersed rural areas: a case study based on two settlements in the Colombian Caribbean,” *Environ Monit Assess*, vol. 193, no. 6, Jun. 2021, doi: 10.1007/s10661-021-09138-3.

- [64] S. Y. Wee, D. E. M. Haron, A. Z. Aris, F. M. Yusoff, and S. M. Praveena, "Active pharmaceutical ingredients in Malaysian drinking water: consumption, exposure, and human health risk," *Environ Geochem Health*, vol. 42, no. 10, pp. 3247–3261, Oct. 2020, doi: 10.1007/s10653-020-00565-8.
- [65] E. O. Ikeyaja, G. A. Babalola, N. Zabbey, and F. O. Arimoro, "Agricultural-Derived organochlorine pesticide residues impact on macroinvertebrate community in an Afrotropical Stream," *Heliyon*, vol. 10, no. 14, Jul. 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e34606.
- [66] R. P. Schwarzenbach *et al.*, "The challenge of micropollutants in aquatic systems," *Science (1979)*, vol. 313, no. 5790, pp. 1072–1077, Aug. 2006, doi: 10.1126/SCIENCE.1127291,.
- [67] Ministerio de la Protección Social and V. y D. T. Ministerio de Ambiente, "Resolución No. 4716 de 2010," 2010, Accessed: May 06, 2024. [Online]. Available: <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/resolucion-4716-de-2010.pdf>
- [68] C. E. Posada-Perlaza *et al.*, "Bogotá River anthropogenic contamination alters microbial communities and promotes spread of antibiotic resistance genes," *Scientific Reports 2019 9:1*, vol. 9, no. 1, pp. 1–13, Aug. 2019, doi: 10.1038/s41598-019-48200-6.
- [69] ISO, "ISO 11348-3," Oct. 1999.
- [70] G. Persoone *et al.*, "A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters," *Environ Toxicol*, vol. 18, no. 6, pp. 395–402, 2003, doi: 10.1002/tox.10141.
- [71] J. J. Yepes-Nuñez, G. Urrútia, M. Romero-García, and S. Alonso-Fernández, "Declaración PRISMA 2020: una guía actualizada para la publicación de revisiones sistemáticas," *Rev Esp Cardiol*, vol. 74, no. 9, pp. 790–799, Sep. 2021, doi: 10.1016/J.RECESP.2021.06.016.
- [72] Y. J. Ramos-Parra *et al.*, "Luminescence Toxicological Analysis of Water Supply Systems in Dispersed Rural Areas: A Case Study in Boyacá, Colombia," *Water (Switzerland)*, vol. 15, no. 13, Jul. 2023, doi: 10.3390/w15132474.
- [73] Y. J. Ramos - Parra *et al.*, "Risk assessment of the drinking water supply and distribution system in rural areas in Boyacá - Colombia using water safety plans," *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 11, p. 101169, Jun. 2025, doi: 10.1016/j.cscee.2025.101169.
- [74] V. S. Rukavishnikov, N. V. Efimova, M. F. Savchenkov, I. V. Mylnikova, and A. A. Lisovtsov, "Quality of drinking water and risk to the health of the population of the south Baikal region (Russia)," *Emerg Contam*, vol. 10, no. 2, Jun. 2024, doi: 10.1016/j.emcon.2024.100300.

- [75] K. L. Derose, L. M. Roche, D. F. Lile, D. J. Eastburn, and K. W. Tate, “Microbial water quality conditions associated with livestock grazing, recreation, and rural residences in mixed-use landscapes,” *Sustainability (Switzerland)*, vol. 12, no. 12, Jun. 2020, doi: 10.3390/su12125207.
- [76] A. Birhanu, I. Masih, P. van der Zaag, J. Nyssen, and X. Cai, “Impacts of land use and land cover changes on hydrology of the Gumara catchment, Ethiopia,” *Physics and Chemistry of the Earth*, vol. 112, pp. 165–174, Aug. 2019, doi: 10.1016/j.pce.2019.01.006.
- [77] C. Kanyesigye *et al.*, “Assessment of risks to the quality of water supplied in Bushenyi-Uganda using the water safety plan approach,” *Water Pract Technol*, vol. 18, no. 12, pp. 2989–3003, Dec. 2023, doi: 10.2166/wpt.2023.193.
- [78] X. Meng and F. Xu, “Spatial and temporal characteristics of non-point source pollution and risks in the drinking water source area: A case study of Heihe River in Xi’an,” *Desalination Water Treat*, vol. 319, Jul. 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100519.
- [79] V. y D. T. Ministerio de Ambiente and Ministerio de Protección Social, “Resolución No. 2115 de 2007,” Bogotá, 2007.
- [80] N. A. Wardrop, A. G. Hill, M. Dzodzomenyo, G. Aryeetey, and J. A. Wright, “Livestock ownership and microbial contamination of drinking-water: Evidence from nationally representative household surveys in Ghana, Nepal and Bangladesh,” *Int J Hyg Environ Health*, vol. 221, no. 1, pp. 33–40, Jan. 2018, doi: 10.1016/j.ijheh.2017.09.014.
- [81] M. R. Shaibur, M. S. Hossain, S. Khatun, and F. K. S. Tanzia, “Assessment of drinking water contamination in food stalls of Jashore Municipality, Bangladesh,” *Appl Water Sci*, vol. 11, no. 8, Aug. 2021, doi: 10.1007/s13201-021-01470-w.
- [82] S. E. Amrose, K. Cherukumilli, and N. C. Wright, “Annual Review of Environment and Resources Chemical Contamination of Drinking Water in Resource-Constrained Settings: Global Prevalence and Piloted Mitigation Strategies,” 2020, doi: 10.1146/annurev-environ-012220.
- [83] M. Prickett, T. Chambers, and S. Hales, “When the first barrier fails: public health and policy implications of nitrate contamination of a municipal drinking water source in Aotearoa New Zealand,” *Australian Journal of Water Resources*, vol. 28, no. 1, pp. 64–73, 2024, doi: 10.1080/13241583.2023.2272324.
- [84] M. Szopińska *et al.*, “Drinking water safety evaluation in the selected sub-Saharan African countries: A case study of Madagascar, Uganda and Rwanda,” *Science of the Total Environment*, vol. 947, Oct. 2024, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.174496.
- [85] J. A. Barrera H, A. J. Espinosa R, and J. P. Álvarez S, “Contaminación en el Lago de Tota, Colombia: toxicidad aguda en *Daphnia magna* (Cladocera: Daphniidae) e

