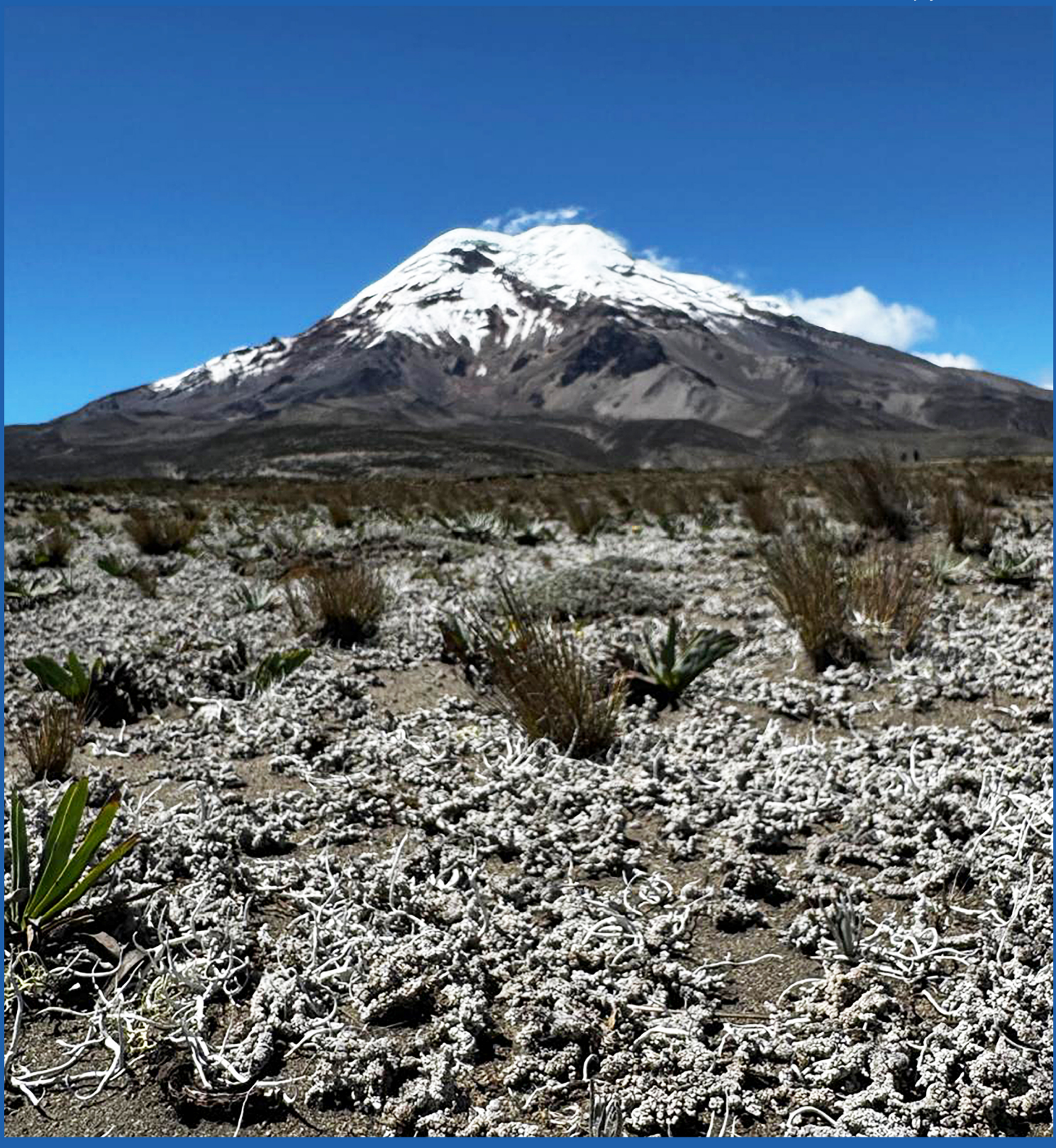
ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-v17-n6



Arenal subnival del volcán Chimborazo. Cabeceras hidrográficas de la microcuenca del río Pachanlica, provincia de Chimborazo, Ecuador. Foto: Edgar Alexis Uquillas Romo.

Vol. 17, núm. 6, noviembre-diciembre de 2026

ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. 17, núm. 6, noviembre-diciembre de 2026



Portada: arenal subnival del volcán Chimborazo. Cabeceras hidrográficas de la microcuenca del río Pachanlica, provincia de Chimborazo, Ecuador.

Cada cuerpo hídrico requiere niveles de protección diferenciados según su carga contaminante y características ecológicas. La identificación de fuentes puntuales y difusas constituye un paso crítico para el cálculo de índices integrados. Las cuencas andinas enfrentan crecientes presiones hidroambientales urbanas, agrícolas e industriales. La microcuenca del río Pachanlica (MCP) en Ecuador es un caso representativo regional. Ver el artículo "Evaluación hidroambiental integrada de una microcuenca andina mediante CWQI, ACP y SIG / Integrated hydroenvironmental assessment of an Andean microbasin using CWQI, PCA, and GIS" de Edgar Uquillas-Romo, Andrés Beltrán-Dávalos y Luis Patiño-Pomavilla.

Foto: Edgar Alexis Uquillas-Romo.

Tecnología y Ciencias del Agua

Consejo Editorial

Mtra. Patricia G. Herrera Ascencio
Directora General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Editor en Jefe
Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor independiente, México

Editor en Agua y Energía
Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Consultor independiente, Holanda

Editora en Calidad del Agua
Dra. Maricarmen Espinosa Bouchot
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editora en Tratamiento del Agua
Dra. Norma Raquel Pérez Peláez
Universidad Católica del Norte, Chile

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Sociales
Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Francisco Javier Aparicio Mijares
Consultor independiente, México

Editora en Hidrología Subterránea
Dra. Graciela Herrera Zamarrón
Universidad Nacional Autónoma de México, México

Editor en Hidrología Superficial
Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Universidad Autónoma del Estado de Querétaro, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico
Mtro. Eduardo López Ramírez
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Coordinadora editorial
MID Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Coordinación Editorial
Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Luis Aviles Rios y Josefa Figueroa Miranda
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
***Webmaster*:** Claudia Patricia Martínez Salgado

Comité Editorial

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, consultora, México • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marcano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México, México • **Dr. Cleverson Vitório Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A . Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela, Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua**, Colegio de Postgraduados, México • **José María Gómez Espín**, Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, EUA • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaíno**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria**, consultor, México • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú, Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia, Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, consultora, México • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados, México • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México, México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico, México • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo**, Instituto Nacional del Agua, Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor, México • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile, Chile •

©*TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA*, vol. 17, núm. 6, noviembre-diciembre de 2026, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293600, extensiones 474, 475, 533 y 616. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2021-080623573500-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación. *Tecnología y ciencias del agua* continúa la tradición de conocimiento de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978); *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009), y *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería Hidráulica en México* (2010-2011).

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Identificación estadística de datos anómalos de la precipitación: estudio en la estación climatológica convencional 9048 Tacubaya
Margarita Preciado
José A. Bravo
Maritza Arganis
Citlalli Astudillo

Ecotoxicidad y riesgo ambiental de elutriados de sedimentos en un tramo del río Ocoña, en el sur del Perú
Juleysi Virrueta-Chavez
Armando Arenazas-Rodriguez

Experimental study of parallel skimming walls effect on sediment reduction in side intakes with sensitivity analysis of geometric parameters
Bahador Fatehi-Nobarian
Sadegh Farshidnia

Empirical analysis of hydraulic jump roller length in sloped composite channels with different roughness coefficients
Djamel Besser
Ali Ghomri
Haroun Khechiba
Ibtissam Herri

Evaluación de ecuaciones para pérdidas de carga por fricción en tuberías de polietileno
Freddy Gavilánez-Luna
Jesús Chavarría

Holistic perspective of slaughterhouse wastewater from the context of the PENTApropeller: A scoping review
Aarón Montiel-Rosales
Nayeli Montalvo-Romero
Eduardo Fernández-Echeverría
Gregorio Fernández-Lambert

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Anomalous precipitation data statistical identification: study at the conventional climatological station 9048 Tacubaya 01
Margarita Preciado
José A. Bravo
Maritza Arganis
Citlalli Astudillo

Ecotoxicity and environmental risk of sediment elutriates in a section of the Ocoña River, southern Peru 30
Juleysi Virrueta-Chavez
Armando Arenazas-Rodriguez

Estudio experimental del efecto de las paredes de desnatado paralelas en la reducción de sedimentos en tomas laterales con análisis de sensibilidad de los parámetros geométricos 61
Bahador Fatehi-Nobarian
Sadegh Farshidnia

Análisis empírico de la longitud de rodillos de salto hidráulico en canales compuestos inclinados con diferentes coeficientes de rugosidad 107
Djamel Besser
Ali Ghomri
Haroun Khechiba
Ibtissam Herri

Evaluation of equations for head losses due to friction in polyethylene pipes 141
Freddy Gavilánez-Luna
Jesús Chavarría

Perspectiva holística de las aguas residuales de los mataderos desde el contexto de la PENTAhélice: una revisión de alcance 179
Aarón Montiel-Rosales
Nayeli Montalvo-Romero
Eduardo Fernández-Echeverría
Gregorio Fernández-Lambert

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Gobernanza comunitaria del agua con enfoque ecofeminista: un estudio de caso en territorios rurales del Meta, Colombia
Edgar Oswaldo Pineda-Martínez
Paula Andrea Orozco-Pineda

Evaluación técnica, legal y operativa de las plantas de tratamiento de aguas residuales en Panamá
Ramón Franco
Miguel González
Ana C. González-Valoys

Valor económico del agua en la producción de fresa en Michoacán, México: un análisis longitudinal y espacial
Faustino Gómez-Santiz
Patricia Ávila-García

Evaluación hidroambiental integrada de una microcuenca andina mediante CWQI, ACP y SIG
Edgar Uquillas-Romo
Andrés Beltrán-Dávalos
Luis Patiño-Pomavilla

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Community water governance with an ecofeminist approach: A case study in rural territories of Meta, Colombia 231
Edgar Oswaldo Pineda-Martínez
Paula Andrea Orozco-Pineda

Technical, legal and operational assessment of wastewater treatment plants in Panama 274
Ramón Franco
Miguel González
Ana C. González-Valoys

Economic value of water in strawberry production in Michoacán, Mexico: A longitudinal and spatial analysis 321
Faustino Gómez-Santiz
Patricia Ávila-García

Integrated hydroenvironmental assessment of an Andean microbasin using CWQI, PCA, and GIS 369
Edgar Uquillas-Romo
Andrés Beltrán-Dávalos
Luis Patiño-Pomavilla

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-01

Artículos

Identificación estadística de datos anómalos de la precipitación: estudio en la estación climatológica convencional 9048 Tacubaya

Anomalous precipitation data statistical identification: study at the conventional climatological station 9048 Tacubaya

Margarita Preciado[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5874-2603

José A. Bravo[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2281-7188

Maritza Arganis[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-1429-1243

Citlalli Astudillo[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8153-9387

[1]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, preciado@tlaloc.imta.mx

[2]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, jose_bravo@tlaloc.imta.mx

[3]Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Ingeniería, Ciudad de México, México, marganisJ@iingen.unam.mx

[4]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, castudillo@tlaloc.imta.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Autora para correspondencia: Maritza Liliana Arganis-Juárez, marganisj@iingen.unam.mx

Resumen

En este artículo se destaca la importancia de realizar un análisis riguroso de la calidad de los datos registrados en estaciones climatológicas, aspecto fundamental para abordar los desafíos hidrológicos e hidráulicos en la ingeniería. Se analizaron los registros de precipitación mensual de la estación 9048 Tacubaya, México, reconocida por contar con más de un siglo de datos históricos. Se aplicaron medidas estadísticas de tendencia central, dispersión, distribución de frecuencias y asimetría para evaluar la consistencia y precisión de las series. Asimismo, se incorporaron comparaciones temporales y espaciales apoyadas en herramientas de sistemas de información geográfica (SIG), lo que permitió identificar valores atípicos en meses de estiaje e invierno (enero, febrero, marzo, noviembre y diciembre), varios de los cuales fueron validados mediante registros de estaciones vecinas. Esta investigación no solo documenta líneas de trabajo vigentes en el control de calidad hidroclimático, sino que también sienta las bases para futuros estudios en áreas críticas como la planificación hídrica, la gestión del riesgo de desastres y la adaptación climática.

Palabras clave: precipitación, datos meteorológicos, análisis estadístico, sistema de información geográfica, SIG, gestión de los recursos hídricos, gestión de riesgos, México.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Abstract

This paper highlights the importance of rigorously assessing the quality of climatological station records, which is essential for addressing hydrological and hydraulic engineering challenges. Monthly precipitation data from the 9048 Tacubaya station in Mexico, renowned for its continuous record spanning over a century, were analyzed. Statistical measures of central tendency, dispersion, frequency distribution, and skewness were applied to evaluate data consistency and accuracy. In addition, temporal and spatial comparisons using geographic information systems (GIS) were conducted, enabling the identification of outliers during dry and winter months (January, February, March, November, and December), several of which were validated against records from neighboring stations. This study not only documents current methodologies in hydroclimatic quality control but also establishes a framework for future research in water resources planning, disaster risk management, and climate adaptation.

Keywords: precipitation, meteorological data, statistical analysis, geographical information systems, GIS, water resources management, risk management, Mexico.

Recibido: 17/10/2024

Aceptado: 14/02/2026

Publicado *ahead of print*: 05/03/2026

Versión final: 01/11/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introducción

El análisis de la calidad de los registros de precipitación es fundamental para garantizar la precisión de los estudios hidrológicos y climáticos. La confiabilidad de estos datos permite comprender mejor la variabilidad del clima, y sustenta decisiones en la gestión de los recursos hídricos y en la planificación de infraestructuras. En México, la estación climatológica convencional 9048 Tacubaya constituye un referente histórico por contar con más de un siglo de registros continuos. Su relevancia radica en que ofrece una base sólida para evaluar la consistencia de las mediciones y detectar posibles valores atípicos que podrían afectar los modelos de predicción y los análisis de tendencias.

En esta investigación se aplican herramientas estadísticas y de sistemas de información geográfica (SIG) para examinar la calidad de los registros de precipitación mensual de la estación 9048. El objetivo es identificar patrones, inconsistencias y variaciones que permitan mejorar la fiabilidad de los datos y, con ello, fortalecer su uso en estudios hidrológicos, climáticos y de gestión ambiental.

La calidad de los registros de precipitación constituye un requisito esencial para la implementación de modelos climáticos empírico-estadísticos, dado que errores o inconsistencias en los datos pueden afectar significativamente las proyecciones regionales y locales (Benestad, 2004). La precisión en los datos de entrada es crucial para garantizar que los modelos reflejen con exactitud las condiciones climáticas regionales y locales. Benestad enfatiza que los errores en los registros de precipitación, como valores faltantes, anomalías o datos mal ajustados, pueden generar desviaciones significativas en las predicciones

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

climáticas. Para mitigar estos problemas, es fundamental aplicar controles de calidad rigurosos y técnicas estadísticas que permitan identificar y corregir inconsistencias en los datos, a fin de garantizar la fiabilidad de las proyecciones climáticas derivadas de dichos modelos.

Un análisis exhaustivo de la calidad de los registros de precipitación garantiza que las decisiones basadas en estos datos sean informadas y precisas, lo cual apoya tanto la investigación científica como estudios hidrológicos y la gestión práctica de los recursos hídricos (Veiga *et al*. 2015). Diversos estudios abordan dicha importancia. Destacan los de Hidalgo-Navarro (2011), quien desarrolló una metodología basada en herramientas gráficas y estadísticas para validar datos de calidad del aire generados por una red de monitoreo automático. Los hallazgos mostraron que la red de monitoreo era capaz de proporcionar datos consistentes y precisos, lo que es crucial para estudios de sostenibilidad hídrica; se basó en niveles de validación de los datos (del 1 al 3 de acuerdo con la EPA, 2021), con un nivel 2 de validación de sus resultados. García-Marín *et al*. (2014) examinaron la importancia de la hidrología en la ingeniería del agua y abarcaron temas fundamentales como el ciclo hidrológico, la lluvia, la interceptación de agua por la vegetación, el uso de sensores en hidrología y el estudio del agua subterránea. Su investigación destaca la relevancia de las mediciones de datos y la revisión de su calidad para asegurar la efectividad de las infraestructuras hídricas. Núñez-González y García-Suárez (2018) analizaron la calidad de los datos y la tendencia de algunos índices de precipitación en el estado de Jalisco. Calcularon cinco índices de precipitación a partir de las series de tiempo de 48 estaciones climatológicas. Los resultados mostraron problemas de homogeneidad en las series de datos y una disminución en el índice de precipitación total anual en el 71 % de las series, mientras que el índice de días consecutivos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

secos aumentó en el 85 % de los casos analizados. Hicieron un estudio de la validación espacial de datos climatológicos y pruebas de homogeneidad en Veracruz, México. Encontraron que los datos climatológicos de Veracruz presentaban inconsistencias espaciales significativas. Utilizando pruebas de homogeneidad, identificaron variaciones que podrían afectar la precisión de los modelos climáticos. La implementación de métodos estadísticos y herramientas de GIS ayudó a mejorar la validez de los datos. Cervantes-Osornio *et al*. (2023) examinaron la calidad de los datos medidos en el monitoreo hidrometeorológico. Se centraron en el río Hondo, Quintana Roo, México. Identificaron que un porcentaje significativo de los datos presentaba inconsistencias, que afectaba la precisión de los modelos hidrológicos. También destacaron la necesidad de mejores prácticas en la recolección y validación de datos para asegurar resultados más confiables y válidos en estudios futuros.

El estudio de series temporales constituye una herramienta clave para evaluar la calidad de los registros de precipitación y modelar fenómenos climáticos dependientes de patrones temporales (Brockwell & Davis, 2016). Asimismo, permite identificar tendencias, estacionalidad y valores atípicos que podrían indicar errores en la recolección de datos o anomalías en los fenómenos climáticos. Al aplicar técnicas de suavizado y filtrado es posible corregir o ajustar datos erróneos, a fin de mejorar la precisión de los registros. La metodología que proponen es clave para asegurar que los datos sean consistentes antes de utilizarlos en predicciones o modelos de precipitación a largo plazo. En su revisión sobre los ajustes de homogeneidad en datos climáticos *in situ*, abordan los problemas de calidad en los registros de precipitación y cómo las discontinuidades en los datos pueden afectar los estudios climatológicos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Las discontinuidades pueden deberse a cambios en los instrumentos de medición, en la ubicación de las estaciones o en los procedimientos de observación. Los autores enfatizan la necesidad de realizar ajustes de homogeneidad para corregir estos problemas, lo que implica comparar los datos con estaciones cercanas y aplicar técnicas estadísticas para asegurar que los registros sean comparables a lo largo del tiempo. Este enfoque es esencial para garantizar la precisión y consistencia de los datos de precipitación, especialmente en estudios a largo plazo y en la detección de cambios climáticos. México cuenta con diversas áreas verdes ubicadas en las ciudades, que se identifican como bosques urbanos, esto es, áreas de valor ambiental que se localizan en suelo urbano, donde predominan especies de flora arbórea y arbustiva, y se distribuyen otras especies de vida silvestre asociadas, representativas de la diversidad biológica, al igual que especies introducidas para mejorar su valor ambiental, estético, científico, educativo, recreativo, histórico, cultural o turístico, o bien por otras razones análogas de interés general, cuya extensión y características contribuyen a mantener la calidad del ambiente en la ciudad (Gobierno del Distrito Federal, 2003). La observación del clima y sus cambios, especialmente ante la intervención humana, requiere del uso de datos climatológicos históricos de alta confiabilidad. Por ello, antes de cualquier estudio, es fundamental someter la información a un riguroso control de calidad para depurar registros erróneos o dudosos, típicamente originados por problemas de observación, digitalización o transcripción. Los datos utilizados en este trabajo provienen de la Estación Climatológica Convencional 9048 "Tacubaya". Su historia comienza el 6 de marzo de 1877, cuando el observatorio meteorológico y astronómico fue inaugurado en el Castillo de Chapultepec, bajo el decreto del presidente Porfirio Díaz y el ministro

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Vicente Riva Palacio. Bajo la dirección de su primer director, el ingeniero Mariano Bárcena, el observatorio se mudó al exArzobispado en Tacubaya en 1883, su ubicación actual. Bárcena impulsó la creación de una red nacional, lo que permitió que para 1880 México ya formara parte de los 23 países con mediciones meteorológicas sistematizadas. La estación 9048 es de vital importancia por su extensa serie de tiempo, con registros que datan desde el 6 de marzo de 1877 (Figura 1).

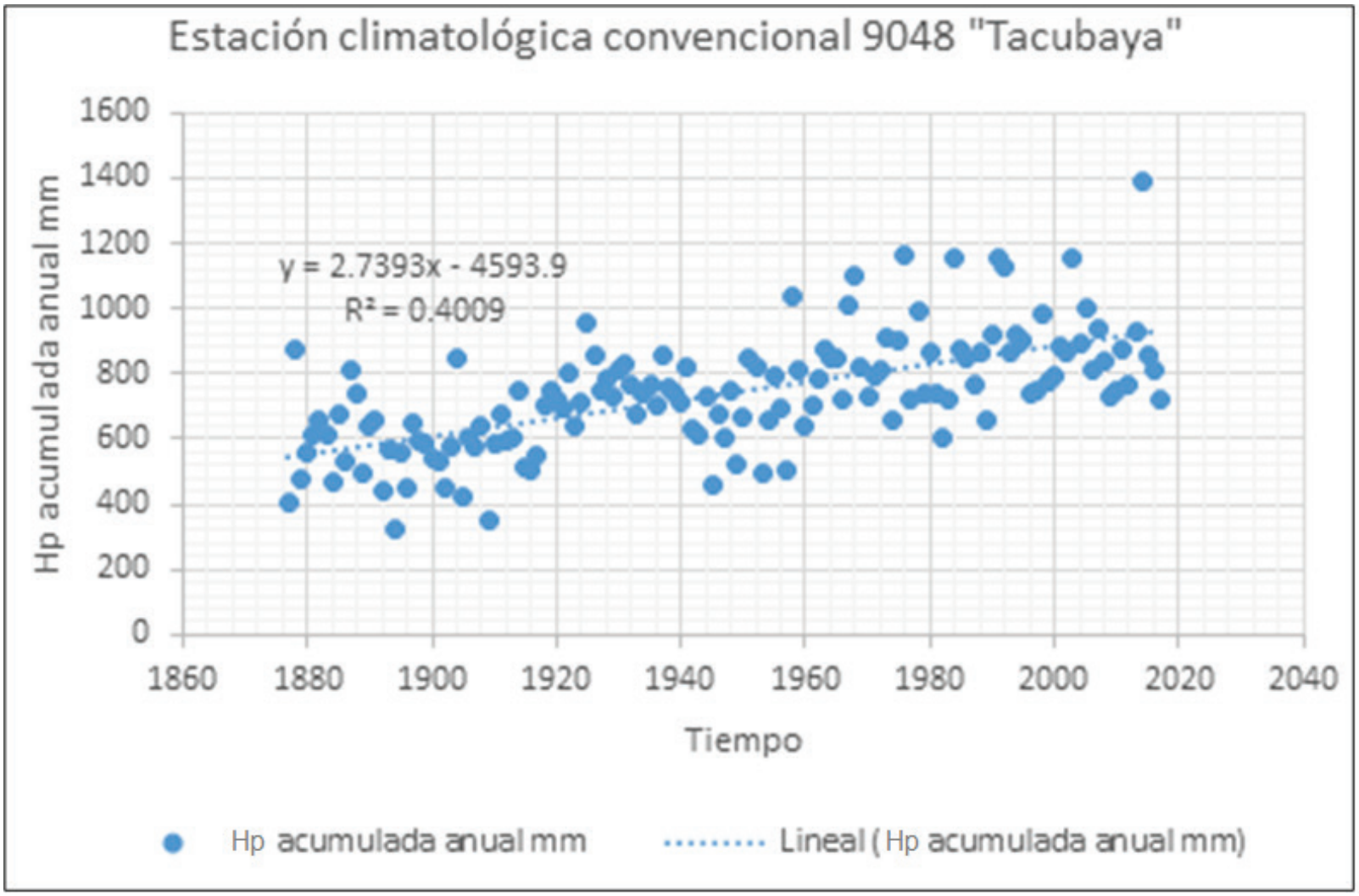


Figura 1. Datos de lluvia de la estación climatológica 9048.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Al examinar los registros de precipitación acumulada anual de la estación (Figura 1), se observa una tendencia lineal ascendente a lo largo de más de 130 años de datos. Sin embargo, dicha tendencia coexiste con una alta variabilidad interanual, evidenciada por la considerable dispersión de los datos alrededor de la línea de ajuste (lo que resulta en un bajo valor de R^2). Esta dispersión incluye picos muy altos (cercanos a 1 400 mm) y valles muy bajos (cercanos a 300 mm), lo que subraya la necesidad de un control de calidad detallado.

Relevancia del control de calidad en hidrología

La literatura científica enfatiza la necesidad de este control. Domínguez *et al*. (2018) señalan que la variabilidad en los registros es común debido a factores como la ubicación y cambios en los equipos, e insisten en la importancia de análisis estadísticos, como la comparación de medias y coeficientes de variación para corregir anomalías antes de usarlos en estudios hidrológicos y de riesgo ambiental. Por su parte, Burn (1990), en el contexto de análisis regional de frecuencias de inundaciones, recalca que las inconsistencias o errores (valores atípicos o brechas) pueden distorsionar los resultados de los modelos predictivos, haciendo que el control de calidad sea crucial para el diseño confiable de infraestructura y la planificación urbana. En esta investigación, para garantizar la máxima precisión, el análisis de calidad fue mensual. Este enfoque permite una mayor aproximación a las variaciones reales, mejora la calidad de los datos y facilita la detección más precisa de posibles valores atípicos dentro del contexto climático local.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La restauración y/o conservación de estas zonas de valor ambiental se ha vuelto prioridad, ya que son requeridas para mejorar la función ambiental de la zona. Para ello es necesario llevar a cabo una serie de estudios que permiten diagnosticar y establecer acciones que frenen su deterioro. En muchas ocasiones, el deterioro ambiental dependerá de las circunstancias presentes, como el clima, actividades antrópicas o fenómenos hidrometeorológicos que, en combinación con la situación actual, generen problemas específicos.

La presente investigación ofrece una valiosa contribución al análisis de la calidad de los datos de precipitación mensual registrados por la estación climatológica 9048 en la Ciudad de México. Mediante un enfoque riguroso, se emplearon diversas herramientas estadísticas y tecnológicas para asegurar la precisión y consistencia de los datos. El análisis incluyó el uso de hojas de cálculo en la gestión y procesamiento de la información, el concepto de cuartiles para evaluar la dispersión de los datos y la representación visual mediante gráficas de cajas y bigotes (box-plots), que facilitaron la identificación de valores atípicos y patrones anómalos. Además, el uso de sistemas de información geográfica (SIG) permitió hacer comparaciones espaciales y temporales con estaciones cercanas, lo que proporcionó una visión más integral de la variabilidad climática de la región.

Las expectativas de esta investigación son amplias, pues su enfoque no solo mejora la calidad de los registros de precipitación en la estación 9048, sino que también sienta las bases para su aplicación en otras estaciones climatológicas del país. A largo plazo, la metodología empleada podría contribuir de modo significativo a la mejora de los sistemas de monitoreo climático, al proporcionar datos más confiables para estudios

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

hidrológicos, modelación climática y gestión de recursos hídricos. Este enfoque integral permite una mayor precisión en la toma de decisiones ambientales, urbanísticas y de prevención de riesgos, lo que podría tener un impacto positivo en la planificación de políticas públicas relacionadas con el cambio climático y la gestión de desastres naturales.

Metodología

Sitio de estudio

La estación 9048 Tacubaya Central (Obs) (Figura 2) se ubica dentro de las instalaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y en las cercanías con el Bosque de Chapultepec, el cual representa el 52 % de las áreas verdes de la Ciudad de México y ofrece importantes servicios ambientales, como la recarga hídrica y la regulación de la temperatura, además de ser refugio para las aves migratorias y la fauna nativa. Es tal su importancia, que fue declarada como Área de Valor Ambiental el 2 de diciembre de 2003 (SMN, 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

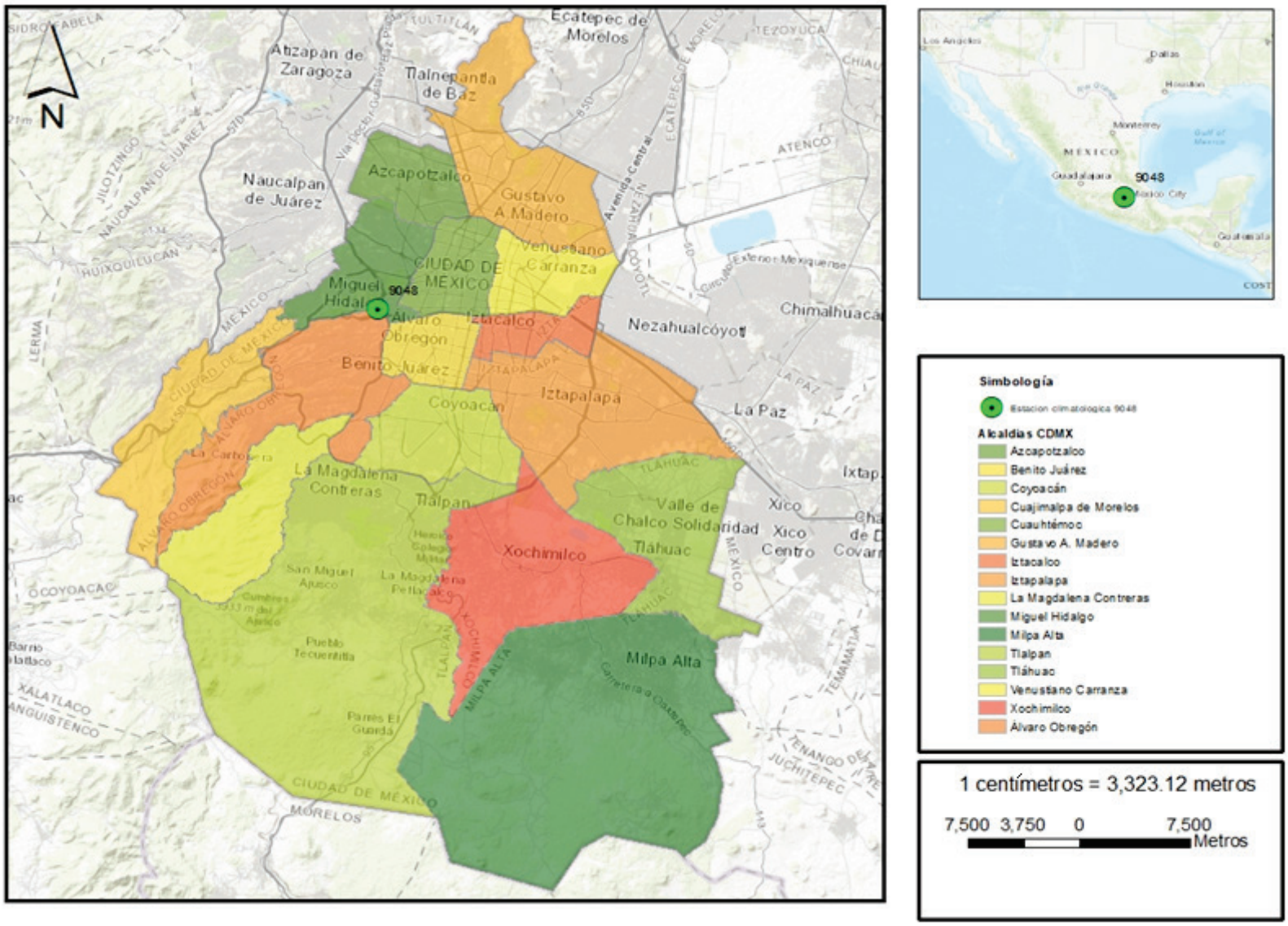


Figura 2. Ubicación de la estación climatológica 9048.

Preparación de la información de análisis

Para realizar este análisis se obtuvo la base de datos de precipitación de la estación 9048 del CLICOM (Conagua, 2019), los datos diarios se acumularon para obtener el total mensual de precipitación y se

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

descartaron aquellos meses que no contaron con al menos el 80 % de registros. La información de precipitación mensual se organizó por año y mes, con el fin de aplicar las estadísticas a cada grupo de información; para cada año se obtuvo el porcentaje de información correspondiente para los meses de estiaje y lluvia, con el objeto de proporcionar información suficiente para descartar o considerar el dato mensual de análisis.

Análisis de información con estadística descriptiva

La estadística descriptiva aplicada a los datos de precipitación mensual registrados en la estación climatológica son la media, que indica el valor promedio mensual; la mediana, el valor de la variable de posición central en un conjunto de datos ordenados; la moda, como el valor con mayor frecuencia en una distribución de datos; la desviación estándar, que se utiliza para cuantificar la variación o la dispersión de un conjunto de datos numéricos con respecto a su media, y finalmente la curtosis, que determina el grado de concentración que presentan los valores de una variable alrededor de la zona central de la distribución de frecuencias (Tabla 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Variables estadísticas y sus ecuaciones que serán aplicadas a los datos de lluvia de la estación 9048.

Estadística		Ecuación
Media		$\frac{\sum_{i=1}^{n} x_i}{n}$ (1)
Mediana	Si es par	$\frac{1}{2}\left(x_{\frac{N}{2}} + x_{\frac{N}{2}+1}\right)$ (2)
	Si es impar	$x_{\frac{N+1}{2}}$ (3)
Moda		Datos x_i más repetidos
Desviación estándar		$\sqrt{\frac{1}{N}.\sum_{i=1}^{N}(x_i - \bar{X})^2}$ (4)
Curtosis		$\frac{1}{n}.\frac{\sum(x_i-\bar{X})^4}{\sigma^4} - 3$ (5)

Para visualizar el comportamiento general de los datos, se aplicó estadística descriptiva a las series mensuales por año; es decir, se realizó el análisis a todos los meses de enero, febrero, marzo y así sucesivamente.

Análisis de información con histograma

Otra forma de visualizar el comportamiento general de los datos es a través de un histograma; para ello se requiere conocer el rango (diferencia entre el valor máximo y el mínimo); el intervalo dado por la regla de Sturges [1+3.322 Log(N)], donde N es la cantidad de registros, y la amplitud que resulta de dividir el rango entre el intervalo (Kuehl, 2001).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Identificación de datos atípicos utilizando el rango intercuartil

En la identificación de posibles valores atípicos es necesario evaluar si se encuentran o no dentro de un límite numérico establecido, que puede definirse como leve (límites internos) o extremo (límites externos). Una forma de establecer dichos límites es aplicando el rango intercuartil, que se define como la diferencia entre el cuartil superior (Q3, el 25 % más alto) y el cuartil inferior (Q1, el 25 % más bajo) de un conjunto de datos. El rango intercuartil se utiliza para construir diagramas que permiten visualizar la variabilidad de una serie de datos, comparar distribuciones de la misma y ubicar valores extremos. En un diagrama de caja se considera un valor atípico aquel que se encuentra a 1.5 veces esa distancia de uno de esos cuartiles (límite interno) o a 3 veces esa distancia de uno de esos cuartiles (límite externo) (Minitab, 2019). El límite interno del conjunto de datos se establece multiplicando el rango intercuartil por 1.5; dicho valor se suma al Q3 y se resta al Q1. El procedimiento es el mismo para la obtención del límite externo, pero multiplicando el rango intercuartil por 3.

Comparación con estaciones cercanas

El proceso anterior en primera instancia puede indicar la presencia de datos atípicos, pero es necesario, además, tener claro lo que se considera anormal, y decidir si el dato se utiliza o no de acuerdo con el estudio que se está realizando. Considerando el análisis anterior, el resultado arroja una serie de datos a una distancia anormal de otros valores; sin embargo, al ser la precipitación un valor relativamente variable en el tiempo y en el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

espacio, es necesario complementar la información tomando en cuenta mediciones de estaciones cercanas que podrían indicar si el dato es válido o no. Dicho proceso se puede llevar a cabo con herramientas GIS que permiten obtener la información. En este estudio se empleó Near de ArcGIS®.

Resultados

Como resultado del análisis realizado se obtuvieron los estadísticos mensuales de la estación 9048, así como la identificación de los posibles datos atípicos, el porcentaje de información anual y la tabla comparativa con estaciones cercanas.

El análisis mensual permitió homogeneizar el comportamiento estacional que tienen las lluvias, pues es muy poco probable que, por ejemplo, en todo el mes de enero se presente el mismo volumen de lluvia que en septiembre. La aplicación de estadísticos a la información mensual permitió identificar aquellos valores fuera de rango y puedan dar indicios de que se trate de un valor erróneo. En la Tabla 2 se muestran los estadísticos aplicados a las series mensuales de la estación 9048 para los meses de lluvia.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 2. Datos estadísticos calculados para los registros de la base de datos histórica de estación 9048 para el valor de la precipitación (Hp) en mm.

Estadística	Meses				
	6	7	8	9	10
Media (mm)	124.73	155.68	148.84	129.38	53.38
Mediana (mm)	122.40	149.00	140.45	115.60	45.60
Moda(mm)	132.80	174.20	150.00	85.70	32.20
Desviación estándar	64.92	59.52	60.34	61.35	40.99
Varianza de la muestra	4 214.65	3 542.94	3 640.44	3 764.10	1 679.93
Curtosis	1.44	-0.18	0.78	0.54	1.87
Coeficiente de asimetría	0.92	0.38	0.83	0.81	1.28
Mínimo (mm)	0.00	0.00	40.00	4.00	0.00
Máximo (mm)	358.60	319.80	338.00	318.30	194.30

Como puede observarse, en la información correspondiente al mes de julio, el valor de la desviación estándar indica que los datos con respecto a la media del periodo (155.68 mm) varían en 59.52 milímetros; de acuerdo con la información, el valor que más se repite en la serie de datos es el de 174.2, registrado dos veces durante el periodo; por otro lado, el valor de curtosis es negativo, lo que significa que hay una menor concentración de datos en torno a la media, y mide el grado de agudeza y planitud de una distribución. Un valor grande y positivo indica que las colas son más largas que las de una distribución normal. Una curtosis negativa indica que una distribución de datos es más plana que una distribución normal y que los valores atípicos son menos extremos. La

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

información mensual de cada año se graficó y comparó con el valor de la media donde se observa la dispersión de los datos (Figura 3).

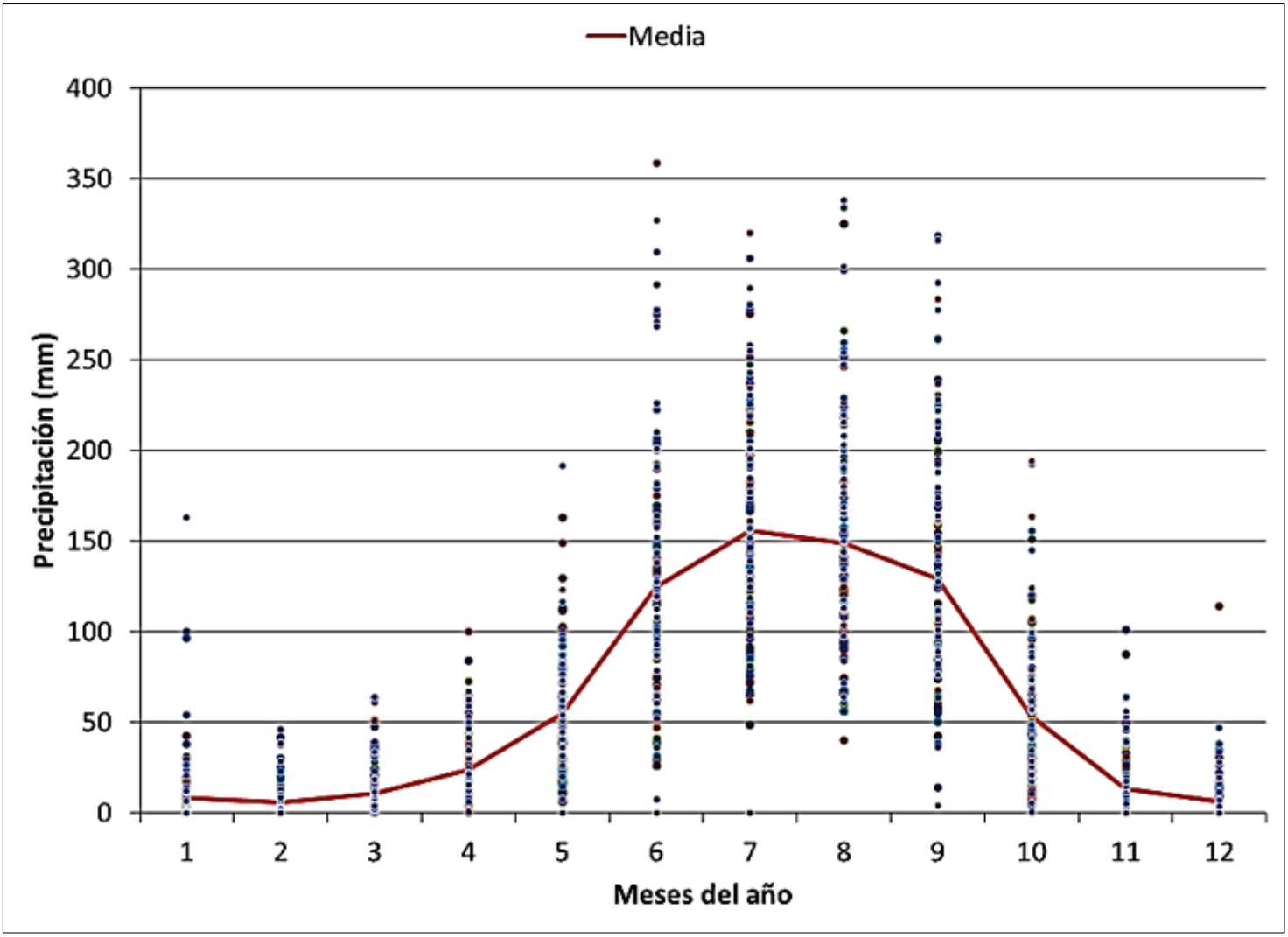


Figura 3. Datos mensuales (Hp mm) de la estación 9048 y su media.

Para el caso de la estación 9048, se definieron nueve clases, con una amplitud de aproximadamente 18 mm, y se obtuvieron sus respectivas frecuencias para generar los gráficos correspondientes a cada

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

uno de los meses. Con ayuda de la herramienta de análisis de datos de la hoja de datos de Excel© se obtuvieron los histogramas correspondientes. En la Figura 4 se muestran como ejemplo los histogramas correspondientes a los meses de julio y agosto.

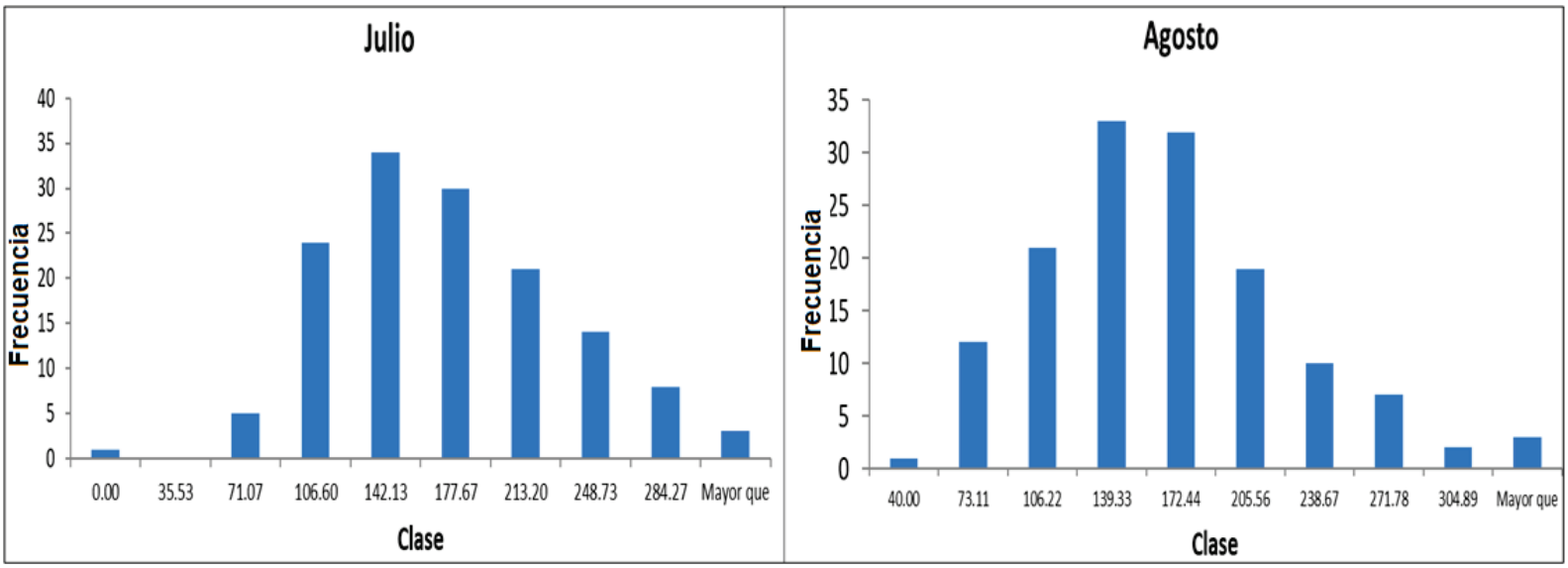


Figura 4. Histogramas de la estación 9048 para julio y agosto.