- Hydra attenuata (Hydroida: Hydridae),” *Rev Biol Trop*, vol. 67, no. 1, pp. 11–23, 2019.
- [86] J. Herschan *et al.*, “Success factors for water safety plan implementation in small drinking water supplies in low-and middle-income countries,” Nov. 01, 2020, *MDPI AG*. doi: 10.3390/resources9110126.
- [87] M. Montiel *et al.*, “Assessment of spatio-temporal variation in microbial quality of groundwater for irrigation and drinking water: A case study in Santa Lucia canton, Ecuador,” *Groundw Sustain Dev*, vol. 23, p. 101033, Nov. 2023, doi: 10.1016/J.GSD.2023.101033.
- [88] A. J. Larson *et al.*, “Household-level risk factors for water contamination and antimicrobial resistance in drinking water among households with children under 5 in rural San Marcos, Cajamarca, Peru,” *One Health*, vol. 16, p. 100482, Jun. 2023, doi: 10.1016/J.ONEHLT.2023.100482.
- [89] L. Rocha-Melogno *et al.*, “Rapid drinking water safety estimation in cities: Piloting a globally scalable method in Cochabamba, Bolivia,” *Science of The Total Environment*, vol. 654, pp. 1132–1145, Mar. 2019, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.119.
- [90] F. Fabbro Neto and M. B. Gómez-Martín, “Water safety plan integrated to the land use and occupation measures: Proposals for Caraguatatuba-SP, Brazil,” *Land use policy*, vol. 97, p. 104732, Sep. 2020, doi: 10.1016/J.LANDUSEPOL.2020.104732.
- [91] S. Lebu *et al.*, “Indicators for evaluating shared sanitation quality: a systematic review and recommendations for sanitation monitoring,” *NPJ Clean Water*, vol. 7, no. 1, Dec. 2024, doi: 10.1038/s41545-024-00386-7.
- [92] B. Rickert, H. van den Berg, K. Bekure, S. Girma, and A. M. de Roda Husman, “Including aspects of climate change into water safety planning: Literature review of global experience and case studies from Ethiopian urban supplies,” *Int J Hyg Environ Health*, vol. 222, no. 5, pp. 744–755, Jun. 2019, doi: 10.1016/j.ijheh.2019.05.007.
- [93] M. J. Gunnarsdottir *et al.*, “Implementing risk-based approaches to improve drinking water quality in small water supplies in the Nordic region – barriers and solutions,” *J Water Health*, vol. 21, no. 12, pp. 1747–1760, Dec. 2023, doi: 10.2166/WH.2023.088/1330568/JWH2023088.PDF.
- [94] C. Binder, R. Schertenleib, J. Diaz, H. P. Bader, and P. Baccini, “Regional water balance as a tool for water management in developing countries,” *Int J Water Resour Dev*, vol. 13, no. 1, pp. 5–20, 1997, doi: 10.1080/07900629749890.
- [95] H. R. Mian, G. Hu, K. Hewage, M. J. Rodriguez, and R. Sadiq, “Drinking water quality assessment in distribution networks: A water footprint approach,” *Science of the Total Environment*, vol. 775, Jun. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145844.

- [96] G. Hales *et al.*, “‘WaSH Futurism’: exploring post-SDG6 targets using the Nominal Group Technique for more equitable global agenda setting,” *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, vol. 13, no. 8, pp. 529–539, Aug. 2023, doi: 10.2166/washdev.2023.246.
- [97] M. M. Rahman *et al.*, “Drinking water quality assessment based on index values incorporating WHO guidelines and Bangladesh standards,” *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, vol. 129, p. 103353, Feb. 2023, doi: 10.1016/J.PCE.2022.103353.
- [98] M. R. Shaibur, M. S. Hossain, S. Khatun, and F. K. S. Tanzia, “Assessment of drinking water contamination in food stalls of Jashore Municipality, Bangladesh,” *Appl Water Sci*, vol. 11, no. 8, Aug. 2021, doi: 10.1007/s13201-021-01470-w.
- [99] H. Karyab, F. Karyab, and R. H. M. Ali, “Optimization of adsorption conditions for removal of total organic carbon from drinking water using polypropylene and titanium dioxide nano-composite by response surface methodology,” *Desalination Water Treat*, vol. 98, pp. 144–151, Dec. 2017, doi: 10.5004/DWT.2017.21670.
- [100] Y. Zhang *et al.*, “Drinking water safety improvement and future challenge of lakes and reservoirs,” *Sci Bull (Beijing)*, vol. 69, no. 22, pp. 3558–3570, Nov. 2024, doi: 10.1016/J.SCIB.2024.06.018.
- [101] T. T. Ross, M. A. Alim, and A. Rahman, “Simple and effective filtration system for drinking water production from harvested rainwater in rural areas,” *J Environ Manage*, vol. 373, p. 123887, Jan. 2025, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2024.123887.
- [102] F. Dong *et al.*, “Spatio-temporal variability of halogenated disinfection by-products in a large-scale two-source water distribution system with enhanced chlorination,” *J Hazard Mater*, vol. 423, p. 127113, Feb. 2022, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2021.127113.
- [103] C. X. Meregildo Collave, R. J. Lázaro Bacilio, A. E. Guerrero Escobedo, R. F. Rodriguez Espinoza, Y. F. Azabache Liza, and J. M. Ipanaqué Roña, “Turbidity and color removal from irrigation water, with coagulants and activated carbon, controlled by an Arduino system,” *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 10, p. 100978, Dec. 2024, doi: 10.1016/J.CSCEE.2024.100978.
- [104] K. Okurut *et al.*, “The relationship between water pressure variations and drinking-water quality in small water supplies: A case of Mukono District, Uganda,” *Environmental Challenges*, vol. 13, p. 100771, Dec. 2023, doi: 10.1016/J.ENVC.2023.100771.
- [105] M. Wolf-Baca and A. Siedlecka, “Seasonal and spatial variations of antibiotic resistance genes and bacterial biodiversity in biofilms covering the equipment at successive stages of drinking water purification,” *J Hazard Mater*, vol. 456, p. 131660, Aug. 2023, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2023.131660.

- [106] Z. Weixin *et al.*, “Chlorination-induced spread of antibiotic resistance genes in drinking water systems,” *Water Res*, vol. 274, no. 123092, Jan. 2025, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123092>.
- [107] A. M. Nielsen *et al.*, “Chlorination for low-cost household water disinfection – A critical review and status in three Latin American countries,” *Int J Hyg Environ Health*, vol. 244, p. 114004, Jul. 2022, doi: [10.1016/J.IJHEH.2022.114004](https://doi.org/10.1016/J.IJHEH.2022.114004).
- [108] D. Trajano Gomes da Silva *et al.*, “A longitudinal study of the association between domestic contact with livestock and contamination of household point-of-use stored drinking water in rural Siaya County (Kenya),” *Int J Hyg Environ Health*, vol. 230, Sep. 2020, doi: [10.1016/j.ijheh.2020.113602](https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113602).
- [109] D. Li, M. Zou, and L. Jiang, “Dissolved oxygen control strategies for water treatment: a review,” Sep. 15, 2022, *IWA Publishing*. doi: [10.2166/wst.2022.281](https://doi.org/10.2166/wst.2022.281).
- [110] J. Fernández-Ortega, J. A. Barberá, and B. Andreo, “Real-time karst groundwater monitoring and bacterial analysis as early warning strategies for drinking water supply contamination,” *Science of the Total Environment*, vol. 912, Feb. 2024, doi: [10.1016/j.scitotenv.2023.169539](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169539).
- [111] P. R. Hunter, D. Zmirou-Navier, and P. Hartemann, “Estimating the impact on health of poor reliability of drinking water interventions in developing countries,” *Science of the Total Environment*, vol. 407, no. 8, pp. 2621–2624, Apr. 2009, doi: [10.1016/j.scitotenv.2009.01.018](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.018).
- [112] Y. Hu, D. Lei, D. Wu, J. Xia, W. Zhou, and C. Cui, “Residual β -lactam antibiotics and ecotoxicity to *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* of pharmaceutical wastewater in the treatment process,” *J Hazard Mater*, vol. 425, Mar. 2022, doi: [10.1016/j.jhazmat.2021.127840](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127840).
- [113] T. Zhang, G. He, F. Dong, Q. Zhang, and Y. Huang, “Chlorination of enoxacin (ENO) in the drinking water distribution system: Degradation, byproducts, and toxicity,” *Science of the Total Environment*, vol. 676, pp. 31–39, Aug. 2019, doi: [10.1016/j.scitotenv.2019.04.275](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.275).
- [114] J. P. Van De Merwe, P. A. Neale, S. D. Melvin, and F. D. L. Leusch, “In vitro bioassays reveal that additives are significant contributors to the toxicity of commercial household pesticides,” 2018, doi: [10.1016/j.aquatox.2018.03.033](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.03.033).
- [115] W. Lin *et al.*, “Biofilms on pipelines shape the microbiome and antibiotic resistome in drinking water,” *Water Res*, vol. 274, Apr. 2025, doi: [10.1016/j.watres.2025.123136](https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123136).
- [116] J. Yang, S. Hu, M. Wu, A. Liao, S. Liang, and Y. Lin, “Construction of luminescent *Escherichia coli* via expressing lux operons and their application on toxicity test,” *Appl Microbiol Biotechnol*, vol. 106, no. 18, pp. 6317–6333, Sep. 2022, doi: [10.1007/S00253-022-12136-1](https://doi.org/10.1007/S00253-022-12136-1).