El uso de gráficas de cajas y bigotes (*box-plots*) es una herramienta sumamente poderosa para la visualización y el análisis de datos, ya que permite identificar de manera clara y eficiente la distribución de un conjunto de datos, así como detectar posibles valores atípicos. Estas gráficas proporcionan una representación visual de los cuartiles, que dividen el conjunto de datos en cuatro partes iguales, y resaltan los percentiles, que ayudan a identificar valores extremos o anomalías. En particular, los valores por encima del percentil 95 suelen ser considerados

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

como posibles datos atípicos, lo que facilita su rápida identificación y análisis.

Una de las grandes ventajas de las *box-plots* es que no solo permiten visualizar la mediana y dispersión de los datos, sino que también destacan el rango intercuartil, una medida clave para comprender la variabilidad central del conjunto de datos. En el análisis de precipitación, estas gráficas son especialmente útiles para detectar patrones inusuales, pues el comportamiento de las precipitaciones puede variar de forma significativa de un mes a otro. En la Figura 5, el análisis intercuartil revela cómo las *box-plots* permiten detectar de manera visual aquellos valores que se alejan del comportamiento esperado, lo que facilita la toma de decisiones y la corrección de datos inconsistentes. Esta herramienta, por tanto, es invaluable para asegurar la precisión y calidad de los registros meteorológicos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

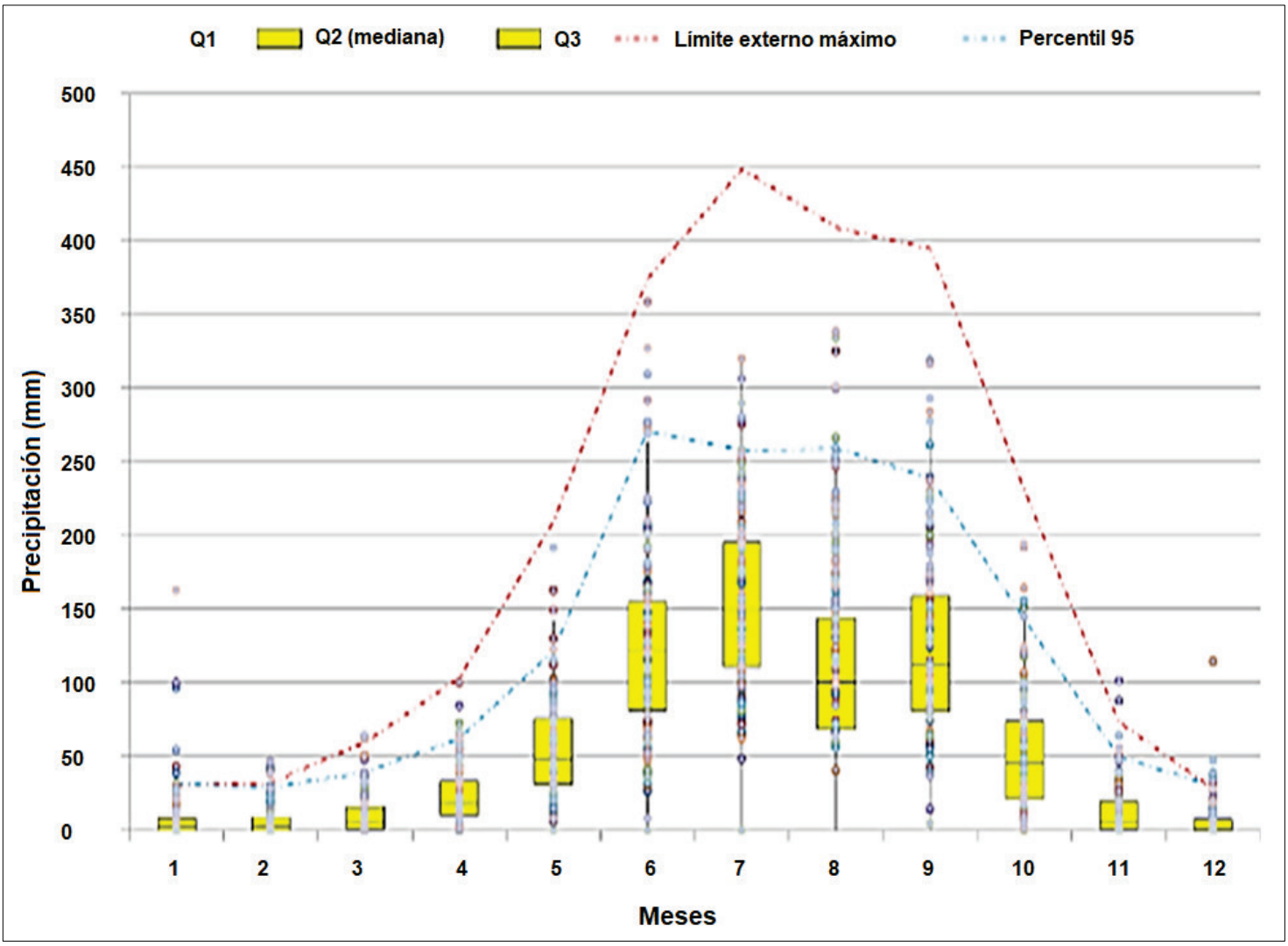


Figura 5. Diagrama de caja de las series mensuales de la estación 9048.

Con ayuda de herramientas informáticas y utilizando los valores identificados como límites para señalar un posible dato atípico, se integraron en una tabla dichos datos, identificando el año y mes correspondientes. Con la herramienta Near de ArcGIS® se obtuvo la lista de estaciones cercanas a la estación 9048 para una distancia máxima de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

10 kilómetros (Figura 6) y se extrajo la información correspondiente de las fechas de registro de los posibles datos atípicos de cada una de ellas.



Figura 6. Ubicación de la estación 9048.

En la Tabla 3 se muestra un ejemplo de comparación de algunos posibles datos atípicos identificados utilizando métodos estadísticos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Como puede visualizarse, los datos registrados en las estaciones cercanas son muy similares a los de la estación 9048, lo que podría indicar que podrían ser correctos.

Tabla 3. Posibles datos atípicos identificados para la estación 9048 y sus estaciones cercanas.

Año	Mes	Precipitación (Hp mm) registrada por estación climatológica										
		9048	9010	9039	9064	9012	9005	9011	9015	9031	9040	9050
		(mm)										
1914	1	42.7										
1919	1	96.3										
1925	1	38.2										
1958	1	99.8		102.5		103.6		110.5	76.9	57.9		117.0
1964	1	30.7		28.6		35.4	-		29.0	33.9	-	31.8
1967	1	53.9		61.0		65.0	55.2		55.2	61.0	58.1	61.5
1975	1	31.4	30.3	27.4		71.0			32.9			36.1
2008	1	162.8	0.4									
1883	2	41.4										
1923	2	38.3										
1982	2	46.1	27.0	27.2	-	45.8						
1992	2	37.6							52.5			
2010	2	38.3	-									
1895	3	63.4										
1978	3	61.0	61.3	52.4		54.7			33.9			
2012	3	64.0	78.0									
1904	11	87.7										
1952	11	100.9				110.1		93.0		93.5		
1900	12	114.2										
1920	12	30.5										
1925	12	38.2										
1941	12	35.0										
1976	12	33.7	44.4	38.7		34.8			50.4			
1983	12	38.1	36.4	46.6	-	17.9						
1995	12	46.8							13.5			

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para este estudio, al ser la precipitación una medición muy variable, se optó por definir el límite externo máximo como el valor máximo permitido, es decir, los valores menores a dicho indicador se consideran válidos, identificando, para el caso de la estación 9048, 25 posibles datos atípicos (Tabla 4).

Tabla 4. Posibles datos atípicos identificados para la estación 9048.

Año	Mes en el que se presenta la anomalía	Hp registrada (mm)
1883	Febrero	41.40
1895	Marzo	63.40
1900	Diciembre	114.20
1904	Noviembre	87.70
1914	Enero	42.70
1919	Enero	96.30
1920	Diciembre	30.50
1923	Febrero	38.30
1925	Diciembre	38.20
1925	Enero	38.20
1941	Diciembre	35.00
1952	Noviembre	100.90
1958	Enero	99.80
1964	Enero	30.70
1967	Enero	53.90
1975	Enero	31.40
1976	Diciembre	33.70
1978	Marzo	61.00
1982	Febrero	46.10
1983	Diciembre	38.10
1992	Febrero	37.60
1995	Diciembre	46.80
2008	Enero	162.80
2010	Febrero	38.30
2012	Marzo	64.00

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Como se observa en la Tabla 4, existen algunos valores fuera de rango en enero, febrero, marzo, noviembre y diciembre, por lo que se seleccionan como posibles datos atípicos. Al tener ya identificados estos datos, se compararon con los valores mensuales del mismo mes en otras estaciones; Por ejemplo, para el caso del valor 99.8, registrado en enero de 1958, se observan valores semejantes en varias estaciones cercanas (Figura 6): 9050 (117 mm), 9039 (103 mm), 9011 (111 mm) y 9012 (104 mm); esto indica un valor atípico que se presentó y registró correctamente (Conagua, 2019).

Conclusiones

El estudio confirmó el valor singular de los registros de precipitación de la Estación Climatológica 9048 en Tacubaya, al contar con una serie de tiempo excepcionalmente larga que data desde el 6 de marzo de 1877. La decisión de trabajar con datos mensuales aportó un valor metodológico significativo y facilitó un seguimiento detallado y preciso de las variaciones climáticas. Este enfoque resultó crucial para distinguir las tendencias estacionales regulares de las fluctuaciones anómalas. La aplicación de diversas medidas estadísticas (tendencia central, dispersión, distribución de frecuencias y coeficientes de asimetría) demostró ser una herramienta esencial y efectiva para la evaluación rigurosa de la consistencia y precisión de la serie de datos. Estas herramientas permitieron detectar de manera eficiente valores fuera de los límites normales o patrones inusuales que se desvían del comportamiento estacional predecible de la precipitación. A pesar de la extensión temporal de los registros, el análisis de calidad confirmó la existencia de valores

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

atípicos y discontinuidades inherentes a series históricas prolongadas. Esta identificación refuerza la necesidad crítica de la depuración de datos dudosos y la posterior validación con registros de estaciones climatológicas cercanas para garantizar la fiabilidad del conjunto de datos. El enfoque mensual fue determinante para identificar con mayor precisión las anomalías estacionales que, de no corregirse, podrían comprometer la correcta interpretación de las tendencias climáticas de largo plazo.

La investigación subraya que la calidad de los datos de precipitación es un requisito crítico e indispensable para la planificación hidrológica, la gestión efectiva de los recursos hídricos y la prevención de riesgos asociados con fenómenos meteorológicos extremos. La metodología de control de calidad estadística y depuración empleada en este estudio constituye un aporte replicable que puede fortalecer la base de datos de otras estaciones climatológicas a nivel nacional, lo cual es fundamental para enfrentar los desafíos impuestos por el cambio climático y la gestión sostenible del agua en el país.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Comisión Nacional del Agua (Conagua) por el uso de los datos climatológicos.

Financiamiento

No se contó con financiamiento para esta investigación.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Declaración de conflictos de interés

Los autores manifiestan que no se cuenta con ningún conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

Se utilizó una herramienta de inteligencia artificial (Gemini, Google) exclusivamente para la asistencia en la corrección de estilo, traducción al inglés y revisión del formato de referencias. Todo el análisis, los resultados y el contenido final fueron verificados y aprobados por los autores.

Referencias

Benestad, R. E. (2004). Empirical-statistical downscaling in climate modeling. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, *85*(42), 417-422. https://doi.org/10.1029/2004EO420002

Brockwell, P. J., & Davis, R. A. (2016). *Introduction to time series and forecasting* (3rd ed.). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29854-2

Burn, D. H. (1990). Evaluation of regional flood frequency analysis with a region of influence approach. *Water Resources Research*, *26*(10), 2257-2265. https://doi.org/10.1029/WR026i010p02257

Cervantes-Osornio, R., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., & Ojeda-Bustamante, W. (2023). Calidad de datos de estaciones meteorológicas automáticas ubicadas en tres estados de México. *Tecnología y ciencias del agua*, *14*(1), 432-469. https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-01-10

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Datos climatológicos CLICOM*. https://cucapa-clicom.cicese.mx/

Domínguez, R., Carrizosa, E., Fuentes, G. E., Arganis, M. L., Osnaya, J., & Galván-Torres, A. E. (2018). Análisis regional para estimar las precipitaciones de diseño en la república mexicana. *Tecnología y ciencias del agua*, *9*(1), 5-29. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-01-01

EPA, Environmental Protection Agency. (2021). *Best practices for review and validation of ambient air monitoring data (EPA-454/B-21-007)*. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1013CPT.PDF?Dockey=P1013CPT.PDF

García-Marín, A., Roldán-Cañas, J., Estévez, J., Moreno-Pérez, F., Serrat-Capdevila, A., González, J., Francés, F., Olivera, F., Castro-Orgaz, O. & Giráldez, J. V. (2014). La hidrología y su papel en ingeniería del agua. *Ingeniería del Agua*, *18*(1), 1-14. https://doi.org/10.4995/ia.2014.3048

Gobierno del Distrito Federal. (2003, 2 de diciembre). *Decreto por el que se declara como área de valor ambiental del Distrito Federal al Bosque de Chapultepec*. Gaceta Oficial del Distrito Federal. https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/uploads/public/595/15d/70c/59515d70c473b673777237.pdf

Hidalgo-Navarro, M. (2011). *Metodología para la validación de datos de calidad del aire generados por una red de monitoreo automático* (Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México). Repositorio Institucional UNAM. https://hdl.handle.net/20.500.14330/TES01000667922

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kuehl, R. O. (2001). *Diseño de experimentos: principios estadísticos de diseño y análisis de la investigación* (2ª ed.). Thomson Editores.

Minitab. (2019). *Identificar valores atípicos*. Soporte técnico de Minitab. https://support.minitab.com/es-mx/minitab/18/help-and-how-to/statistics/basic-statistics/supporting-topics/data-concepts/identifying-outliers/

Núñez-González, G., & García-Suárez, J. (2018). Análisis de la calidad de los datos y la tendencia de algunos índices de precipitación en Jalisco. *Realidad, Datos y Espacio. Revista Internacional de Estadística y Geografía*, *9*(2), 14-27. https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463856771

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2024). *Normales climatológicas por estado*. Comisión Nacional del Agua. https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado

Veiga, H., Herrera, N., Skansi, M., & Podestá, G. (2015). *Descripción de controles de calidad de datos climáticos diarios implementados por el Centro Regional del Clima para el Sur de América del Sur* (reporte técnico CRC-SAS-2014-001). Centro Regional del Clima para el Sur de América del Sur. https://www.crc-sas.org/es/pdf/reporte_tecnico_CRC-SAS-2014-001.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-02

Artículos

Ecotoxicidad y riesgo ambiental de elutriados de sedimentos en un tramo del río Ocoña, en el sur del Perú

Ecotoxicity and environmental risk of sediment elutriates in a section of the Ocoña River, southern Peru

Juleysi Virrueta-Chavez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5910-7468

Armando Arenazas-Rodriguez[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0940-2204

[1]Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa-Facultad de Ciencias Biológicas, Arequipa, Perú, jvirruetac@unsa.edu.pe

[2]Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa-Facultad de Ciencias Biológicas, Arequipa, Perú, aarenazas@unsa.edu.pe

Autora para correspondencia: Juleysi Virrueta-Chavez, jvirruetac@unsa.edu.pe

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Resumen

En los ríos, los sedimentos funcionan como almacén de contaminantes, sobre todo de metales, que pueden liberarse y afectar a los organismos acuáticos. El presente estudio evaluó la ecotoxicidad de los elutriados de sedimentos obtenidos de tres puntos de muestreo (Secocha-PE1, Infiernillo-PE2 y Urasqui-PE3) en la cuenca del río Ocoña de Arequipa, Perú, durante 2024, con el objetivo de determinar su impacto sobre organismos de tres niveles tróficos: *Lemna minor*, *Daphnia magna* y *Poecilia reticulata*. Se evaluaron las concentraciones de metales presentes en el sedimento obtenido de los tres puntos de muestreo, destacando arsénico y bario, pero no excediendo la línea guía sobre la calidad de sedimentos para la protección de vida acuática (ISQG Canadá). Se realizaron bioensayos con cuatro diluciones de elutriados obtenidos de los sedimentos (12.5, 25, 50 y 100 %) y un tratamiento de control libre de elutriado. Los bioensayos evidenciaron en *Lemna minor* inhibición en el crecimiento, que fue proporcional a las diluciones del elutriado principalmente en PE1; *Daphnia magna* fue el organismo más sensible, registrando 93.33 ± 11.55 % de mortalidad y una CL_{50} de 25.05 %, con el tratamiento mayor (100 %) en PE1. *Poecilia reticulata* mostró baja mortalidad, pero se observaron efectos subletales. El riesgo ambiental evidencia toxicidad variada, pero considerando la supervivencia de los organismos, PE1 fue el sitio más impactado y posee una valoración de altamente tóxico, principalmente para *D. magna*. Se recomienda la implementación de programas de monitoreo continuo de metales en el río Ocoña.

Palabras clave: contaminación del agua, contaminante, vigilancia ambiental, animal acuático, plantas acuáticas, pez, río, cuenca, Perú.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Abstract

In rivers, sediments act as a repository for contaminants, especially metals, which can be released and affect aquatic organisms. This study evaluated the ecotoxicity of sediment elutriates obtained from three sampling points (Secocha-PE1, Infiernillo-PE2, and Urasqui-PE3) in the Ocoña River basin of Arequipa, Peru, during 2024. The objective was to determine their impact on organisms at three trophic levels: *Lemna minor*, *Daphnia magna*, and *Poecilia reticulata*. Metal concentrations in the sediment obtained from the three sampling points were evaluated, with arsenic and barium being the most notable, but not exceeding the sediment quality guidelines for the protection of aquatic life (ISQG Canada). Bioassays were performed with four dilutions of elutriates obtained from the sediments (12.5, 25, 50, and 100 %) and a control treatment free of elutriate. The bioassays showed growth inhibition in *Lemna minor*, which was proportional to the elutriate dilutions, mainly in PE1; *Daphnia magna* was the most sensitive organism, recording 93.33 ± 11.55 % mortality and an LC_{50} of 25.05 %, with the highest treatment (100 %) in PE1. *Poecilia reticulata* showed low mortality, but sublethal effects were observed. The environmental risk evidences varied toxicity, but considering the survival of the organisms, PE1 was the most impacted site and has a highly toxic rating, mainly for *D. magna*. The implementation of continuous metal monitoring programs in the Ocoña River is recommended.

Keywords: Water pollution, pollutants, environmental monitoring, aquatic animals, aquatic plants, fish, rivers, basins, Peru.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recibido: 17/10/2025

Aceptado: 23/02/2026

Publicado *ahead of print*: 17/03/2026

Versión final: 01/11/2026

Introducción

El agua es un recurso esencial para la vida y el desarrollo sostenible, cuya gestión debe garantizar su conservación y uso responsable. Sin embargo, su calidad se ve comprometida por el crecimiento poblacional y diversas actividades humanas, entre ellas la agricultura, la industria y, en especial, la minería, que genera descargas líquidas y sólidas capaces de alterar los ecosistemas acuáticos (ANA, 2018; Paccara, 2019). La acumulación de contaminantes en los cuerpos hídricos conlleva riesgos para la salud pública y el equilibrio ecológico, siendo los metales pesados uno de los principales problemas debido a su persistencia, bioacumulación e impacto en la cadena trófica (Londoño-Franco *et al*., 2016; Gaibor *et al*., 2024).

En las cuencas del sur del Perú, la contaminación de aguas superficiales por descargas antrópicas y presencia de metales pesados es motivo de creciente preocupación (Ccanccapa-Cartagena *et al*., 2023). Si bien en Arequipa, Perú, existen estudios sobre escorrentías urbanas y embalses como Aguada Blanca (Torres-Espirilla & Paredes-de-Gómez, 2022), aún se presentan vacíos respecto al estado ecotoxicológico de ríos de la cuenca sur como el Ocoña.

El análisis ecotoxicológico constituye una herramienta eficaz para estimar los riesgos de los contaminantes sobre organismos y ecosistemas. Los bioensayos permiten determinar la toxicidad de diversas sustancias

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

bajo condiciones controladas mediante indicadores como la concentración o dosis letal media (CL_{50}, DL_{50}) o efectos subletales, convirtiéndose en una alternativa económica y confiable para el monitoreo ambiental (Iannacone & Alvariño, 2007; Persoone *et al*., 2003). Su aplicación con especies sensibles, llamados también organismos indicadores, de diferentes niveles tróficos, como peces, crustáceos y plantas acuáticas, ha demostrado utilidad en diversos escenarios; la exposición de estos organismos a metales pesados puede generar alteraciones en procesos vitales, como el crecimiento, la reproducción y el comportamiento (Siqueira-Caixeta *et al*., 2022; Park *et al*., 2025).

En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la ecotoxicidad de elutriados obtenidos de sedimentos del río Ocoña, en la región Arequipa, Perú, durante 2024, empleando como bioindicadores *Lemna minor*, *Daphnia magna* y *Poecilia reticulata.*

Materiales y métodos

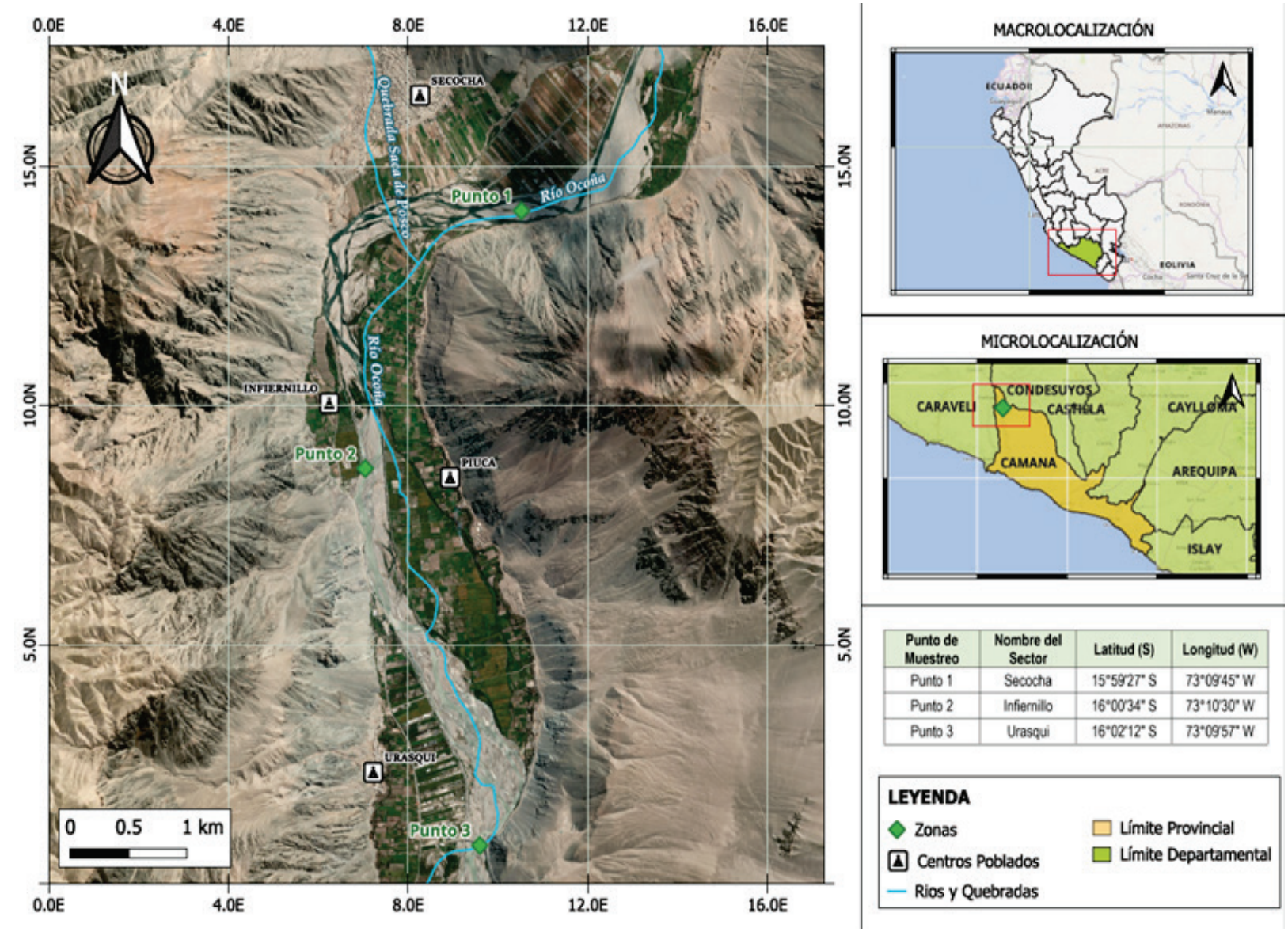
Se desarrolló un estudio experimental de nivel básico. La investigación se centró en la cuenca media y baja del río Ocoña en la región de Arequipa, Perú. Se seleccionaron tres puntos de muestreo (Figura 1) en función de la cercanía a fuentes de contaminación, variaciones fisicoquímicas (conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y principalmente el pH), accesibilidad y representatividad, en los sectores de Secocha (PE1), cercano a relaves de minería artesanal e ilegal (entre 100 y 800 m), residuos de la agricultura, aguas residuales y residuos sólidos de la población; Infiernillo (PE2), con fuentes contaminantes entre 50 y 70 m de distancia de este punto, con residuos químicos (aguas residuales

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

domésticas) agrícolas y residuos sólidos (escombros); y finalmente el sector de Urasqui (PE3), con similares fuentes de contaminación a los anteriores puntos, con una distancia entre 50 y 200 m del río, donde destacan pozos de aguas residuales sin revestimiento. La distancia entre los puntos de toma de muestra se encuentra entre 2 y 3 kilómetros aproximadamente. Considerando el descenso estacional del caudal del río Ocoña en la época seca (octubre-noviembre), se colectaron muestras de sedimentos utilizando recipientes de polietileno de alta densidad (5 gal), previamente lavados con detergente neutro y agua destilada, posteriormente esterilizados con una solución de hipoclorito de sodio 0.5 % durante 30 minutos (Alejos *et al*., 2021); las muestras se transportaron refrigeradas a 4 ± 0.5 °C al laboratorio de Acuicultura de la Escuela Profesional de Ingeniería Pesquera de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. La evaluación de metales se hizo en un laboratorio acreditado. La obtención de elutriados fue mediante el método modificado descrito por USEPA (2001); se mezclaron 200 g de sedimento húmedo con 800 ml de agua declorinada; luego se dejó reposar por 24 horas a 4 °C; se centrifugó a 250 rpm durante 30 min, decantados por 12 horas en oscuridad y filtrados con papel Whatman. El resultado se almacenó a 4 °C hasta su posterior uso.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates



Punto de Muestreo	Nombre del Sector	Latitud (S)	Longitud (W)
Punto 1	Secocha	15°59'27" S	73°09'45" W
Punto 2	Infiernillo	16°00'34" S	73°10'30" W
Punto 3	Urasqui	16°02'12" S	73°09'57" W

Figura 1. Ubicación geográfica de los puntos de toma de muestras en la cuenca del río Ocoña, Arequipa, Perú.

Se emplearon como organismos modelo *Lemna minor*, *Daphnia magna* (neonatos < 24 h) y *Poecilia reticulata* (peces juveniles machos). Los organismos fueron aclimatados previamente bajo condiciones

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

controladas (22 ± 0.5 °C y humedad al 40 %) en el laboratorio (OECD, 2006).

Se evaluaron cuatro diluciones (12.5, 25, 50 y 100 %) de elutriados obtenidos de los sedimentos, y un tratamiento control con agua declorinada. Los ejemplares de *Lemna minor* se colocaron en recipientes plásticos de 250 ml de capacidad, 10 colonias (dos frondas cada una) por réplica (3) con 100 ml de cada dilución, con iluminación constante (6 500 lux), durante siete días; se evaluó crecimiento (número de frondas), y peso seco y húmedo al final de la exposición (OECD, 2006). Con *Daphnia magna* se realizaron ensayos agudos de 48 h con 10 neonatos por réplica (3) en placas Petri con 20 ml de dilución de cada tratamiento; se evaluó la falta de movilidad (durante 15 s) como criterio de mortalidad (OECD, 2018). En cuanto a *Poecilia reticulata*, se realizaron ensayos agudos de 96 h con cinco peces por réplica (2) en acuarios de 4 l de cada tratamiento (dilución). Se registraron mortalidad y efectos subletales, reacción anormal e hiperventilación (OECD, 2019). Los resultados se expresaron como CL_{50} e índices ecotóxicos LOEC y NOEC; además, se determinó el riesgo ambiental calculando las unidades de toxicidad aguda (UTa) de acuerdo con la siguiente relación $UTa = (1/CL_{50}) * 100$ (Persoone *et al*., 2003), cuya clasificación de toxicidad es "muy tóxico" (UTa > 4 y CL_{50} < 25 %); "tóxico" (UTa entre 2 y 4, y CL_{50} entre 25 y 50 %); "moderadamente tóxico" (UTa entre 1.33 y 1.99, y CL_{50} entre 50 y 75 %), y "ligeramente tóxico" (UTa < 1.33 y CL_{50} > 75 %).

El estado ecotoxicológico se determinó con base en el porcentaje de supervivencia y los rangos de toxicidad aguda propuestos por Roig *et al*. (2015) y Tejada-Meza *et al*. (2023): "altamente tóxico" (CL_{50} < 10 y % de supervivencia < 10); "moderadamente tóxico" (CL_{50} entre 20 y 10, y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

% de supervivencia entre 10 y 20); "marginalmente tóxico" (CL_{50} entre 60 y 21, y % de supervivencia entre 21 y 50); "ligeramente tóxico" (CL_{50} entre 61 y 100, y % de supervivencia entre 50 y 80), y "no tóxico" (CL_{50} > 100 y % de supervivencia > 80).

Se aplicó un diseño de bloques completos al azar (DBCA). Las diferencias significativas se analizaron mediante ANOVA, seguido de la prueba de Tukey (a = 0.05), donde se hallaron las diferencias entre las dosis evaluadas (SIG 1) y puntos de muestreo (SIG 2). Los análisis se realizaron con *Statistica* v.12 y las figuras con *Sigmaplot* v.14.

Resultados

Los resultados se presentan en figuras y tablas organizadas según cada bioindicador utilizado. En todos los casos se evaluaron los efectos ocasionados por distintas diluciones de elutriados derivados de sedimentos del río Ocoña. Asimismo, se muestran tablas con los valores del cociente de riesgo y la clasificación del estado ecotoxicológico correspondiente a la máxima dilución de exposición ensayada.

La Tabla 1 muestra los resultados de la evaluación de los sedimentos en los tres puntos de muestreo. En todos los casos los valores no superan a los establecidos en Línea Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática (ISQG), de las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CCME, 2001). Se puede destacar al arsénico y bario, donde el primero expresa el valor más elevado (1.95 mg/kg) en la zona de Urasqui (PE3) y el bario, en el mismo sector, muestra 72.77 mg/kg; ambos valores difieren notoriamente con respecto a los otros dos sectores (Secocha e Infiernillo) evaluados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Evaluación de sedimentos en tres zonas del río Ocoña en la región de Arequipa, Perú.

Ensayo	Unidad	Zonas			ISQG* mg/kg
		PE1 Secocha	PE2 Infiernillo	PE3 Urasqui	
Cianuro libre	mg CN-/kg MS	< 0.5	< 0.5	< 0.5	----
Metales totales ICP-MS					
Arsénico	mg/kg	0.79	0.49	1.95	5.9
Bario	mg/kg	55.72	46.75	72.77	----
Cadmio	mg/kg	< 0.020	< 0.020	< 0.020	0.6
Cromo	mg/kg	< 0.03	< 0.03	< 0.03	37.3
Mercurio	mg/kg	< 0.04	< 0.04	< 0.04	0.17
Plomo	mg/kg	< 0.20	< 0.20	< 0.20	35.0

*ISQG: directrices provisionales sobre la calidad de los sedimentos de agua dulce.

En la evaluación de número de frondas, peso fresco y seco en *Lemna minor* por efecto del elutriado de sedimento de los puntos de muestreo (Figura 2) se observan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en los tres parámetros evaluados; la zona más alejada en la cuenca PE1 (Secocha) es la que expresa valores que fueron disminuyendo a medida que la concentración de elutriado era más alta en todos los efectos, destacando el tratamiento de elutriado al 100 %, que mostró en esta zona los valores más bajos con 20.00 ± 1.00, 0.16 ± 0.06 mg y 0.08 ± 0.03 mg, para número de frondas, peso fresco y seco, respectivamente, en relación con los demás puntos de muestreo. La LOEC calculada fue 12.5 % y una NOEC menor a 12.5 % de dilución de elutriado en los tres puntos de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

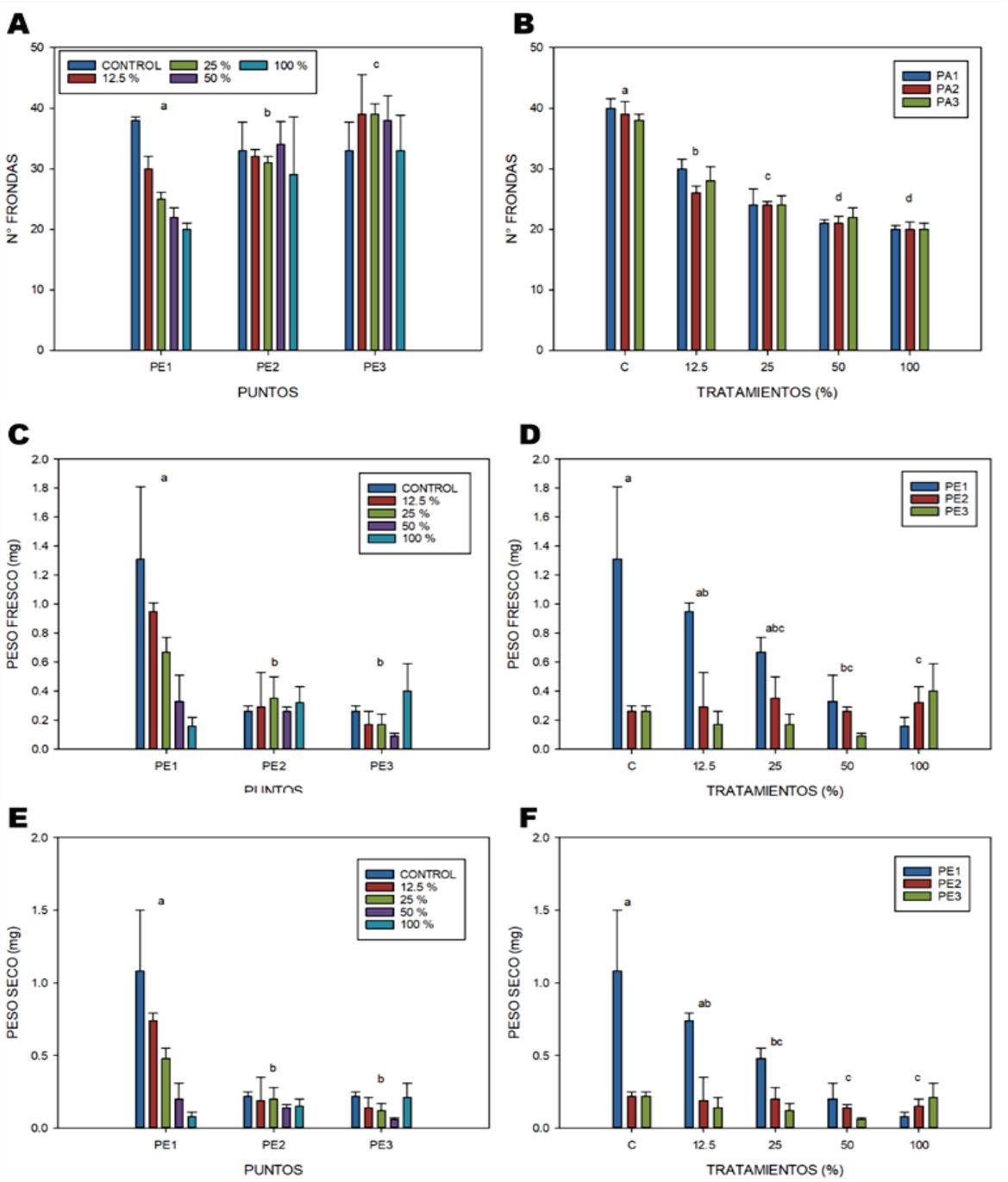


Figura 2. Efectos de la exposición (168 h) de cuatro diluciones de elutriados de sedimentos de tres puntos de muestreo del río Ocoña en *Lemna minor*.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

La mortalidad a las 48 horas de *Daphnia magna* por efecto del elutriado del sedimento obtenido de los tres puntos de muestreo (Figura 3) muestra que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de muestro de la cuenca del río Ocoña; sin embargo, se obtuvo una elevada mortalidad en el tratamiento de 100 % de elutriado en PE1 (Secocha), con un valor de 93.33 ± 11.55 % con respecto a las demás zonas. El valor de la CL_{50} en las tres zonas de muestreo oscila entre 22 y 25 % de elutriado y la LOEC fue de 12.5 %.

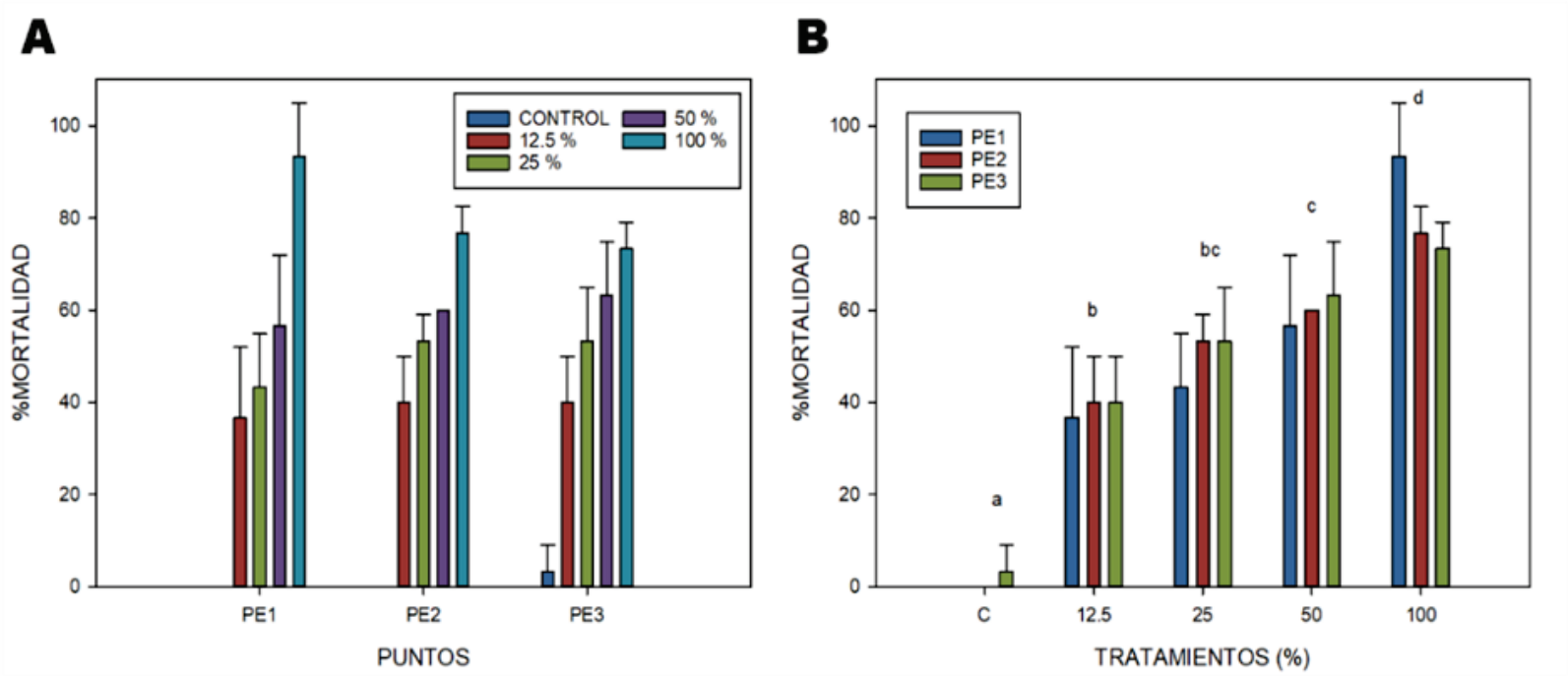


Figura 3. Mortalidad de *Daphnia magna* por exposición (48 h) de cuatro diluciones de elutriados de sedimentos de tres puntos de muestreo del río Ocoña.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La Figura 4 muestra los efectos de los elutriados sobre el pez *Poecilia reticulata*. Existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los puntos de muestreo en los efectos de mortalidad y reacción anormal; en general, se observa un incremento de los efectos proporcional a las dosis (diluciones); además, se destacan los resultados del tratamiento de 100 % de elutriado en Secocha (PE1) y del punto Infiernillo (PE2), con mortalidad de 90.00 ± 14.14 y 70.00 ± 14.14 %, respectivamente; asimismo, PE3 (Urasqui) expresó mortalidad baja (20.0 %) en cuanto a las otras zonas de trabajo; resultados similares se evidencian con valores elevados de efectos subletales en las zonas PE1 y PE2, en comparación con Urasqui (PE3). La LOEC general hallada fue de 100, 25 y 12.5 % para cada uno de los efectos evaluados, respectivamente, y la CL_{50} se calculó en solo PE1 y PE2 con valores relativamente altos de 62.99 y 84.41 %, respectivamente. La CL_{50} de la zona PE2 (Infiernillo) corresponde a 84.41 %, infiriendo elevada toxicidad del elutriado para los peces en dicha zona en relación con las demás áreas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

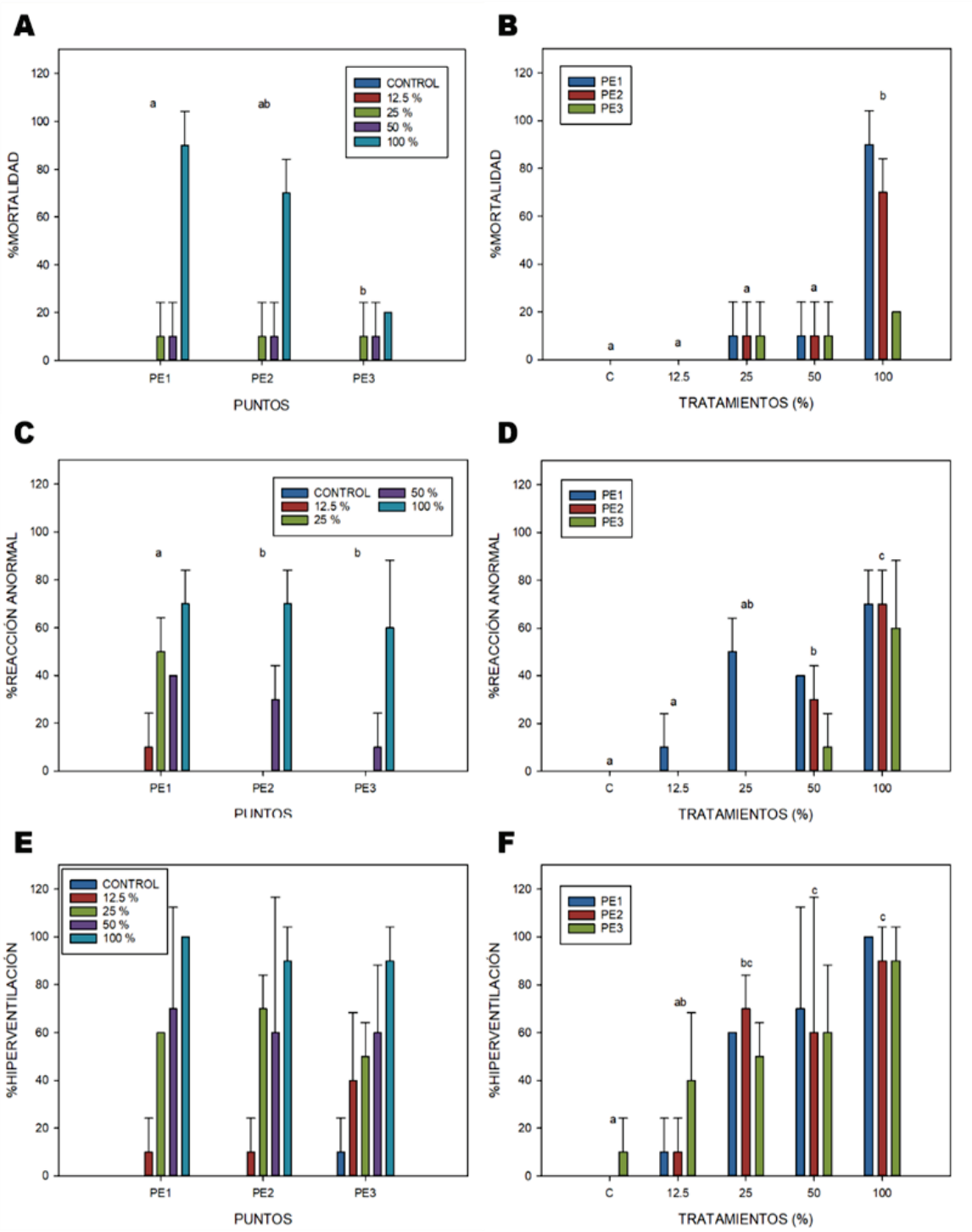


Figura 4. Mortalidad y efectos subletales en *Poecilia reticulata* por la exposición (96 h) de cuatro diluciones de elutriados de sedimentos de tres puntos de muestreo del río Ocoña.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La Tabla 2 resume el riesgo ambiental del elutriado en los organismos de prueba *D. magna* y *P. reticulata* a través de las unidades de toxicidad aguda (UTa) y el estado ecotoxicológico (EE). Cabe indicar que en este último el procesamiento se ha realizado solo de los resultados del tratamiento mayor de exposición, es decir del 100 % del elutriado de sedimentos y el porcentaje de supervivencia en los organismos; en cuanto a *L. minor*, no se calculó el riesgo debido a la ausencia de mortalidad de los especímenes. Se observa que de acuerdo con la clasificación de las UTa, el elutriado en los tres sectores resultó ser tóxico y muy tóxico para *D. magna*, y moderadamente tóxico para *P. reticulata*; respuesta similar se obtiene en los resultados del estado ecotoxicológico (EE), donde también el organismo más afectado es *D. magna*, en específico por la toxicidad del elutriado del punto Secocha (PE1), considerado como altamente tóxico con respecto a los demás puntos de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 2. Evaluación del riesgo ambiental: unidades de toxicidad aguda (UTa) y estado ecotoxicológico (EE) de elutriados de sedimentos de tres puntos de muestreo del río Ocoña y dos organismos modelo.

Zona	Especie	TE(h)	CL_{50}	UTa	C-UTa	% S	C-EE
PE1	*D. magna*	48	25.05	3.99	Tóxico	6.67	Altamente tóxico
	P. reticulata	96	62.99	1.59	Moderadamente tóxico	10.00	Moderadamente tóxico
PE2	*D. magna*	48	22.57	4.43	Muy tóxico	23.34	Marginalmente tóxico
	P. reticulata	96	84.41	1.18	Moderadamente tóxico	30.00	Marginalmente tóxico
PE3	*D. magna*	48	22.06	4.53	Muy tóxico	26.67	Marginalmente tóxico
	P. reticulata	96	--	--	--	80.00	Ligeramente tóxico

TE(h) = tiempo de exposición en horas.
CL_{50} = dosis letal media.
Uta = unidades de toxicidad aguda.
C-Uta = clasificación Uta.
%S = porcentaje de supervivencia.
C-EE = clasificación estado ecotoxicológico.

Discusión

Los resultados del presente estudio muestran que aunque los valores de metales evaluados en sedimento de tres zonas a lo largo del río Ocoña se encuentran dentro de los límites establecidos según la Línea Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática (ISQG) de las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental, las concentraciones de arsénico (1.95 mg/kg) y bario (72.77 mg/kg) destacan en los tres puntos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de monitoreo, considerándose entonces como zonas probables de afectación a la biota por la cantidad de metales y metaloides en sus sedimentos liberados en los elutriados; cabe indicar que estudios en la región centro sur del Perú advierten la presencia de arsénico, bario, boro, sodio. y que a pesar de que se encuentran dentro de los rangos permitidos, su coocurrencia y persistencia con concentraciones elevadas podría representar un riesgo para la calidad del agua y la biota acuática a largo plazo (Loayza, 2025).

El impacto medioambiental de la industria minera (presente en la cuenca del río Ocoña) genera posibles contaminantes que inciden en el agua y el aire. En el entorno natural, los excesos pueden surgir debido a los drenajes de agua, deslaves o relaves de las minas. Algunos metales, como el cadmio y mercurio, y metaloides como el antimonio o arsénico, que son encontrados con frecuencia en cantidades reducidas en depósitos metálicos, son extremadamente tóxicos en cantidades reducidas, sobre todo en su forma soluble, que puede ser asimilada por los seres vivos (Loayza, 2025). Esto confirma el papel de los sedimentos como sumideros de contaminantes y, a la vez, como fuentes potenciales de liberación bajo condiciones de cambio. Investigaciones en cuencas altoandinas han evidenciado que los sedimentos almacenan metales en fracciones biodisponibles que representan riesgos ecotoxicológicos importantes (Arenazas-Rodriguez *et al*., 2023; Moreno-Aguirre *et al*., 2024). El arsénico, que puede tener origen geogénico y antrópico, presenta alta toxicidad cuando se encuentra en forma inorgánica (Byeon *et al*., 2021), y su acumulación en sedimentos y suelos ocurre en particular a través de la adsorción, coprecipitación e incorporación a estructuras cristalinas minerales, formando fases relativamente insolubles que luego pueden liberarse en condiciones ambientales cambiantes (Xue *et al*., 2019).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Además, estudios locales son similares a nuestra investigación, como el de Choque y Estremadoyro (2024), quienes evaluaron el sedimento del río Piñog Condesuyos-Arequipa, y según las regulaciones canadienses determinaron que el arsénico en la estación seca elevó sus niveles, lo que se reflejó con frecuencia en efectos biológicos adversos.

Los resultados en la literatura sugieren que la especiación del metaloide arsénico juega un papel crítico en la toxicidad en el ambiente acuático y en su biodisponibilidad. Además de la toxicidad variable, según la especiación de este metaloide en el medio acuático, las formas inorgánicas del arsénico se asocian con una toxicidad más fuerte en comparación con las formas orgánicas (Méniz-Oshiro & Iannacone, 2023).

Lemna minor presentó reducciones significativas en número de frondas y biomasa a partir del tratamiento de 50 % de dilución de elutriados; este efecto puede deberse a la combinación de sales y nutrientes presentes que, en conjunto con la alcalinidad, afectan su fotosíntesis y absorción de nutrientes (Sackey *et al*., 2020); además, la presencia de arsénico podría haber generado alteraciones en los tilacoides y fotosistemas, reduciendo la síntesis de clorofila; por lo tanto, la acumulación de especies oxígeno reactivas (ROS) y peroxidación lipídica en *L. minor* (Yildiztugay *et al*., 2023; Zaidi *et al*., 2024) más la presencia de bario —que por antecedentes en organismos acuáticos como microalgas afectan la productividad primaria en ecosistemas de agua dulce y a otros organismos que se encuentran por encima de ellas en las redes tróficas (Willems *et al*., 2025)— corrobora el hecho de la reducción de crecimiento y desarrollo de las lentejas de agua, tal como se evidenció en la presente investigación.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El patrón de respuesta observado confirma que los elutriados de sedimentos representan un escenario importante de riesgo por la liberación directa de contaminantes acumulados hacia el agua.

En el caso de *Daphnia magna*, se presentaron los valores más altos de mortalidad por efecto del elutriado, específicamente en PE1 (Secocha), alcanzando hasta 93.33 ± 11.55 % con el tratamiento 100 % de elutriado y una CL_{50} que fluctuó entre 22 y 25 % en los tres puntos de muestreo; resultados que confirman la alta sensibilidad y eficacia de este invertebrado como organismo modelo para detectar efectos agudos y crónicos (Wang *et al*., 2018; Cojocaru *et al*., 2025). La elevada mortalidad podría deberse a la presencia de contaminantes liberados desde los sedimentos, como el bario y el arsénico; este último puede ejercer su toxicidad debido a su variada dinámica en el agua de acuerdo con el tipo de fuente, el estado de oxidación, las características geológicas y otras fuentes antrópicas; asimismo, este metaloide puede llegar a los cuerpos de agua por medio de algunas fuentes antrópicas como la minería, los procesos industriales y la fundición de metales; además sufre de reacciones de oxidación, reducción, metilación, desmetilación y precipitación regresando al suelo y a los sedimentos de distintas formas, entre ellas el arsenito (González-Martínez *et al*., 2024), que en su estado inorgánico trivalente se considera como la forma más tóxica al que los organismos de agua dulce pueden estar expuestos (Lee *et al*., 2020), incluso en bajas concentraciones (Czub *et al*., 2021).

En *Poecilia reticulata*, la exposición a elutriados concentrados provocó efectos subletales, como hiperventilación y comportamientos erráticos o reacciones anormales, consistentes con las alteraciones fisiológicas reportadas en peces expuestos a contaminantes disueltos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(Authman *et al*., 2015; Huaranga *et al*., 2023). Si bien la mortalidad fue baja, la presencia de estos efectos sugiere que la exposición continua podría comprometer funciones vitales, como la respiración y el metabolismo.

Los bioensayos mostraron sensibilidades distintas según el bioindicador; en este caso, las pulgas de agua y los peces mostraron efectos derivados, probablemente, de las elevadas concentraciones de bario en los sedimentos y, por ende, en los elutriados. Estas concentraciones, en el escenario de la cuenca del río Ocoña, pueden estar asociadas con descargas agrícolas, industriales y mineras, que provocan efectos nocivos en la biota acuática, pues se conoce que el bario es un elemento antagonista fisiológico del potasio (K^+), que de forma disuelta bloquea los canales de K^+ de la bomba (Na^+, K^+)-ATPasa en las membranas celulares de los organismos. Esto resulta en una reducción de la excitabilidad de las fibras musculares, lo que puede causar parálisis muscular y muerte (Oskarsson, 2015; Verbruggen *et al*., 2020; Willems *et al*., 2025); efectos similares explicarían los efectos letales y subletales observados en los organismos de prueba, en particular en las pulgas de agua y los peces en la presente investigación.

La comparación con estudios previos en cuencas altoandinas (Perú) muestran que aunque el río Ocoña presenta menor contaminación que otras zonas mineras intensivas, las condiciones actuales generan efectos biológicos acumulativos y subletales (Mamani *et al*., 2021). Incluso contaminaciones moderadas, como las aquí registradas, pueden comprometer la integridad ecológica a largo plazo, en especial si no se implementan medidas de mitigación.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En síntesis, la cuenca del río Ocoña presenta presiones ambientales de origen antrópico asociadas con la agricultura, industria y actividades mineras que, aunque no alcanzan niveles extremos de contaminación, representan una amenaza ecológica de moderada a alta, lo cual evidencia que es necesario implementar un monitoreo continuo que integre análisis de sedimentos con parámetros fisicoquímicos, de metales y evaluaciones ecotoxicológicas multiespecie para prevenir impactos irreversibles en la biota acuática del río Ocoña, tan importante en la cuenca del sur del Perú.

Los elutriados evaluados resultan ser en términos generales de importante riesgo ambiental por su origen, efecto, toxicidad y estado ecotoxicológico nocivo. Los organismos más afectados por exposición de estos elutriados provenientes de tres zonas del río Ocoña son *D. magna*, *P. reticulata* y *L. minor*.

En líneas generales se resalta que a pesar de la presencia de elementos contaminantes en el elutriado de sedimentos de tres zonas del río Ocoña (arsénico y bario), que no sobrepasaron los umbrales de las directrices internacionales, sí generaron efectos en todos los bioindicadores evaluados, especialmente en *Daphnia magna*, organismo reconocido por su alta sensibilidad a los cambios ambientales y contaminantes; también se reporta que *D. magna* responde rápidamente a las variaciones en la calidad del agua, lo cual lo convierte en un organismo valioso para evaluar la salud ecológica a través de estudios toxicológicos (Ahmed, 2023). Por último, nuestros resultados apoyan lo reportado por Salesa (2021), quien menciona que este organismo desde hace décadas es un bioindicador de la contaminación por su alta sensibilidad a bajas concentraciones de numerosos compuestos contaminantes, entre otros motivos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

Los elutriados de sedimentos del río Ocoña presentaron concentraciones que no exceden los valores de la Línea Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática (ISQG) de Canadá tomada como referencia, pero destacamos al arsénico y bario como elementos con valores que pudieran ser los responsables de los efectos nocivos en los organismos de prueba.

Los elutriados obtenidos confirmaron que los sedimentos funcionan como sumideros y, al mismo tiempo, como fuentes potenciales de liberación de metales hacia la columna de agua, lo que incrementa la toxicidad y, en consecuencia, el riesgo ambiental y ecotoxicológico.

Lemna minor mostró reducciones significativas en número de frondas y biomasa, reflejando que los contaminantes de los elutriados afectan de forma negativa su crecimiento y desarrollo.

Daphnia magna fue el organismo más sensible a los elutriados, con los más altos porcentajes de mortalidad con respecto a los demás bioindicadores evaluados, lo que confirma su valor como organismo indicador temprano de toxicidad.

En *Poecilia reticulata*, aunque la mortalidad fue escasa, se observaron efectos subletales (reacción anormal e hiperventilación) provocados por los elutriados más concentrados; esto indica la presencia de un estrés fisiológico relevante.

El riesgo ambiental calculado evidencia toxicidad variada. Al considerar la supervivencia de los organismos, el sector de Secocha PE1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

es el más impactado y posee una valoración de "altamente tóxico", principalmente para *Daphnia magna*.

Agradecimientos

Agradecemos a la escuela de Profesional de Ingeniería Pesquera de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa por brindarnos las facilidades para hacer uso del Laboratorio de Acuicultura para realizar la experimentación de los bioensayos en sus instalaciones.

Financiamiento

La presente investigación fue financiada por el Fondo Concursable Proyectos de Tesis, convocatoria 2023-1 de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, en el marco del Contrato de Subvención N°PTTMD-40-2023-UNSA, correspondiente al esquema "Proyectos de Investigación Básica Aplicada".

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existe conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

En la presente investigación no se empleó IA.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Referencias

Ahmed, S. (2023). Applications of *Daphnia magna* in ecotoxicological studies: A review. *Journal of Advanced Research in Biology*, *6*(2), 16-35. https://www.researchgate.net/publication/376750470_Applications_of_Daphnia_magna_in_Ecotoxicological_Studies_A_Review

Alejos, R., Ynga, G., Gaspar, W., & Niño, A. (2021). Manual de desinfección y esterilización del material de laboratorio de alimento vivo: microalgas. *Informe-Instituto del mar del Perú*, *48*(1), 50-66. https://hdl.handle.net/20.500.12958/3530

ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2018). *Calidad del agua en el Perú: informe técnico anual*. Autoridad Nacional del Agua.

Arenazas-Rodriguez, A., Tejada-Meza, K., & Villalba-Condori, K. (2023). Evaluación ecotoxicológica de sedimentos en un tramo urbano y periurbano del río Chili en Arequipa (Perú), utilizando bioindicadores acuáticos. En: Smaniotto, C. *et al*. (eds.). *RUN ríos urbanos naturalizados, cultura & territorio* (No. 6, pp. 47-64). Edições Universitárias Lusófonas. https://doi.org/10.60543/ecati/9hzh-f430

Authman, M., Zaki, M., Khallaf, E., & Abbas, H. (2015). Use of fish as bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. *Journal of Aquaculture Research & Development*, *6*(4), 1-13. https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000328

Byeon, E., Kang, H., Yoon, C., & Lee, J. (2021). Toxicity mechanisms of arsenic compounds in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology*, *237*, 105901. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105901

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. (2001). *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables* (Guidelines). https://ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines

Ccanccapa-Cartagena, A., Chavez-Gonzales, F., Paredes, B., Vera, C., Gutierrez, G., Valencia, R., Paz, A., Zyaykina, N., Filley, T. & Jafvert, C. (2023). Seasonal differences in trace metal concentrations in the major rivers of the hyper-arid southwestern Andes basins of Peru. *Journal of Environmental Management*, *344*, 118493. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118493

Choque, Y., & Estremadoyro, M. (2024). *Contaminación ambiental por metales pesados en el río Piñog, Condesuyos-Arequipa, 2022* [Tesis de ingeniería, Universidad Tecnológica del Perú]. Repositorio Institucional de la Universidad Tecnológica del Perú. https://hdl.handle.net/20.500.12867/8917

Cojocaru, P., Pastia, M. C., Biali, G., & Cojocaru, C. (2025). Heavy metal toxicity on *Daphnia magna*. *Environments*, *12*(3), 70. https://doi.org/10.3390/environments12030070

Czub, M., Nawała, J., Popiel, S., Brzeziński, T., Maszczyk, P., Sanderson, H., Maser, E., Gordon, D., Dziedzic, D., Dawidziuk, B., Pijanowska, J., Fabisiak, J., Szubska, M., Lang, T., Vanninen, P., Niemikoski, H., Missiaen, T., Lehtonen, K., Bełdowski, J., & Kotwicki, L. (2021). Acute aquatic toxicity of arsenic-based chemical warfare agents to *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, *230*, 105693. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105693

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gaibor, J. L., Gaibor, M., & Pérez, B. (2024). Amenaza silenciosa: la presencia de metales pesados por fuentes antropogénicas y naturales. Implicaciones para la salud pública: una revisión narrativa. *Actas Médicas (Ecuador)*, *34*(1), 87-103. https://doi.org/10.61284/181

González-Martínez, F., Johnson-Restrepo, B., & Quiñones, L. A. (2024). Arsenic inorganic exposure, metabolism, genetic biomarkers and its impact on human health: A mini-review. *Toxicology Letters*, *398*, 105-117. https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2024.06.008

Huaranga, F., Huaranga, F., Vela, O., & Vela, O. (2023). Determinación de la $CL_{50\text{-}96h}$ del hierro mediante pruebas toxicológicas sobre el "guppy" *Poecilia reticulata*. *Arnaldoa*, *30*(1), 35-50. https://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2413-32992023000100035

Iannacone, J., & Alvariño, L. (2007). Ecotoxicidad acuática de dos colorantes y de tres antiparasitarios de importancia en acuicultura en *Daphnia magna*. *Ecología Aplicada*, *6*(1-2). https://doi.org/10.21704/rea.v6i1-2.346

Lee, M., Lee, J., An, Y., Park, C., Lee, S., Park, J, & Park, T. (2020). Development of water quality criteria for arsenic to protect aquatic life based on species sensitivity distribution. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 189*, 109933. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109933

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Loayza, J. (2025). *Contaminación de los efluentes líquidos de mina y su impacto en el sistema acuático superficial de la zona Otoca–Ayacucho, 2021* [Tesis de maestría, Universidad Nacional San Luis Gonzaga]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional San Luis Gonzaga. https://hdl.handle.net/20.500.13028/6209

Londoño-Franco, L., Londoño-Muñoz, P., & Muñoz-García, F. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, *14*(2), 145-153. https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/489

Mamani, B., Biamont, I., & Calsin, B. (2021). Evaluación ecotoxicológica mediante bioensayo con *Daphnia pulex* en sedimentos del río Suches, Cojata Frontera Perú-Bolivia, 2019. *Fides et Ratio-Revista de Difusión Cultural y Científica de la Universidad La Salle en Bolivia, 22*(22), 191-215. http://www.scielo.org.bo/pdf/rfer/v22n22/v22n22_a11.pdf

Méniz-Oshiro, E., & Iannacone, J. (2023). Efectos ecotóxicos de metales pesados sobre *Daphnia magna* y *Paracheirodon innesi* en un río de la amazonía peruana. *Acta Biológica Colombiana*, *28*(3), 492-505. https://doi.org/10.15446/abc.v28n3.100746

Moreno-Aguirre, S., Vértiz-Osores, J., Paredes-Espinal, C., Meseth, E., Vílchez-Ochoa, G., Espino-Ciudad, J., & Flores-del-Pino, L. (2024). Ecological risk of metals in Andean water resources: A framework for early environmental assessment of mining projects in Peru. *Heliyon*, *10*(9), e30739. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30739

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2006). *Test No. 221: Lemna sp. growth inhibition test*. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264016194-en

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2018). *Test No. 211: Daphnia magna reproduction test*. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264070127-en

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2019). *Test No. 203: Fish, acute toxicity test*. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264069961-en

Oskarsson, A. (2015). Barium. In: Nordberg, G. F. *et al*. (eds.). *Handbook on the toxicology of metals* (Vol. 2, pp. 625-634). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00029-9

Paccara, D. (2019). *Contaminación del agua por las actividades minero metalúrgicas* [Tesis de Ingeniería, Universidad Nacional del Altiplano]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional del Altiplano. http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/12565

Park, S. Y., Lee, J., Byeon, Y., & Khim, J. S. (2025). Systematic review of suspended sediment effects on aquatic organisms across taxa, developmental stages, and endpoints. *Marine Pollution Bulletin*, *221*, 118568. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118568

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nalecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., & Kolar, B. (2003). A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environmental Toxicology*, *18*(6), 395-402. https://doi.org/10.1002/tox.10141

Roig, N., Sierra, J., Nadal, M., Moreno-Garrido, I., Nieto, E., Hampel, M., Perez, E., Schuhmacher, M., & Blasco, J. (2015). Assessment of sediment ecotoxicological status as a complementary tool for the evaluation of surface water quality. *Science of the Total Environment*, *503-504*, 269-278. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.125

Sackey, L. N., Kočí, V., & van Gestel, C. A. (2020). Ecotoxicological effects on *Lemna minor* and *Daphnia magna* of leachates from differently aged landfills of Ghana. *Science of the Total Environment*, *698*, 134295. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134295

Salesa, B. (2021). *Evaluación de los efectos producidos en Daphnia magna tras la exposición al fungicida procloraz y al insecticida piriproxifen* [Tesis doctoral, Universitat de València]. Repositori d'Objectes Digitals per a l'Ensenyament la Recerca i la Cultura (RODERIC). https://hdl.handle.net/10550/81152

Siqueira-Caixeta, E., Meza-Bravo, J., & Barbosa-Pereira, B. (2022). Ecotoxicological assessment of water and sediment river samples to evaluate the environmental risks of anthropogenic contamination. *Chemosphere*, *306*, 135595. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135595

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tejada-Meza, K., Arenazas-Rodríguez, A., Garcia-Chevesich, P. A., Flores-Farfan, C., Morales-Paredes, L., Romero-Mariscal, G., Ticona-Quea, J., Vanzin, G., Sharp, J. (2023). Acute ecotoxicity potential of untreated tannery wastewater release in Arequipa, Southern Peru. *Sustainability*, *15*(21), 15240. https://doi.org/10.3390/su152115240

Torres-Espirilla, A., & Paredes-de-Gómez, T. (2022). Distribution and assessment of the environmental risk of heavy metals in Aguada Blanca reservoir, Peru. *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, *17*(4), e2838. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2838

USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2001). *Methods for collection, storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: Technical manual* (EPA-823-B-01-002). https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/collectionmanual.pdf

Verbruggen, E. M. J., Smit, C. E., & van Vlaardingen, P. L. A. (2020). *Environmental quality standards for barium in surface water: Proposal for an update according to the methodology of the Water Framework Directive* (RIVM Report 2020-0024). National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). http://hdl.handle.net/10029/623740

Wang, N.-X., Liu, Y.-Y., Wei, Z.-B., Yang, L.-Y., & Miao, A.-J. (2018). Waterborne and dietborne toxicity of inorganic arsenic to the freshwater zooplankton *Daphnia magna*. *Environmental Science & Technology*, *52*(15), 8912-8919. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02600

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Willems, D., Kumar, A., & Nugegoda, D. (2025). Chronic toxicity of dissolved barium and sodium chloride to the water flea *Ceriodaphnia dubia*: implications for unconventional gas flowback-produced waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *44*(1), 169-183. https://doi.org/10.1093/etojnl/vgae019

Xue, Q., Ran, Y., Tan, Y., Peacock, C. L., & Du, H. (2019). Arsenite and arsenate binding to ferrihydrite organo-mineral coprecipitate: Implications for arsenic mobility and fate in natural environments. *Chemosphere*, *224*, 103-110. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.118

Yildiztugay, E., Ozfidan-Konakci, C., Arikan, B., Alp-Turgut, F. N., & Gulenturk, C. (2023). The regulatory effects of biochar on PSII photochemistry, antioxidant system and nitrogen assimilation in Lemna minor exposed to inorganic pollutants, arsenic and fluoride. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *11*(5), 110713. https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110713

Zaidi, S., Hayat, S., & Pichtel, J. (2024). Arsenic-induced plant stress: Mitigation strategies and omics approaches to alleviate toxicity. *Plant Physiology and Biochemistry*, *213*, 108811. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2024.108811

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-03

Articles

Experimental study of parallel skimming walls effect on sediment reduction in side intakes with sensitivity analysis of geometric parameters

Estudio experimental del efecto de las paredes de desnatado paralelas en la reducción de sedimentos en tomas laterales con análisis de sensibilidad de los parámetros geométricos

Bahador Fatehi-Nobarian[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3535-9710

Sadegh Farshidnia[2], ORCID: https://orcid.org/0009-0008-5221-6520

[1]Islamic Azad University, Arak Campus-Department of Civil Engineering, Jolfa, Iran, bfatehinobarian@iau.ac.ir

[2]Islamic Azad University, Tehran Central Branch-Faculty of Engineering-Department of Civil Engineering, Tehran, Iran, farshidnia.sadegh@yahoo.com

Corresponding author: Bahador Fatehi-Nobarian, bfatehinobarian@iau.ac.ir

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Abstract

Sediment accumulation in channels leads to a variety of challenges that has numerous impacts, ranging from water quality and ecosystem health to infrastructure and flood management. In the present study the main objective was to scrutinize the use of parallel skimming walls to reduce the volume of sediment entering side intakes. The effects of the angle of the skimming walls, wall length, wall height, and the distance between the walls, as well as changes in the main canal flow rate, on the control of sediment entering the intake were studied experimentally. By incorporating hydraulic and geometric variables affecting sediment control, equations for the volume of diverted sediment were derived. The resulting equations were subjected to sensitivity analysis. According to the governing equation of the intake and sediment control, as well as the sensitivity analysis, it was found that the Froude number and the intake flow ratio had the greatest impact on controlling the sediment entering the intake. Furthermore, in all three scenarios examined, the amount of sediment entering the intake with the presence of skimming walls decreased by 58, 70, and 86 %, respectively.

Keywords: Hydraulic structures, hydraulic engineering, canals, hydrodynamics, fluid mechanics, equations, statistical analysis.

Resumen

La acumulación de sedimentos en los canales genera una variedad de problemas con numerosos impactos, que van desde la calidad del agua y la salud de los ecosistemas hasta la infraestructura y la gestión de inundaciones. En el presente estudio, el objetivo principal fue analizar el uso de muros paralelos de desnatado para reducir el volumen de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sedimento que ingresa a las tomas laterales. Se investigaron experimentalmente los efectos del ángulo de los muros de desnatado, la longitud de los muros, la altura de los muros, la distancia entre ellos, así como las variaciones en el caudal del canal principal sobre el control del sedimento que entra en la toma. Mediante la incorporación de variables hidráulicas y geométricas que afectan el control de sedimentos, se derivaron ecuaciones para el volumen de sedimento derivado. Las ecuaciones resultantes se sometieron a un análisis de sensibilidad. De acuerdo con la ecuación que rige la toma y el control de sedimentos, así como con el análisis de sensibilidad, se encontró que el número de Froude y la relación de caudal de entrada tenían el mayor impacto en el control del sedimento que ingresa a la toma. Además, en los tres escenarios examinados, la cantidad de sedimento que entraba a la toma con la presencia de los muros de desnatado disminuyó en un 58, 70 y 86 %, respectivamente.

Palabras clave: estructura hidráulica, ingeniería hidráulica, canal, hidrodinámica, mecánica de fluidos, ecuación, análisis estadístico.

Received: 30/06/2025

Accepted: 28/02/2026

Available ahead of print: 12/05/2026

Version of record: 01/11/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introduction

As shown in Figure 1. The flow in a water intake branch is generally in three-dimensional form and exhibits several complexities, which can be summarized as follows:

1. Flow separation and vortex formation at the upstream entrance of intake can be observed, leading to secondary currents and sediment deposition.
2. Deflection of the bottom-line flow toward the opposite bank of the intake.
3. Lack of control over incoming sediments.
4. Reduction in sediment transport capacity, resulting in sediment deposition.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

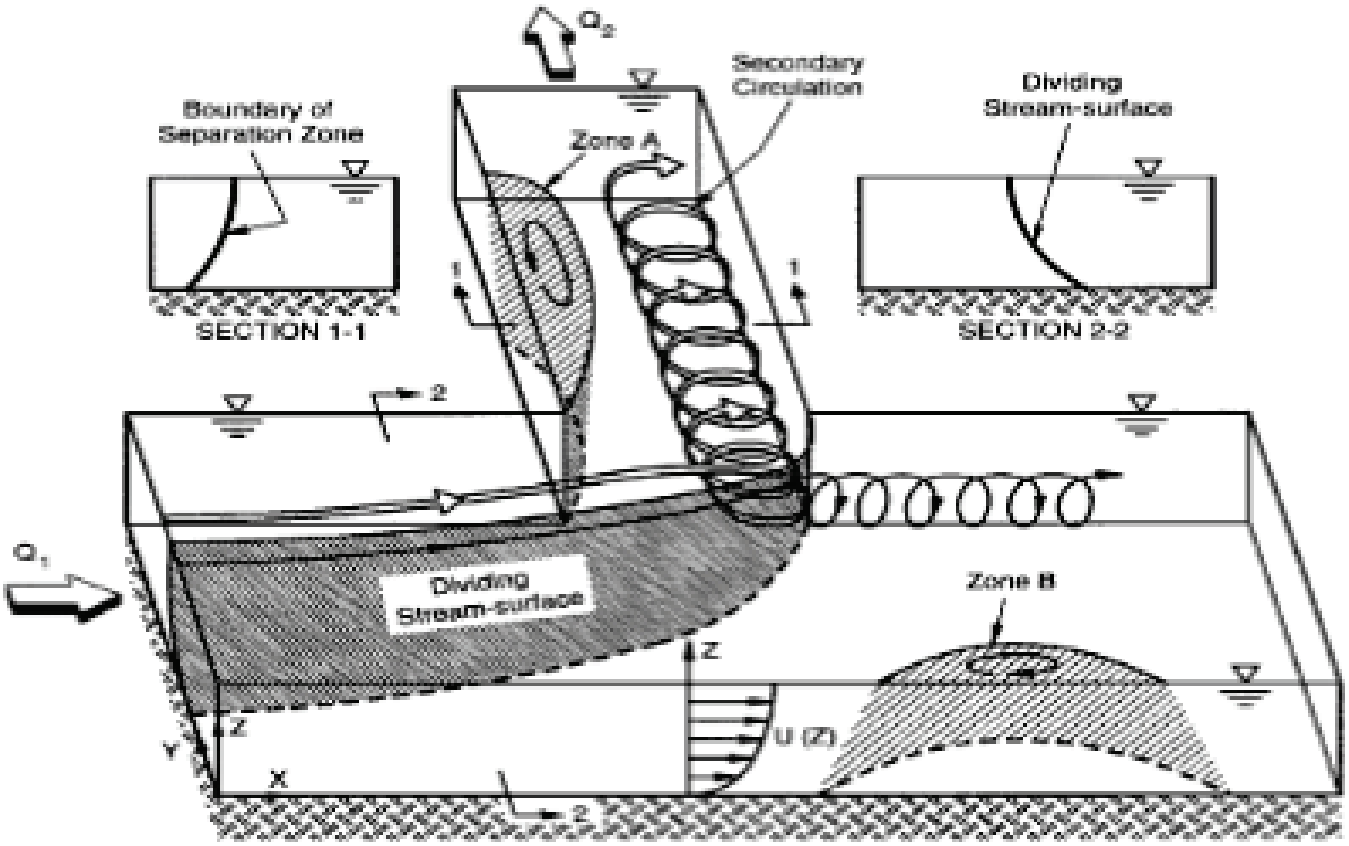


Figure 1. Flow pattern at the side intake location.

The skimming wall itself might be a physical structure, such as a vertical or inclined wall, or even a series of small dams or baffles placed strategically along the drain. These structures reduce the flow velocity and allow the water to move in a more controlled manner. One of the solutions for reducing the volume of sediment entering side intakes is the use of parallel skimming walls in the main canal, located near the intake mouth. The panel that is parallel to the main flow direction can change its angle. These walls create a vortex in the downstream flow, generating shear stress on the riverbed (Barkdoll *et al*., 1999). However, despite the significant role of vortex formation in altering flow dynamics and riverbed

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

structure, previous studies have not adequately addressed the associated issue of sediment reduction in channels. While the formation of vortices has been linked to changes in riverbed morphology, limited research has been conducted on how these changes affect sediment transport and deposition, particularly in the context of side intakes. This gap in the literature highlights the need for further investigation into how such vortex-induced flow alterations can be harnessed for effective sediment control and intake optimization. Accordingly, by creating a relatively deep channel along the main canal, sediment can be transferred downstream, which leads to a mitigation in the amount of sediment entering the side intake.

Several studies have explored the impact of skimming walls and other sediment control structures on reducing sediment entry into intakes. Sensitivity analyses have examined parameters such as wall angle, position, intake angle, and the combination of skimming walls with other structures like dikes and weirs. Moradinejad *et al*. (2017) experimentally investigated how the dike's angle and distance from the intake mouth, combined with the skimming wall, affect sediment control and intake efficiency. Results showed that using both skimming walls and dikes effectively reduced sediment entry and improved intake performance (Moradinejad *et al*., 2016). The study involved field surveys, data analysis, and sediment transport modeling using MIKE 21's Sand Transport Module.

Despite findings from sediment transport modeling, the effectiveness of structures like flow divider walls or skimming walls in reducing sediment entry at side intakes remains inadequately addressed in the context of improving intake system efficiency (Wibowo *et al.*, 2020). Consequently, controlling sediment within the channel, particularly at the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

intake, is still a significant challenge in hydraulic engineering requiring further investigation into the direct impact of flow-altering structures on sediment reduction in these critical areas. Submerged vanes, hydrofoils used to manage river sediment transport by generating helical turbulence, are placed at specific angles to the flow. One study aimed to analyze the effect of rows of these vanes on flow turbulence characteristics such as intensities, Reynolds stresses, turbulent kinetic energy, anisotropy index, and velocity profiles (Sharma & Ahmad, 2020). The study considered two softscape elements: the visible water area and the vegetation. These were quantified as the percentage of visible water (WR) and the percentage of visible greenery (GR). The findings indicated that people's visual preferences were significantly influenced by how harmonious these elements appeared. Specifically, participants preferred a composition of 30 % visible water and 40% visible greenery to achieve the best harmony, naturalness, and overall visual appeal of the sediment control structures (Chen *et al*., 2020). Sediments discharge and Shields number were measured and computed for the given hydraulic conditions. Afterwards, it was concluded that Meyer-Peter and Müller equation can also be applied for other hydraulic conditions and similar procedure may be adopted in order to calibrate the dimensionless Meyer-Peter and Müller number at other cases (Kuriqi *et al*., 2020).

Nakato and Odgen (1998) used submerged plates for sediment control at the intake of the Kansai Bluffs power plant. They stated that after 3.5 years of installation, there was no need for dredging, and the intake did not encounter any sediment-related issues. Barkdoll *et al*. (1999) investigated ways to increase the efficiency of submerged plates. After experimental testing of various strategies to increase intake efficiency while maintaining the performance of the submerged plates,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

the use of skimming walls alongside submerged plates and widening the intake mouth were identified as effective solutions. Johnson *et al*. (2001) recommended an angle of 25-30° for submerged plates to generate maximum secondary flow and, as a result, to reduce sediment entry into the intake. Hsu *et al*. (2002) studied the intake canal, which is aligned with the main canal, showing that as the ratio of diverted flow was increased, the ratio of upstream flow depth to downstream flow depth in the main canal also increased, and this ratio was further increased with a decrease in the Froude number. Davoodi and Shafai-Bajestan (2012) examined sediment control using submerged plates in front of side intakes in trapezoidal channels.

Their experiments were conducted at four different distances (4, 6, 8, 10 times the water depth) for four Froude numbers of 0.45, 0.55, 0.60, and 0.66. In all experiments, the intake ratio was kept constant at 7.5 %. Halvaeifard and Masjedi (2017) studied the effect of the angle 25° of submerged plates on the relative diverted flow in curved channels with the presence of submerged plates. Tabrizi *et al*. (2017) investigated the impact of dike structures on modifying the flow pattern of diverted water into intakes located in bends. The results of this study showed that the sediment diversion ratio was affected by the intake ratio and had a direct relation with its increase. Moradinejad *et al*. (2017) experimentally studied sediment control using skimming walls and dikes at the mouth of side intakes.

The results showed that, with the presence of skimming walls combined with dikes, the amount of sediment entering the intake decreased by 81 % with a skimming wall at angle 10°, 78 % with a skimming wall at angle 14°, and 76 % with a skimming wall at angle 18°.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Attarzadeh and Ghodsian (2018) experimentally examined the efficiency of various systems combining different sizes of sill, dike, and submerged plates for controlling sediment entry into side intakes with angle 90° at intake ratios of 0.12, 0.15, and 0.18. The results indicated that the dike and submerged plates had a significant impact on sediment control, and in some cases, achieved nearly 100 % efficiency in eliminating sediment entry into the intake. Golej *et al*. (2019) performed experiments in a U-shaped channel to test methods for controlling sediment entering intakes. Their key finding was that using a combination of a sill, a dike, and a skimming wall was most effective at preventing sediment from entering the intake, achieving a 92 % reduction in incoming sediment compared to scenarios where no control structures were used.

Bor (2022) investigated two experiments that were performed in a 90° water intake to study 3D flow patterns and sediment distribution using submerged vanes under sediment feeding and live-bed conditions. Three vanes were installed at a 20° angle, maintaining a water discharge ratio of qr≈<5>0.1. Three-dimensional mean and turbulent velocity components of flow in a 90° channel intake were measured using acoustic Doppler velocimetry (ADV). Results showed that three vanes with a single column reduced sediment by 20 % during diversion. High velocities and scour were observed at the downstream corner of the intake.

Existing studies do not adequately explore how these parallel walls can be optimized for further sediment reduction in intake systems, creating a gap in the research. However, further research is needed to explore the behavior of flow and sediment around submerged vanes, as well as the potential of flow divider walls for better sediment control (Mandal *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Habibi *et al*. (2019) studied the effect of submerged plates on sediment-laden flow in river bends, highlighting the importance of plate geometry in controlling sediment entry into side intakes. The results of this study showed that as the intake ratio was increased, the length and relative width of the vortex region were decreased. The efficiency of the plates in preventing sediment entry into the side intake and guiding surface flow toward the intake mouth was maintained.

In this study, a clear research gap is evident, as previous studies have not specifically addressed the impact of flow divider walls on reducing sediment entry into side intake systems in channels. Although there exist numerous studies with a focus on using structures such as submerged plates, dikes, and other methods for sediment control at intakes, none of these studies have thoroughly examined the effect of flow divider walls in a laboratory setting with high precision.

Based on the research background, most studies conducted on sediment control entering intakes have focused on submerged plates, sills, dikes, or their combinations. Therefore, further studies are required, particularly in cases where parallel skimming walls are used in front of the intake.

To demonstrate the effects of the angle of the parallel skimming walls (θ), the distance between the two skimming walls (b), the length of the skimming walls (L), and the height of the skimming walls (H) on the amount of sediment entering the intake, two parallel skimming walls should be used, and equations between these parameters and the volume of sediment entering the intake under different conditions should be derived. The main objective of this study is to investigate and analyze the effect of parallel skimming walls in controlling sediment entering side intakes from rectangular channels. By using these walls, the study aims

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

to explore the distribution and movement of sediments entering the system.

This research intends to derive complex equations relating various parameters such as flow velocity, wall angle, and sediment characteristics, ultimately providing an analytical model for optimal intake design, which is one of its innovations. Additionally, sensitivity analysis has been conducted thoroughly to evaluate the accuracy and performance of the models and examine the impact of parameter variations on the obtained results. This study not only focuses on the practical aspects of intake design but contributes to a better understanding of sediment behavior in similar hydraulic systems.

In general, another innovation and main aim of this research is the introduction of a practical model for reducing sediment in inlet channels leading to reservoir dams. Moreover, such a precise system can be applied to side weirs of dams to enhance the performance of rectangular side weirs. This approach has not been previously studied with such a scientific perspective, and it can be considered a research gap that remains unaddressed. The use of flow skimming walls for controlling sediment entry into side intakes can be traced back to past studies on submerged plates. Key design parameters of submerged plates include plate height, length, flow impact angle, both longitudinal and transverse spacing. In addition to protecting riverbanks, flow skimming walls play a crucial role in diverting bed-load sediments away from intake entrances and controlling sediment deposition. These structures generate a downstream rotational flow that induces transverse shear stress on the riverbed. The vortices formed at the lower edge of the wall are carried downstream, where they merge into larger vortices. This vortex system creates a helical motion, which alters the bed shear stress along the main channel

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

near the intake entrance, thus effectively transporting sediments downstream.

Figure 2 shows a schematic of research.

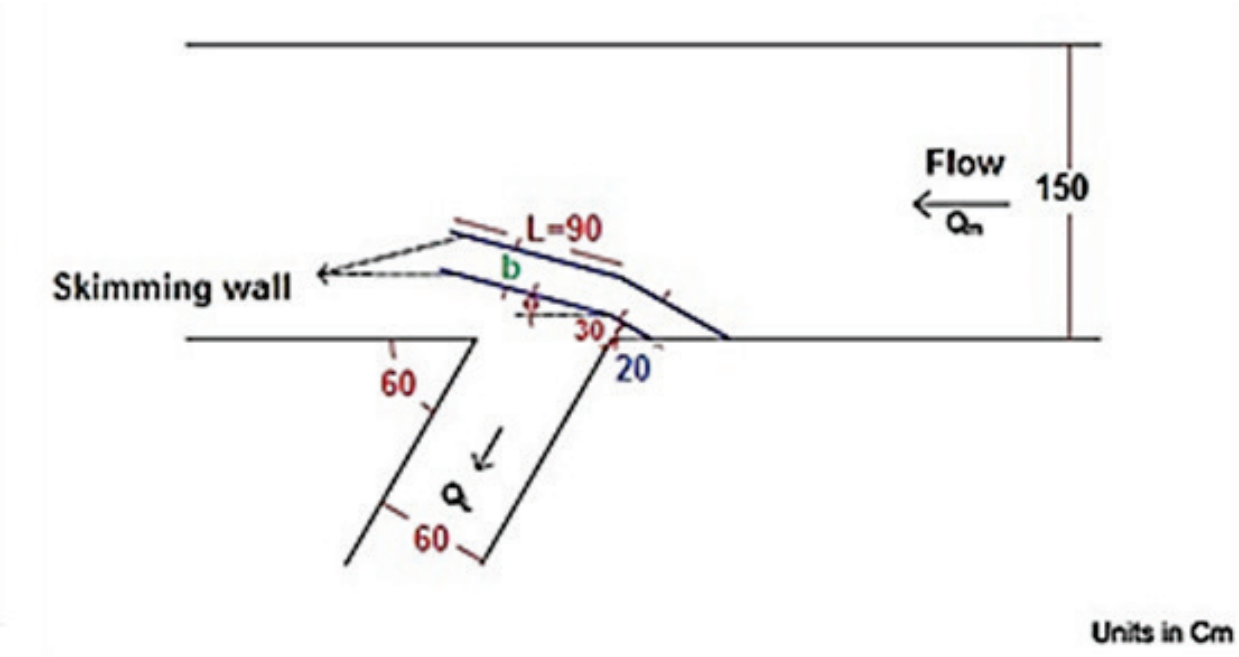


Figure 2. Experimental flume plan and the placement of parallel skimming walls.

Method and materials

The governing equations for skimming walls in controlling sediment in side intakes are based on fluid dynamics, sediment transport, and flow separation principles. The key equations come from the Navier-Stokes equations, the continuity equation, and sediment transport equations. The followings are the fundamental equations governing the process:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Continuity equation (Mass Conservation). For an incompressible fluid, the continuity equation ensures that the flow rate remains consistent:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (1)$$

Where:

u,v,w, = velocity components in the x,y,z directions, respectively.

In the presence of a skimming wall, part of the flow is redirected, creating a separation zone that influences sediment deposition**.** The sediment transport equation, sediment transport is typically modeled using the Exner equation (for bed load transport), so-called the advection-diffusion equation (for suspended load transport):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot (CU) = \nabla \cdot (D\nabla C) + S \quad (2)$$

Where:

∇ = Nabla Operation

$\nabla \cdot (CU)$ = this term involves the gradient of the product of sediment concentration (C) and the velocity vector (U)

$\nabla \cdot (D\nabla C)$ = this term involves the gradient of the sediment concentration gradient (∇C), multiplied by the diffusion coefficient (D)

C = the sediment concentration, which indicates the amount of sediment present in the water column at a given location

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

U = velocity vector, describing the flow velocity of the water in which sediment is suspended, affecting its transport and distribution

D = diffusion coefficient, representing the rate at which sediment spreads due to molecular diffusion or turbulent mixing in the water

S = the sediment source/sink term, accounting for any external factors that add or remove sediment from the system, such as sediment deposition, erosion, or external inputs

At the skimming wall, flow separation occurs, reducing turbulence in the lower layers and encouraging sediment deposition before reaching the side intake. The Shields parameter for sediment motion was used to determine if sediment will settle or remain suspended, the Shields parameter (θ) is defined as below:

$$\theta = \frac{\tau_b}{(\rho_s - \rho)gd} \quad (3)$$

Where:

τ_b = bed shear stress.