- [117] J. Yang, S. Hu, A. Liao, Y. Weng, S. Liang, and Y. Lin, "Preparation of freeze-dried bioluminescent bacteria and their application in the detection of acute toxicity of bisphenol A and heavy metals," *Food Sci Nutr*, vol. 10, no. 6, pp. 1841–1853, Jun. 2022, doi: 10.1002/FSN3.2800,.
- [118] Y. Ge *et al.*, "Liver organoids uncover tire-derived 6-PPDQ-induced hepatotoxicity of: A preliminary application of environmental toxicology and safety assessment," *Ecotoxicol Environ Saf*, vol. 296, May 2025, doi: 10.1016/j.ecoenv.2025.118215.
- [119] Y. Hu *et al.*, "Occurrence and reduction of antibiotic resistance genes in conventional and advanced drinking water treatment processes," *Science of the Total Environment*, vol. 669, pp. 777–784, Jun. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.143.
- [120] S. Zhang *et al.*, "Occurrence of currently used organochlorine pesticides in the drinking water of Yangtze River Delta urban agglomeration, China," *Journal of Hazardous Materials Advances*, vol. 4, Dec. 2021, doi: 10.1016/j.hazadv.2021.100019.
- [121] S. W. Zhang, R. Wang, F. Wang, and M. H. Cai, "Assessment of currently used and restricted organophosphorus pesticides and their degradation products in urban drinking water: An investigation of eight cities in Yangtze River Delta urban agglomeration, East China," *Journal of Hazardous Materials Advances*, vol. 9, p. 100211, Feb. 2023, doi: 10.1016/J.HAZADV.2022.100211.
- [122] S. Singh, "Water pollution in rural areas: Primary sources and associated health issues," *Water Resources Management for Rural Development: Challenges and Mitigation*, pp. 29–44, Jan. 2024, doi: 10.1016/B978-0-443-18778-0.00011-8.
- [123] R. Saeedi *et al.*, "Assessing drinking water quality based on water quality indices, human health risk, and burden of disease attributable to heavy metals in rural communities of Yazd County, Iran, 2015–2021," *Heliyon*, vol. 10, no. 13, Jul. 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e33984.
- [124] M. Zeeshan, V. Ingold, L. Saal, C. Höra, A. Kämpfe, and A. S. Ruhl, "Compositions and concentrations of dissolved organic matter, selected elements and anions in German drinking waters," *J Environ Manage*, vol. 376, Mar. 2025, doi: 10.1016/j.jenvman.2025.124459.
- [125] G. Korekar, A. Kumar, and C. Ugale, "Occurrence, fate, persistence and remediation of caffeine: a review," *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 28, pp. 34715–34733, Oct. 2020, doi: 10.1007/s11356-019-06998-8.
- [126] A. Daneshvar *et al.*, "Evaluating pharmaceuticals and caffeine as indicators of fecal contamination in drinking water sources of the Greater Montreal region," *Chemosphere*, vol. 88, no. 1, pp. 131–139, Jun. 2012, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2012.03.016.