ρ_s = sediment density.

g = gravitational acceleration.

d = sediment grain diameter.

If θ is below the critical threshold (θc), sediment will settle, which is the goal of skimming walls.

Given that there are many parameters affecting the entry of bed-load sediment into the intake mouth, dimensionless numbers were used to analyze the influence of these parameters. For this purpose, a series

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

of dimensionless groups were formed using the Buckingham's dimensional analysis method (see supplemental data 1).

Considering that some parameters were constant, as specified in Table 1, dimensional analysis was used to identify the effective parameters in the studied phenomenon, and the corresponding dimensionless ratios were determined. The final dimensionless equation can be expressed as follows:

$$f\left(\frac{Q_L}{Q_m}; F_r; \frac{V}{D^3}; \frac{b}{H}; \frac{L}{b}; \theta\right) = 0 \quad (4)$$

The ratio of the intake channel flow to the main channel flow:

$Q_R = \frac{Q_L}{Q_m}$ = Froude number (Fr) of the upstream flow at the intake.

$C_s = \frac{V}{D^3}$ = volume of sediment entering the intake to the flow depth cubed (sediment diversion volume ratio).

$\frac{b}{H}$ = distance between the two skimming walls to the height above the bed of the skimming wall.

$\frac{L}{b}$ = length of the skimming wall to the distance between the two skimming walls.

θ = angle of the second branch of the skimming wall with the horizontal axis.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 1. The data used in Equation (9).

Rows	b (m)	Q_R	F_r	b/H	L/b	$C_{s1}(Obs)$	$C_{s2}(Cal)$
1	0.1	0.16	0.30	2.5	9	0.96	0.94
2	0.1	0.28	0.37	2.5	9	1.13	1.15
3	0.1	0.35	0.45	2.5	9	1.56	1.59
4	0.1	0.43	0.56	2.5	9	2.28	2.32
5	0.2	0.16	0.30	5	4.5	0.69	0.61
6	0.2	0.28	0.37	5	4.5	0.82	0.75
7	0.2	0.35	0.45	5	4.5	1.10	1.03
8	0.2	0.43	0.56	5	4.5	1.64	1.51
9	0.3	0.16	0.30	7.5	3	0.32	0.47
10	0.3	0.28	0.37	7.5	3	0.54	0.58
11	0.3	0.35	0.45	7.5	3	0.74	0.80
12	0.3	0.43	0.56	7.5	3	1.09	1.17

Technical specifications and dimensions of the flume used in the experiments

The experiments were conducted at the Soil and Water Conservation Research Institute in Tehran, in a flume with a length of 12 m, width of 1.5 m, and height of 0.9 m, equipped with a water circulation system. The intake was made through a side channel with a width of 0.6 m, length of 2.5 m, and an angle relative to the flow direction in the main channel. The main channel had a slope of 0.002, the intake was horizontal, and its elevation was level with the sediment bed of the main channel. The intake channel was located 9 meters downstream of the upstream stilling basin and 3 meters upstream of the water level control gate at the end of the flume. The water circulation system of the flume was with water supplied from interconnected underground reservoirs beneath the flume. The inlet flow rate was controlled using adjustable valves at the pump station. The flow depth was regulated using gates located at the ends of both the main

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

and intake channels. To measure flow in the main and intake channels, rectangular and triangular sharp-crested weirs were used, and water depth was measured using a point gauge.

After the dimensional analysis, the experimental program was designed. To assess the behavior and determine the impact of the independent parameters on the sediment diverted to the intake, experiments were conducted. Due to space, laboratory, and time constraints, the range of changes for the parameters were selected accordingly. The first group of experiments was conducted without skimming wall structure. The second to fifth experimental groups investigated the effects of key geometric parameters of skimming walls on sediment control at the intake. These included wall spacing (10, 20, 30 cm), wall length (60, 75, 90 cm), wall height (2, 4, 6 cm), and the angle of the second branch relative to the main flow direction (1, 15, 30°). Each test was conducted under four flow rates (30, 40, 50, and 60 $\frac{\text{Lit}}{\text{Sec}}$). After each run, the volume of sediment entering the intake (V) was recorded. Further details are provided in supplemental data 2.

In all experimental groups, the effects of distance, length, height, angle, and flow variations on controlling sediment input to the intake were studied experimentally. As shown in Figure 3, the distance between the two walls, their angle relative to the main flume flow direction, as well as their length and height, are illustrated. The flow skimming walls are constructed of Plexiglas. The flow is steady and subcritical, with a fixed intake angle of 60°. The sediment particle diameter was kept constant at 1 mm, and the flow was classified as clear water.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

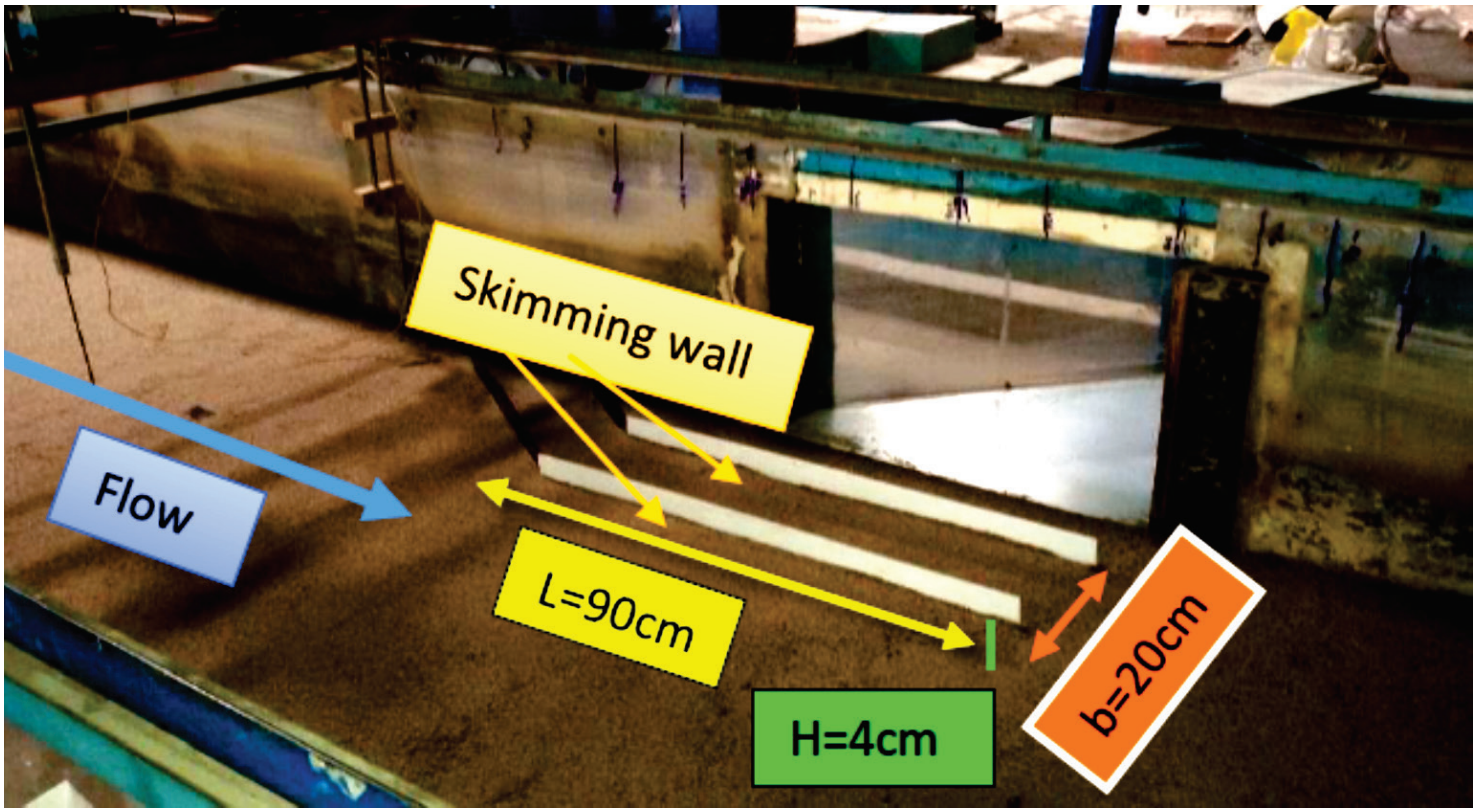


Figure 3. The position of the parallel skimming walls in the channel.

The main flume, measuring 12 m in length, 1.5 m in width, and 0.9 m in height, is equipped with a recirculating flow system. A 60 cm wide, 2.5 m long intake channel branches off at a 60° angle, located 9 m downstream of the stilling basin and 3 m upstream of the control gate. A 12 m³ reservoir supplies the flow, and water depth is regulated by gates at the downstream ends of both channels. An overview of the flume setup is shown in Figure 4.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Figure 4. A view of the main channel interior and the measuring equipment.

Figure 5 shows the side and interior view of the rectangular channel in the absence of the control structure, and the intake structure is made of metal with transparent walls constructed from Plexiglas. The flume is equipped with a water level control gate at its downstream end and a sediment trap basin, while Figure 6 illustrates the rectangular weir installed upstream of the channel, a rectangular weir was used at the end of the main and secondary channels to measure the flow rate. Additionally, the flow depth was measured using both fixed and movable depth gauges with an accuracy of 0.1 mm.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

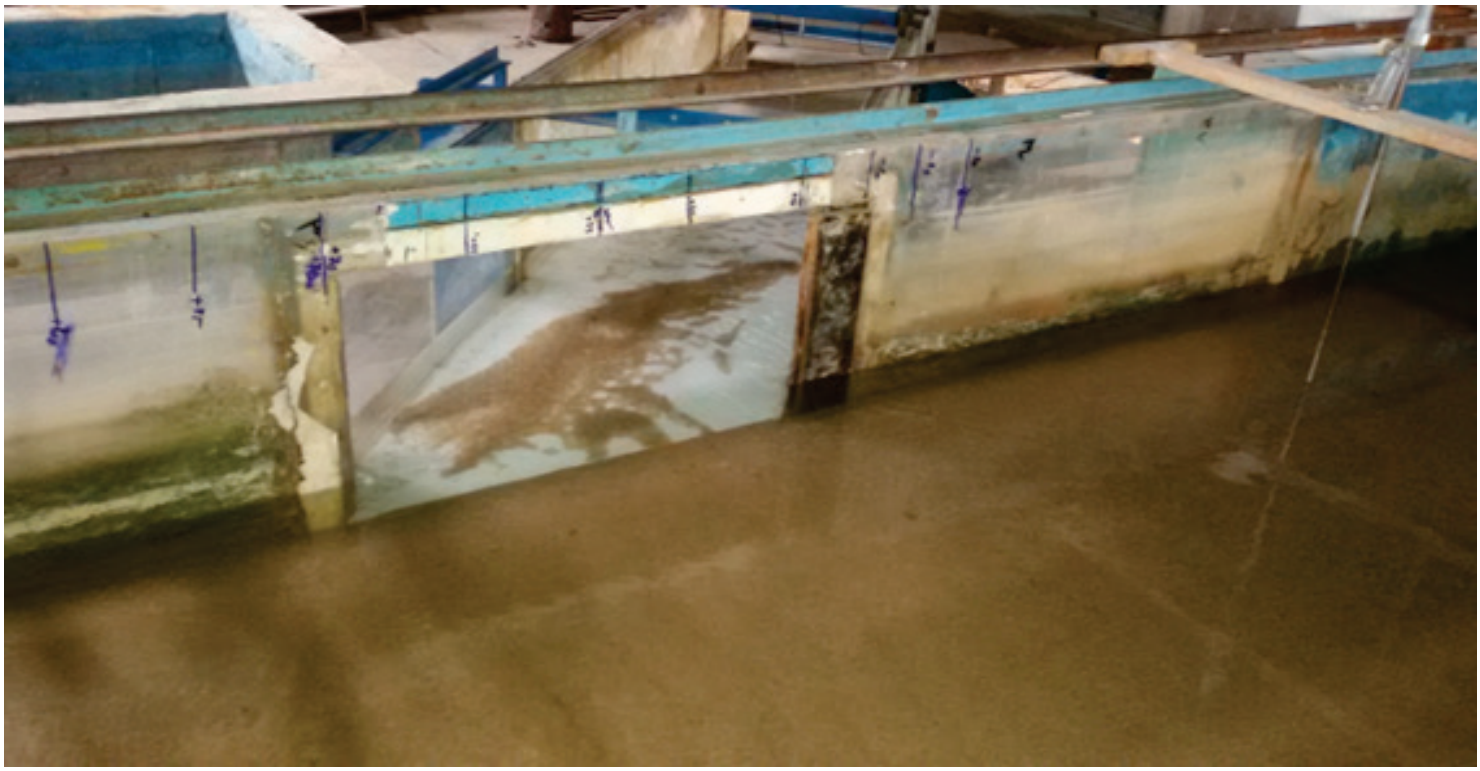


Figure 5. A view of the interior of the intake channel in the absence of the sediment control structure.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Figure 6. The rectangular weir used in the experimental process.

Selecting sediment material that realistically simulates natural bed load is a key challenge in experimental studies. To ensure bed load transport without suspension, sand with a 1 mm average diameter, specific gravity of 2.65 $\frac{\text{gr}}{\text{cm}^3}$ standard deviation of 1.47, and uniformity coefficient of 2.2 was used. Experimental conditions included a 25 l/s discharge, 0.002 bed slope, 4.6 cm flow depth, 0.0452 m hydraulic radius, and 0.03 m/s shear velocity. These conditions ensured that the selected sediment moved as bed load. Figure 7 presents the grain size distribution, with standard deviation and uniformity coefficient calculated using equations (5) and (6).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\sigma_g = \left(\frac{D_{84}}{D_{16}}\right)^{0.5} = \left(\frac{1.22}{0.56}\right)^{0.5} = 1.47 \quad (5)$$

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} = \frac{1.1}{0.6} = 2.20 \quad (6)$$

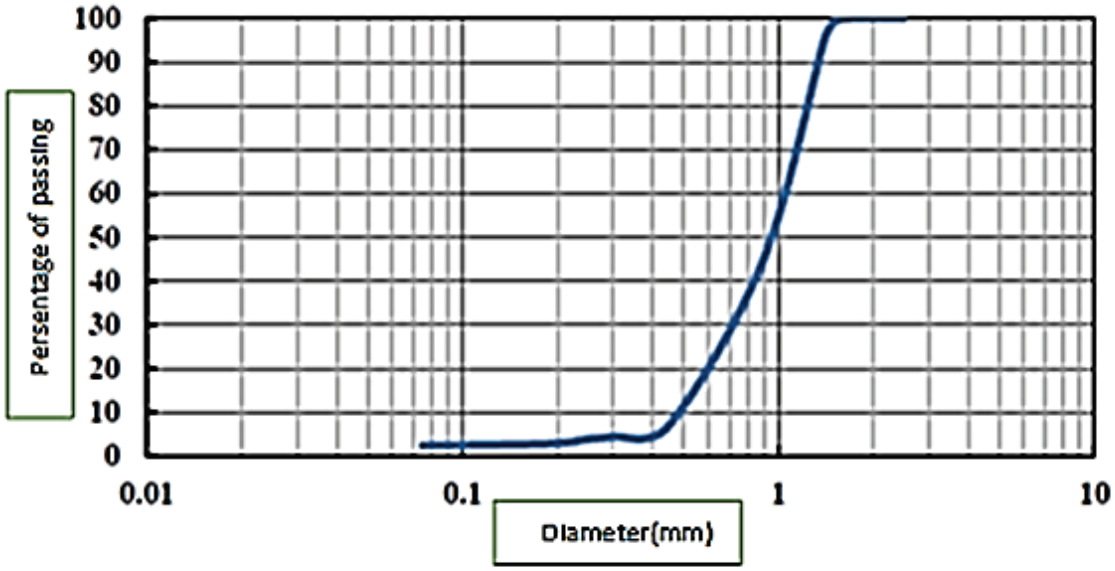


Figure 7. The grain size distribution curve of the bed sediments.

In the present study, the equations were derived using nonlinear regression of the experimental data. To validate these equations, statistical indices must be used to ascertain how closely the equations match the experimental data. In all the equations obtained in this study, the coefficient of determination (R^2) and the root mean square error (RMSE) are used as indices for validation, which statistically measure the proximity of the data to the fitted regression line. The mathematical expression of the RMSE index is as follows:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\mathrm{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(C_{s(Cal.)} - C_{s(Obs.)})^2} \quad (7)$$

In this study, sediment control equations were developed using laboratory data and dimensional analysis based on Buckingham's Pi Theorem. To simplify the influence of various factors on sediment transport into intakes, dimensionless parameters were used. A curve-fitting method was applied to derive a general equation relating the sediment control index (Π) to key dimensionless variables. Here, $C_{s(Cal.)}$ and $C_{s(Obs.)}$ denote the calculated and observed values, respectively, and the error index ideally close to zero—measures their difference.

$$C_s = \frac{V}{D^3} = A[Q_R]^{\alpha}[F_r]^{\mu}\left[\frac{b}{H}\right]^{\lambda}\left[\frac{L}{b}\right]^{\omega}[\theta]^{\phi} \quad (8)$$

Where:

$A, \mu, \lambda, \omega, \phi$ = constant values that will be obtained through the fitting of experimental data.

Results and discussion

General equation of C_{s1} for different channel widths (b)

In this section, the pattern and degree of influence of the dimensionless numbers are examined in a combined form $C_{s1} = \frac{V}{D^3}$. For a fixed skimming wall height (H = 4 cm) and a constant length (L=90cm), the equation

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

between these numbers for different b values is expressed in a combined manner. In this case, the equation C_{s1} is derived using experimental data and curve-fitting tools, as shown Equation (9):

$$C_{S1} = \frac{V}{D^3} = 1.44[Q_R]^{-0.45}[F_r]^{2.16}\left[\frac{b}{H}\right]^{-0.005}\left[\frac{L}{b}\right]^{0.61} \quad (9)$$

Table 1 presents the parameters used, and the validation of Equation (9) with experimental data is shown in Figure 8. For 12 experiments conducted in three groups of four, with variations in channel width b (distance between walls), an appropriate RMSE and R2 of model was derived. The sensitivity percentage of Equation (9) to changes in dimensionless variables has been presented (For more details see supplemental data 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

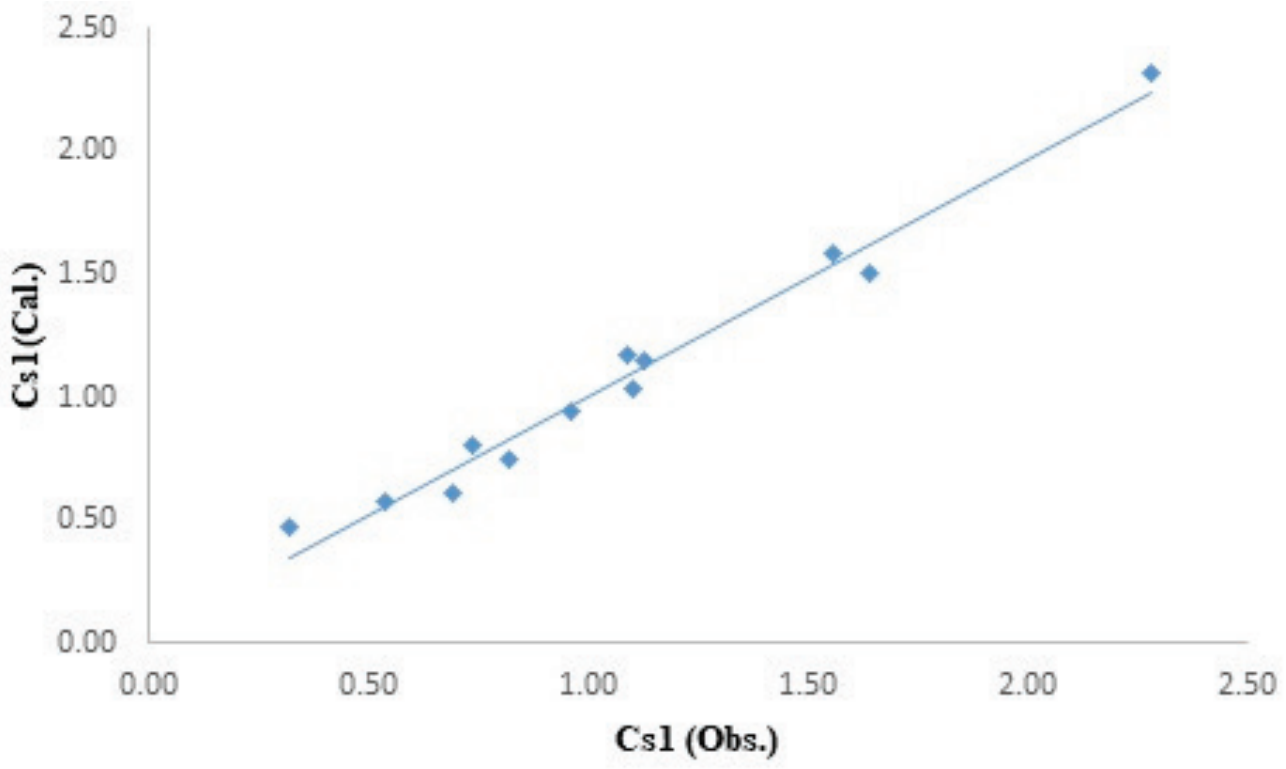


Figure 8. Validation of Equation (9) with experimental data.

The sensitivity analysis of Equation (9), regarding the removal of individual and combined dimensionless parameters, is presented in Table 2.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 2. The sensitivity analysis of the model regarding the removal of dimensionless parameters for Equation (9).

Rows	A	α	μ	λ	ω	R^2	RMSE
1	1.44	-0.45	2.16	-0.005	0.61	0.98	0.0779
2	1.47	0	1.56	-0.004	0.62	0.97	0.0869
3	1.45	1.12	0	-0.005	0.61	0.91	0.1545
4	1.42	-0.45	2.16	0	0.62	0.98	0.0779
5	9.87	-0.45	2.16	-0.62	0	0.98	0.0779
6	7.36	0	0	-0.96	-0.32	0.39	0.4034
7	4.07	-0.38	2.10	0	0	0.55	0.3449
8	4.13	1.15	0	0	0	0.50	0.3664
9	4.14	0	1.58	0	0	0.55	0.3464
10	1.45	0	1.56	0	0.62	0.97	0.0869
11	10.05	0	1.56	-0.62	0	0.97	0.0869
12	1.43	1.12	0	0	0.62	0.91	0.1545
13	9.87	1.12	0	-0.62	0	0.91	0.1545
14	0.37	0	0	0	0.63	0.39	0.4034
15	2.69	0	0	-0.63	0	0.39	0.4034

General equation of C_{S2} for different values of (L)

In this section, the pattern and degree of influence of $C_{s2} = \frac{V}{D^3}$ from dimensionless numbers are examined in a combined manner. For a fixed skimming wall height (H = 4 cm) and a fixed distance between the walls (b = 20 cm), for different values of (L), the relationship with the dimensionless numbers is expressed in a combined form. This relationship

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

is derived using experimental data and curve fitting tools, as shown below equation.

$$C_{S2} = \frac{V}{D^3} = 22.87[Q_R]^{-0.48}[F_r]^{2.17}\left[\frac{L}{b}\right]^{-1.16} \quad (10)$$

The parameters used are presented in Table 3, and the validation of Equation (10) with the experimental data is shown in Figure 9. For 12 experiments conducted in three groups of four, with variations in the length (L) of the flow skimming walls, an appropriate RMSE and R2 of model was derived (More details are available in supplemental data 4).

Table 3. The data used in Equation (10).

Rows	L(m)	Q_R	F_r	$\frac{L}{b}$	$C_{S2}(Obs.)$	$C_{S2}(Cal.)$
1	0.9	0.16	0.30	4.5	0.69	0.71
2	0.9	0.28	0.37	4.5	0.82	0.85
3	0.9	0.35	0.45	4.5	1.10	1.17
4	0.9	0.43	0.56	4.5	1.64	1.70
5	0.6	0.16	0.30	3	1.10	1.13
6	0.6	0.28	0.37	3	1.40	1.36
7	0.6	0.35	0.45	3	1.80	1.87
8	0.6	0.43	0.56	3	2.70	2.72
9	0.75	0.16	0.30	3.75	0.92	0.87
10	0.75	0.28	0.37	3.75	1.10	1.05
11	0.75	0.35	0.45	3.75	1.50	1.44
12	0.75	0.43	0.56	3.75	2.20	2.10

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

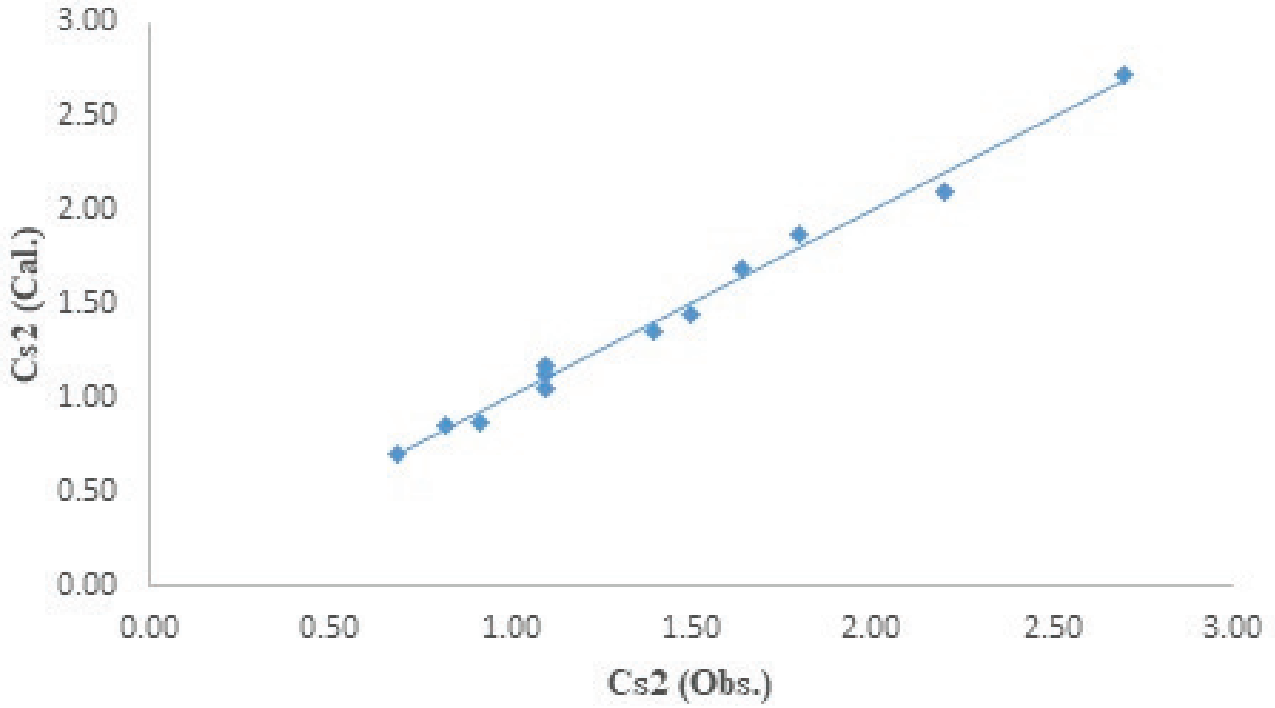


Figure 9. The validation of Equation (10) with experimental data.

The sensitivity analysis of Equation (10) regarding the removal of dimensionless parameters, both individually and in combination, is presented in Table 4.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 4. Sensitivity analysis of the model regarding the removal of dimensionless parameters for Equation (10).

Rows	A	α	μ	ω	R^2	RMSE
1	22.87	-0.48	2.17	-1.16	0.99	0.0539
2	5.08	-0.49	2.19	0	0.73	0.2979
3	5.02	1.08	0	0	0.64	0.3438
4	5.18	0	1.52	0	0.72	0.3028
5	23.32	0	1.52	-1.16	0.98	0.0762
6	22.73	1.08	0	-1.17	0.90	0.1816
7	6.36	0	0	-1.16	0.24	0.4979

General equation of C_{S3} for different values of (H)

In this section, the pattern and extent of the impact of $\mathbf{C_{S3}} = \frac{\mathbf{V}}{\mathbf{D^3}}$ from dimensionless numbers are examined collectively. For a fixed length of the skimming walls (L = 90 cm) and a fixed distance between the walls (b = 20 cm), in various (H) values, the relationship between them and the dimensionless numbers is expressed combinatorically. The equation in this case is obtained using experimental data and curve fitting tools as follows:

$$C_{S3} = \frac{V}{D^3} = 2.44[Q_R]^{-0.61}[F_r]^{2.36}\left[\frac{b}{H}\right]^{0.26} \quad (11)$$

The parameters used are presented in Table 5, and the validation of Equation (11) with the experimental data is shown in Figure 10. For 12 experiments conducted in three groups of four, with variations in the high

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(H) of the flow skimming walls, an appropriate RMSE and R^2 of model was derived (More details are available in supplemental data 5).

Table 5. The data used in Equation (11) are provided.

Rows	H(m)	Q_R	F_r	$\frac{b}{H}$	$C_{S3}(Obs.)$	$C_{S3}(Cal.)$
1	0.04	0.16	0.30	5	0.69	0.67
2	0.04	0.28	0.37	5	0.82	0.78
3	0.04	0.35	0.45	5	1.10	1.08
4	0.04	0.43	0.56	5	1.64	1.59
5	0.06	0.16	0.30	3.33	0.65	0.60
6	0.06	0.28	0.37	3.33	0.70	0.70
7	0.06	0.35	0.45	3.33	0.90	0.97
8	0.06	0.43	0.56	3.33	1.40	1.43
9	0.02	0.16	0.30	10	0.75	0.80
10	0.02	0.28	0.37	10	0.94	0.94
11	0.02	0.35	0.45	10	1.29	1.30
12	0.02	0.43	0.56	10	1.91	1.91

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

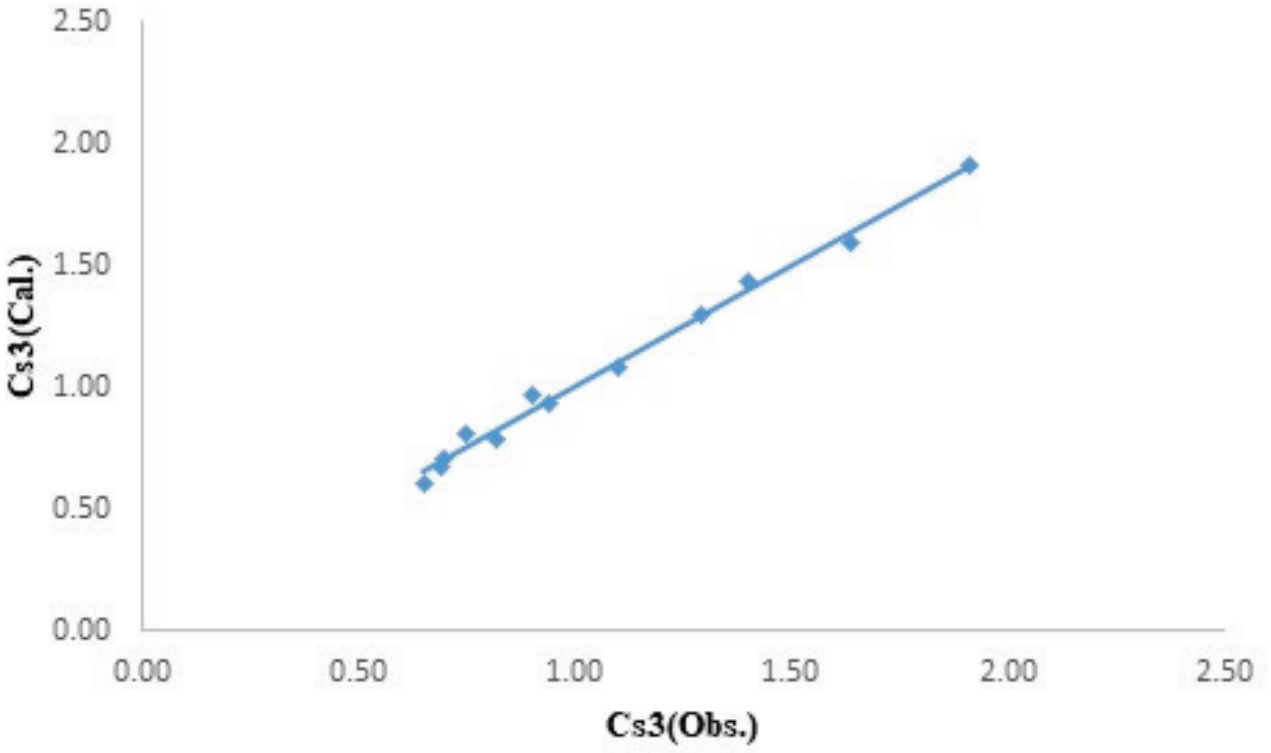


Figure 10. The validation of Equation (11) with experimental data is shown.

The sensitivity analysis of Equation (11) regarding the removal of dimensionless parameters, both individually and collectively, is presented in Table 6.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 6. Sensitivity analysis of the model concerning the removal of dimensionless parameters for Equation (11).

Rows	A	α	μ	λ	R^2	RMSE
1	2.44	-0.61	2.36	0.26	0.99	0.0362
2	3.82	-0.64	2.38	0	0.87	0.1419
3	3.77	1.07	0	0	0.75	0.2001
4	3.91	0	1.53	0	0.85	0.1514
5	2.49	0	1.53	0.26	0.97	0.0625
6	2.40	1.08	0	0.27	0.87	0.1449
7	0.69	0	0	0.25	0.10	0.3730

General equation for C_{S4} in different θ Conditions

In this section, the pattern and sensitivity of $C_{S4} = \frac{V}{D^3}$ to dimensionless numbers are examined in a combined manner. For a fixed length of the separating walls (L = 90 cm), a fixed distance between the walls (b = 20 cm), and the height of the walls above the bed (H = 4 cm) under different θ conditions, the relationship with dimensionless numbers is expressed in a combined form. The equation for C_{S4} in this case is derived using the experimental data and curve fitting tools as follows:

$$C_{S4} = \frac{V}{D^3} = 3.76[Q_R]^{-0.72}[F_r]^{2.46}[\theta]^{0.25} \quad (12)$$

The parameters used in this study are presented in Table 7, and the validation of Equation (12) with the experimental data is depicted by Figure 11. For 12 experiments conducted in three groups of four, with

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

variations in the angle between the flow skimming walls and the main flow direction of the flume. (θ) of the flow skimming walls, an appropriate RMSE and R^2 of model was derived (More details are available in supplemental data 6).

Table 7. The data used in Equation (12).

Rows	Q_R	F_r	θ (Degree)	$C_{S4}(Obs.)$	$C_{S4}(Cal.)$
1	0.16	0.30	1	0.69	0.72
2	0.28	0.37	1	0.82	0.81
3	0.35	0.45	1	1.10	1.12
4	0.43	0.56	1	1.64	1.65
5	0.16	0.30	15	1.38	1.41
6	0.28	0.37	15	1.64	1.58
7	0.35	0.45	15	2.20	2.18
8	0.43	0.56	15	3.28	3.22
9	0.16	0.30	30	1.70	1.67
10	0.28	0.37	30	1.88	1.87
11	0.35	0.45	30	2.50	2.58
12	0.43	0.56	30	3.80	3.82

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

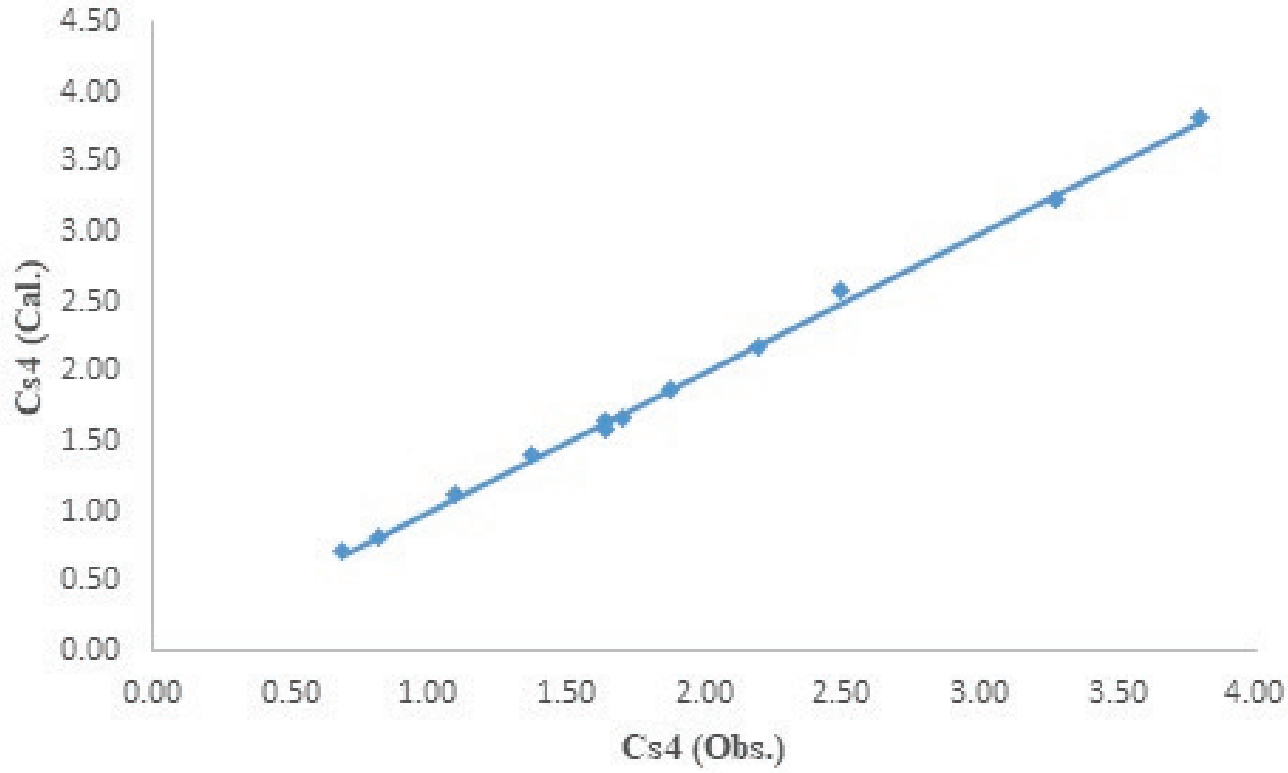


Figure 11. Validation of Equation (12) with experimental data.

The sensitivity analysis of Equation (12), regarding the removal of dimensionless parameters both individually and combined, is presented in Table 8.

Table 8. A summary of the model's sensitivity analysis with respect to the removal of dimensionless parameters for Equation (12) is provided.

Rows	A	α	μ	∅	R^2	RMSE
1	3.76	-0.72	2.46	0.25	0.99	0.0393
2	3.86	0	1.50	0.24	0.98	0.1180
3	1.07	0	0	0.25	0.44	0.6695
4	1.07	0	1.50	0	0.49	0.6396

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Charts 8, 9, 10, and 11 show the trends of changes in $\mathbf{C_{s1}}$, $\mathbf{C_{s2}}$, $\mathbf{C_{s3}}$, and $\mathbf{C_{s4}}$, respectively, in both computational and observational states, which ultimately led to the development of unique equations for each of the $\mathbf{C_s}$ parameters. In Tables 2, 4, 6 and 8, the results related to the root mean square and the variance associated with equations (9), (10), (11), and (12), considering the experimental data, are presented. As can be observed, the derived equations are of a linear type and the unique equations, and the variances indicate this, with the obtained equations being the results of these validations. The observed trends in sediment reduction using parallel skimming walls are consistent with the fundamental mechanisms reported in previous studies on lateral intake sediment control. Similar to the findings of Barkdoll *et al*. (1999), increasing the spacing between guiding structures (b/H) significantly reduces the transverse momentum of near-bed flow entering the intake, resulting in a substantial decrease in sediment entrainment. The present results further quantify this effect, showing that b/H = 7.5 yields up to an 86 % reduction in sediment entry, which is in close agreement with the performance ranges reported by Moradinejad *et al*. (2017) for optimized intake geometries. The strong influence of the Froude number, as reflected by the high exponents (2.16–2.46) in Equations (9)-(12), confirms that sediment entry is primarily governed by flow inertia and turbulence intensity. This observation aligns with classical sediment transport theories and experimental findings that associate higher Froude numbers with increased suspension and transverse sediment transport toward the intake. Conversely, geometric parameters with small exponents (e.g., b/H in Eq. 9 or θ in Eq. 12) play a secondary but stabilizing role by controlling flow alignment and suppressing vortex formation near the intake entrance. Compared to conventional sediment-

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

control devices such as submerged vanes or sills, the parallel skimming wall configuration examined in this study offers comparable or superior sediment reduction efficiency while maintaining structural simplicity and reduced construction complexity. This advantage makes the proposed configuration particularly suitable for practical applications in irrigation and water diversion systems.

These results extend previous studies by providing quantitative predictive equations and sensitivity-based design guidance. Overall, the results demonstrate a consistent and physically meaningful response of sediment entry to both hydraulic and geometric parameters across all experimental configurations. The derived equations not only capture the observed trends with high accuracy but also clarify the relative importance of flow inertia, discharge ratio, and wall geometry in controlling sediment transport toward the intake. By combining validation results with sensitivity analyses, the present study provides a clearer interpretation of how parallel skimming walls modify near-bed flow structure and reduce sediment entrainment under different operating conditions. To address the details of experimental uncertainty, factors such as standard deviation, potential measurement tool errors, curve-fitting methods, and the influence of different parameters on model accuracy should be considered. When comparing with experimental data, variations in parameters like channel width, wall height, and angle (θ) can significantly impact the results. Since these parameters often have specific ranges of variation, the models presented in the paper should be sensitive to these changes. Sensitivity analysis in this regard helps to precisely identify the impact of each parameter on the final model, ultimately improving the accuracy and predictive capabilities of the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

models. Therefore, to write a paragraph about the details of experimental uncertainty, the following points can be highlighted:

1. Measurement uncertainty: Potential inaccuracies associated with the measurement instruments (e.g., for channel dimensions and flow properties) have been acknowledged, and their impact on recorded values is considered.
2. Curve fitting methods: The use of curve-fitting tools and the estimation of fixed parameters (such as A, μ, λ, and ...) may introduce estimation errors. We now discuss how these uncertainties affect the model calibration process.
3. A detailed sensitivity analysis is included to assess how variations in geometric and physical parameters (such as channel width, wall height, and inclination angle θ) influence the model outcomes. This helps quantify the robustness of the model. This analysis highlights which parameters have the strongest effect on model accuracy, helping to interpret the robustness of the predictions
4. Modeling errors: We also acknowledge the inherent modeling errors due to simplifications and assumptions made during the model development process, especially when extrapolating from experimental data.

Conclusion

This experimental study demonstrated that parallel skimming walls can effectively reduce sediment entry into lateral intakes while offering a simpler alternative to conventional sediment-control structures. The results showed that sediment inflow is strongly influenced by hydraulic

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

conditions, particularly the intake discharge ratio (Q_R) and the Froude number (F_r), which consistently exhibited the highest sensitivity in all derived models. Among the investigated geometric parameters, the spacing between walls (b/H) had the greatest impact on sediment reduction, with b/H = 7.5 achieving up to an 86 % decrease in sediment entry. Increasing the wall length (L/b) further enhanced performance, while maintaining a near-parallel alignment ($\theta \approx 1°$) proved more effective than inclined configurations. These findings provide clear design guidelines for optimizing sediment control at side intakes. Sensitivity analyses confirmed that removing F_r or Q_R from the predictive equations significantly reduced model accuracy, highlighting their dominant role in sediment transport mechanisms. The derived equations offer reliable predictive tools within the tested parameter ranges and can support preliminary design and optimization of lateral intakes. Future studies should extend the present work by considering unsteady flow conditions, different sediment gradations, and field-scale validations to further enhance the applicability of the proposed configurations.

Funding

The authors declare that no funding support was received for the preparation of this article.

Statement on conflicts of interest

The authors declare no conflict of interest.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Statement on the use of AI

The authors declare that no Artificial Intelligence tools were used in the preparation of this article.

Data availability statement

The raw data supporting the conclusions of this article will be made available by the authors upon request.

Supplementary materials

Notation

Symbol	Unit	Description
Q_R	$\frac{m^3}{S}$	Discharge (Flow Rate)
b	m	Width of Channel
U,V,W	$\frac{m}{s}$	Velocity of Components
X, Y, Z	-	Direction of Flow in Channel
C	-	Sediment Concentration
D	-	Diffusion Coefficient of Sediment
S	-	sediment source/sink term
g	$\frac{m}{s^2}$	Gravitational Acceleration
L	m	Length of the Skimming Walls
H	m	Flow Depth
σ_g	-	Standard Deviation

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Symbol	Unit	Description
G_s	$\frac{g}{cm^3}$	Specific Mass
ρ_s	$\frac{g}{cm^3}$	Sediment Density
C_u	-	Uniform Coefficient
F_r	-	Froude Number
θ	Degree	Angle of Skimming Walls to the Horizon
τ_b	$\frac{N}{m^2}$	Bed Shear Stress

Supplemental data

Supplemental data 1. Parameters affecting the sediment flow entering the side intake.

Parameters	Abbreviation	Parameter Type in the Current Study
Flow Rate in the main Channel	$\mathbf{Q_m}$	Variable
Flow rate in the Intake Channel	$\mathbf{Q_L}$	Variable
Flow Depth in the main Channel	$\mathbf{D}$	Variable
Flow Velocity in the main Channel	$\mathbf{V_m}$	Variable
Flow Velocity in the Intake Channel	$\mathbf{V_L}$	Variable
Width of the main Channel	$\mathbf{B_m}$	Constant
Width of the Intake Channel	$\mathbf{B_L}$	Constant
Slope of the main Channel	$\mathbf{S_m}$	Constant
Slope of the Intake Channel	$\mathbf{S_L}$	Constant
Gravitational Acceleration	$\mathbf{g}$	Constant
Flow Density	$\boldsymbol{\rho}$	Constant

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Parameters	Abbreviation	Parameter Type in the Current Study
Kinematic Viscosity of Fluid	ν	Constant
Angle between the Intake Channel and the main Channel	γ	Constant
Angle between Skimming Wall Structure and the Shore	β	Constant
Height of Skimming Wall Plates	H	Variable
Length of the Initial Branches of the Skimming Wall	L_0	Constant
Length of the Second Branches of the Skimming Wall	L	Variable
Experiment Time	t	Constant
Average Diameter of Bed Sediments	d_{50}	Constant
Density of Sediments	ρ_s	Constant
Bed Roughness	K_s	Constant
Distance between Skimming Walls	b	Variable
Angle of the Second Branch of the Skimming Walls with the main Flow Direction	θ	Variable
Volume of Sediment Entering the Intake	V	Variable

Supplemental data 2. Values of variables in the experiments.

Parameters	$Q_m\left(\frac{lit}{sec}\right)$	$Q_L\left(\frac{lit}{sec}\right)$	$D(cm)$	F_r	Q_r
State 1	30	4.8	7.7	0.30	0.16
State 2	40	11.2	8.1	0.37	0.28
State 3	50	17.5	8.2	0.45	0.35
State 4	60	25.8	8.0	0.56	0.43

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Supplemental data 3. Statistical Information for the Validation of Equation (9) with experimental data.

Type of equation	Equation	R^2	RMSE
Leaner	$C_{s1(Cal.)} = 0.96C_{s1(Obs.)} + 0.041$	0.98	0.0779

Supplemental data 4. The validation of Equation (10) with experimental data.

Type of equation	Equation	R^2	RMSE
Leaner	$C_{s2(Cal.)} = 0.99C_{s2(Obs.)} + 0.014$	0.99	0.0539

Supplemental data 5. Statistical validation data of Equation (11) with experimental results.

Type of equation	Equation	R^2	RMSE
Leaner	$C_{s3(Cal.)} = 0.99C_{s3(Obs.)} + 0.003$	0.99	0.0362

Supplemental data 6. Statistical information for the validation of Equation (12) with experimental data.

Type of equation	Equation	R^2	RMSE
Leaner	$C_{s4(Cal.)} = 0.99C_{s4(Obs.)} + 0.0079$	0.99	0.0393

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

References

Attarzadeh, A., & Ghodsian, M. (2018). رسوب کنترل میزان و جریان جدایی عرض مطالعه جانبی آبگیر در مختلف های سامانه در [Study on flow separation width and control over the sediments in various systems of lateral intake]. In: *17th National Hydraulic Conference*, Shahr Kord, Iran. https://civilica.com/doc/811415/

Barkdoll, B. D., Ettema, R., & Odgaard, A. J. (1999). Sediment control at lateral diversions: Limits and enhancements to vane use. *Journal of Hydraulic Engineering*, *125*(8), 862-870. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:8(862)

Bor, A. (2022). Experimental investigation of 90° intake flow patterns with and without submerged vanes under sediment feeding conditions. *Canadian Journal of Civil Engineering*, *49*(3), 452-463. https://doi.org/10.1139/cjce-2020-0616

Chen, J. C., Cheng, C. Y., Huang, C. L., & Chen, S. C. (2020). Assessment of the visual quality of sediment control structures in mountain streams. *Water*, *12*(11), 3116. https://doi.org/10.3390/w12113116

Davoodi, L., & Shafiei-Bijestan, M. (2012). آبگیر به ورودی رسوب بر جریان شرایط تاثیر مستغرق صفحات بدون و با حالت دو در جانبی [The effect of flow conditions on sediment entry to lateral intakes in two cases with and without submerged plates]. In: *4th Iranian Water Resources Management Conference*, Amirkabir University of Technology, Tehran, Iran. https://civilica.com/doc/117137/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Golej, H., Haghabi, A., Sanei, M., & Yonesi, H. A. (2019). آزمایشگاهی بررسی در درجه 75 جانبی آبگیر به بستر ورودی رسوب کنترل در دیوارجداکننده و آبشکن ،آستانه کاربرد قوس U شکل [Experimental study of the application of sill, dike and skimming wall in controlling bed sediment entering 75° lateral intake in a U channel bend]. *Journal of Irrigation and Water Engineering*, *9*(3), 18-37. https://doi.org/10.22125/iwe.2019.88629

Habibi, H., Masjedi, A., Purmohammadi, M. H., Kamanbedast, A. A., & Bordbar, A. (2019). Experimental analysis of the effect of geometric shape of submerged vanes on sedimentation flows at lateral intake entrance in river bends. *Irrigation Sciences and Engineering*, *42*(2), 119-133. https://doi.org/10.22055/jise.2017.22614.1614

Halvaeifard, M., & Masjedi, A. (2017). رسوب کنترل در مستغرق صفحات زاویه اثر بررسی رودخانه درجه ۱۸۰ قوس در جانبی آبگیر به [Study of the effect of the angle of submerged vanes on sediment control in lateral intake at a 180 degree river arc]. *JWSS-Isfahan University of Technology*, *20*(78), 29-38. https://doi.org/10.18869/acadpub.jstnar.20.78.29

Hsu, C. C., Tang, C. J., Lee, W. J., & Shieh, M. Y. (2002). Subcritical 90° equal-width open-channel dividing flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, *128*(7), 716-720. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:7(716)

Johnson, P. A., Hey, R. D., Tessier, M., & Rosgen, D. L. (2001). Use of vanes for control of scour at vertical wall abutments. *Journal of Hydraulic Engineering*, *127*(9), 772-778. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:9(772)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kuriqi, A., Koçileri, G., & Ardiçlioğlu, M. (2020). Potential of Meyer-Peter and Müller approach for estimation of bed-load sediment transport under different hydraulic regimes. *Modeling Earth Systems and Environment*, *6*(1), 129-137. https://doi.org/10.1007/s40808-019-00665-0

Mandal, A., Gautam, H., & Ahmad, Z. (2024). Sediment control and flow redistribution with submerged vanes: a review. *Water Practice & Technology*, *19*(5), 2197-2212. https://doi.org/10.2166/wpt.2024.131

Moradinejad, A., Haghiabi, A. H., Saneie, M., & Yonesi, H. (2016). Experimental study of the effect of spur dike location and skimming wall on divertion of flow and sediment at lateral intake. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *17*(67), 145-162. https://doi.org/10.22092/aridse.2017.109611

Moradinejad, A., Haghiabi, A. H., Saneie, M., & Yonesi, H. (2017). Investigating the effect of a skimming wall on controlling the sediment entrance at lateral intakes. *Water Supply*, *17*(4), 1121-1132. https://doi.org/10.2166/ws.2017.007

Nakato, T., & Ogden, F. L. (1998). Sediment control at water intakes along sand-bed rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, *124*(6), 539. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:6(589)

Sharma, H., & Ahmad, Z. (2020). Turbulence characteristics of flow past submerged vanes. *International Journal of Sediment Research*, *35*(1), 42-56. https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2019.07.002

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabrizi, H., Haghiabi, A., Saneie, M., & Younesi, H. (2017). سازه اثر بررسی آبراهه قوس در واقع جانبی آبگیرهای رسوب و جریان هیدرولیک بر آبشکن [Evaluation of spur dike effect on sediment and flow hydraulic of side intakes located on channel bends]. *Watershed Engineering and Management*, *9*(3), 346-359. https://jwem.areeo.ac.ir/article_112376.html?lang=en

Wibowo, M., Hendriyono, W., Rahman, R. A., Susatijo, G., Kongko, W., Istiyanto, D. C., Widagdo, A. B., Nugroho, S., Khoirunnisa, H., Wiguna, E., Aziz, H., & Santoso, B. (2020). Sediment transport modeling at Jelitik Estuary, Sungailiat-Bangka Regency for the design of sediment control structures. *Journal of Physics: Conference Series*, *1625*, 012042. https://doi.org/10.1088/1742-6596/1625/1/012042

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-04

Articles

Empirical analysis of hydraulic jump roller length in sloped composite channels with different roughness coefficients

Análisis empírico de la longitud de rodillos de salto hidráulico en canales compuestos inclinados con diferentes coeficientes de rugosidad

Djamel Besser[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0003-0530-9090

Ali Ghomri[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0384-7525

Haroun Khechiba[3], ORCID: https://orcid.org/0009-0005-9147-1303

Ibtissam Herri[4], ORCID: https://orcid.org/0009-0004-7120-2483

[1]University of El Oued-Faculty of Technology-Renewable Energy Development Unit in Arid Regions (UDERZA), El Oued, Algeria, besser-djamel@univ-eloued.dz

[2]University of Biskra-Research Laboratory in Underground and Surface Hydraulics, Biskra, Algeria. University of El Oued-Faculty of Technology-Hydraulic & Civil Engineering Department, El Oued, Algeria, alighomri@yahoo.fr

[3]University of El Oued-Faculty of Technology-Renewable Energy Development Unit in Arid Regions (UDERZA), El Oued, Algeria, khechiba-haroun@univ-eloued.dz

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[4]University of El Oued-Faculty of Technology-Renewable Energy Development Unit in Arid Regions (UDERZA), El Oued, Algeria, herri-ibtissam@univ-eloued.dz

Corresponding author: Djamel Besser, besser-djamel@univ-eloued.dz

Abstract

The hydraulic jump is a fundamental transitional phenomenon between supercritical and subcritical flow in open channels, playing a pivotal role in stabilizing hydraulic systems, dissipating energy, and preventing scour downstream of hydraulic structures. This study investigates the combined effects of channel slope and major bed roughness in a rectangular compound channel on hydraulic jump characteristics. Laboratory experiments were conducted using a 10-meter flume equipped with adjustable longitudinal slopes and roughened surfaces of varying diameters. The study focused on determining the relative roller length (Lr/h_1) under different upstream Froude numbers, slopes, and roughness conditions. Results show that the relative roller length increases with the Froude number but decreases with increasing bed roughness. A global predictive equation was developed, integrating Froude number, slope, and roughness, which demonstrated excellent agreement with experimental data ($R^2 = 0.9985$) and low error margins. This confirms the robustness of the model and its potential for practical application in the design of stilling basins and hydraulic energy dissipation systems.

Keywords: hydraulic jump, hydrodynamics, hydraulic engineering, hydraulic structures, empirical research, mathematical models.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

El salto hidráulico es un fenómeno de transición fundamental entre el flujo supercrítico y subcrítico en canales abiertos, que desempeña un papel fundamental en la estabilización de los sistemas hidráulicos, la disipación de energía y la prevención de la socavación aguas abajo de las estructuras hidráulicas. Este estudio investiga los efectos combinados de la pendiente del canal y la rugosidad principal del lecho en un canal compuesto rectangular sobre las características del salto hidráulico. Se realizaron experimentos de laboratorio utilizando un canal de 10 metros equipado con pendientes longitudinales ajustables y superficies rugosas de diferentes diámetros. El estudio se centró en determinar la longitud relativa del rodillo (Lr/h_1) bajo diferentes números de Froude, pendientes y condiciones de rugosidad aguas arriba. Los resultados muestran que la longitud relativa del rodillo aumenta con el número de Froude, pero disminuye con el aumento de la rugosidad del lecho. Se desarrolló una ecuación predictiva global que integra el número de Froude, la pendiente y la rugosidad, que demostró una excelente concordancia con los datos experimentales ($R^2 = 0.9985$) y bajos márgenes de error. Esto confirma la robustez del modelo y su potencial para la aplicación práctica en el diseño de cuencas amortiguadoras y sistemas de disipación de energía hidráulica.

Palabras clave: salto hidráulico, hidrodinámica, ingeniería hidráulica, estructura hidráulica, investigación empírica, modelo matemático.

Received: 22/12/2025

Accepted: 03/03/2026

Available ahead of print: 17/03/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Version of record: 01/11/2026

Introduction

The transition of flow from a supercritical to a subcritical state in open channels is characterized by the hydraulic jump, a highly turbulent phenomenon essential in hydraulic engineering for stabilizing flow regimes, recovering head, and dissipating surplus kinetic energy (Rajaratnam, 1967; Chanson, 2015). Early theoretical and experimental investigations, primarily focusing on horizontal, rectangular channels, established the classical momentum equations for jump analysis (Rajaratnam, 1965; Hager & Bretz, 1987). More recent studies have continued to refine the analysis of jumps in simple geometries (Alghwail, 2021; Chen-Feng, 1995; Simsek *et al*., 2023; Nandi *et al*., 2020; Hafnaoui & Debabeche, 2023).

However, in many real-world applications, channels are constructed with a non-zero slope, which significantly alters the flow dynamics and the characteristics of the hydraulic jump compared to the horizontal case. Early foundational work by Bakhmeteff and Matzke (1938), and Kindsvater (1944) first explored the hydraulic jump in sloping channels. (Argyropoulos, 1962) provided a generalized solution, while Mikhalev and Hoang-Ty (1976), and Rajaratnam and Murahari (1974) examined the kinematics and flow characteristics specific to sloping aprons. Subsequent research has expanded upon these findings, investigating the sequent depth ratio in sloped channels (Beirami & Chamani, 2006) and studying jumps in various non-rectangular sloping cross-sections, such as triangular channels (Debabeche *et al*., 2009) and U-shaped channels (Cherhabil & Debabeche, 2016). Further detailed studies have involved

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

theoretical and experimental analyses in prismatic channels with variable slopes (Kateb, 2014) and sloped rectangular channels (Ghomri *et al*., 2018; Nouacer, 2023). Methods have also been developed to accurately locate the toe of the jump in inclined channels (Luo *et al*., 2021). The influence of channel slope on jump properties, particularly in the context of environmental sustainability and design, has been highlighted in recent predictive and experimental evaluations (Gupta & Dwivedi, 2024; Gupta & Dwivedi, 2025; Gupta & Dwivedi, 2023).

A second critical parameter affecting jump characteristics is bed roughness. Increased roughness enhances turbulence and boundary shear stress, leading to greater energy dissipation and changes in sequent depth relationships (Chanson, 2015). Early experimental work confirmed that roughness influences hydraulic jump properties (Hughes & Flack, 1984), particularly on corrugated beds (Ead & Rajaratnam, 2002). Recent investigations have explored the classification of jumps over rough beds (Mahtabi *et al*., 2020) and the combined effect of slope and roughness on open channel flow behavior (Laishram *et al*., 2021). The impact of roughness has been studied in sudden expansion channels (Daneshfaraz *et al*., 2021), in stilling basins with negative steps (Sayyadi *et al*., 2022), and over adverse slopes controlled by roughness elements (Parsamehr *et al*., 2022). Furthermore, studies focusing on D-jumps (Palermo & Pagliara, 2017) and semi-theoretical studies on conjugate depth ratio (Khechiba *et al*., 2025) have confirmed the complex interaction between bed shear and jump parameters.

A third factor of engineering relevance is channel geometry, particularly the composite (or compound) cross-section, which models flow systems like rivers and flood-protection channels. The presence of major and minor beds introduces complexities in flow distribution and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

momentum transfer, which have been documented in studies concerning flow dynamics through contractions (Hachemi-Rachedi, 2005). Research dedicated specifically to the hydraulic jump in composite channels has examined the jump structure and characteristics (Khattaoui & Achour, 2012; Benabdesselam, 2020; Riguet *et al*., 2020), including numerical simulations (Boudjelal *et al*., 2024) and experimental analysis of the sequent depth ratio (Djamaa *et al*., 2022).

The individual effects of roughness within composite channels, such as a rough minor bed, have been previously investigated (Ghomri *et al*., 2023; Lacheheb, 2023) studied a jump controlled by a weir in a composite channel with a rough major bed. Ibtissam *et al*. (2025) presented an experimental study of the hydraulic jump behavior in inclined composite channels with a rough secondary bottom. Despite this extensive body of literature covering the effects of slope, roughness, and composite geometry in isolation or in pairs, a significant gap remains regarding the comprehensive understanding of the hydraulic jump when all three factors -channel inclination, composite rectangular section, and roughness applied specifically to the major bed- are present simultaneously. The specific configuration of a rough major bed in an inclined rectangular composite channel introduces compounded shear forces and flow patterns that deviate significantly from idealized smooth, horizontal, or simple-section geometries, thereby challenging current predictive models.

Unlike previous studies that examined the effects of slope, roughness, or composite geometry separately, the present work provides the first integrated experimental assessment of hydraulic jump roller length in a sloped rectangular composite channel with roughness applied specifically to the major bed.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The principal scientific contribution of this study lies in the derivation of a unified global predictive model for the relative roller length (Lr/h_1), simultaneously incorporating upstream Froude number, relative roughness ratio ($\varepsilon/(B-b)$), and longitudinal slope ($\tan \alpha$).

This integrated formulation fills a significant gap in hydraulic jump modeling under realistic engineering conditions where slope and roughness coexist within compound cross-sections.

Experimental setup and methodology

Experimental runs investigating hydraulic jumps over a rough major bed in a compound rectangular channel were conducted at the Laboratory for the Exploitation and Development of Natural Resources in Arid Zones (EVRNZA), University of Ouargla, Algeria (Figure 1, Figure 2). The experimental apparatus, illustrated in Figure 3, consists of a 10-m-long, 0.5-m-deep free-surface flume with transparent Plexiglas sidewalls to facilitate flow observation. The test section spans a length of 4 m and features a compound rectangular cross-section with a total height (h) of 15.5 cm, comprising a minor bed height (b) of 14.4 cm and a major bed width (B) of 25 cm. While the channel bed is structurally planar, the flume is equipped with an upstream mechanical tilting system. This screw-jack mechanism allows for precise adjustment of the longitudinal slope, covering values of $\tan(\alpha) = 0$, 0.005, 0.01, and 0.015. Water is supplied from a closed metal basin via a 150-mm diameter pipe, where an adjustable inlet sluice gate regulates the entry conditions to generate a supercritical flow regime. The initial flow depth is controlled to correspond with the initial ledge height (h_1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates



Figure 1. Overview of the test channel.

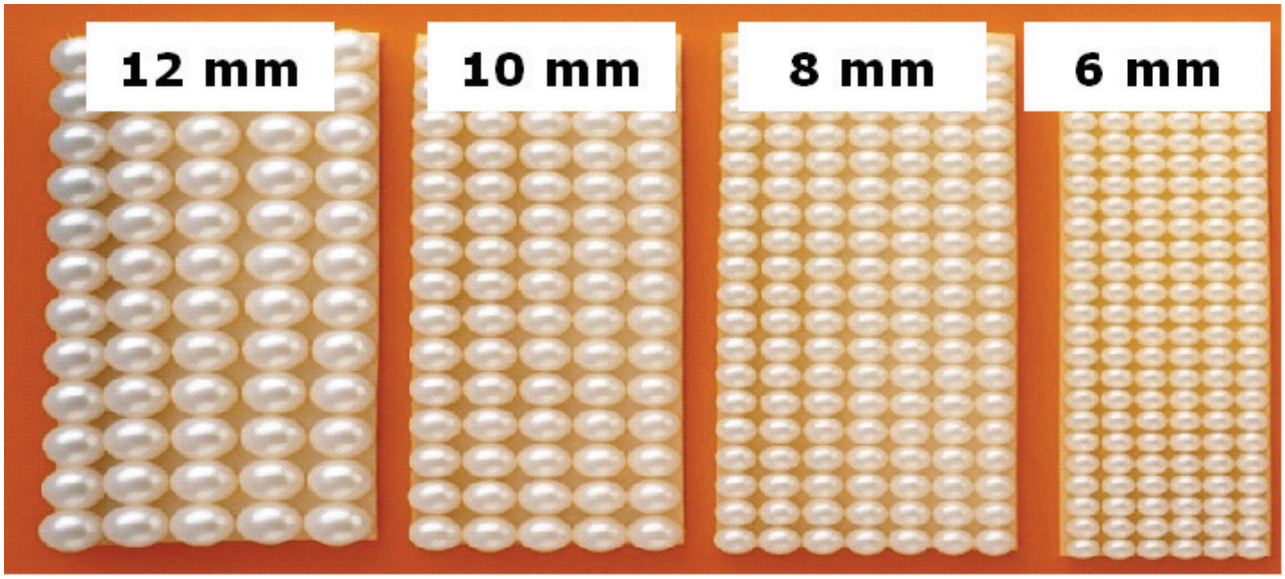


Figure 2. Artificial roughness mats with varying spherical bead diameters (6, 8, 10, and 12 mm).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Figure 3. Experimental setup of the compound channel with roughened floodplains (major bed) and a smooth main channel.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A constant discharge of 55.55 l/s is maintained by an axial pump and regulated via a control valve. At the downstream end, flow rates are quantified using a standard rectangular weir. Consequently, the specific discharge is derived by substituting the measured head (h) into the discharge equation established by Hachemi-Rachedi (2005), expressed as:

$$Q = 0{,}3794B\sqrt{2g}\beta(1 + 0{,}16496\beta^{2{,}0716})^{3/2}\, h_{dev}^{3/2} \quad (1)$$

The experimental matrix encompassed four initial inflow depths (h_1= 2.5, 3, 3.5, and 4 cm) and four bed roughness coefficients (ε (mm) = 6, 8, 10, and 12 mm), allowing for a comprehensive analysis of the hydraulic jump characteristics under varying boundary conditions.

Definition of the relative roller length (Lr/h_1)

The toe of the hydraulic jump was identified visually as the location of abrupt water surface rise and confirmed through depth discontinuity measurements. The roller termination point was determined where surface recirculation visibly disappeared and the flow transitioned to quasi-uniform subcritical conditions. Each experimental condition was repeated three times, and averaged values were reported to reduce random measurement errors.

The measurement uncertainty was estimated based on instrument precision while longitudinal distances were measured with an accuracy of ±2 mm. Propagated uncertainty in Lr/h_1 was estimated to be below 3 %.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Results and discussion

Variation of the relative roller length of the jump (Lr/h_1) as a function of the Froude number F_1 and the channel's inclination angle (α)

Figure 4, Figure 5, Figure 6, Figure 7 present the experimental data concerning the relative roller length (Lr/h_1) plotted against the Froude number (F_1). The analysis was conducted under varying hydraulic and geometric conditions, comprising four inclination angles defined by tang (α) = 0; 0,005; 0,01; 0.015 and five absolute roughness coefficients ε (mm) taking values of 0, 6, 8, 10, and 12 mm.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

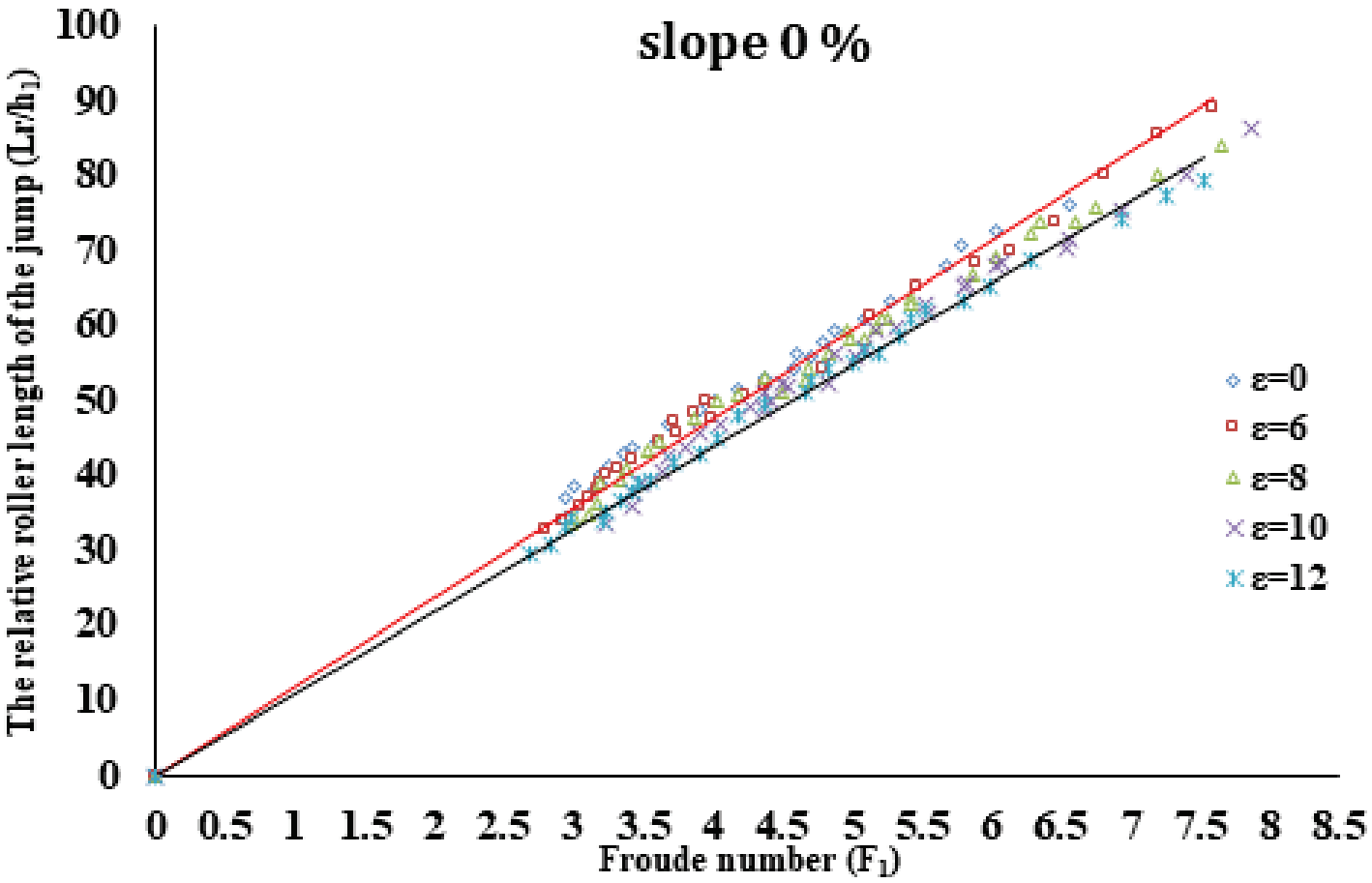


Figure 4. Variation in the relative roller length with the Froude number for slope = 0 % at various roughness.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

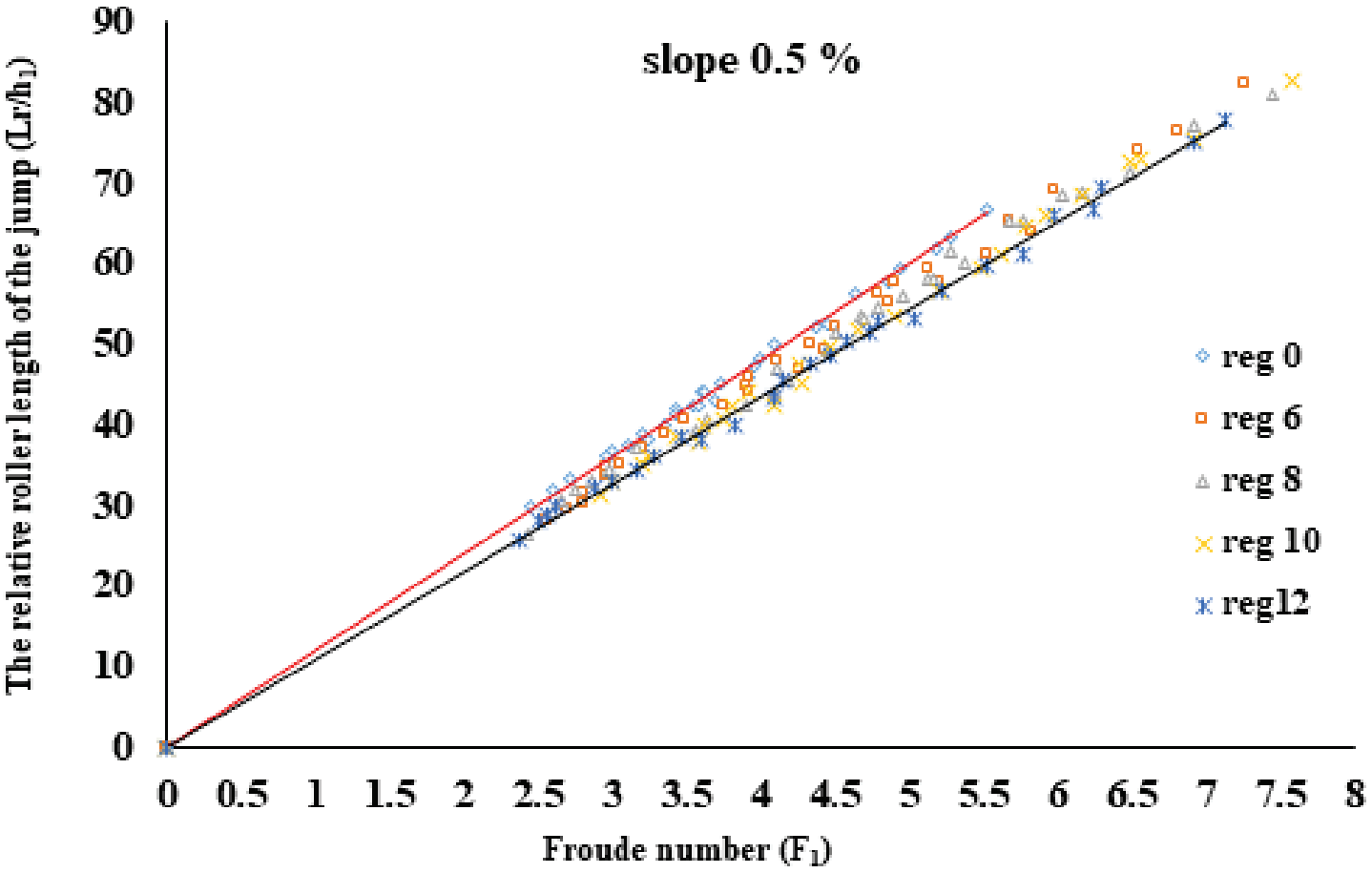


Figure 5. Variation in the relative roller length with the Froude number for slope = 0.5 % at various roughness.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

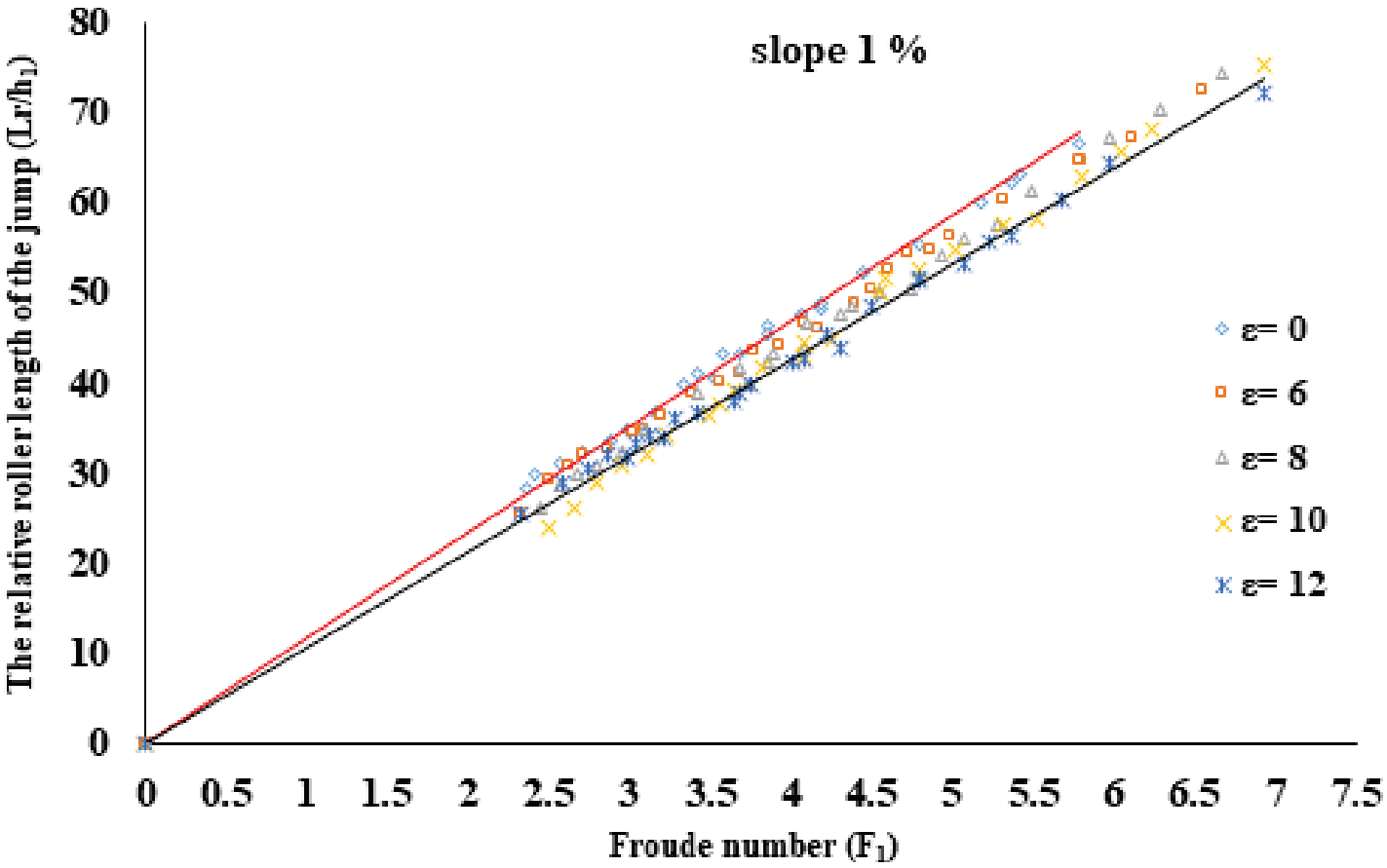


Figure 6. Variation in the relative roller length with the Froude number for slope =1 % at various roughness.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

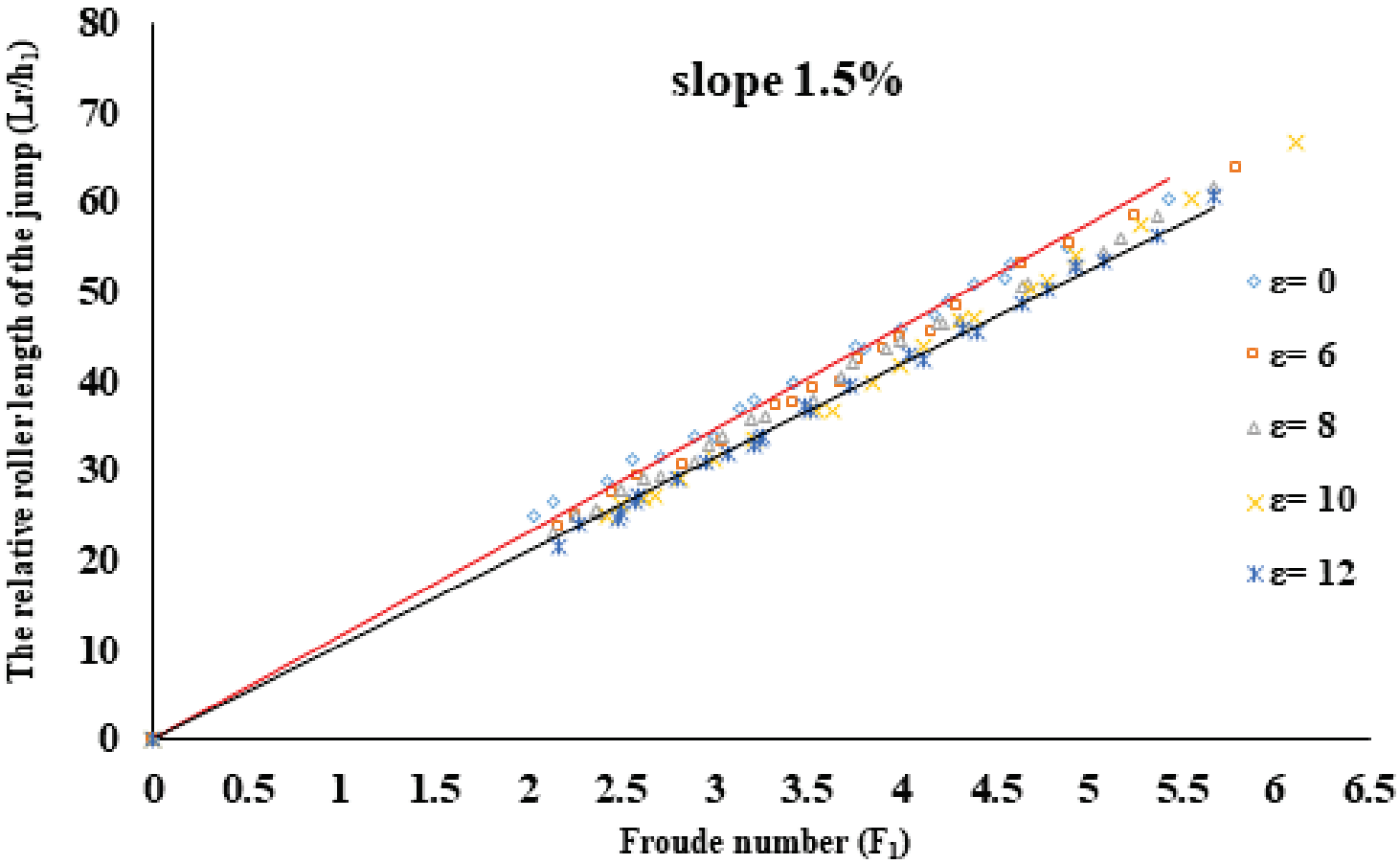


Figure 7. Variation in the relative roller length with the Froude number for slope =1.5 % at various roughness.

The experimental data collected for hydraulic jumps over a rough floodplain are categorized into five distinct series, each corresponding to a constant absolute roughness ε (mm). Regression analysis reveals that for each roughness configuration, the data points align with a linear function of the form $Lr/h_1 = a \cdot F_1$. This linearity underscores a direct correlation between the roller geometry and the upstream flow intensity.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Crucially, the analysis highlights two opposing trends: while the relative roller length (Lr/h_1) increases monotonically with the Froude number (F_1), it exhibits an inverse relationship with bed roughness. Specifically, an increase in the relative roughness ratio ($\varepsilon/(B-b)$) leads to a significant reduction in the (Lr/h_1) ratio (Figure 8). This attenuation in roller length can be attributed to the enhanced shear stress and turbulence induced by the roughness elements, which accelerate energy dissipation. The correlation coefficients and specific parameters derived from this analysis are summarized in Table 1, Table 2, Table 3, Table 4.

Table 1. Values of the parameters a_1.

Slope 0 %		
$\varepsilon/(B-b)$	**a_1**	**R^2**
0.000	12.137	0.9994
0.057	11.669	0.9994
0.075	11.319	0.999
0.094	11.141	0.9993
0.113	10.945	0.9995

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

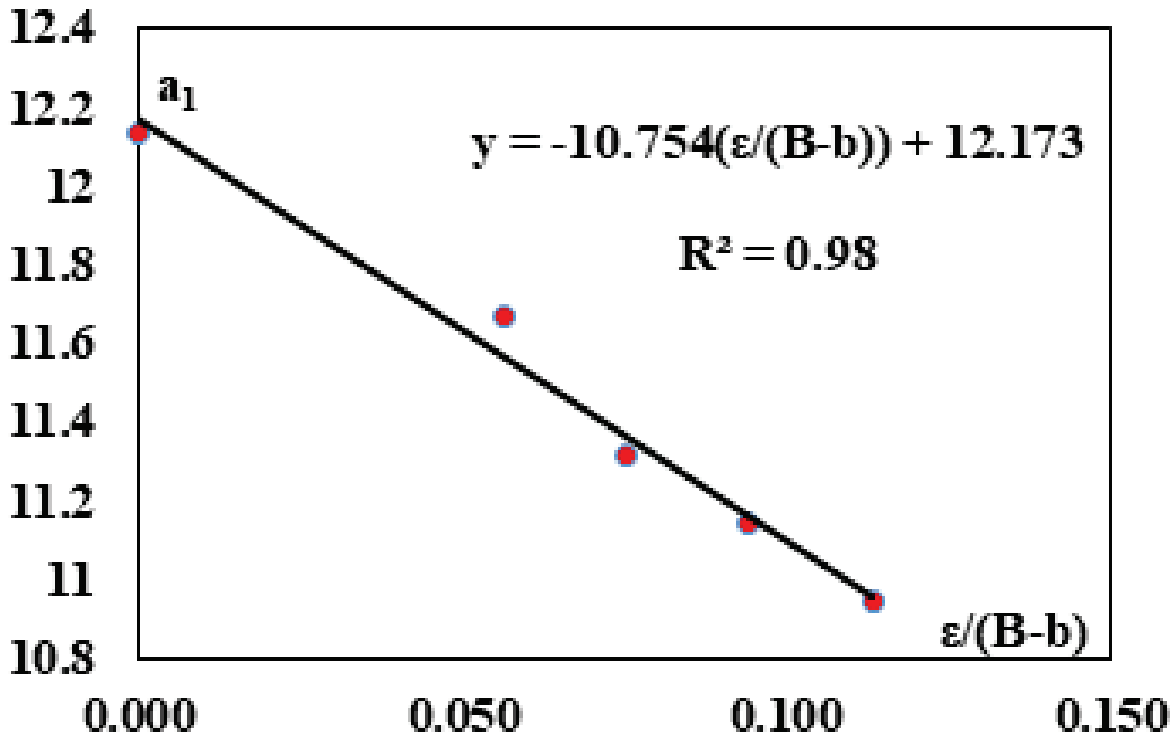


Figure 8. Correlation of the a_1 factor with the ε/(B-b) ratio.

The analysis of the experimental measurements of the pairs of values (ε/(B-b), a_1) leads to the elaboration of the following explicit approach: a_1 = -10.754(ε/(B-b)) + 12.173 (Table 1, Figure 8).

Table 2. Values of the parameters a_2.

Slope 0.5 %		
ε/(B-b)	**a_2**	**R^2**
0.000	12.005	0.9997
0.057	11.367	0.9994
0.075	11.219	0.9995
0.094	10.987	0.9997
0.113	10.866	0.9995

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

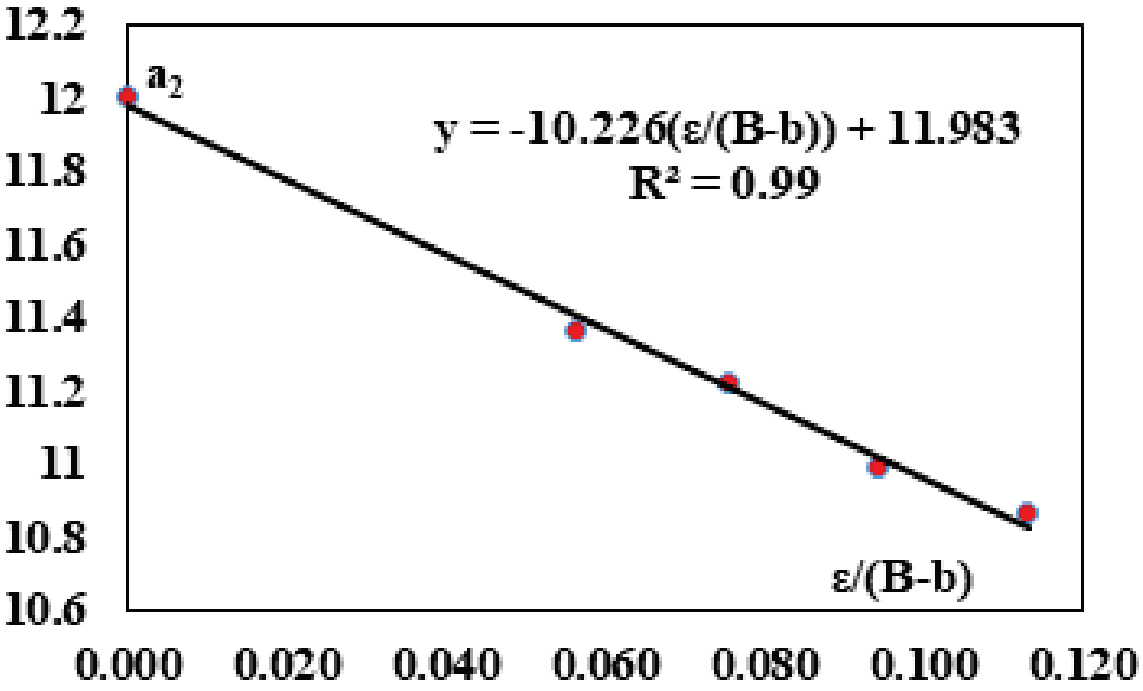


Figure 9. Correlation of the a_2 factor with the ε/(B-b) ratio.