- [127] P. Paíga and C. Delerue-Matos, "Anthropogenic contamination of Portuguese coastal waters during the bathing season: Assessment using caffeine as a chemical marker," *Mar Pollut Bull*, vol. 120, no. 1–2, pp. 355–363, 2017, doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.05.030.
- [128] S. Kouhi Dehkordi *et al.*, "Instrumental and bioanalytical assessment of pharmaceuticals and hormone-like compounds in a major drinking water source-wastewater receiving Zayandeh Rood river, Iran", doi: 10.1007/s11356-021-15943-7/Published.
- [129] P. I. Dikobe, M. Tekere, V. Masindi, and S. Foteinis, "Removal of contaminants of emerging concern from drinking water using bio-based activated carbon," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 68, Dec. 2024, doi: 10.1016/j.jwpe.2024.106313.
- [130] P. H. Gameiro *et al.*, "Mutagenic drinking water and different levels of emerging micropollutants in Southern Brazil: A new challenge," *Environmental Pollution*, vol. 365, Jan. 2025, doi: 10.1016/j.envpol.2024.125401.
- [131] F. Hernández *et al.*, "High resolution mass spectrometry-based screening for the comprehensive investigation of organic micropollutants in surface water and wastewater from Pasto city, Colombian Andean highlands," *Science of the Total Environment*, vol. 922, Apr. 2024, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.171293.
- [132] G. Lucena-Aguilar, A. M. Sánchez-López, C. Barberán-Aceituno, J. A. Carrillo-Ávila, J. A. López-Guerrero, and R. Aguilar-Quesada, "DNA Source Selection for Downstream Applications Based on DNA Quality Indicators Analysis," *Biopreserv Biobank*, vol. 14, no. 4, pp. 264–270, Aug. 2016, doi: 10.1089/BIO.2015.0064.
- [133] H. Heuer, M. Krsek, P. Baker, K. Smalla, and E. M. H. Wellington, "Analysis of actinomycete communities by specific amplification of genes encoding 16S rRNA and gel-electrophoretic separation in denaturing gradients," *Appl Environ Microbiol*, vol. 63, no. 8, pp. 3233–3241, 1997, doi: 10.1128/AEM.63.8.3233-3241.1997.
- [134] "Análisis molecular sindrómico - Vitro master diagnóstica." Accessed: Jun. 08, 2025. [Online]. Available: <https://vitro.bio/reactivos-microbiologia/analisis-molecular-sindromico/>
- [135] M. Mehdipour, S. Gholipour, F. Mohammadi, M. Hatamzadeh, and M. Nikaeen, "Incidence of co-resistance to antibiotics and chlorine in bacterial biofilm of hospital water systems: Insights into the risk of nosocomial infections," *J Infect Public Health*, vol. 16, pp. 210–216, Dec. 2023, doi: 10.1016/j.jiph.2023.10.032.
- [136] S. E. Morales and W. E. Holben, "Empirical testing of 16S rRNA gene PCR primer pairs reveals variance in target specificity and efficacy not suggested by in silico analysis," *Appl Environ Microbiol*, vol. 75, no. 9, pp. 2677–2683, May 2009, doi:

10.1128/AEM.02166-08/ASSET/EB759213-0D2F-48D2-A529-BBD08A3500BC/ASSETS/GRAPHIC/ZAM0090998570003.JPEG.

- [137] V. Manageiro, E. Ferreira, M. Caniça, and C. M. Manaia, “GES-5 among the β -lactamases detected in ubiquitous bacteria isolated from aquatic environment samples,” *FEMS Microbiol Lett*, vol. 351, no. 1, pp. 64–69, Feb. 2014, doi: 10.1111/1574-6968.12340.
- [138] M. Amarasiri *et al.*, “Prevalence of antibiotic resistance genes in drinking and environmental water sources of the Kathmandu Valley, Nepal,” *Front Microbiol*, vol. 13, p. 894014, Aug. 2022, doi: 10.3389/FMICB.2022.894014/BIBTEX.
- [139] A. Navarro *et al.*, “Study of antibiotic resistance in freshwater ecosystems with low anthropogenic impact,” *Science of The Total Environment*, vol. 857, p. 159378, Jan. 2023, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2022.159378.
- [140] D. Vicente and E. Pérez-Trallero, “Tetraciclina, sulfamidas y metronidazol,” *Enferm Infecc Microbiol Clin*, vol. 28, no. 2, pp. 122–130, Feb. 2010, doi: 10.1016/J.EIMC.2009.10.002.
- [141] N. Samadi *et al.*, “Identification of clinically antibiotic resistant genes Aac(3)-IIa and Aac(6')-Ib in wastewater samples by multiplex PCR,” *Environmental Health Engineering And Management Journal*, vol. 2, no. 2, pp. 47–52, 2015, Accessed: Mar. 20, 2025. [Online]. Available: <http://ehemj.com/article-1-72-en.html>
- [142] G. Reichert *et al.*, “Determination of antibiotic resistance genes in a WWTP-impacted river in surface water, sediment, and biofilm: Influence of seasonality and water quality,” *Science of The Total Environment*, vol. 768, p. 144526, May 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.144526.
- [143] H. C. Su, Y. S. Liu, C. G. Pan, J. Chen, L. Y. He, and G. G. Ying, “Persistence of antibiotic resistance genes and bacterial community changes in drinking water treatment system: From drinking water source to tap water,” *Science of The Total Environment*, vol. 616–617, pp. 453–461, Mar. 2018, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2017.10.318.
- [144] A. Larson *et al.*, “Antibiotic-Resistant *Escherichia coli* in Drinking Water Samples from Rural Andean Households in Cajamarca, Peru,” *Am J Trop Med Hyg*, vol. 100, no. 6, p. 1363, 2019, doi: 10.4269/AJTMH.18-0776.
- [145] Y. Banda-Soriano *et al.*, “Biodegradación de antibióticos por desnitrificación y efectos sobre la fisiología, cinética y comunidades microbianas desnitrificantes,” *Hidrobiológica*, vol. 32, no. 1, pp. 59–70, Jan. 2022, doi: 10.24275/UAM/IZT/DCBS/HIDRO/2022V32N1/BANDA.
- [146] J. D. Tafur, J. A. Torres, and M. V. Villegas, “Mecanismos de resistencia a los antibióticos en bacterias Gram negativas,” *Infectio*, vol. 12, no. 3, pp. 227–232, 2008, Accessed: Apr. 22, 2025. [Online]. Available:

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-93922008000300007&lng=en&nrm=iso&tlng=es

- [147] J. Gatica and E. Cytryn, "Impact of treated wastewater irrigation on antibiotic resistance in the soil microbiome," *Environmental Science and Pollution Research* 2013 20:6, vol. 20, no. 6, pp. 3529–3538, Feb. 2013, doi: 10.1007/S11356-013-1505-4.
- [148] S. Morandi, T. Silvetti, V. Lopreiato, F. Piccioli-Cappelli, E. Trevisi, and M. Brasca, "Biodiversity and antibiotic resistance profile provide new evidence for a different origin of enterococci in bovine raw milk and feces.," *Food Microbiol*, vol. 120, p. 104492, Jun. 2024, doi: 10.1016/J.FM.2024.104492.
- [149] S. Wang *et al.*, "Spread of antibiotic resistance genes in drinking water reservoirs: Insights from a deep metagenomic study using a curated database," *Water Res*, vol. 256, p. 121572, Jun. 2024, doi: 10.1016/J.WATRES.2024.121572.
- [150] S. Li, Z. Niu, M. Wang, and Y. Zhang, "The occurrence and variations of extracellular antibiotic resistance genes in drinking water supply system: A potential risk to our health," *J Clean Prod*, vol. 402, p. 136714, May 2023, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2023.136714.
- [151] K. Zhang *et al.*, "Characterization of antibiotic resistance genes in drinking water sources of the Douhe Reservoir, Tangshan, northern China: the correlation with bacterial communities and environmental factors," *Environ Sci Eur*, vol. 34, no. 1, pp. 1–17, Dec. 2022, doi: 10.1186/S12302-022-00635-X/FIGURES/7.
- [152] A. Zarei-Baygi and A. L. Smith, "Intracellular versus extracellular antibiotic resistance genes in the environment: Prevalence, horizontal transfer, and mitigation strategies," *Bioresour Technol*, vol. 319, p. 124181, Jan. 2021, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2020.124181.
- [153] R. A. Sowah, M. Molina, O. Georgacopoulos, B. Snyder, and M. Cyterski, "Sources and Drivers of ARGs in Urban Streams in Atlanta, Georgia, USA," *Microorganisms*, vol. 10, no. 9, p. 1804, Sep. 2022, doi: 10.3390/MICROORGANISMS10091804/S1.
- [154] D. Zhong *et al.*, "Antibiotic enhances the spread of antibiotic resistance among chlorine-resistant bacteria in drinking water distribution system," *Environ Res*, vol. 211, Aug. 2022, doi: 10.1016/j.envres.2022.113045.
- [155] M. G. Martínez-Zavaleta *et al.*, "Acquired blaVIM and blaGES Carbapenemase-Encoding Genes in *Pseudomonas aeruginosa*: A Seven-Year Survey Highlighting an Increasing Epidemiological Threat," *Pathogens*, vol. 12, no. 10, Oct. 2023, doi: 10.3390/PATHOGENS12101256.
- [156] I. J. Buerge, T. Poiger, M. D. Müller, and H. R. Buser, "Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters," *Environ Sci Technol*, vol. 37, no. 4, pp. 691–700, Feb. 2003, doi: 10.1021/ES020125Z,.