The analysis of the experimental measurements of the pairs of values (ε/(B-b), a_2) leads to the elaboration of the following explicit approach: a_2 = -10.226(ε/(B-b)) + 11.983 (Table 2, Figure 9).

Table 3. Values of the parameters a_3.

Slope 1 %		
ε/(B-b)	**a_3**	**R^2**
0.000	11.710	0.9997
0.057	11.267	0.9996
0.075	11.055	0.9998
0.094	10.755	0.9994
0.113	10.634	0.9996

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

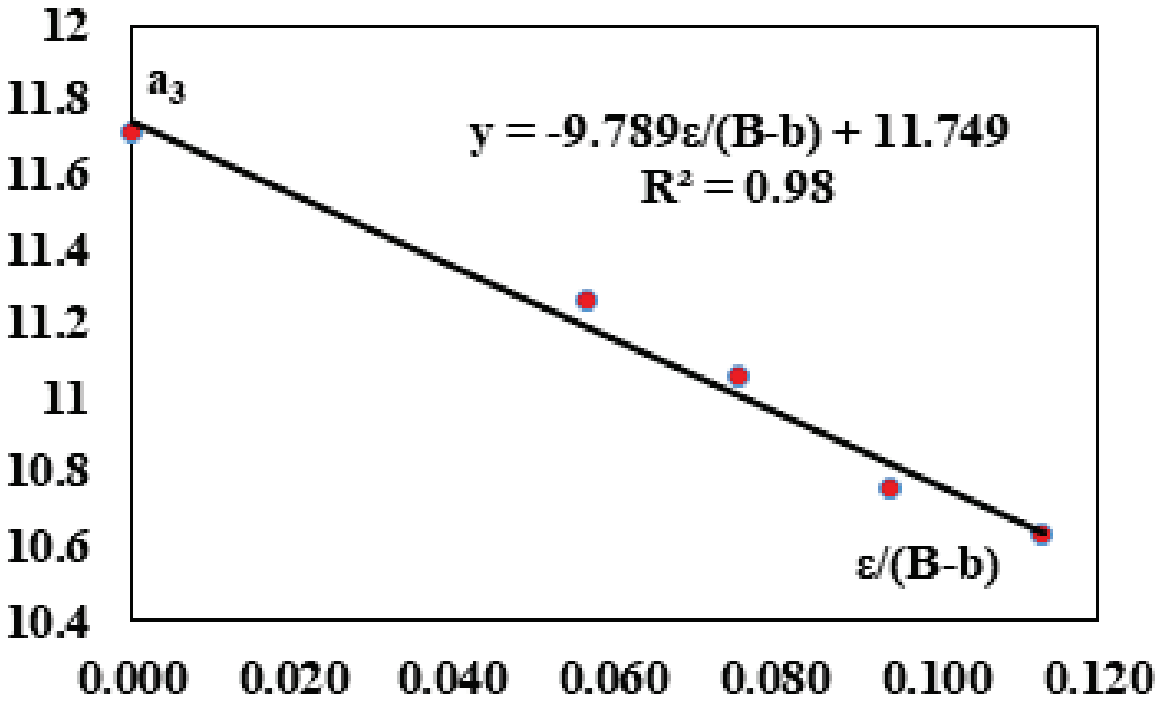


Figure 10. Correlation of the a_3 factor with the ε/(B-b) ratio.

The analysis of the experimental measurements of the pairs of values (ε/(B-b), a_3) leads to the elaboration of the following explicit approach: a_3 = -9.789(ε/(B-b)) + 11.749' (Table 3, Figure 10).

Table 4. Values of the parameters a_4.

Slope 1.5 %		
ε/(B-b)	**a_4**	**R^2**
0.000	11.525	0.9995
0.057	11.122	0.9998
0.075	10.917	0.9998
0.094	10.667	0.9994
0.113	10.487	0.9997

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

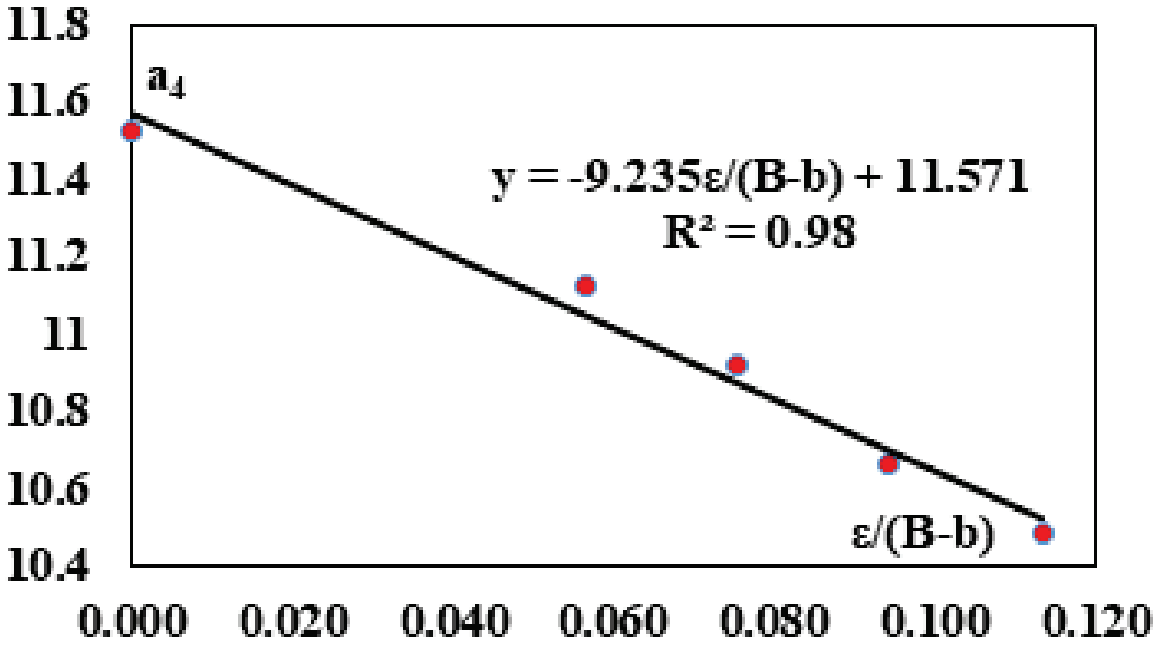


Figure 11. Correlation of the a_4 factor with the ε/(B-b) ratio.

The analysis of the experimental measurements of the pairs of values (ε/(B-b), a_4) leads to the elaboration of the following explicit approach: a_4 = -9.2345(ε/(B-b)) + 11.571. (Table 4, Figure 11)

Replacing the parameters a with their respective expressions in the relation Lr/h_1 = a F_1, we obtain the following:

$$Lr/h_1 = (-10.754\varepsilon/(B-b) + 12.173)F_1\ ;\ \tan\alpha = 0\% \quad (2)$$

$$Lr/h_1 = (-10.226\varepsilon/(B-b) + 11.983)F_1\ ;\ \tan\alpha = 0.5\% \quad (3)$$

$$Lr/h_1 = (-9.789\varepsilon/(B-b) + 11.749)F_1\ ;\ \tan\alpha = 1\% \quad (4)$$

$$Lr/h_1 = (-9.235\varepsilon/(B-b) + 11.571)F_1\ ;\ \tan\alpha = 1.5\% \quad (5)$$

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The table below shows the values of a' and b' of the roughness coefficient with the angle of inclination of the channel (Table 5, Figure 12).

Table 5. Values a' and b' of the correlated roughness coefficient to the angle of inclination of the canal.

ε /(B-b) (mm)	**0, 6, 8, 10, 12**		
tan (α)	**a`**	**b`**	**R²**
0 %	-10.754	12.173	0.98
0.5 %	-10.226	11.983	0.99
1 %	-9.789	11.749	0.98
1.5 %	-9.235	11.571	0.98

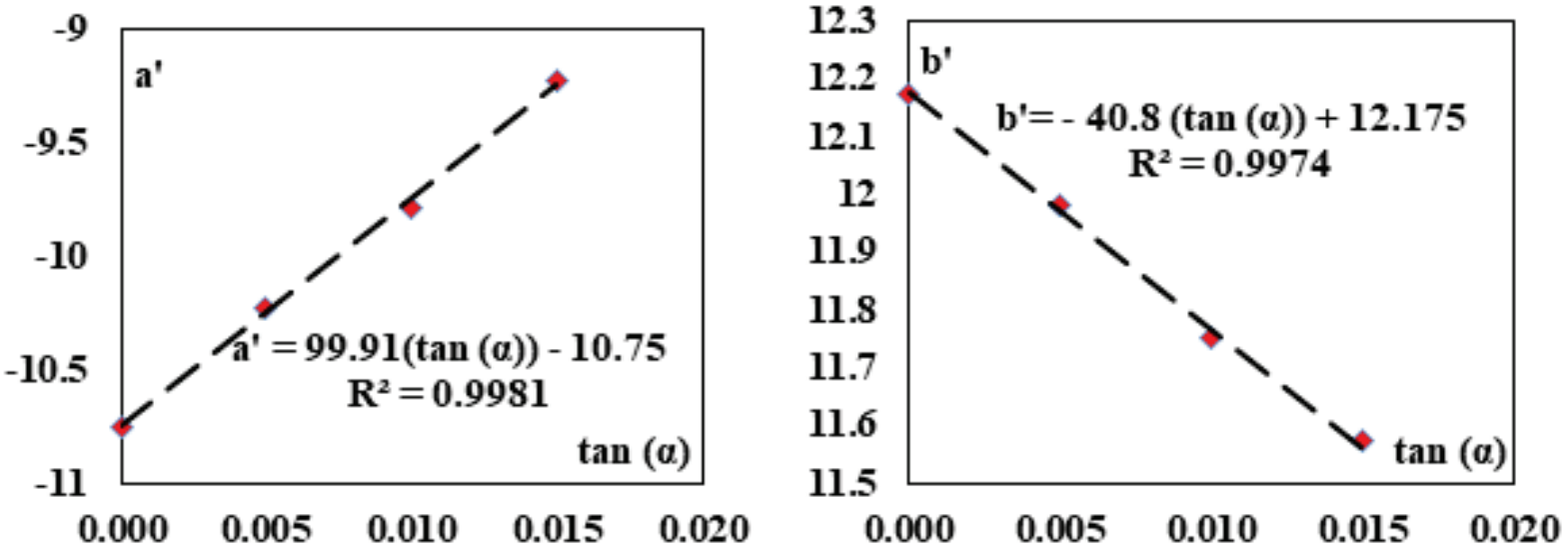


Figure 12. Variation of the factors a' and b' as a function of tan (α).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$a` = 99.91 \tan(\alpha) - 10.75\ R^2 = 0.99 \quad (6)$$

$$b` = -40.8 \tan(\alpha) + 12.175\ R^2 = 0.99 \quad (7)$$

It would be convenient to reformulate the four relationships into an overall equation in the following form:

$$Lr/h_1 = [(99.91(\tan(\alpha)) - 10.75)(\varepsilon/(B-b)) - 40.8(\tan(\alpha)) + 12.175]F_1 \quad (8)$$

$$2.03 \leq F_1 \leq 7.87\ 0{,}000 \leq \frac{\varepsilon}{B-b} \leq 0.113\ 0 \leq tan(\alpha) \leq 0.015$$

Classical hydraulic jump formulations developed for horizontal smooth beds (Rajaratnam, 1967; Hager & Bremen, 1989) generally predict longer roller lengths compared to the present findings. The discrepancy arises because increased bed roughness enhances boundary shear stress and turbulence production, accelerating momentum exchange and shortening the recirculation zone. Furthermore, the presence of channel slope introduces a gravitational component along the flow direction, modifying pressure distribution and energy balance. The combined action of these mechanisms explains the systematic reduction in Lr/h_1 observed in the present experiments compared to traditional smooth-bed correlations.

The validity of the comparison between the overall dimensionless approach $Lr/h_{1relation}$ and the experimental Lr/h_{1exp} values is illustrated in Figure 13. The satisfactory alignment of the data on the first bisector confirms the relevance of this functional modeling.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

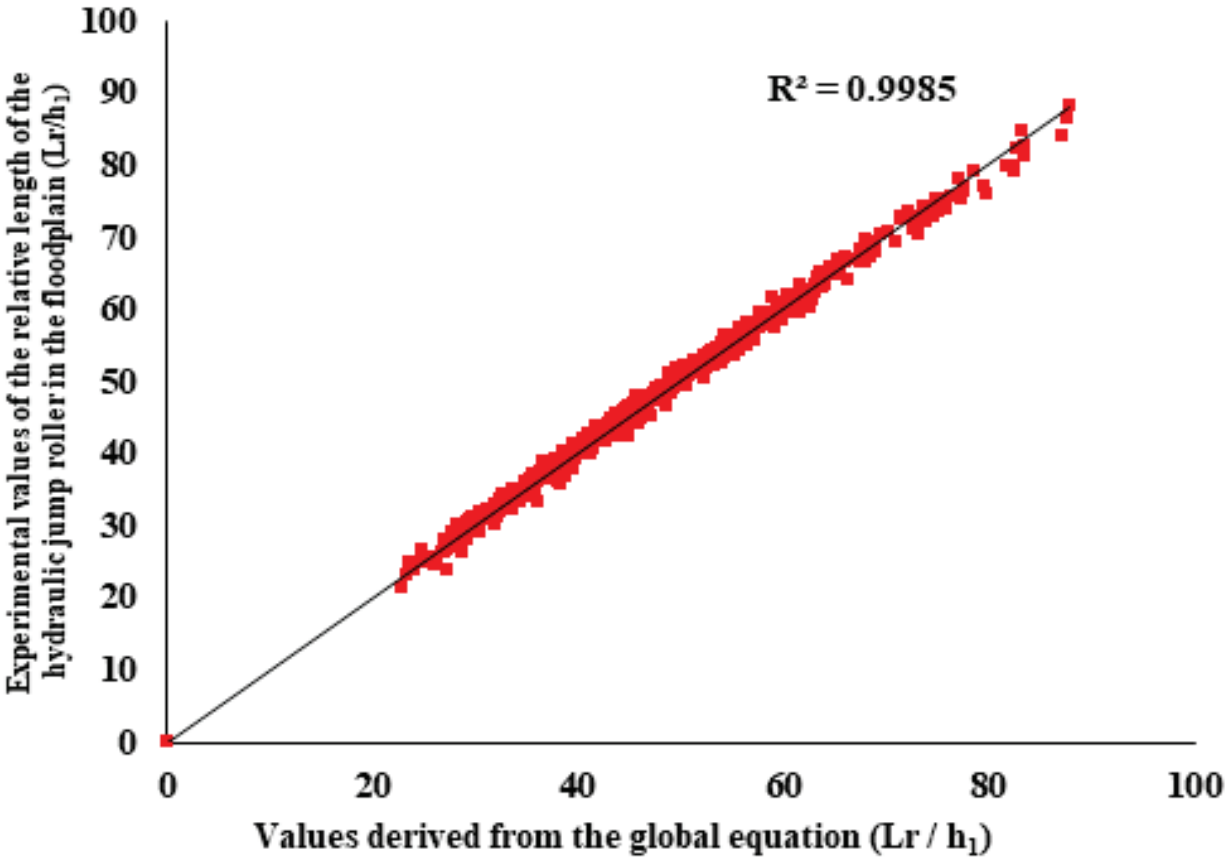


Figure 13. Comparison between experimental Lr/h_1 and the global approach $f(\tan(\alpha), \varepsilon/(B-b), F_1)$.

In addition, the relative errors observed, mostly less than 5%, reflect a satisfactory precision of the calculations while facilitating the use of the results. The particularly high correlation coefficient ($R^2 = 0.9985$) reflects the structured dimensional formulation adopted and the controlled laboratory conditions under which experiments were conducted. However, it is acknowledged that further validation under independent experimental or field-scale conditions would strengthen the general applicability of the model. The accuracy of the model is also

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

evidenced by a small mean absolute error (MAE = 0.83). Finally, its consistency and reliability are confirmed by the small average relative error (RE = 0.019) as well as by the low dispersion of the latter, characterized by its standard deviation (σRE = 0.065).

Table 6. Comparison between the proposed model and selected hydraulic jump length correlations.

Reference	Channel type	Slope considered	Roughness considered	Main predictors	Applicability	Observed limitation
Rajaratnam (1967)	Rectangular, smooth	No	No	F_1	Horizontal channels	Overestimates Lr under rough or sloped conditions
Hager and Bremen (1989)	Rectangular	No	No	F_1 , y_2 /y_1	Smooth beds only	Does not include slope or roughness effects
Ead and Rajaratnam (2002)	Rough beds	No	Yes	F_1 , roughness	Horizontal only	No slope effect
Palermo and Pagliara (2017)	Rough sloping channels	Yes	Yes	F_1 , slope, roughness	Simple cross-sections	Not applied to composite geometry
Gupta and Dwivedi (2024)	Sloping rough surfaces	Yes	Yes	F_1 , slope	Rectangular uniform	Does not consider compound sections
Present study	Sloped composite rectangular	Yes	Yes (major bed)	F_1 , tan α, ε/(B−b)	Composite channel with rough major bed	Valid within tested parameter range

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The comparison clearly demonstrates that most classical formulations were developed either for smooth horizontal beds or for simple rough rectangular geometries. None of the reviewed models simultaneously integrate the combined effects of channel slope, composite geometry, and localized major-bed roughness.

The present formulation extends existing approaches by incorporating these interacting parameters within a unified predictive framework. This explains the systematic deviation observed when classical correlations are applied to the current experimental configuration, particularly the overestimation of roller length under enhanced turbulence conditions.

Consequently, the proposed model provides improved predictive capability under realistic engineering conditions where slope and roughness coexist in compound channels.

Conclusion

This study provides a comprehensive experimental evaluation of hydraulic jump roller length in sloped composite rectangular channels with major-bed roughness. The integration of slope, roughness, and compound geometry within a single predictive framework represents a significant advancement in hydraulic jump modeling under realistic engineering configurations. Key findings indicate that the relative roller length (Lr/h_1) exhibits a direct correlation with the upstream Froude number, confirming the expected behavior of the hydraulic jump in varying flow intensities. Additionally, bed roughness significantly influences jump characteristics, as increasing roughness reduces the relative roller length. This result can be attributed to enhanced shear stress and turbulence from the rough

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

bed, which accelerates energy dissipation and alters flow patterns. Importantly, an inverse relationship was observed between bed roughness and jump length, further underscoring the role of turbulence in controlling jump dynamics.

The study also developed a comprehensive predictive model for the hydraulic jump characteristics, incorporating channel slope, roughness, and Froude number. This model demonstrated high precision in predicting jump length across the experimental conditions, with a correlation coefficient of 0.9985 and minimal mean absolute error (MAE = 0.83). The proposed equation, which accounts for the combined effects of slope and roughness on the jump dynamics, provides a valuable tool for engineering applications, particularly in the design of hydraulic structures such as spillways and sluice gates.

While the study provides significant insights, there are limitations that warrant further investigation. The experimental setup focused on specific roughness values and slope conditions, and future research could explore a broader range of geometries, including more complex composite channel designs and variable flow conditions. Additionally, the model could be further refined by incorporating dynamic flow behaviors under more diverse operational regimes, such as transient flow conditions or during extreme events like flooding.

Despite the robustness of the proposed model within the investigated parameter range, caution should be exercised when extrapolating beyond the tested slopes, roughness sizes, or Froude numbers. Future work should include field validation and extension toward transient and non-uniform inflow conditions.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Acknowledgments

Our deepest appreciation goes to the Renewable Energy Development Unit in Arid Zones (UDERZA), whose unwavering support and provision of a conducive research environment were fundamental to the realization of this work.

Funding

This research and the preparation of this article were carried out independently by the author, without receiving any financial support from institutions or funding agencies.

Declaration of conflicts of interest

The author declares that there are no personal or professional interests that could be interpreted as a conflict of interest in relation to this research or the publication of this article.

Declaration of AI use

Artificial intelligence tools (Microsoft Copilot) were used during the linguistic assistance and reformulation stages to enhance clarity and academic style. The author assumes full responsibility for verifying all outputs generated by AI and for reviewing them scientifically and linguistically before integrating them into the article.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

References

Alghwail, A. D. A. (2021). Investigation of the perfect hydraulic jump in horizontal rectangular channel. *Journal of Alasmarya University: Basic and Applied Sciences*, *6*(5), 222-229. https://conf.asmarya.edu.ly/index.php/cest2021/en/article/view/113

Argyropoulos, P. A. (1962). General solution of the hydraulic jump in sloping channels. *Journal of the Hydraulics Division*, *88*(4), 61-75. https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0000767

Bakhmeteff, B. A., & Matzke, A. E. (1938). The hydraulic jump in sloped channels. *Transactions of the American Society of Mechanical Engineers. Journal of Fluids Engineering*, *60*(2), 111-118. https://doi.org/10.1115/1.4020643

Beirami, M. K., & Chamani, M. R. (2006). Hydraulic jumps in sloping channels: Sequent depth ratio. *Journal of Hydraulic Engineering*, *132*(10), 1061-1068. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2006)132:10(1061)

Benabdesselam, A. (2020). *Approches theoriques et experimentales du ressaut hydraulique dans un profil de canal compose* [Thesis doctoral, Université Mohamed Khider-Biskra]. University of Biskra Theses Repository. http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/4758

Boudjelal, S., Fourar, A., & Massouh, F. (2024). Numerical simulation of hydraulic jump in a compound channel. *Engineering, Technology & Applied Science Research*, *14*(5), 17393-17397. https://doi.org/10.48084/etasr.8235

Chanson, H. (2015). *Energy dissipation in hydraulic structures*. CRC Press. https://doi.org/10.1201/b18441

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chen-Feng, L. (1995). *Determining the location of hydraulic jump by lmodel test and hec-2 flow routing* [Thesis of master, Ohio University]. Ohio Library and Information Network (OhioLINK)-Electronic Theses & Dissertations Center. https://etd.ohiolink.edu/acprod/odb_etd/ws/send_file/send?accession=ohiou1179944723&disposition=inline

Cherhabil, S., & Debabeche, M. (2016). Experimental study of sequent depths ratio of hydraulic jump in sloped trapezoidal channel. In: *6th International Symposium on Hydraulic Structures, Portland, USA*. Utha State University. https://doi.org/10.15142/T3610628160853

Daneshfaraz, R., MajediAsl, M., Mirzaee, R., & Tayfur, G. (2021). Hydraulic jump in a rough sudden symmetric expansion channel. *AUT Journal of Civil Engineering*, *5*(2), 245-256. https://doi.org/10.22060/ajce.2020.18227.5667

Debabeche, M., Cherhabil, S., Hafnaoui, A., & Achour, B. (2009). Hydraulic jump in a sloped triangular channel. *Canadian Journal of Civil Engineering*, *36*(4), 655-658. https://doi.org/10.1139/L08-136

Djamaa, W., Ghomri, A., & Al-Fawzy, A. (2022). Experimental study of the sequent depths ratio of the hydraulic jump in a rectangular compound channel with a rough minor bed. *LARHYSS Journal*, (49), 197-206. https://www.larhyss.net/ojs/index.php/larhyss/article/view/821

Ead, S. A., & Rajaratnam, N. (2002). Hydraulic jumps on corrugated beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, *128*(7), 656-663. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:7(656)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ghomri, A., Kateb, S., & Riguet, F. (2018). Contribution a l'etude experimentale du ressaut hydraulique controle par seuil dans un canal rectangulaire a pente variable. In: *International Symposium on Mechatronics and Renewable Energies El-Oued, Algeria*. https://archives.univ-eloued.dz/handle/123456789/1662

Ghomri, A., Lacheheb, S., & Djamaa, W. (2023). Effect of roughness on the characteristics of the hydraulic jump evolving into a rectangular channel of compound section. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, *15*(1), 50-61. https://www.jfas.info/index.php/JFAS/article/view/1300

Gupta, S. K., & Dwivedi, V. K. (2023). Prediction of depth ratio, jump length and energy loss in sloped channel hydraulic jump for environmental sustainability. *Evergreen*, *10*(2), 942-952. https://doi.org/10.5109/6792889

Gupta, S. K., & Dwivedi, V. K. (2024). Experimental investigation of hydraulic jump characteristics in sloping rough surfaces for sustainable development. *Engineering Research Express*, *6*(2), 025103. https://doi.org/10.1088/2631-8695/ad3acf

Gupta, S. K., & Dwivedi, V. K. (2025). Evaluation of hydraulic jump characteristics in rough sloping surfaces for sustainable environment: A laboratory investigation. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences*, 148-159. https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/4713182

Hachemi-Rachedi, L. (2005). *Analyse d'un écoulement au travers d'une contraction latérale* [Thesis of master, Université Mohamed Khider-Biskra]. University of Biskra Theses Repository. http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/1102

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hafnaoui, M. A., & Debabeche, M. (2023). Displacement of a hydraulic jump in a rectangular channel: Experimental study. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering*, *47*(2), 1181-1188. https://doi.org/10.1007/s40996-022-00974-y

Hager, W. H., & Bremen, R. (1989). Classical hydraulic jump: Sequent depths. Journal of Hydraulic Research, 27(5), 565–585. https://doi.org/10.1080/00221688909499111

Hager, W. H., & Bretz, N. V. (1987). Discussion of "Simplified design of contractions in supercritical flow" by Terry W. Sturm (May, 1985, Vol. 111, No. 5). *Journal of Hydraulic Engineering*, *113*(3), 422-424. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1987)113:3(422)

Hughes, W. C., & Flack, J. E. (1984). Hydraulic jump properties over a rough bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, *110*(12), 1755-1771. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:12(1755)

Ibtissam, H., Samir, K., Ali, G., Haroun, K., & Djamel, B. (2025). Experimental investigation of the sequent depth ratio in hydraulic jumps occurring in a sloped compound rectangular channel with a rough minor bed. *Water Practice & Technology*, *20*(8), 1745-1762. https://doi.org/10.2166/wpt.2025.101

Kateb, S. (2014). *Etude theorique et experimentale de quelques types de ressauts hydrauliques dans un canal trapezoïdal* [Thesis of doctoral, Université Mohamed Khider-Biskra]. University of Biskra Theses Repository. http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/63

Khattaoui, M., & Achour, B. (2012). Ressaut Hydraulique En Lit Compose Hydraulic Jump In Compound Chanel. *Le Journal de l'Eau et de l'Environnement*, *11*(20), 44-51. https://asjp.cerist.dz/en/article/37432

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Khechiba, H., Ghomri, A., Besser, D., & Herri, I. (2025). A semi-theoretical study on the effect of rough beds on the conjugate depth ratio in hydraulic jumps. *Engineering, Technology & Applied Science Research*, *15*(3), 23082-23087. https://doi.org/10.48084/etasr.10754

Kindsvater, C. E. (1944). The hydraulic jump in sloping channels. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, *109*(1), 1107-1120. https://doi.org/10.1061/TACEAT.0005733

Lacheheb, S. (2023). *Contribution à l'étude du ressaut hydraulique contrôlé par seuil à paroi mince évoluant dans un canal rectangulaire de section composée avec lit majeur rugueux* [Thesis of doctoral, Université Kasdi Merbah Ouargla]. Digital repository of Université Kasdi Merbah Ouargla. https://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/33184

Laishram, K., Kumar, P. A. & Devi, T. T. (2021). Effect of channel slope and roughness on hydraulic jump in open channel flow. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *958*, 012014. https://doi.org/10.1088/1755-1315/958/1/012014

Luo, G. Y., Cao, H. & Pan, H. (2021). Method to locate the toe of a hydraulic jump on sloping channels. *KSCE Journal of Civil Engineering*, *25*(1), 124-139. https://doi.org/10.1007/s12205-020-0081-7

Mahtabi, G., Chaplot, B., Azamathulla, H. M., & Pal, M. (2020). Classification of hydraulic jump in rough beds. *Water*, *12*(8), 2249. https://doi.org/10.3390/w12082249

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mikhalev, M. A., & Hoang-Ty, A. (1976). Kinematic characteristics of a hydraulic jump on a sloping apron. *Hydrotechnical Construction*, *10*(7), 686-690. https://doi.org/10.1007/BF02381815

Nandi, B., Das, S., & Mazumdar, A. (2020). Experimental analysis and numerical simulation of hydraulic jump. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *505*, 012024. https://doi.org/10.1088/1755-1315/505/1/012024

Nouacer, B. (2023). *Contribution a l'etude theorique et experimentale de ressaut hydraulique evoluant dans un canal rectangulaire incline a fond rugueux* [Thesis of doctoral, Université Kasdi Merbah Ouargla]. Digital repository of Université Kasdi Merbah Ouargla. https://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/33312

Palermo, M., & Pagliara, S. (2017). D-jump in rough sloping channels at low Froude numbers. *Journal of Hydro-Environment Research*, *14*, 150-156. https://doi.org/10.1016/j.jher.2016.10.002

Parsamehr, P., Kuriqi, A., Farsadizadeh, D., Dalir, A. H., Daneshfaraz, R., & Ferreira, R. M. L. (2022). Hydraulic jump over an adverse slope controlled by different roughness elements. *Water Resources Management*, *36*(14), 5729-5749. https://doi.org/10.1007/s11269-022-03330-x

Rajaratnam, N. (1965). Hydraulic jump in horizontal conduit. *Water Power*, *17*, 80-83.

Rajaratnam, N. (1967). Hydraulic jumps. In: *Advances in hydroscience*. (Vol. 4, pp. 197-280). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-1-4831-9935-1.50011-2

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rajaratnam, N., & Murahari, V. (1974). Flow characteristics of sloping channel jumps. *Journal of the Hydraulics Division*, *100*(6), 731-740. https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0003975

Riguet, F., Debabeche, M., & Ghomri, A. (2020). Experimental study of the sequent depth ratio of the hydraulic jump in a straight compound rectangular channel. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, *12*(1S), 56-65. https://www.jfas.info/index.php/JFAS/article/view/633

Sayyadi, K., Heidarpour, M., & Ghadampour, Z. (2022). Effect of bed roughness and negative step on characteristics of hydraulic jump in rectangular stilling basin. *Shock and Vibration*, *2022*, 1722065. https://doi.org/10.1155/2022/1722065

Simsek, O., Akoz, M. S., & Oksal, N. G. S. (2023). Experimental analysis of hydraulic jump at high Froude numbers. *Sādhanā*, *48*(2), 47. https://doi.org/10.1007/s12046-023-02081-8

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-05

Artículos

Evaluación de ecuaciones para pérdidas de carga por fricción en tuberías de polietileno

Evaluation of equations for head losses due to friction in polyethylene pipes

Freddy Gavilánez-Luna[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7861-514X

Jesús Chavarría[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8868-394X

[1]Pontificia Universidad Católica del Ecuador-Sede Manabí, Manabí, Ecuador. Universidad Agraria del Ecuador, Guayaquil, Ecuador, fgavilanez3087@pucesm.edu.ec, fgavilanez@uagraria.edu.ec

[2]Pontificia Universidad Católica del Ecuador-Sede Manabí, Manabí, Ecuador, jechavarria@pucesm.edu.ec

Autor para correspondencia: Freddy Gavilánez-Luna, fgavilanez@uagraria.edu.ec

Resumen

Este estudio abordó la necesidad de identificar la fórmula más precisa para calcular pérdidas de carga por fricción en sistemas presurizados con tuberías lisas, evaluando el ajuste de expresiones frente a datos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

experimentales. Se implementó un banco de pruebas con tuberías de polietileno de 25, 32, 40 y 50 mm de diámetro y 50 m de longitud. Se aplicaron cargas piezométricas de 10, 15, 20, 25 y 30 m, medidas con manómetro digital. Las pérdidas de carga observadas se corrigieron por el desnivel topográfico del terreno. Se evaluaron 11 ecuaciones seleccionadas de la literatura, incluyendo Darcy-Weisbach con Colebrook-White. Se empleó la rugosidad absoluta de 0.0015 mm y coeficiente de rugosidad de 150 para Hazen-Williams, además de una viscosidad cinemática de 1.049×10^{-6} m^2/s. Se calculó el error relativo (ER), el índice de concordancia de Willmott (ICW) y la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE) de cada expresión. Asimismo, se aplicó análisis de varianza con el test LSD de Fisher para determinar diferencias significativas. Se reportaron pérdidas de carga experimentales entre 1.747 y 5.896 m, con caudales entre 2.93×10^{-4} y 3.525×10^{-3} m^3/s, con flujo turbulento en todos los casos. Todas las expresiones reportaron un ICW > 0.97 y RMSE < 0.4 m; sin embargo, la fórmula de Shaikh-Massan-Wagan obtuvo el menor ER promedio (3.77 %), significativamente ($p < 0.05$) diferente al resto, destacándose como la de mayor exactitud y precisión para el cálculo de pérdidas de carga en tuberías lisas como las de polietileno.

Palabras clave: equipamiento hidráulico, hidrodinámica, plásticos, ecuación, análisis estadístico, medición.

Abstract

This study addressed the need to identify the most accurate formula for calculating friction head losses in pressurized systems with smooth pipes, evaluating the fit of expressions against experimental data. A test bench was implemented with polyethylene pipes of 25, 32, 40 and 50 mm

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

diameter and 50 m length. Piezometric loads of 10, 15, 20, 25 and 30 m were applied, measured with a digital manometer. The observed load losses were corrected for the unevenness of the terrain by topographic leveling. Eleven equations selected from the literature were evaluated, including Darcy-Weisbach with Colebrook-White. An absolute roughness of 0.0015 mm and a roughness coefficient of 150 for Hazen–Williams were used, in addition to a kinematic viscosity of 1.049 x 10^{-6} m^2/s. The relative error (RE), the Willmott concordance index (WCI) and the root mean square error (RMSE) of each expression were calculated. Likewise, analysis of variance was applied using Fisher's LSD test to determine significant differences. Experimental head losses were reported between 1.747 and 5.896 m, with flow rates between 2.93 x 10^{-4} and 3.525 x 10^{-3} m^3/s, with turbulent flow in all cases. All expressions reported an WCI > 0.97 and RMSE < 0.4 m; however, the Shaikh-Massan-Wagan formula obtained the lowest average RE (3.77 %), significantly (p < 0.05) different from the rest, standing out as the most accurate and precise for calculating pressure losses in smooth pipes such as those made of polyethylene.

Keywords: hydraulic equipment, hydrodynamics, plastics, equations, statistical analysis, measurement.

Recibido: 13/10/2025

Aceptado: 03/03/2026

Publicado *ahead of print*: 10/03/2026

Versión final: 01/11/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introducción

En el diseño de los sistemas de tuberías presurizadas para el transporte de agua, ya sea para consumo humano, uso industrial, producción de energía o riego, se emplean expresiones que permiten estimar las pérdidas de energía por fricción con un determinado grado de imprecisión. Esta falta de exactitud no solo está asociada con el componente empírico incorporado en los coeficientes de rugosidad de los materiales (Sotelo, 1980), sino también con la propia formulación matemática de las ecuaciones y con las condiciones de flujo bajo las cuales fueron desarrolladas. En la práctica, estas limitaciones pueden inducir a la sobre- o subestimación de las pérdidas, lo que, a su vez, puede conducir al establecimiento de diámetros que no satisfagan las demandas máximas de caudal y presión o, en sentido contrario, al incremento de los costos por sobredimensionamiento de las tuberías (Alegret-Breña & Martínez-Valdés, 2019).

Parte de la incertidumbre en las expresiones clásicas de pérdidas de carga se explica porque los coeficientes de rugosidad se calibraron hace cerca de un siglo, a partir de los experimentos de Nikuradse, y de los fundamentos teóricos de Prandtl y von Kármán que dieron origen a la ecuación de Colebrook-White (C-W) (Alfaro-Guerra *et al.*, 2019). Tales desarrollos se sustentaron principalmente en conducciones metálicas con rugosidades artificiales, cuyas características difieren de las superficies internas de las tuberías plásticas actuales. Aunque las formulaciones se aplican de manera general, la extrapolación de los coeficientes clásicos hacia materiales como el polietileno no ha sido suficientemente verificada bajo condiciones experimentales específicas. Además, se ha señalado que en tuberías plásticas la influencia de la rugosidad puede variar con el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

diámetro y la velocidad del flujo (Da Rocha *et al*., 2017). Por ello, resulta pertinente examinar si dichas formulaciones describen de manera adecuada su comportamiento hidráulico o si introducen errores relevantes en el diseño de sistemas presurizados.

Expresiones como la de Darcy-Weisbach (D-W), en combinación con el factor de fricción calculado por la expresión de C-W, es la que goza de la mayor aceptación por el origen de su deducción racional y por la aparente precisión ofrecida en el cálculo de las pérdidas de carga bajo flujo turbulento (Revilla, 1991) e incluido los de transición (Alegret-Breña & Martínez-Valdés, 2019; Arumugam *et al*., 2022); estos últimos tanto para condiciones hidráulicamente lisas como para las hidráulicamente rugosas (Brkić, 2011; Saldarriaga, 2007). Sin embargo, la precisión de los resultados obtenidos con la expresión D-W también está condicionada por la selección del coeficiente de rugosidad absoluta establecido en función del material de la tubería. Dicho parámetro, al ser asignado de manera discrecional o mediante valores tabulados, puede influir en el margen de error inherente a la estimación de las pérdidas de carga que proporciona la fórmula.

Dada la complejidad matemática que implicaba utilizar en las primeras décadas del siglo XX la ecuación de D-W en combinación con el enfoque de C-W —debido a que esta última es de característica implícita (Ormsbee & Walski, 2016)—, se idearon fórmulas alternativas para el cálculo de pérdidas de carga con una base relativamente intuitiva y de fácil aplicación por ser explícitas. Además, para soslayar la complicación resolutiva que representaba el uso de la expresión C-W en el cálculo del coeficiente de fricción y facilitar su obtención, Moody (1944) plasmó esta fórmula en un diagrama que lleva su nombre, desde el cual los coeficientes obtenidos, si bien se determinan a través de un proceso que

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

permiten apresurar los cálculos, siguen adoleciendo de incertidumbre, pues se necesitan valores de rugosidad absoluta "promedios" y aproximados (Sotelo, 1980), además de cierta subjetividad en su determinación dado que se trata de un método gráfico.

Entre las alternativas de base netamente empírica destaca la expresión de Hazen y Williams (H-W), propuesta en 1906 (Saldarriaga, 2007). Aunque goza de amplia difusión entre los técnicos (Liou, 1998), su incertidumbre se asocia con un coeficiente de rugosidad dependiente del material de la tubería y de condiciones restrictivas de aplicabilidad que tienden a sobreestimar las pérdidas de carga por fricción (Gavilánez-Luna, 2019), motivo por el que incluso se ha desaconsejado su uso (Achour & Amara, 2020). Alegret-Breña y Martínez-Valdés (2019) señalan que su inexactitud radica en que la validez de sus resultados está vinculada con flujos laminares y de transición, mientras que en la práctica predominan regímenes turbulentos. No obstante, otros autores (Abdulameer *et al*., 2022; Zhao & Gao, 2020) respaldan su aplicación en estas últimas condiciones, reportándose incluso una alta correlación entre H-W y el planteamiento racional de D-W (Darweesh *et al*., 2024; Jamil, 2020), aunque desde una perspectiva teórica.

Considerando que la mencionada complejidad resolutiva del planteamiento de C-W está dada por la forma implícita del coeficiente de fricción, cuyo proceso de cálculo demanda de métodos numéricos para obtenerlo, la mayoría de las expresiones explícitas toma de fundamento la ecuación de C-W con distintos niveles de formación empírica (Anaya-Durand *et al*., 2014); de allí que aun cuando estas consideran la fundamentación de D-W, en las estructuras de muchas de ellas se han dejado de lado los postulados de Prandtl y von Kármán que dieron origen a la expresión racional de C-W (Saldarriaga, 2007). Una de las más

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

reconocidas es la ecuación de Swamee-Jain (S-J) (Swamee & Jain, 1976), recomendada para aplicarse con números de Reynolds de 5 x 10^3 a 1 x 10^8 y rugosidades relativas entre 1 x 10^{-2} a 1 x 10^{-6} (Anaya-Durand *et al*., 2014), la cual ha recibido gran aceptación por el grado de precisión que puede ofrecer respecto al planteamiento de C-W (Guerrero, 1995), al mostrar errores menores al 1 % al compararse con esta última ecuación (Kaseng *et al*., 2020; Saldarriaga, 2007).

Otros planteamientos recomendados por la concordancia de sus estimaciones con la expresión de C-W son las ecuaciones de Pavlov (Anaya-Durand *et al*., 2014); Offor y Alabi (2016) (Pimenta *et al*., 2018); Barr-White (1981) (Saldarriaga, 2007); Haaland (1983) (Pérez-Pupo *et al*., 2020); Shaikh-Massan-Wagan (Beltrán, 2021); Round (1980), y Manadilli (Anaya-Durand *et al*., 2014). Estas formulaciones explícitas se fundamentan, directa o indirectamente, en el planteamiento implícito de C-W, buscando simplificar su resolución; sin embargo, al derivarse de este, comparten la incertidumbre asociada con la estimación de la rugosidad y las condiciones de flujo consideradas. Asimismo, la ecuación de Blasius se reconoce como adecuada para tuberías hidráulicamente lisas (Narváez, 2000), particularmente en conducciones plásticas; no obstante, su aplicabilidad está limitada al intervalo de números de Reynolds comprendido entre 3 x 10^3 y 1 x 10^5 (Tarjuelo, 1999).

Con el propósito de identificar métodos más precisos para el diseño de sistemas presurizados con tuberías lisas, el presente estudio evaluó el desempeño de las principales expresiones empleadas en el cálculo de pérdidas de carga por fricción. Para ello, se implementó un banco experimental con tuberías de polietileno bajo condiciones hidráulicas controladas, material que, además de las consideraciones ya expuestas, permitió aislar las pérdidas por fricción al tratarse de una conducción

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

continua que minimiza la influencia de pérdidas locales asociadas con uniones. Los resultados experimentales se compararon con las estimaciones de cada formulación, a fin de determinar aquella que ofrece mayor exactitud y menor error en condiciones reales de aplicación.

Materiales y métodos

Sitio de pruebas

Las pruebas experimentales se llevaron a cabo en el campus de la Universidad Agraria del Ecuador, extensión Milagro. Se utilizó una estructura de evaluación delimitada por un área de 60 m x 20 m sobre una superficie relativamente plana. El sitio tiene coordenadas UTM 17M 657668 9764284.

Instalación del banco de prueba

Para llevar a efecto las evaluaciones, se instaló un banco de pruebas, cuyo esquema se observa en la Figura 1. La estructura estuvo compuesta por cuatro tuberías extendidas (mangueras de polietileno de baja densidad [PEBD]) de 50 m de longitud cada una, con diámetros nominales de 25, 32, 40 y 50 mm. En cada tubería se colocaron dos tomas de presión manométrica, separadas por la longitud de evaluación (50 m), en donde se ubicaba un mismo manómetro para las medidas de presión según las distintas cargas piezométricas previamente establecidas. La instalación funcionó con un equipo de bombeo de combustión interna, de tres pulgadas en la succión y en la descarga, con turbina de presión.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

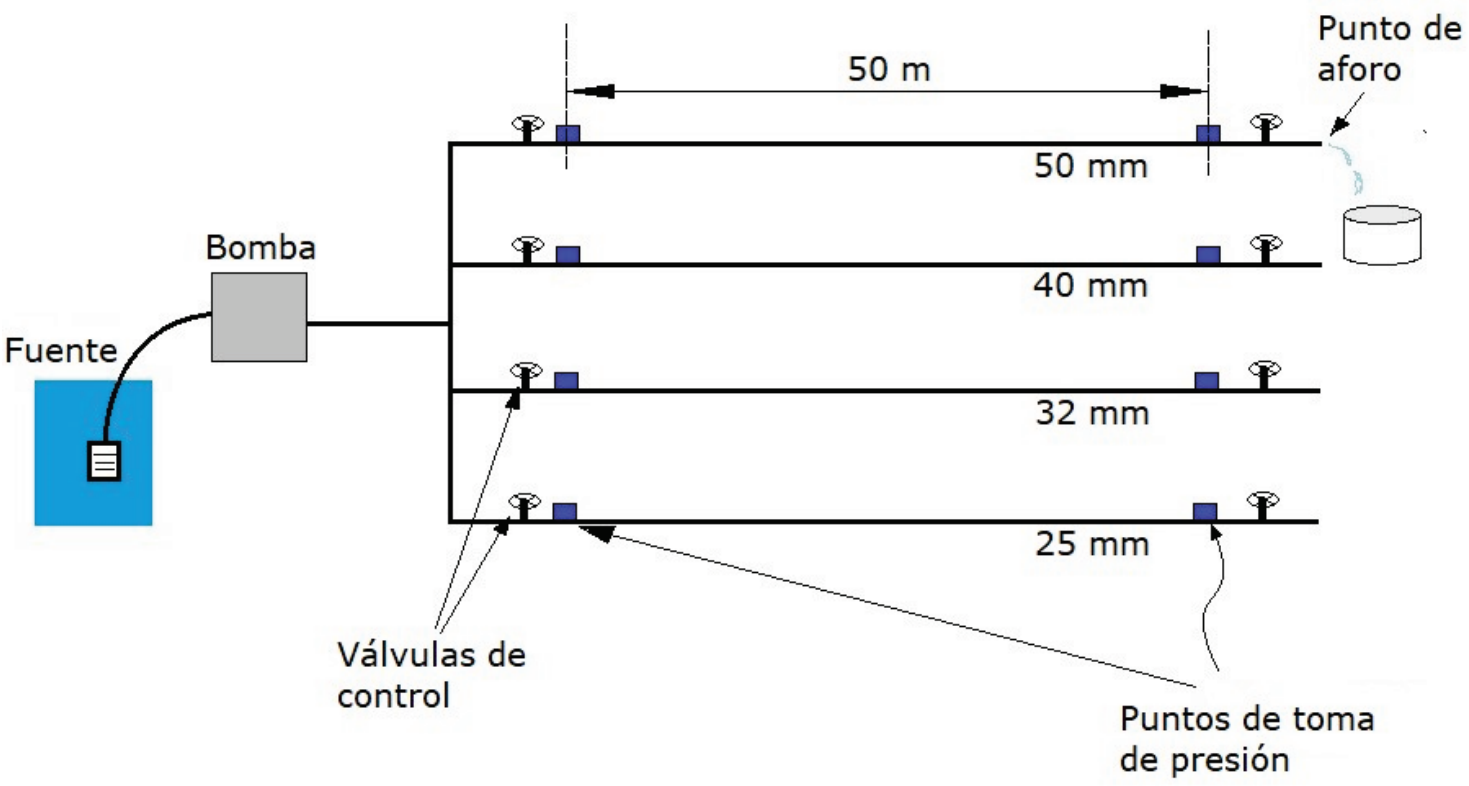


Figura 1. Esquema del banco de prueba para medición experimental de pérdidas de energía por fricción.

Equipos de medición

Para la medición de la presión se utilizó un manómetro marca Winters, digital y de 2.5 pulgadas de diámetro, con capacidad de registro de 0 a 100 PSI. Asimismo, se usó un termómetro digital para registrar la temperatura del agua al inicio y al final de cada prueba, lo que permitió determinar gráficamente la viscosidad del fluido a partir de una curva calibrada. Para el registro de los diámetros internos de las tuberías se utilizó un calibrador Vernier. La corrección del diferencial de carga gravitacional por el desnivel del suelo se hizo con la ayuda de un nivel topográfico marca Sokkia.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Evaluaciones experimentales

La obtención de la información experimental se llevó a efecto evaluando volumétricamente los caudales emitidos como respuesta a las cargas piezométricas de 10, 15, 20, 25 y 30 m. En cada variación de carga se registraron las respectivas pérdidas de energía por fricción debido a la diferencia entre la toma manométrica inicial y final en cada una de las tuberías. Se realizaron cinco repeticiones en cada carga de prueba y sus promedios fueron corregidos por los desniveles topográficos del suelo en donde se desarrollaron las pruebas.

Para la estimación teórica de las pérdidas de carga mediante las expresiones propuestas e indicadas en la Tabla 1, especialmente en el cálculo del número de Reynolds, se estableció la viscosidad cinemática de forma indirecta, utilizando el dato de temperatura del agua *in situ* para poder utilizar la calculadora de viscosidad de Alambra (2024). También se empleó el valor de 0.0015 mm como dato de la rugosidad absoluta (ε) para la tubería de polietileno (Saldarriaga, 2007).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Expresiones teóricas para calcular el coeficiente de fricción f de la ecuación de D-W.

Expresión	Autor	Condiciones	Referencias
$\frac{1}{\sqrt{f}} = -2log\left(\frac{\varepsilon/d}{3.71} + \frac{2.51}{R\sqrt{f}}\right)$	Colebrook-White	$R > 2000$ Tuberías hidráulicamente rugosas y lisas	Colebrook y White (1937)
$f = \frac{0.25}{\left[log\left(\frac{\varepsilon}{3.7d} + \frac{5.74}{R^{0.9}}\right)\right]^2}$	Swamee-Jain	$5 \times 10^3 \leq R \leq 1 \times 10^8$ $10^{-6} \leq \varepsilon/d \leq 5 \times 10^{-2}$	Pérez-Pupo *et al*. (2020)
$f = \frac{0.3164}{R^{1/4}}$	Blasius	$R > 1 \times 10^5$ Tuberías hidráulicamente lisas	Sotelo (1980)
$f = \frac{0.25}{\left[log\left[\frac{\varepsilon}{3.7d} + \left(\frac{6.81}{R}\right)^{0.9}\right]\right]^2}$	Pavlov	$2 \times 10^3 \leq R \leq 1 \times 10^8$ $\varepsilon/d \leq 5 \times 10^{-2}$	Anaya-Durand *et al*. (2014)
$f = \frac{1}{3.24\left[log\left[\left(\frac{\varepsilon}{3.7d}\right)^{1.11} + \frac{6.9}{R}\right]\right]^2}$	Haaland	$4 \times 10^3 \leq R \leq 1 \times 10^8$ $10^{-6} \leq \varepsilon/d \leq 5 \times 10^{-2}$	Haaland (1983)
$f = \frac{0.25}{\left[log\left[\frac{\varepsilon}{3.7d} + \frac{4.518log(R/7)}{R(1+(R^{0.52}/29)(\varepsilon/d)^{0.7})}\right]\right]^2}$	Barr-White	$3 \times 10^3 \leq R \leq 3 \times 10^7$ $10^{-7} \leq \varepsilon/d \leq 10^{-1}$	Barr y White (1981) (Saldarriaga, 2007)
$f = \frac{0.25}{\left[log\left[\frac{\varepsilon}{3.71d} + \frac{2.51(1.14 - 2log(\varepsilon/d))^{0.75}}{R}\right]\right]^2}$	Shaikh-Massan-Wagan	$1 \times 10^4 \leq R \leq 1 \times 10^8$ $10^{-6} \leq \varepsilon/d \leq 5 \times 10^{-2}$	Shaikh *et al*. (2015)
$f = \frac{0.25}{\left[log\left[\frac{\varepsilon}{3.7d} + \frac{95}{R^{0.983}} - \frac{96.82}{R}\right]\right]^2}$	Manadilli	$5 \times 10^3 \leq R \leq 1 \times 10^9$ Cualquier rugosidad relativa ε/d	Anaya-Durand *et al*. (2014)
$f = \frac{0.25}{\left[log\left[\frac{\varepsilon}{3.71d} - \frac{1.975}{R}\left[ln\left(\left(\frac{\varepsilon}{3.93d}\right)^{1.092} + \frac{7.627}{R+395.9}\right)\right]\right]\right]^2}$	Offor-Alabi	$1 \times 10^3 \leq R \leq 1 \times 10^8$ $\varepsilon/d \leq 5 \times 10^{-2}$	Offor y Alabi (2016)
$f = \frac{1}{3.24\left[log\left(\frac{R}{0.135R(\varepsilon/d) + 6.5}\right)\right]^2}$	Round	$4 \times 10^3 \leq R \leq 1 \times 10^8$ $\varepsilon/d \leq 5 \times 10^{-2}$	Round (1980)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Fórmulas consideradas para el cálculo teórico de las pérdidas de energía por fricción

Se evaluaron las expresiones de D-W y de H-W, representadas de forma correspondiente por las ecuaciones (1) y (2), en donde h_f es la pérdida de carga por fricción (m); L y d, la longitud y el diámetro interior de la tubería (m), respectivamente; v, la velocidad media del flujo (m/s), y Q es el caudal (m^3/s). El valor de C es el coeficiente de rugosidad de H-W limitado al material de la tubería, y a condiciones preestablecidas del flujo y del fluido (Saldarriaga, 2007), cuyo valor teórico, seleccionado para plástico, fue de 150 (Sotelo, 1980). En el caso de la ecuación de D-W, se consideraron 10 expresiones para el cálculo del componente semiempírico de esta expresión, representado por el factor de ficción f, tomando en cuenta aspectos de precisión (valorados en distintos trabajos de otros autores), números de Reynolds (R) y de rugosidad relativa (ε/d) para material plástico. Las fórmulas que permitieron calcular f se detallan en la Tabla 1:

$$h_f = f \cdot \frac{L}{d} \cdot \frac{v^2}{2g} \tag{1}$$

$$h_f = 10.674 \left(\frac{Q}{C}\right)^{1.852} \frac{L}{d^{4.87}} \tag{2}$$

Cálculo de la precisión

La precisión de cada una de las expresiones seleccionadas se definió mediante el error relativo (ER) respecto de las lecturas experimentales de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

las pérdidas de carga, aplicando la Ecuación (3), en la cual x_i es el valor experimental (observado) e y_i el valor teórico obtenido con las ecuaciones seleccionadas:

$$ER = \frac{100|x_i - y_i|}{x_i} \quad (3)$$

Además, para observar de forma concomitante y agregada la precisión de cada ecuación, también se calculó el índice de concordancia de Willmott (ICW) (Willmott, 1981), junto a la raíz cuadrada del error cuadrático medio ($RMSE$), mediante las ecuaciones (4) y (5), respectivamente:

$$ICW = 1 - \frac{\sum(x_i - y_i)^2}{\sum(|y_i - \bar{x}| + |x_i - \bar{x}|)^2} \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(y_i - x_i)^2}{n}} \quad (5)$$

Se aplicó asimismo un análisis de varianza con los datos del error relativo y se hizo la comparación de medias de esta variable con la prueba LSD de Fisher (Gutiérrez & De-la-Vara, 2008) entre cada una de las ecuaciones consideradas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resultados

En todas las tuberías evaluadas se confirmó la relación directa entre el incremento de la carga inicial y el aumento de las pérdidas de carga por fricción corregidas (PCC) como consecuencia del mayor caudal circulante bajo presiones de prueba entre 10 y 30 m (Tabla 2). Para cada condición de carga, las mayores pérdidas se registraron en los diámetros menores, lo que refleja el efecto combinado del diámetro interno y de la velocidad media sobre el gradiente hidráulico. Así, a 10 m de carga inicial, la tubería de 25 mm presentó la mayor pérdida (2.396 m), mientras que la de 50 mm registró la menor (1.747 m); esta tendencia se mantuvo a 30 m, indicando que, aun cuando los caudales no son idénticos entre diámetros, la reducción del área transversal en las tuberías menores incrementa la velocidad y, en consecuencia, las pérdidas por fricción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 2. Resultados experimentales.

DN (mm)	DI (mm)	CI (m)	CF (m)	PCO (m)	DP (m)	PCC (m)	Q (m^3/s)	V (m/s)	R*
25	21.2	10	8.00	2.00	0.396	2.396	0.000293	0.830	16 764.7
		15	12.20	2.80		3.196	0.000367	1.039	20 992.8
		20	16.20	3.80		4.196	0.000434	1.230	24 866.5
		25	20.10	4.90		5.296	0.000493	1.397	28 231.7
		30	24.50	5.50		5.896	0.000526	1.489	30 094.6
32	28.2	10	8.10	1.90	0.255	2.155	0.000651	1.043	28 039.7
		15	12.50	2.50		2.755	0.000742	1.189	31 955.4
		20	15.80	4.20		4.455	0.000996	1.594	42 861.2
		25	20.60	4.40		4.655	0.001011	1.619	43 513.5
		30	25.00	5.00		5.255	0.001032	1.652	44 416.7
40	35.2	10	8.20	1.80	0.345	2.145	0.001157	1.189	39 897.4
		15	12.80	2.20		2.545	0.001286	1.322	44 346.9
		20	16.60	3.40		3.745	0.001587	1.631	54 729.1
		25	20.40	4.60		4.945	0.001882	1.934	64 896.5
		30	24.60	5.40		5.745	0.002040	2.096	70 347.5
50	45.0	10	8.60	1.40	0.347	1.747	0.001856	1.167	50 051.2
		15	13.20	1.80		2.147	0.002284	1.436	61 616.7
		20	17.10	2.90		3.247	0.002701	1.698	72 845.6
		25	20.80	4.20		4.547	0.003486	2.192	94 018.6
		30	25.60	4.40		4.747	0.003525	2.216	95 069.4

DN = diámetro nominal.
DI = diámetro interno.
CI = carga inicial.
CF = carga final.
PCO = pérdida de carga observada.
DP = desnivel positivo.
PCC = pérdida de carga corregida.
Q = caudal.
V = velocidad.
R = número de Reynolds.
*Calculado con una viscosidad cinemática de 1.049 x 10^{-6} m^2/s establecido para una temperatura media del agua de 18.2 °C.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El incremento de la carga inicial produjo aumentos concomitantes en el caudal (Q), la velocidad media (V) y el número de Reynolds (R), con variaciones que alcanzaron hasta un 90 % en la tubería de 50 mm y un 58 % en la de 32 mm entre las presiones extremas evaluadas. En todos los casos, los valores de Reynolds superaron ampliamente el umbral de 4 000, situando el flujo en régimen turbulento (Munson *et al*., 2013). Este comportamiento confirma que las pérdidas medidas corresponden de modo predominante al régimen turbulento plenamente desarrollado, condición relevante para la posterior evaluación comparativa de las expresiones teóricas, dado que la mayoría de ellas fueron formuladas precisamente para este intervalo de flujo.

Del análisis conjunto de las pérdidas de carga teóricas (PCT) y los errores relativos (ER), en la tubería de 25 mm se destaca la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan como la más precisa, con las PCT más cercanas a las observadas y errores mínimos entre 0.2 y 2.5 %, en especial a partir de los 15 m (Tabla 3), lo que sugiere una mejor adaptación en condiciones de mayor carga. Aunque Hazen-Williams también mostró bajos errores en las cargas altas (0.2 % en 25 m y 0.9 % en 30 m), su elevado error en 10 m (15.9 %) limita su confiabilidad general. Las expresiones como Colebrook-White, Swamee-Jain, Barr-White y Manadilli presentaron un desempeño constante, con errores entre 4.5 y 7.6 %, y pérdidas de carga muy próximas entre estas, sin ser las más exactas. En contraste, Blasius presentó las PCT más altas y errores de hasta 9.3 %, lo que evidencia de forma mayoritaria la menor precisión.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Pérdidas de carga (m) y error relativo (%) de cada expresión en la tubería de 25 mm.

Ecuación	10 m		15 m		20 m		25 m		30 m	
	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)
Colebrook-White	2.252	6.0	3.345	4.7	4.510	7.5	5.646	6.6	6.323	7.2
Swamee-Jain	2.251	6.1	3.339	4.5	4.499	7.2	5.629	6.3	6.303	6.9
Blasius	2.300	4.0	3.409	6.7	4.585	9.3	5.726	8.1	6.403	8.6
Pavlov	2.238	6.6	3.320	3.9	4.474	6.6	5.599	5.7	6.270	6.3
Haaland	2.238	6.6	3.319	3.9	4.471	6.6	5.593	5.6	6.261	6.2
Barr-White	2.249	6.1	3.341	4.5	4.506	7.4	5.640	6.5	6.317	7.1
Shaikh-Massan-Wagan	2.168	9.5	3.201	0.2	4.299	2.5	5.367	1.3	6.003	1.8
Manadilli	2.254	5.9	3.349	4.8	4.516	7.6	5.653	6.7	6.332	7.4
Offor-Alabi	2.238	6.6	3.319	3.9	4.471	6.6	5.593	5.6	6.261	6.2
Round	2.212	7.7	3.284	2.7	4.427	5.5	5.542	4.6	6.207	5.3
Hazen-Williams	2.014	15.9	3.055	4.4	4.180	0.4	5.287	0.2	5.952	0.9

PCT = pérdida de carga teórica.

ER = error relativo.

En la tubería de 32 mm (Tabla 4), la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan evidenció una combinación favorable de precisión y estabilidad, PCT muy cercanas a las observadas y errores relativos moderados que oscilaron entre 3.0 y 6.7 % a lo largo de todas las cargas analizadas. La formulación de Hazen-Williams presentó los menores errores en cargas bajas (2.4 y 2.0 %), pero aumentó su desviación en cargas intermedias (hasta 8.7 %), mostrando un ajuste no uniforme. Por otro lado, la ecuación de Blasius, junto con Manadilli y Offor-Alabi, generaron

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sistemáticamente las PCT más altas y errores de hasta 13.4 %, evidenciando una tendencia a la sobreestimación. Por su parte, Colebrook-White, Swamee-Jain, Pavlov, Haaland y Barr-White ofrecieron resultados uniformes, con errores entre 7.0 y 12.6 %, y PCT bastante próximas entre sí. Por último, la ecuación de Round presentó errores decrecientes hasta alcanzar 0.0 % en la carga máxima evaluada, destacándose en el extremo superior del rango analizado.

Tabla 4. Pérdidas de carga (m) y error relativo (%) de cada expresión en la tubería de 32 mm.

Ecuación	10 m		15 m		20 m		25 m		30 m	
	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)
Colebrook-White	2.357	9.4	2.970	7.8	5.002	12.3	5.138	10.4	5.330	1.4
Swamee-Jain	2.356	9.3	2.969	7.8	5.000	12.2	5.136	10.3	5.328	1.4
Blasius	2.404	11.5	3.022	9.7	5.052	13.4	5.187	11.4	5.377	2.3
Pavlov	2.344	8.7	2.953	7.2	4.975	11.7	5.110	9.8	5.301	0.9
Haaland	2.343	8.7	2.951	7.1	4.968	11.5	5.103	9.6	5.293	0.7
Barr-White	2.362	9.6	2.978	8.1	5.018	12.6	5.155	10.7	5.347	1.8
Shaikh-Massan-Wagan	2.257	4.7	2.837	3.0	4.754	6.7	4.883	4.9	5.063	3.7
Manadilli	2.366	9.8	2.983	8.3	5.028	12.9	5.166	11.0	5.358	2.0
Offor-Alabi	2.364	9.7	2.980	8.2	5.023	12.8	5.160	10.9	5.353	1.9
Round	2.319	7.6	2.923	6.1	4.929	10.6	5.064	8.8	5.253	0.0
Hazen-Williams	2.207	2.4	2.811	2.0	4.843	8.7	4.980	7.0	5.173	1.6

PCT = pérdida de carga teórica.

ER = error relativo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En el diámetro de 40 mm (Tabla 5), la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan volvió a presentar el mejor ajuste global, con pérdidas de carga entre 2.156 y 5.884 m, y errores relativos bajos y estables (0.5-3.1 %) en todo el rango de carga, lo que evidencia precisión y consistencia. La formulación de Hazen-Williams mostró un desempeño aceptable, con errores entre 1.3 y 8.1 %, destacándose en cargas bajas y moderadas, aunque con mayor variabilidad que la anterior. En contraste, las ecuaciones como Colebrook-White, Swamee-Jain, Blasius, Barr-White y Manadilli tienden a sobreestimar las pérdidas de carga, alcanzando valores de hasta 6.256 m y errores que superan el 9 %, lo que refleja una mayor desviación respecto a los datos experimentales. La ecuación de Round presentó un comportamiento intermedio, con errores entre 3.7 y 7.4 % y pérdidas de carga de hasta 6.139 m, situándose como una alternativa aceptable, aunque sin alcanzar el nivel de ajuste de Shaikh-Massan-Wagan.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 5. Pérdidas de carga (m) y error relativo (%) de cada expresión en la tubería de 40 mm.

Ecuación	10 m		15 m		20 m		25 m		30 m	
	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)
Colebrook-White	2.268	5.7	2.738	7.6	3.985	6.4	5.405	9.3	6.246	8.7
Swamee-Jain	2.258	5.3	2.725	7.1	3.965	5.9	5.378	8.8	6.215	8.2
Blasius	2.291	6.8	2.757	8.3	3.984	6.4	5.368	8.6	6.182	7.6
Pavlov	2.246	4.7	2.711	6.5	3.945	5.4	5.352	8.2	6.185	7.7
Haaland	2.245	4.7	2.709	6.4	3.940	5.2	5.343	8.0	6.173	7.4
Barr-White	2.267	5.7	2.736	7.5	3.982	6.3	5.402	9.2	6.242	8.7
Shaikh-Massan-Wagan	2.156	0.5	2.598	2.1	3.767	0.6	5.097	3.1	5.884	2.4
Manadilli	2.271	5.9	2.741	7.7	3.990	6.5	5.413	9.5	6.256	8.9
Offor-Alabi	2.269	5.8	2.739	7.6	3.986	6.4	5.408	9.4	6.249	8.8
Round	2.225	3.7	2.686	5.5	3.912	4.5	5.310	7.4	6.139	6.9
Hazen-Williams	2.172	1.3	2.642	3.8	3.900	4.1	5.347	8.1	6.209	8.1

PCT = pérdida de carga teórica.

ER = error relativo.

Para el diámetro de 50 mm (Tabla 6) se confirma, en términos generales, una tendencia a la sobreestimación de las pérdidas de carga teóricas respecto a las observadas, sobre todo bajo mayores cargas. Las ecuaciones de Colebrook-White, Swamee-Jain, Barr-White, Manadilli y Offor-Alabi registraron errores relativos superiores al 9 % en varios puntos, con PCT de hasta 5.128 m, evidenciando una sobrevaloración sistemática de la resistencia al flujo. Shaikh-Massan-Wagan presentó los menores errores en cargas altas (mínimo de 1.5 % y PCT hasta 4.817 m),

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

aunque incrementó su desviación en cargas bajas (hasta 11.8 %), lo que sugiere un ajuste dependiente de la condición hidráulica. Round mostró un comportamiento intermedio (4.0-8.9 %), mientras que Blasius y Pavlov ofrecieron estimaciones más conservadoras, con PCT no superiores a 5.070 m y errores moderados, perfilándose como alternativas con menor tendencia a la sobreestimación.

Tabla 6. Pérdidas de carga (m) y error relativo (%) de cada expresión en la tubería de 50 mm.

Ecuación	10 m		15 m		20 m		25 m		30 m	
	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)	PCT (m)	ER (%)
Colebrook-White	1.623	7.1	2.352	9.5	3.174	2.3	5.019	10.4	5.121	7.9
Swamee-Jain	1.614	7.6	2.339	9.0	3.157	2.8	4.993	9.8	5.094	7.3
Blasius	1.631	6.7	2.346	9.3	3.145	3.1	4.915	8.1	5.012	5.6
Pavlov	1.606	8.1	2.328	8.4	3.142	3.2	4.970	9.3	5.070	6.8
Haaland	1.605	8.1	2.326	8.3	3.138	3.4	4.960	9.1	5.060	6.6
Barr-White	1.622	7.2	2.351	9.5	3.172	2.3	5.017	10.3	5.118	7.8
Shaikh-Massan-Wagan	1.541	11.8	2.226	3.7	2.996	7.7	4.722	3.9	4.817	1.5
Manadilli	1.624	7.0	2.354	9.7	3.178	2.1	5.027	10.6	5.128	8.0
Offor-Alabi	1.623	7.1	2.353	9.6	3.175	2.2	5.022	10.4	5.123	7.9
Round	1.591	8.9	2.308	7.5	3.117	4.0	4.936	8.6	5.036	6.1
Hazen-Williams	1.575	9.8	2.315	7.8	3.156	2.8	5.062	11.3	5.168	8.9

PCT = pérdida de carga teórica.

ER = error relativo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Visto de manera integral en los cuatro diámetros de evaluación, los valores numéricos del error relativo indican que la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan es la que presenta los más bajos ER en todas las tuberías (Figura 2), especialmente en 40 (1.74 %) y 25 mm (3.05 %), evidenciando una alta cercanía con los datos experimentales. Por consiguiente, también destacan en desempeño las ecuaciones de Round y Hazen-Williams, que también mantienen errores bajos, en especial en los diámetros de 25 a 40 mm. Por el contrario, expresiones comúnmente aceptadas, como las de Blasius, Swamee-Jain y Colebrook-White, presentan errores sistemáticamente mayores, superando en varios casos el 7.0 %, lo que pone en cuestión su aplicabilidad directa en condiciones reales con tuberías de polietileno. De allí que, para condiciones semejantes a las del presente estudio, ecuaciones menos tradicionales, como las de Shaikh-Massan-Wagan, pueden ofrecer mayor exactitud en la estimación de pérdidas de carga por fricción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

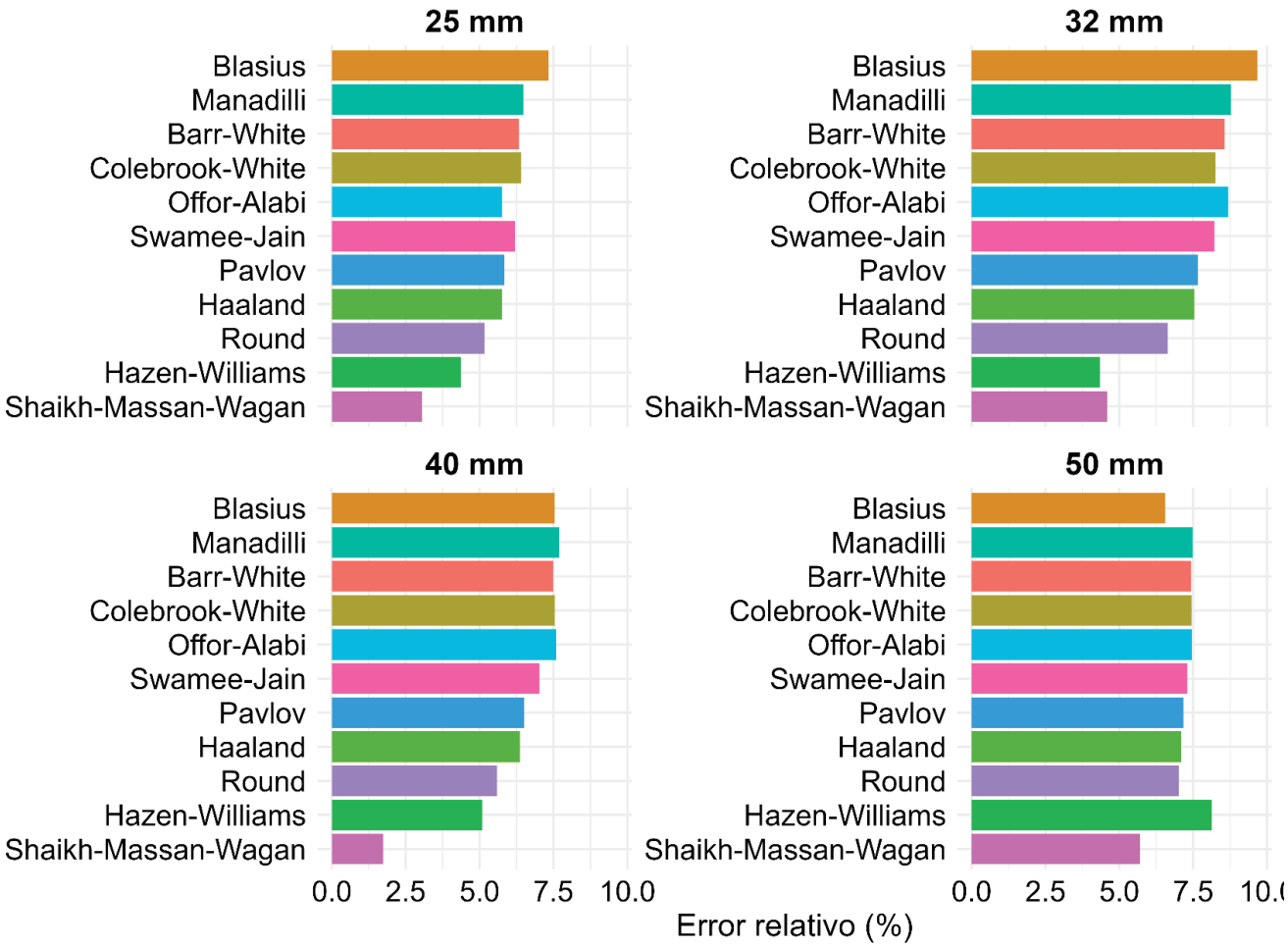


Figura 2. Error relativo de las expresiones de cálculo de pérdidas de carga por fricción en tuberías de polietileno para diferentes diámetros.

La relación entre el incremento de la carga hidráulica y la pérdida de carga por fricción presentó un comportamiento aproximadamente lineal en los cuatro diámetros evaluados (Figura 3), lo cual evidencia una proporcionalidad directa en todo el rango analizado. Aunque las diferentes expresiones reproducen de manera adecuada la tendencia general de los datos observados, se advierten discrepancias en la magnitud del ajuste; en un caso se alcanzó un error relativo de hasta 15.9 % bajo una carga

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de 10 m. De manera consistente, a partir de los 20 m de carga varias formulaciones tienden a sobreestimar ligeramente las pérdidas de energía, por lo que se sitúan de modo sistemático por encima de los valores experimentales; esto sugiere la presencia de un sesgo positivo común en las estimaciones teóricas.

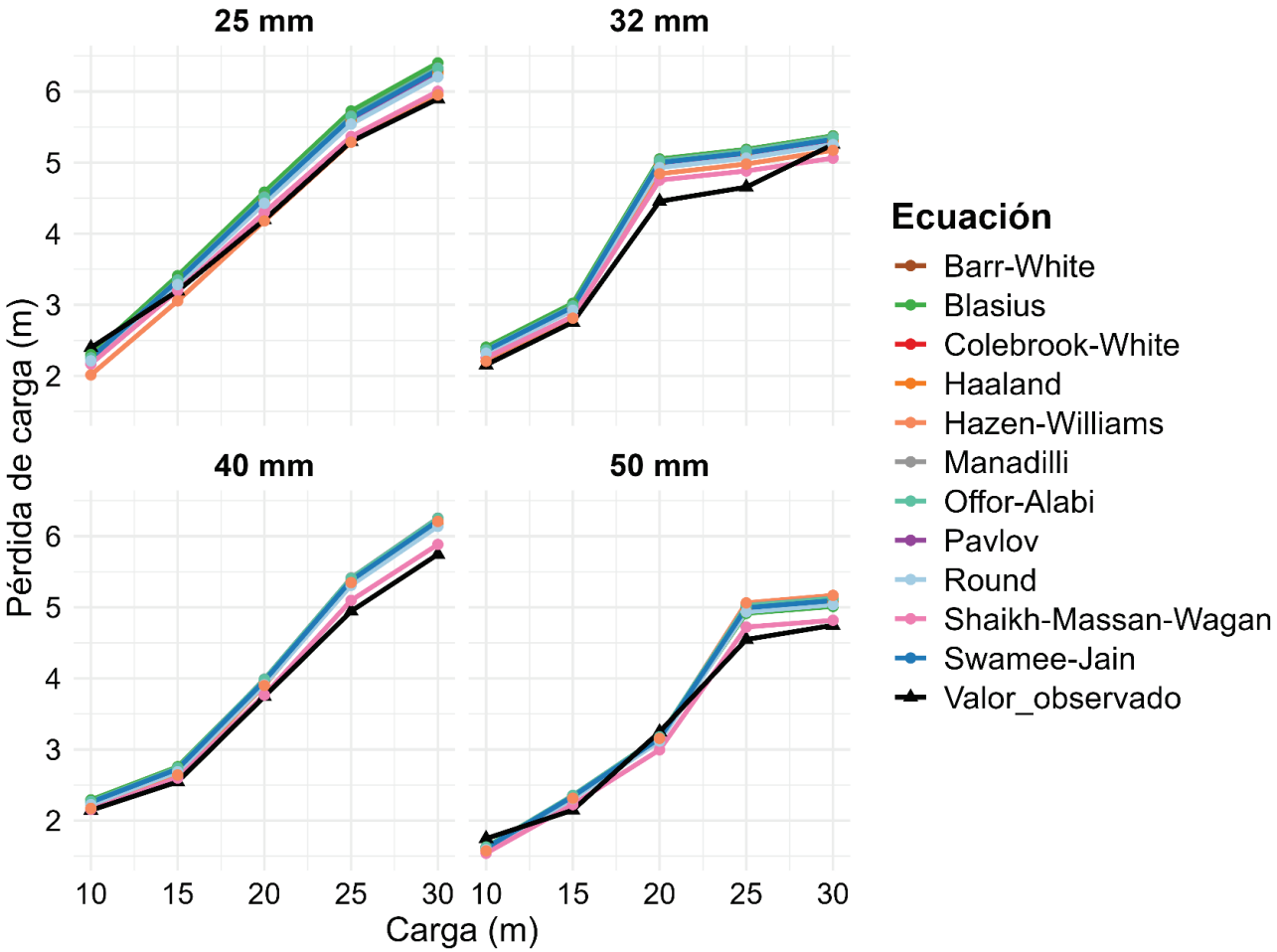


Figura 3. Tendencias de las pérdidas de carga estimadas mediante las diferentes expresiones evaluadas y de la pérdida de carga observada experimentalmente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Si bien todas las expresiones reportaron una concordancia excelente (ICW > 0.95) (Pimenta *et al*., 2018) respecto de las pérdidas de carga experimentales, es destacable que, de este grupo de ecuaciones, la de Shaikh-Massan-Wagan haya presentado el mejor ajuste a los valores experimentales, con los mayores índices de ICW (entre 0.993 y 0.999), respaldado por los menores valores de RMSE en todos los diámetros analizados (Tabla 7); esto indica una alta capacidad predictiva y mínima dispersión respecto a los datos observados. De forma distinta, expresiones clásicas como Blasius o Colebrook-White, aunque reportaron índices de concordancia relativamente altos (ICW > 0.97), exhibieron valores de RMSE significativamente más elevados, lo que implica una mayor desviación respecto a las mediciones reales.

Tabla 7. Valores del índice de concordancia de Willmott (ICW) y de la raíz del error cuadrático medio (RMSE).

Ecuación	25 mm		32 mm		40 mm		50 mm	
	ICW	RMSE	ICW	RMSE	ICW	RMSE	ICW	RMSE
Colebrook-White	0.988	0.299	0.979	0.354	0.986	0.339	0.988	0.292
Swamee-Jain	0.989	0.286	0.979	0.352	0.988	0.317	0.989	0.276
Blasius	0.983	0.360	0.974	0.397	0.988	0.314	0.992	0.232
Pavlov	0.991	0.264	0.981	0.333	0.990	0.296	0.990	0.263
Haaland	0.991	0.260	0.982	0.328	0.990	0.288	0.990	0.258
Barr-White	0.989	0.295	0.978	0.366	0.987	0.336	0.988	0.290
Shaikh-Massan-Wagan	0.998	0.126	0.993	0.198	0.999	0.096	0.995	0.172
Manadilli	0.988	0.304	0.977	0.373	0.986	0.345	0.987	0.296
Offor-Alabi	0.988	0.299	0.977	0.370	0.986	0.340	0.988	0.293
Round	0.993	0.184	0.985	0.232	0.992	0.287	0.991	0.319
Hazen-Williams	0.995	0.225	0.991	0.299	0.990	0.262	0.986	0.246

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La gráfica de los valores de RMSE hace evidente la mayor exactitud de la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan en la estimación de las pérdidas de carga, al describir los menores errores en todos los diámetros analizados (Figura 4). Sin embargo, la mayoría de las demás ecuaciones tienden a sobreestimar los valores respecto de las observaciones experimentales, lo que refleja un menor grado de ajuste al comportamiento hidráulico real de las tuberías de polietileno evaluadas.

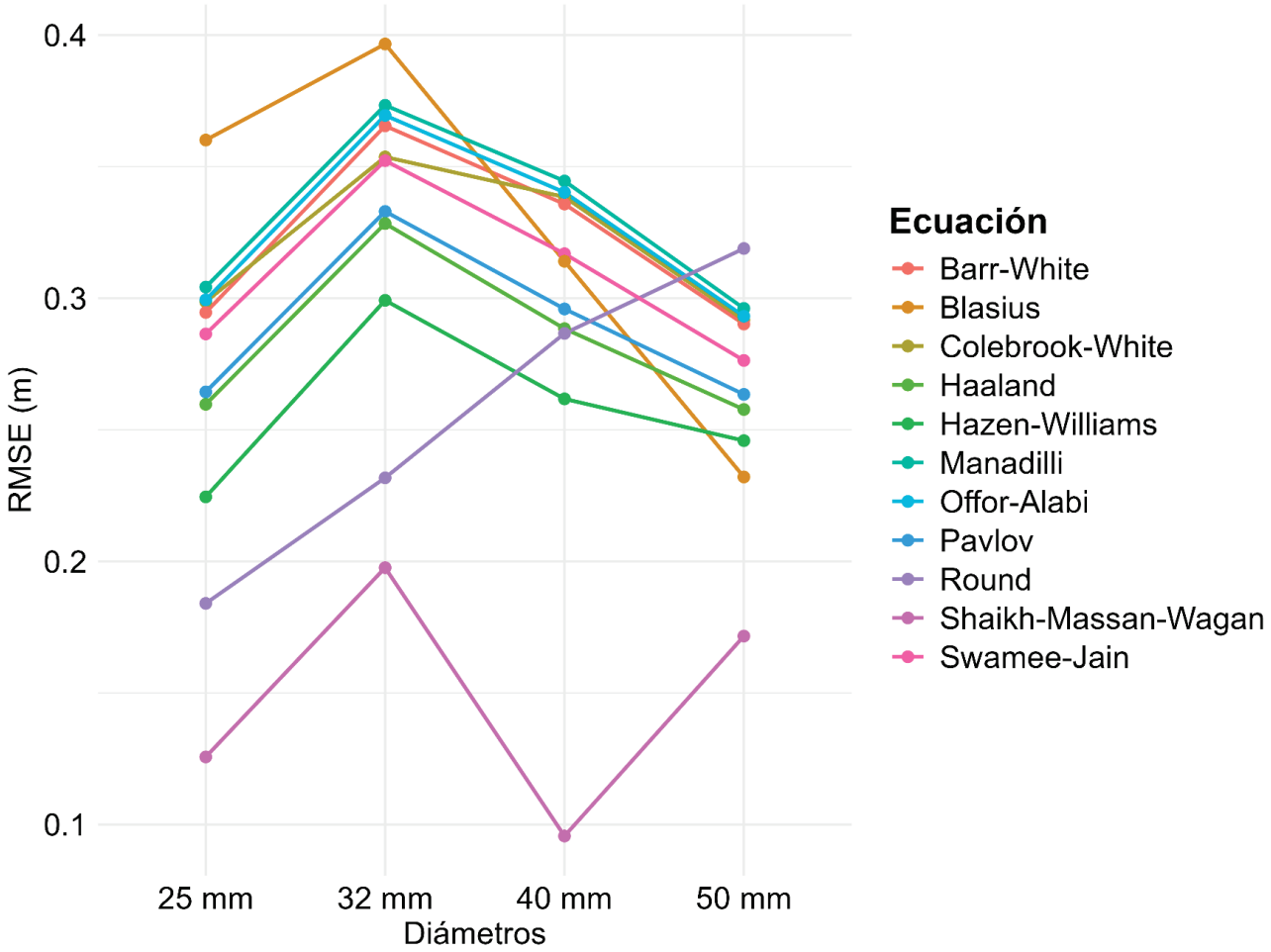


Figura 4. Valores medios de RMSE (m) de las ecuaciones evaluadas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el error relativo entre las ecuaciones valoradas, indicando que el desempeño predictivo no fue homogéneo. La prueba LSD de Fisher discriminó tres niveles de ajuste, en donde la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan presentó el menor ER medio (3.77 %) y conformó un grupo estadísticamente distinto (letra c), evidenciando un ajuste superior frente al resto (Tabla 8). En el extremo opuesto, ecuaciones como Blasius, Manadilli, Barr-White y Colebrook-White presentaron los valores más altos de ER (entre 7.78 y 7.41 %), sin diferencias significativas entre ellas (grupo a), lo que indica un ajuste menos exacto frente a los datos experimentales. El resto de ecuaciones se ubican en un grupo intermedio (letras ab o bc) y reflejan una precisión moderada. En conjunto, la comparación estadística respalda la mayor capacidad predictiva de Shaikh-Massan-Wagan en la estimación de pérdidas de carga por fricción en tuberías de polietileno.

Tabla 8. Análisis comparativo del error relativo medio (%) según la prueba LSD de Fisher.

Ecuaciones	Medias* de ER (%)
Blasius	7.78 a
Manadilli	7.61 a
Barr-White	7.45 a
Colebrook-White	7.41 a
Offor-Alabi	7.37 a
Swamee-Jain	7.18 ab
Pavlov	6.79 ab
Haaland	6.69 ab
Round	6.10 ab
Hazen-Williams	5.48 bc
Shaikh-Massan-Wagan	3.77 c

*Medias con letras iguales no difieren significativamente ($p > 0.05$).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discusión

La evidencia experimental confirma que el incremento de la carga hidráulica inicial produjo un aumento sistemático de las pérdidas de carga por fricción en todas las tuberías evaluadas. Este comportamiento es coherente con los principios fundamentales de la mecánica de fluidos, donde un mayor gradiente hidráulico genera incrementos en el caudal y, en consecuencia, mayores esfuerzos cortantes en la pared interna de la tubería (Streeter *et al*., 1998). En este sentido, los resultados obtenidos no constituyen un hallazgo aislado, sino que se alinean con la formulación energética establecida por la ecuación de Darcy-Weisbach y su dependencia funcional respecto a la velocidad del flujo.

La influencia del diámetro interno se manifestó de forma consistente en todos los niveles de carga. Las tuberías de menor diámetro registraron mayores pérdidas de carga, aun cuando los caudales diferían entre diámetros, lo que confirma el papel dominante de la relación entre velocidad media y disipación de energía (Munson *et al*., 2013). Este patrón ratifica que, en régimen turbulento, el diámetro no solo afecta la magnitud del flujo conducido, sino también la tasa de conversión de energía mecánica en pérdidas por fricción, en concordancia con los desarrollos teóricos para flujo turbulento en conductos presurizados (Jamil, 2020; White, 2011).

El análisis del número de Reynolds mostró valores superiores a 4 000 en todos los casos, lo cual confirma que los ensayos se desarrollaron en régimen completamente turbulento (Falkovich, 2011; White, 2011). Esta condición es relevante, pues la validez y precisión de muchas ecuaciones explícitas dependen precisamente del rango de turbulencia

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

para el cual fueron formuladas. Por lo tanto, la comparación entre expresiones no se hizo en un escenario transicional o incierto, sino dentro del dominio operativo típico de los sistemas reales de conducción en tuberías plásticas como el polietileno.

Bajo este contexto hidráulico, el contraste entre ecuaciones adquiere significado técnico. La expresión de Shaikh-Massan-Wagan evidenció el menor error relativo y los mejores indicadores globales de ajuste, posicionándose como la alternativa más precisa dentro del escenario evaluado. Este desempeño es consistente con lo reportado por Beltrán (2021), quien identificó a esta ecuación como una de las más exactas entre múltiples formulaciones explícitas, y con lo señalado por sus propios autores (Shaikh *et al*., 2015), quienes la desarrollaron como una aproximación explícita optimizada de la ecuación de Colebrook-White, resaltando su mejor comportamiento que otras expresiones en un amplio rango de números de Reynolds y rugosidades relativas. En consecuencia, los resultados experimentales respaldan su robustez no solo teórica, sino también práctica en tuberías de polietileno bajo flujo turbulento.

Por otro lado, ecuaciones tradicionales, como Blasius, Manadilli, Barr-White, Offor-Alabi y Swamee-Jain, presentaron errores relativos mayores, aunque estadísticamente similares a Colebrook-White. Esta consistencia sugiere que si bien la formulación puede diferir en complejidad o fundamento empírico, mantienen un comportamiento convergente en régimen turbulento, tal como ha sido documentado por varios autores (Pérez-Pupo *et al*., 2020; Pimenta *et al*., 2018; Tolentino & González, 2023). No obstante, el hecho de que no hayan mostrado ventajas comparativas claras frente a la referencia implícita limita su aporte cuando se busca optimizar precisión.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Las ecuaciones de Haaland, Pavlov y Round ocuparon una posición intermedia, combinando simplicidad con errores relativamente bajos. En documentos independientes, la literatura ha destacado estas expresiones como alternativas prácticas por su equilibrio entre facilidad de implementación y precisión aceptable (Anaya-Durand *et al*., 2014; Beltrán, 2021; Brkić, 2011). Sin embargo, en las condiciones específicas evaluadas no lograron superar sistemáticamente la formulación de Shaikh-Massan-Wagan, lo que refuerza la idea de que el desempeño comparativo depende del rango de Reynolds y de la rugosidad relativa considerada.