- [157] C. M. Kalu, K. L. Mudau, L. R. Ntobeng, V. Masindi, and M. Tekere, "Antibiotic resistance genes profile of selected drinking water treatment plants in South Africa as impacted by different treatment stages," *Microbiol Resour Announc*, vol. 14, no. 2, Dec. 2024, doi: 10.1128/MRA.00934-24.
- [158] J. Gao *et al.*, "Effect of micropollutants on disinfection byproducts and antibiotic resistance genes in drinking water in the process of biological activated carbon treatment," *J Hazard Mater*, vol. 461, Jan. 2024, doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.132304.
- [159] J. Subirats *et al.*, "Green solutions for treating groundwater polluted with nitrates, pesticides, antibiotics, and antibiotic resistance genes for drinking water production," *J Environ Manage*, vol. 375, Feb. 2025, doi: 10.1016/j.jenvman.2025.124263.
- [160] J. Wang *et al.*, "Removal and distribution of antibiotics and resistance genes in conventional and advanced drinking water treatment processes," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 50, Dec. 2022, doi: 10.1016/j.jwpe.2022.103217.
- [161] K. Wan *et al.*, "Ancient Oriental Wisdom still Works: Removing ARGs in Drinking Water by Boiling as compared to Chlorination," *Water Res*, vol. 209, Feb. 2022, doi: 10.1016/j.watres.2021.117902.
- [162] R. K. Mishra, S. S. Mentha, Y. Misra, and N. Dwivedi, "Emerging pollutants of severe environmental concern in water and wastewater: A comprehensive review on current developments and future research," *Water-Energy Nexus*, vol. 6, pp. 74–95, Dec. 2023, doi: 10.1016/J.WEN.2023.08.002.
- [163] J. A. Serna-Jiménez *et al.*, "Advanced extraction of caffeine and polyphenols from coffee pulp: Comparison of conventional and ultrasound-assisted methods," *LWT*, vol. 177, Mar. 2023, doi: 10.1016/j.lwt.2023.114571.
- [164] O. Thakali *et al.*, "Prevalence of antibiotic resistance genes in drinking water of the Kathmandu Valley, Nepal," *Environmental Challenges*, vol. 7, p. 100527, Apr. 2022, doi: 10.1016/J.ENVC.2022.100527.
- [165] S. Bergeron, B. Raj, R. Nathaniel, A. Corbin, and G. LaFleur, "Presence of antibiotic resistance genes in raw source water of a drinking water treatment plant in a rural community of USA," *Int Biodeterior Biodegradation*, vol. 124, pp. 3–9, Oct. 2017, doi: 10.1016/j.ibiod.2017.05.024.
- [166] T. N. Nguyen, I. Kasuga, M. Liu, and H. Katayama, "Occurrence of antibiotic resistance genes as emerging contaminants in watersheds of Tama River and Lake Kasumigaura in Japan," *IOP Conf Ser Earth Environ Sci*, vol. 266, no. 1, p. 012003, Apr. 2019, doi: 10.1088/1755-1315/266/1/012003.
- [167] M. Yan, C. Xu, Y. Huang, H. Nie, and J. Wang, "Tetracyclines, sulfonamides and quinolones and their corresponding resistance genes in the Three Gorges

- Reservoir, China,” *Science of The Total Environment*, vol. 631–632, pp. 840–848, Aug. 2018, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.03.085.
- [168] S. Froehner, D. B. Souza, K. S. MacHado, and E. C. Da Rosa, “Tracking anthropogenic inputs in Barigui River, Brazil using biomarkers,” *Water Air Soil Pollut*, vol. 210, no. 1–4, pp. 33–41, Jul. 2010, doi: 10.1007/S11270-009-0220-8/METRICS.
- [169] A. Jagoda, W. Żukowski, and B. Dąbrowska, “Investigations of the presence of caffeine in the Rudawa River, Kraków, Poland,” *Environ Monit Assess*, vol. 187, no. 9, pp. 1–12, Sep. 2015, doi: 10.1007/S10661-015-4760-7/TABLES/4.
- [170] Y. Martínez-Casales, K. León-Aguirre, E. Lamas-Cosío, E. Noreña-Barroso, J. Herrera-Silveira, and F. Arcega-Cabrera, “Caffeine and Paraxanthine as Tracers of Anthropogenic Wastewater in Coastal Lagoons in Yucatan, Mexico,” *Bull Environ Contam Toxicol*, vol. 108, no. 2, pp. 182–189, Feb. 2022, doi: 10.1007/S00128-021-03428-9/METRICS.
- [171] P. Paíga, S. Ramos, S. Jorge, J. G. Silva, and C. Delerue-Matos, “Monitoring survey of caffeine in surface waters (Lis River) and wastewaters located at Leiria Town in Portugal,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, no. 32, pp. 33440–33450, Nov. 2019, doi: 10.1007/S11356-019-06168-W/METRICS.
- [172] R. Gao *et al.*, “Emerging Technologies for the Control of Biological Contaminants in Water Treatment: A Critical Review,” *Engineering*, Sep. 2024, doi: 10.1016/J.ENG.2024.08.022.
- [173] M. K. Shahid, A. Kashif, A. Fuwad, and Y. Choi, “Current advances in treatment technologies for removal of emerging contaminants from water – A critical review,” *Coord Chem Rev*, vol. 442, p. 213993, Sep. 2021, doi: 10.1016/J.CCR.2021.213993.
- [174] W. Gong, L. Bai, and H. Liang, “Membrane-based technologies for removing emerging contaminants in urban water systems: Limitations, successes, and future improvements,” *Desalination*, vol. 590, p. 117974, Dec. 2024, doi: 10.1016/J.DESAL.2024.117974.
- [175] A. C. C. de Cravalho, W. da Silva Paganini, K. de Almeida Piai, and M. M. Bocchiglieri, “The presence of pharmaceuticals and caffeine in water, as well as the methods used to eliminate them,” *Curr Opin Environ Sci Health*, vol. 39, p. 100550, Jun. 2024, doi: 10.1016/J.COESH.2024.100550.
- [176] N. Junakova, T. Dvorsky, V. Vaclavik, M. Balintova, J. Ilavský, and D. Barloková, “The Removal of Selected Pharmaceuticals from Water by Adsorption with Granular Activated Carbons,” *Engineering Proceedings 2023, Vol. 57, Page 33*, vol. 57, no. 1, p. 33, Dec. 2023, doi: 10.3390/ENGPROC2023057033.

- [177] C. T. Vu and T. Wu, "Enhanced Slow Sand Filtration for the Removal of Micropollutants from Groundwater," *Sci Total Environ*, vol. 809, Feb. 2022, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.152161.
- [178] W. Sun *et al.*, "Ultraviolet (UV)-based advanced oxidation processes for micropollutant abatement in water treatment: Gains and problems," *J Environ Chem Eng*, vol. 11, no. 5, p. 110425, Oct. 2023, doi: 10.1016/J.JECE.2023.110425.
- [179] Z. U. H. Khan, S. Sabahat, N. S. Shah, H. Ajab, J. Iqbal, and F. Ullah, "Electrochemical Advanced Oxidation Processes as a feasible approach towards treatment of pesticides contaminated water and environmental sustainability: A review," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 70, p. 107083, Feb. 2025, doi: 10.1016/J.JWPE.2025.107083.
- [180] V. R. Moreira, P. B. Moser, R. N. Guimarães, and M. C. S. Amaral, "Ultrafiltration and reverse osmosis integrated to conventional drinking water treatment to ensure human right to water in dam break scenarios: From bench- to pilot-scale," *Sep Purif Technol*, vol. 353, p. 128429, Jan. 2025, doi: 10.1016/J.SEPPUR.2024.128429.
- [181] X. Du *et al.*, "Rural drinking water treatment system combining solar-powered electrocoagulation and a gravity-driven ceramic membrane bioreactor," *Sep Purif Technol*, vol. 276, p. 119383, Dec. 2021, doi: 10.1016/J.SEPPUR.2021.119383.
- [182] J. O. Eniola and B. Sizirici, "Investigation of biochar- modified biosand filter performance for groundwater treatment for drinking water purposes: A laboratory and pilot scale study," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 53, p. 103914, Jul. 2023, doi: 10.1016/J.JWPE.2023.103914.
- [183] "UN World Water Development Report 2020 – Water and Climate Change | UNESCO." Accessed: May 12, 2025. [Online]. Available: <https://www.unesco.org/en/wwap/wwdr/2020>
- [184] A. Tripathi, A. Ekanayake, V. K. Tyagi, M. Vithanage, R. Singh, and Y. R. S. Rao, "Emerging contaminants in polluted waters: Harnessing Biochar's potential for effective treatment," *J Environ Manage*, vol. 373, p. 123778, Jan. 2025, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2024.123778.
- [185] L. Bai *et al.*, "Varying removal of emerging organic contaminants in drinking water treatment residue-based biofilter systems: Influence of hydraulic loading rates on microbiology," *Chemical Engineering Journal*, vol. 491, p. 152169, Jul. 2024, doi: 10.1016/J.CEJ.2024.152169.
- [186] O. M. Rodriguez-Narvaez, J. M. Peralta-Hernandez, A. Goonetilleke, and E. R. Bandala, "Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review," *Chemical Engineering Journal*, vol. 323, pp. 361–380, Sep. 2017, doi: 10.1016/J.CEJ.2017.04.106.

- [187] V. Meena, D. Swami, A. Chandel, N. Joshi, and S. O. Prasher, "Selected emerging contaminants in water: Global occurrence, existing treatment technologies, regulations and associated risk," *J Hazard Mater*, vol. 483, p. 136541, Feb. 2025, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2024.136541.
- [188] A. Pal, Y. He, M. Jekel, M. Reinhard, and K. Y. H. Gin, "Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle," *Environ Int*, vol. 71, pp. 46–62, 2014, doi: 10.1016/J.ENVINT.2014.05.025.
- [189] A. Fernández-García, A. B. Martínez-Piernas, D. Moreno-González, B. Gilbert-López, and J. F. García-Reyes, "Chemical profiling of organic contaminants in rural surface waters combining target and non-target LC-HRMS/MS analysis," *Science of The Total Environment*, vol. 954, p. 176587, Dec. 2024, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2024.176587.