Un resultado de particular relevancia fue el comportamiento de la ecuación de Hazen-Williams. A pesar de no derivarse de principios universales del flujo turbulento y de sus restricciones teóricas para ciertos diámetros (Alegret-Breña & Martínez-Valdés, 2019; Mott, 2006), mostró un error relativo competitivo e incluso menor que varias expresiones clásicas. Este hallazgo puede explicarse porque las condiciones experimentales se situaron dentro del rango operativo donde la ecuación ha demostrado buen desempeño empírico (Liou, 1998; Monís, 2020; Munson *et al*., 2013), sobre todo en turbulencia moderada y velocidades típicas de sistemas de distribución. Por lo tanto, más que contradecir sus limitaciones teóricas, los resultados sugieren que bajo condiciones controladas y dentro de su dominio empírico puede ofrecer estimaciones satisfactorias.

Es necesario indicar que aun en régimen turbulento, el comportamiento hidráulico próximo a la pared del medio de conducción está gobernado por la existencia de una subcapa laminar cuyo espesor regula la interacción entre la rugosidad interna y el núcleo turbulento del flujo (Munson *et al*., 2013; White, 2011). Si las irregularidades

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

superficiales quedan contenidas dentro de esa subcapa, la conducción se comporta como hidráulicamente lisa; cuando la rugosidad la sobrepasa, se alcanza la turbulencia completamente desarrollada, y en condiciones intermedias se presenta un régimen de transición (Çengel & Cimbala, 2014). Dado que las tuberías de plástico, como las de polietileno, poseen baja rugosidad relativa, es razonable que en los escenarios evaluados predomine un comportamiento cercano al régimen hidráulicamente liso, lo que ayuda a explicar la similitud entre varias expresiones derivadas de la formulación de Colebrook-White, así como el mejor ajuste de aquellas ecuaciones que reproducen con mayor fidelidad ese fundamento teórico.

En conjunto, la discusión permite establecer que aunque múltiples ecuaciones presentan comportamientos coherentes en régimen turbulento, la expresión de Shaikh-Massan-Wagan mostró la mayor capacidad de reducir el error relativo sin sacrificar aplicabilidad práctica. Su carácter explícito constituye además una ventaja operativa frente a la naturaleza implícita de Colebrook-White, en particular en procesos de modelación hidráulica donde se realizan cálculos repetitivos o simulaciones extensivas (Offor & Alabi, 2016). En consecuencia, bajo las condiciones experimentales evaluadas, esta expresión emerge como la alternativa técnica más robusta para la estimación de pérdidas de carga en tuberías de polietileno.

Conclusiones

Todas las expresiones evaluadas presentaron concordancias excelentes (ICW > 0.95) respecto de las pérdidas de carga experimentales y errores relativos menores al 10 %; sin embargo, la ecuación de Shaikh-Massan-Wagan es la que se destacó en cuanto a exactitud, además de precisión,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en todos los diámetros evaluados, al presentar los más bajos valores de RMSE y un ER promedio significativamente menor que el resto de ecuaciones. Por lo tanto, se recomienda el uso de esta expresión explícita para el cálculo de pérdidas de carga en tuberías de polietileno en diámetros nominales de 25, 32, 40 y 50 mm.

Agradecimientos

Al Departamento de Ingeniería Agrícola de la Universidad Agraria del Ecuador, en especial a los ingenieros Jeremy Azú, Crístofer Íñiguez y Jefferson Inga, por los equipos y el apoyo brindado en la realización de las pruebas.

Financiamiento

Este estudio fue financiado por uno de los autores y la Universidad Agraria del Ecuador.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses relacionados con la investigación, autoría o publicación de este artículo.

Declaración de uso de IA

En este artículo se utilizó IA única y exclusivamente para mejorar la fluidez lingüística en algunos de sus párrafos, todo lo cual fue exhaustivamente revisado por el autor de correspondencia, previo a su incorporación en el manuscrito.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Referencias

Abdulameer, L. S., Dzhumagulova, N., Algretawee, H., Zhuravleva, L., & Alshammari, M.H. (2022). Comparison between Hazen-Williams and Darcy-Weisbach equations to calculate head loss through conveyancing treated wastewater in Kerbala City, Iraq. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, *1*(115), 36-43. https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.251385

Achour, B., & Amara, L. (2020). Theoretical considerations on flow regime dependency of the Hazen-Williams coefficient. *Larhyss Journal*, (42), 53-62. https://www.larhyss.net/ojs/index.php/larhyss/article/view/727

Alambra, K. (2024, agosto 27). *Calculadora de la viscosidad del agua*. Omni Calculator. https://n9.cl/m9zwq

Alegret-Breña, E., & Martínez-Valdés, Y. (2019). Coeficiente de Hazen-Williams en función del número de Reynolds y la rugosidad relativa. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, *40*(3), 41-55. https://www.researchgate.net/publication/343573793_Hazen-Williams_coefficient_as_a_function_of_Reynolds_number_and_relative_roughness

Alfaro-Guerra, M., Guerra-Rojas, R. & Olivares-Gallardo, A. (2019). Evaluación experimental de la solución analítica exacta de la ecuación de Colebrook-White. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, *20*(2), 1-11. https://doi.org/10.22201/fi.25940732e.2019.20n2.021

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Anaya-Durand, A., Cauich-Segovia, G., Funabazama-Bárcenas, O., & Gracia-Medrano-Bravo, V. (2014). Evaluación de ecuaciones de factor de fricción explícito para tuberías. *Educación Química*, *25*(2), 128-134. https://doi.org/10.1016/S0187-893X(14)70535-X

Arumugam, A., Kibrom, H., Gebreamlak, M., Teame, M., & Mengstu, M. (2022). Comparative analysis and validation of selected explicit equation models for determination of Darcy friction factor to estimate major head loss for a pressurized flow system. *Science & Technology Asia*, *27*(3), 216-235. https://ph02.tci-thaijo.org/index.php/SciTechAsia/article/view/241771

Barr, D., & White, C. (1981). Solutions of the Colebrook-White function for resistance to uniform turbulent flow. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, *71*(2), 529-535. https://doi.org/10.1680/iicep.1981.1895

Beltrán, L. (2021). *Validación de las ecuaciones del factor de fricción en tuberías a presión* [Tesis de grado, Universidad Católica de Colombia]. RIUCaC. https://hdl.handle.net/10983/26576

Brkić, D. (2011). Review of explicit approximations to the Colebrook relation for flow friction. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, *77*(1), 34-48. https://doi.org/10.1016/j.petrol.2011.02.006

Çengel, Y. A., & Cimbala, J. M. (2014). *Fluid mechanics: Fundamentals and applications* (3rd ed.). McGraw-Hill.

Colebrook, C. F., & White, C. M. (1937). Experiments with fluid friction in roughened pipes. *Proceedings of the royal society A*, *161*(906), 367-381. https://doi.org/10.1098/rspa.1937.0150

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Da Rocha, H. S., Marques, P. A., de Camargo, A. P., Frizzone, J. A., & Saretta, E. (2017). Internal surface roughness of plastic pipes for irrigation. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, *21*(3), 143-149. https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n3p143-149

Darweesh, M. S., Salah, W. A., Awwad, T. A., Ragad, E. M., & Ahmed, A. A. (2024). An improved form of Hazen-Williams equation for pressurized flow. *Engineering, Technology & Applied Science Research*, *14*(3), 14640-14644. https://doi.org/10.48084/etasr.7511

Falkovich, G. (2011). *Fluid Mechanics: A Short Course for Physicists*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511794353

Gavilánez-Luna, F. (2019). Incidencia de la presión sobre el coeficiente de rugosidad C de Hazen-Williams. *Tecnología y ciencias del agua*, *10*(5), 214-225. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-08

Guerrero, J. (1995). Ecuación modificada de Colebrook-White. *Ingeniería hidráulica en México*, *10*(1), 43-48.

Gutiérrez, H., & De-la-Vara, R. (2008). *Análisis y diseño de experimentos* (2ª ed.). McGraw-Hill Interamericana, S. A.

Haaland, S. E. (1983). Simple and explicit formulas for the friction factor in turbulent pipe flow. *Journal of Fluids Engineering*, *105*(1), 89-90. https://doi.org/10.1115/1.3240948

Jamil, R. (2020). Frictional head loss relation between Hazen-Williams and Darcy-Weisbach equations for various water supply pipe materials. *International Journal of Water*, *13*(4), 333-347. https://doi.org/10.1504/IJW.2019.106047

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kaseng, F., Bayona, R., & Rodríguez, C. (2020). Alternate formula for calculating the Darcy coefficient in turbulent flow in pipes. *3C Tecnología. Glosas de Innovación Aplicadas a la Pyme*, *9*(3), 99-109. https://doi.org/10.17993/3ctecno/2020.v9n3e35.99-109

Liou, C. P. (1998). Limitations and proper use of the Hazen-Williams equation. *Journal of Hydraulic Engineering*, *124*(9), 951-954. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:9(951)

Monís, J. (2020). *Historia, análisis y expresión gráfica de las fórmulas de pérdidas de carga utilizadas en la ingeniería hidráulica* [tesis doctoral, Universidad de Córdoba]. Helvia: Repositorio Institucional de la Universidad de Córdoba. http://hdl.handle.net/10396/20203

Moody, L. F. (1944). Friction factors for pipe flow. *Transactions of the American Society of Mechanical Engineers*, *66*(8), 671-678. https://doi.org/10.1115/1.4018140

Mott, R. (2006). *Mecánica de fluidos* (6ª ed.). Pearson Educación.

Munson, B. R., Okiishi, T. H., Huebsch, W. W., & Rothmayer, A. P. (2013). *Fundamentals of fluid mechanics* (7th ed.). John Wiley & Sons.

Narváez, P. (2000). Ecuaciones de flujo para líquidos: desarrollo histórico y características fundamentales. *Revista Ingeniería e Investigación*, (45), 33-38. https://doi.org/10.15446/ing.investig.n45.21313

Offor, U., & Alabi, S. (2016). An accurate and computationally efficient explicit friction factor model. *Advances in Chemical Engineering and Science*, *6*(3), 237-245. https://doi.org/10.4236/aces.2016.63024

Ormsbee, L., & Walski, T. (2016). Darcy-Weisbach versus Hazen-Williams: No calm in West Palm. In: *World Environmental and Water Resources Congress 2016* (pp. 455-464). https://doi.org/10.1061/9780784479865.048

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pérez-Pupo, J., Navarro-Ojeda, M., Pérez-Guerrero, J., & Batista-Zaldívar, M. (2020). On the explicit expressions for the determination of the friction factor in turbulent regime. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, *19*(1), 313-334. https://doi.org/10.24275/rmiq/Fen497

Pimenta, B. D., Robaina, A. D., Peiter, M. X., Mezzomo, W., Kirchner, J. H., & Ben, L. H. (2018). Performance of explicit approximations of the coefficient of head loss for pressurized conduits. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, *22*(5), 301-307. https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n5p301-307

Revilla, J. (1991). Factores de pérdidas por cortante para flujo de agua en tuberías. *Ingeniería hidráulica en México*, *6*(3), 9-17.

Round, G. F. (1980). An explicit approximation for the friction factor in turbulent pipe flow. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, *58*(1), 122-123. https://doi.org/10.1002/cjce.5450580119

Saldarriaga, J. (2007). *Hidráulica de tuberías*. Alfaomega Bogotá.

Shaikh, M., Massan, S., & Wagan, A. (2015). A new explicit approximation to Colebrook's friction factor in rough pipes under highly turbulent cases. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, *88*, 538-543. https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2015.05.006

Sotelo, G. (1980). *Hidráulica general*. Editorial Limusa, S. A.

Streeter, V. L., Wylie, E. B., & Bedford, K. W. (1998). *Fluid mechanics* (9th ed.). McGraw-Hill.

Swamee, P. K., & Jain, A. K. (1976). Explicit equations for pipe-flow problems. *Journal of the Hydraulics Division*, *102*(5), 657-664. https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0004542

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tarjuelo, J. (1999). *El riego por aspersión y su tecnología* (2ª ed.). Ediciones Mundi-Prensa.

Tolentino, S. L., & González, O. (2023). Correlación para el cálculo de la fricción turbulenta en tuberías. *Ingenius, Revista de Ciencia y Tecnología*, (30), 54-63. https://doi.org/10.17163/ings.n30.2023.05

White, F. M. (2011). *Fluid mechanics* (7th ed.). McGraw-Hill.

Willmott, C. J. (1981). On the validation of models. *Physical Geography*, *2*(2), 184-194. https://doi.org/10.1080/02723646.1981.10642213

Zhao, Z., & Gao, J. (2020). Robustness of water hammer protection of different formulas of frictional head loss. *Desalination and Water Treatment*, *187*, 172-177. https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25314

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-06

Articles

Holistic perspective of slaughterhouse wastewater from the context of the PENTApropeller: A scoping review

Perspectiva holística de las aguas residuales de los mataderos desde el contexto de la PENTAhélice: una revisión de alcance

Aarón Montiel-Rosales[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3064-0274

Nayeli Montalvo-Romero[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3706-6244

Eduardo Fernández-Echeverría[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5289-1568

Gregorio Fernández-Lambert[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4259-296X

[1]Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico Superior de Teziutlán, Teziutlán, Mexico, ar.chimedes@hotmail.com

[2]Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Misantla, Mexico, naiemontalvor@gmail.com

[3]Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico Superior de Zacapoaxtla, Zacapoaxtla, Mexico, eduardo.fe@zacapoaxtla.tecnm.mx

[4]Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Misantla, Mexico, gfernandezl@itsm.edu.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Corresponding author: Nayeli Montalvo-Romero, naiemontalvor@gmail.com

Abstract

The indiscriminate disposal of wastewater from slaughterhouses causes problems. This scoping review aims to identify the interest and implications of the PENTApropeller stakeholders —business, academy, government, society, and the environment— in the management of wastewater from slaughterhouses. PRISMA-ScR was used to collect and analyze studies during 2020-2024. The explicit stakeholders identified are academy, government, and industry, with a participation of 76.92, 15.39 and 7.69 %, respectively, while society and the environment are implicit stakeholders that are considered by the explicit ones. Teachers and students generate and apply knowledge that, through government funding, can develop management strategies at the laboratory level and disseminate the results. By linking with the private sector, these results can be leveraged into technological developments, with the backing of compliance with government regulations. The environment is an actor composed of academy, industry, and government, as the beneficiary of strategies that remove the physical and chemical parameters that affect it. Society does not have a direct presence, but its intervention derives from academy's intention to address risks to human health. Finally, comprehensive collaboration between stakeholders is essential in the development of sustainable multidisciplinary and transdisciplinary strategies among PENTApropeller stakeholders, for the benefit of humanity and the environment.

Keywords: literature reviews, waste water, food industry, meat, universities, government, industry, environment, society, PRISMA-ScR.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Resumen

La disposición indiscriminada de las aguas residuales de los mataderos genera afecciones. Esta revisión de alcance tiene el objetivo de identificar el interés y las implicaciones de los actores de la PENTAhélice —empresa, academia, gobierno, sociedad y medio ambiente— en la gestión de las aguas residuales de los mataderos. *PRISMA-ScR* se utilizó para recabar y analizar estudios durante 2020-2024. Se identificó que los actores explícitos son la academia, el gobierno y la industria con una participación del 76.92, 15.39 y 7.69 %, respectivamente; mientras que la sociedad y medio ambiente son actores implícitos que son considerados por los explícitos. Los profesores y alumnos generan y aplican conocimiento que mediante el financiamiento del gobierno puede desarrollar estrategias de gestión a nivel laboratorio y divulgar los resultados; al vincularse con el sector privado, estos resultados pueden potencializarse en desarrollos tecnológicos, con el respaldo en el cumplimiento de la normatividad que enmarca el gobierno. El medio ambiente es un actor integrado por la academia, industria y gobierno, como beneficiario de las estrategias que remueven parámetros fisicoquímicos que lo afectan. La sociedad no evidencia una presencia directa, sino su intervención deriva de la intención de la academia por atender el riesgo en la salud humana. Finalmente, la colaboración integral entre los actores es fundamental en el desarrollo de estrategias sustentables multidisciplinarias y transdisciplinarias entre los actores de la PENTAhélice en beneficio de la humanidad y del medio ambiente.

Palabras clave: estudio bibliográfico, agua residual, industria alimentaria, carne, universidad, gobierno, industria, medio ambiente, sociedad, PRISMA-ScR.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Received: 05/06/2025

Accepted: 28/02/2026

Available ahead of print: 08/04/2026

Version of record: 01/11/2026

Introduction

The wastewater cogenerated in the slaughterhouses by the production process of processing and disposal of meat for human consumption contains a high organic load that favors the development of pathogenic microorganisms, it also contains parasite eggs, and pesticide residues that were present in the animal during its feeding, chlorine from the cleaning of the facilities, brine, among other components. So, wastewater from slaughterhouses turns out to be a potentially toxic contaminant of soil and water, which is presented by the decomposition of organic matter. Shi *et al*. (2023) mention that the high concentration of organic matter without sufficient treatment is a factor of serious contamination of the natural environment. In addition, wastewater, due to its rapid decomposition, releases methane, thus generating unpleasant odors that attract harmful fauna —*e.g.*, flies, cockroaches, rats— that transmit diseases; in addition to this, they generate the formation of leachate that drags pollutants into surface waters or infiltrates aquifers, which ultimately deteriorate the aquifers that are a source of water for human consumption and agriculture, thereby affecting the environment (COFEPRIS, 2006). Mainly in developing countries, the indiscriminate disposal of wastewater from slaughterhouses causes waterborne diseases (Dos Santos-Pereira *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Worldwide, wastewater from slaughterhouses is considered to be one of the most polluted (Mkilima *et al*., 2024). In addition, due to their characteristics, they are the focus of antibiotic-resistant bacteria and antimicrobial residues (Savin *et al*., 2020). In Mexico, according to the "Agri-Food and Fisheries Information Service" (AFFIS) in its 2023 report, it mentions that there are 1 198 slaughterhouses, of which 903 are municipal (Inspection Type of the Secretary of Health, ITSH), 174 are private and 121 federal (Federal Inspection Type, FIT) (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, 2023). Depending on the type of activity to be carried out, the equipment, and the purpose for which the slaughterhouse was created, these are classified into FIT slaughterhouses and ITSH slaughterhouses. The ITSH slaughterhouses are known as "municipal slaughterhouses" for the disposal of meat for the consumption of the inhabitants of the municipality; while the FIT slaughterhouse, which in addition to complying with the basic services of the ITSH, offers an industrialization of meat products for large-scale marketing at the national level and for export (INAP, 2019).

According to the standard "Products and services. Sanitary specifications in establishments dedicated to the slaughter and processing of animals for supply, storage, transport, and sale. Sanitary specifications for products", the slaughterhouse is considered to be any establishment intended for the slaughter and slaughter of animals for slaughter; with a slaughter capacity of at least 28 head of large livestock, 56 head of small livestock or 1 000 domestic birds per day, either individually or combined (Secretaría de Salud, 2004). The slaughter considers the livestock species: cattle, pigs, sheep, goats, horses and poultry (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, 2023). Slaughterhouses are public services, provided to individuals by municipalities; to provide facilities for

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

the adequate slaughter of animals that people will later consume. The National Institute of Public Administration (INAP), defines the "municipal slaughterhouse" as an entity owned by the municipality focused on the slaughter of animals for consumption as food for part of the population; in areas such as landing pens —receives the cattle to be slaughtered— and deposit —protects the cattle for slaughter after the ownership, sanitary and fiscal requirements have been met—, and slaughter (involves the slaughter, removal of visors and the cutting of meat), through the efficient use of personnel, equipment, and necessary tools (INAP, 2019).

According to the General Law for the Prevention and Integral Management of Waste (GLPIMW, in spanish), waste is any solid or semi-solid, liquid or gas material that an owner or possessor discards. Also, throughout the production process of the slaughterhouse, various wastes are generated; in this sense, and considering the classification of the GLPIMW, it is possible to establish that special handling waste and hazardous waste are generated (PROFEPA, 2015). The main waste generated in slaughterhouses is wastewater, blood, and rumen content; these being of large volume and highly polluting; in addition to this, municipal slaughterhouses generally do not have adequate waste separation systems, which causes a mixture of waste with a high organic load, and which unfortunately in some cases is dumped indiscriminately into public drainage, aquifers or the environment. The main composition of wastewater from this sector includes blood, excrement, rumen content, fat, feathers, and bones. In the document "Risk Assessment of Municipal Slaughterhouses and Slaughterhouses" (in spanish) of the Federal Commission for the Protection against Sanitary Risks (COFEPRIS in spanish), the average values of the main components of wastewater are presented according to the COFEPRIS (COFEPRIS, 2006). The animal´s

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

blood, urine, and excrement produce Nitrogen (N) in the wastewater; while the alkaline pH of the wastewater, other compounds in the wastewater, and ammonium (NH_4-N), generate ammonium hydroxide (NH_4OH); organic matter originates from water that in contact with carcasses, excrement, and blood, among other elements; from the undigested stomach contents Phosphorus (P) is produced; likewise, sodium (Na) is generated from the excrement and food present in the animal's stomach, as well as from the pickling process (Ibidem). In addition, veterinary pharmaceuticals and surfactants may be present (Sandoval *et al*., 2024) toxic to aquatic life (Sandoval & Salazar, 2021). Municipal slaughterhouses consume a large amount of water. Water is mainly used in the processes of receiving and handling livestock, in stunning and slaughter, for evisceration, in post-mortem inspection, and in carcass detailing and washing. According to Quiroga *et al*. (1994) the water needed for the slaughter and slaughter process, for larger animals is 1 000 liters; for pigs, the need is 450 liters; while 100 and 20 liters are used, for sheep goats, and poultry, respectively. The slaughterhouse is considered to be the second largest consumer of water within the livestock processing value chain (Teo *et al*., 2023).

The wastewater cogenerated by slaughterhouses has been treated from various approaches. Generally, wastewater treatment can be developed by electrocoagulation, membrane separation, advanced oxidation, physicochemical processes and biological treatments (Aziz *et al*., 2019). Biological processes have the characteristic that they are long-treatment, polymeric, include adjunct growth processes, and operate at high rates of organic load (Derakhshan *et al*., 2023). Kothari *et al*. (2024) present the treatment of wastewater from slaughterhouses is presented using a biological approach, *i.e.*, bioremediation, which includes

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

phytoremediation. The Microbial Fuel Cell and Electro-Fenton schemes are combined to treat slaughterhouse wastewater; separately, the two treatments report good results; however, better efficiency is obtained with integrated treatment that improves water quality, but is not suitable for human consumption (Mkilima *et al*., 2024). Shi *et al*. (2023) describe a treatment system that uses fungi and algae, *Chlorella sp*. DT025 and *Penicillium sp*. A treatment that uses electrocoagulation with aluminum and iron electrodes is described by Sandoval *et al*. (2024). Ramírez-Montoya *et al*. (2023), anaerobic treatment is improved in the treatment of slaughterhouse wastewater using carbon as a methanogenic enhancer.

In addition, Feng *et al*. (2009), the development of an Anaerobic Carrier Reactor with Baffles, which is made with bamboo carriers in treating slaughterhouse wastewater, is described. Fedorov *et al*. (2023), the use of Hydrodynamic Cavitation in the activation of sodium percarbonate and ozone (O_3) is described, thereby degrading the recalcitrant 1.4-dioxane. A novel biochar coupled with nano-valent copper (nZVCu/BC), in wastewater remediation is described by Iqbal *et al*. (2021). De Nardi *et al*. (2008), a Dissolved Air Flotation (DAF) system and two Up-flow Anaerobic Sludge Blanket reactors are presented. Dosta *et al*. (2008), a Sequencing Batch Reactor is presented for the biological removal of Chemical Oxygen Demand (COD), Suspended Solids, and N, including a coagulation/flocculation step. Ramadan *et al*. (2023), an Anaerobic Membrane Bioreactors is used in the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. A strategy that integrates Anaerobic Digestion and Electrocoagulation is described by Adou *et al*. (2022). Advanced oxidation processes were used in the treatment of wastewater from a poultry slaughterhouse, namely iron salts, potassium persulfate, titanium dioxide, and hydrogen peroxide (Kanafin *et al*., 2022). Two

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

strategies involving the use of ozone in wastewater treatment involve: (i) preozonation followed by a UVC/H_2O_2 process, and (ii) simultaneous application of O_3/UVC/H_2O_2 (Alfonso-Muniozguren *et al*., 2021). Bingo *et al*. (2021), an integrative approach is presented that considers an Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) bioreactor together with a submerged Ultrafiltration (UF) membrane. A simple and combined electrochemical oxidation treatment is presented by Terán-Hilares *et al*. (2021).

Sandoval and Salazar (2021), the electrochemical treatment scheme for the purpose of generating electricity is described. Zahedi *et al*. (2021), methane is produced as part of anaerobic wastewater treatment. Wastewater from slaughterhouses is remediated and biomass is produced, using various concentrations of wastewater, by Azam *et al*. (2020). The treatment of wastewater from slaughterhouses and the culture of microalgae Chlorella vulgaris using acid precipitation (H_2SO_4) in both discontinuous and continuous processes, is described b Terán-Hilares *et al*. (2021). Previous studies show that there are strategies developed to address the management of solid and liquid waste, cogenerated by the process of slaughterhouses, considering strategies for the redesign of products and processes. However, it is a reality that the multiple problems derived from the generation, and management of wastewater are not isolated situations but integral.

However, a scheme that can meet this need is the context of the Mexican Innovation Model: The PENTApropeller and Open Innovation (see Figure 1), which emerged in 2019. The PENTApropeller, as a Mexican model of linkage between industry, academy, and government, scales its impact, through the incorporation of society and the environment; through the generation of innovation that transforms reality, as a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

responsible economic development scheme, with which it is possible to face priority national problems. The PENTApropeller presents a vision of the SECIHTI (Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación) of cutting-edge technological change and open innovation in a virtuous and harmonious way of the five sectors of the innovation ecosystem. And well, the model of the PENTApropeller of Mexico can be scaled up internationally.

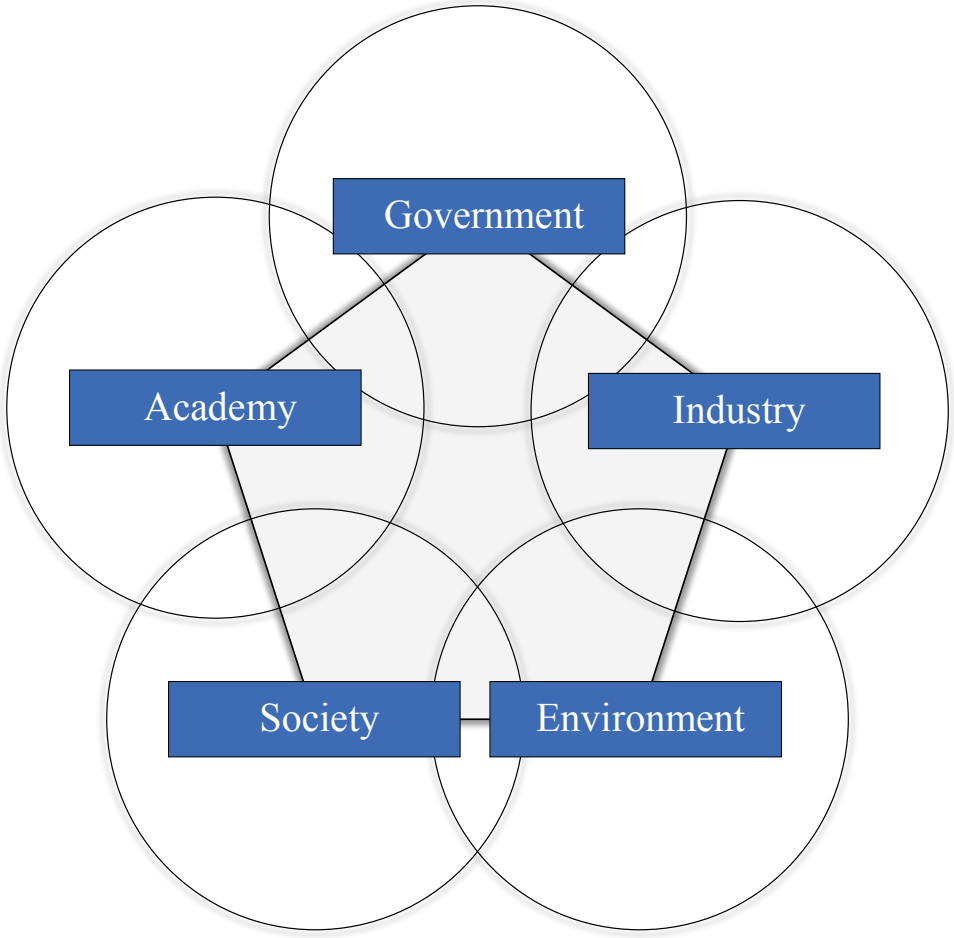


Figure 1. PENTApropeller model from SECIHTI.

So, it is a reality that there are multiple efforts that emerge from different stakeholders in wastewater management; however, it is unclear

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

what kind of information is available in the literature on the holistic involvement of actors in the development of strategies for the management of slaughterhouse co-generated wastewater. That is why a scoping review was carried out to systematically map the research in this area with the aim of identifying and analyzing, if in the development of slaughterhouse wastewater remediation strategies, the main actors —PENTApropeller: academy, government, industry, society, and environment— involved and interested in the development of such strategies are considered in a holistic and integral way, that maintain and enhance the socio-economic development of humanity without compromising the environment; as well as their integration and intervention in the development of these strategies, likewise, it is interesting to identify the degree of intervention of the actors evidenced in the dissemination of results through scientific publications, and the way in which they interact with each other; as well as identifying the existing knowledge gap. The following research question was asked: What has been reported in the literature about the holistic intervention of the actors involved in wastewater management?

This scoping review is aimed at researchers and technology developers, who design and generate wastewater management strategies; and at all those interested in the development of environmental conservation policies and schemes, from a holistic perspective. This review can be the basis for developing more in-depth and detailed reviews. The review adopts a strategy of backward analysis of secondary data from the published contributions. Scoping review, as a strategy, allows for systematic search, selection, and synthesis of existing knowledge to map key concepts, types of evidence, and knowledge gaps of this phenomenon. The approach used guarantees a formal and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

structured review, which allows for the extraction and analysis of reliable information on the implications of the stakeholders that must be considered in the development of strategies for remediation and conservation of natural resources considering a revaluation of treated wastes, under a holistic perspective of the stakeholders. Finally, Section I contains the Introduction; the rest of the document is organized as follows: Section II Material and Methods, describes the methodology used to identify and collect the studies; Section III Results, presents the findings identified in the studies reviewed; Section IV Discussion, presents the main reflections of the evidence of the studies; finally, Section V concludes the scoping review study of the implications of stakeholders in the development of strategies for the maintenance and conservation of the ecosystem, under a holistic perspective.

Material and methods

A Scope Review (Gómez, 2023; Mak & Thomas, 2022) was carried out as a systematic methodological framework aligned with the statement of the Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses PRISMA for Scoping Reviews (PRISMA-ScR) (Tricco *et al*., 2018). It is not the objective of the scoping review to assess the quality of the literature, but to identify the depth and breadth of the literature on the interest and involvement of the actors of the PENTApropeller. The protocol was prospectively registered in the Open Science Framework on December 31, 2024 (https://osf.io/eu63v/) (Montiel-Rosales *et al*., 2024); while the PRISMA-P Preferred Reporting Items for Systematic review and Meta-Analysis Protocols (PRISMA-P) were used for its drafting, and it was reviewed by the research team.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The inclusion and exclusion criteria of the studies were aligned with the PICO scheme (P: population, I: intervention, C: comparator, O: outcome) (Prill *et al*., 2021). The studies, to be included in the review, had to consider the development of strategies for the management of cogenerated wastewater by the production process of the slaughterhouses, considering the incorporation of at least three actors identified by the PENTApropeller. The review considered articles published in peer-reviewed journals, during the period from January 2020 to December 2024, that were written in English, in addition to including the perspective of stakeholders in wastewater management. Experimental studies at laboratory and field level were included, with quantitative results of the efficiency of the contaminant removal system. On the other hand, studies that did not fit into the conceptual framework of the study were excluded, *e.g.*, simulation models, and evaluation of hypothetical cases. The literature search for the scoping review was not limited by discipline or subdiscipline; but review studies, conference proceedings, books, book chapters, non-peer-reviewed articles, and intellectual property registrations were not considered.

The identification of the studies was carried out by searching the databases: Web of Science (WoS), Scopus, ScienceDirect, SpringerLink and Google Academic; during the period from January 2020 to December 2024. The search strategies were designed and perfected by the research team, through discussions. On December 23, the following databases were consulted: WoS (Clarivate, 2024), Scopus (Elsevier, 2024b), ScienceDirect (Elsevier, 2024a), SpringerLink (SpringerNature, 2024), and Google Academic (Google, 2024). With the intention of considering relevant studies within the review, the authors decided to include several

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

databases. The search results were exported to Mendeley Cite v1.67.0 (Elsevier Ltd., 2024), where duplicates were removed.

The search strategy was peer-reviewed, using the Peer Review of Electronic Search Strategies (McGowan *et al*., 2016). Key terms were used in the search closely related to the study framework; this selection of terms was made jointly and in agreement by the authors. Similarly, the search strategy for each database was designed and reviewed by the authors; for this purpose, the Boolean operators "AND", "OR" and "NOT", were used to define the search code made up of keywords. Due to the characteristics of each database, codes were designed for each one (see Table 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 1. Search strategies.

Database	Search Algorithm
WoS	ABS-KEY ("Slaughterhouses" AND "Wastewater" OR "Water Treatment" OR "Water Treatment System" OR "Water Treatment Technologies") AND NOT TITLE ("Review" OR "Literature" OR "Bibliometric") AND ALL FIELDS ("Academy" OR "Government" OR "Industry" OR "Society" OR "Environment")
Scopus	ABS-KEY ("Slaughterhouses" AND "Wastewater" OR "Water Treatment" OR "Water Treatment System" OR "Water Treatment Technologies") AND NOT TITLE ("Review" OR "Literature" OR "Bibliometric") AND ALL ("Academy" OR "Government" OR "Industry" OR "Society" OR "Environment") AND PUBYEAR AFT 2020
ScienceDirect	ABS-KEY ("Slaughterhouses" AND "Wastewater" OR "Water Treatment" OR "Water Treatment System" OR "Water Treatment Technologies") AND NOT TITLE ("Review" OR "Literature" OR "Bibliometric") AND ALL FIELDS ("Academy" OR "Government" OR "Industry" OR "Society" OR "Environment")
SpringerLink	("Slaughterhouses" AND "Wastewater" OR "Water Treatment" OR "Water Treatment System" OR "Water Treatment Technologies") AND ("Academy" OR "Government" OR "Industry" OR "Society" OR "Environment") AND NOT ("Review" OR "Literature" OR "Bibliometric")
Google Scholar	("Slaughterhouses" AND "Wastewater" OR "Water Treatment" OR "Water Treatment System" OR "Water Treatment Technologies") AND ("Academy" OR "Government" OR "Industry" OR "Society" OR "Environment")

With the intention of obtaining an objective review, all authors individually reviewed all studies. We selected only those studies that were relevant to the scoping review; to do this, the authors sequentially evaluated titles, abstracts, and keywords. Only those studies that met the inclusion criteria were considered as part of the review; while all those studies irrelevant to the PICO scheme were excluded. Once the potential studies were defined, the full text was read individually by each author.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

However, when there were disagreements about study selection and data extraction, the authors agreed to include or exclude them.

Subsequently, data from the studies were extracted equally among the authors with double verification. To do this, a knowledge management foundation was built in Microsoft® Excel® for Microsoft 365 MSO (version 2411 build 16.0.18227.20082) of 64-bit (Microsoft Corp., 2024). While managing the references of the retrieved studies, Mendeley Cite v1.67.0 was used (Elsevier Ltd., 2024). The authors jointly developed a form that resulted in a knowledge management base on the characteristics of the studies, integrated into categories, namely, "Publication characteristics", "Slaughterhouse and wastewater treatment system features", "Actors involved in the PENTApropeller", "Physicochemical parameters reported", "Biological parameters reported", and "Other". All authors independently recorded data extracted from studies in the database, the results were discussed, and the form was iteratively updated.

The objective of the scoping review is to explore the implications and interactions of stakeholders in the development of waste management strategies. In this sense, hermeneutics was used as a method of text interpretation to interpret the information from the studies, while the quality of the knowledge synthesis method was evaluated collaboratively among the authors. The information concentrated in the knowledge management base was synthesized according to its relevance and presented in the form of tables and graphs using Microsoft® Excel® for Microsoft 365 MSO (version 2411 compilation 16.0.18227.20082) of 64 bits.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Results

The parameters for screening were defined jointly by the authors. The inclusion and exclusion criteria were defined based on the PICO framework (Table 2); this approach improved the quality of study selection.

Table 2. Inclusion and exclusion criteria.

PICO	Inclusion Criteria	Exclusion Criteria
Population	Studies that evaluate the performance of wastewater management systems, cogenerated from slaughterhouses	Studies that evaluate the performance of wastewater management systems, cogenerated from processes other than slaughterhouses, *e.g.*, agro-industrial, alcohol, textile, mining
Intervention	Studies that show the measurement of physicochemical and/or biological parameters, the interest in reducing the implications of wastewater on the environment and society	Studies that show hypothetical results based on assumptions
Comparator	Efficiency of the treatment system for co-generated wastewater from slaughterhouses	None
Outcome	Studies developed in direction and collaboration by the main actors of the —PENTApropeller: academy, government, industry, society, and environment—	None

The search parameters and the inclusion and exclusion criteria have been established. Search algorithms based on Boolean operators (Table 1) were entered into the databases. Initially, 31 009 studies were identified —WoS with 9 969, Scopus with 7 781, ScienceDirect with 30, SpringerLink with 7 049, and Google Scholar with 6 180—. Duplicate articles were removed and removed for other reasons, such as 30 863

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

studies. In addition, 53 were excluded. While 11 studies could not recover. Finally, 37 paper reviews, 3 empirical studies, and 29 not relevant were excluded. Therefore, 13 articles were considered for the review because, during the screening process, the objective was to identify studies that showed an explicit or implicit interrelationship between at least two actors in the PENTApropeller.

To this end, each article was read in its entirety and, working in pairs, the actors and their involvement were identified. Any disputes were resolved with the intervention of a third author. The 13 studies were considered for scoping review —WoS with 4, Scopus with 3, ScienceDirect with 2, SpringerLink with 2, and Google Scholar with 2—. Figure 2 shows the selection process of the studies considering previously established search strategies and eligibility criteria.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

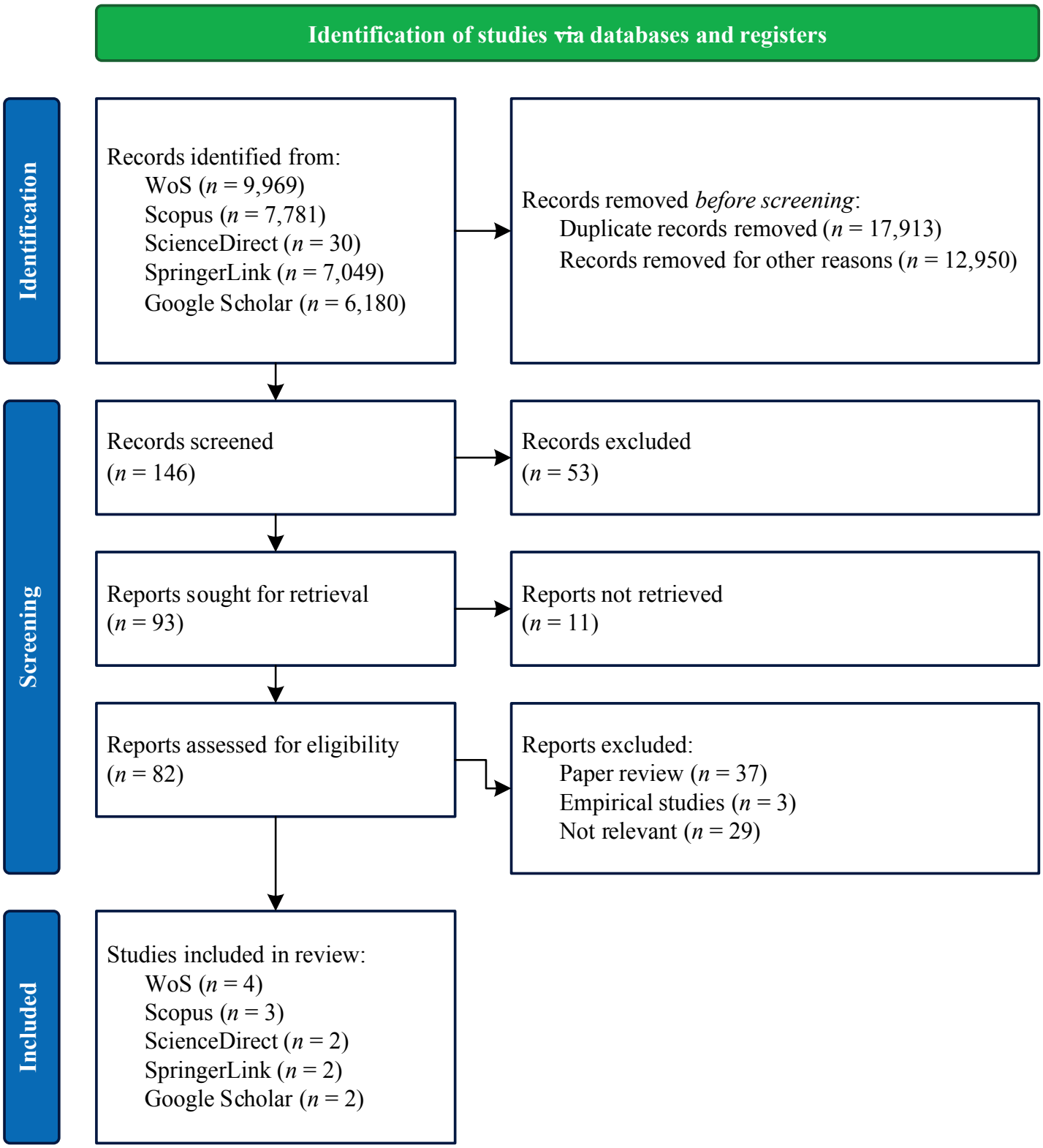


Figure 2. Selection of studies.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Once the studies were identified, a knowledge management base was built with the features of interest for the recovery of the studies (Table 3).

Table 3. Variables of interest by category.

Category	Variables
Publication characteristics	"Year", "Publisher", "Journal", "CiteScore", "Impact Factor", "Title", and "Objective"
Features of the slaughterhouse and wastewater treatment system	"Treatment Technology", "City", "Country", and "Type of Animal"
Actors involved in the PENTApropeller	"Academy", "Government", "Industry", "Society", and "Environment"
Reported physicochemical parameters	"Temperature", "Electrical Conductivity (EC)", "Total Solids (TS)", "Volatile Solids (VS)", "Total Suspended Solids (TSS)", "Totally Dissolved Solids (TDSs)", "Total Chemical Oxygen Demand (tCOD)", "Soluble Chemical Oxygen Demand (sCOD)", "Fats, Oils, and Grease (FOG)", "Alkalinity", "Turbidity", "pH", "Biological Oxygen Demand (BOD)", "Total Organic Carbon (TOC)", "Total Nitrogen", "Total Phosphorus", "Ammonium nitrogen (NH_4-N)", "Nitrate-nitrogen (NO_3-N)", "Ammonia (NH_3)", "Sulphate", "Nickel", "Zinc", "Copper", "Cadmium", "Sludge", "Sludge (normalised per functional unit)", and "Wastewater"
Reported biological parameters	"ESKAPE Bacteria", "ESBL-producing *E. coli*", "Antimicrobial residues", "Total microbial number", "Total Coliform Count (TCC)", "Fecal Coliform Count (FCC)", "Thermo-tolerant coliform bacteria", "Pathogenic flora", "*Salmonella coliphages*", "Spores of sulfite-reducing clostridia", "*Pseudomonas aeruginosa*", "*Staphylococcus aureus*", and "*Enterococcus*"
Others	"^{1}H NMR (Nuclear Magnetic Resonance) relaxometry", "^{1}H NMR diffusometry", and "Methane"

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The objectives of the 13 retrieved studies, as well as the main features describing the cogenerated wastewater treatment system, are shown in Table 4. From this table, it can be seen that 30.77 % report wastewater from poultry slaughterhouses, 15.38 % from buffalo, 7.69 % from a slaughterhouse that slaughters cattle and pig, chicken, and pig, and finally 30.77 % of the studies do not specifically report the type of animal slaughtered in the slaughterhouse under study.

Table 4. Identification of the scope of each study.

No.	Objective	Treatment Technology	Type of Animal	Reference
1	Evaluate the performance of a laboratory-scale, multi-stage integrated plant for Poultry Slaughterhouse Wastewater (PSW) treatment	An eco-flush dosed bio-physico pre-treatment unit for fats, oil, and grease (FOG) hydrolysis prior to the PSW being fed to a Down-flow Expanded Granular Bed Reactor, coupled to a Membrane Bioreactor	Poultry	Dyosile *et al*. (2021)
2	Pre-treated in conventional aerobic biological Wastewater Treatment Plant (WWTP) on-site; and additionally operates a physical-chemical WWTP using flotation and precipitation (flocculation)	Assess the presence of ESKAPE *bacteria*, ESBL-producing *E. coli*, and antimicrobial residues in wastewater and process water that accumulates in the delivery and dirty areas of two pig slaughterhouses, as well as in their internal wastewater treatment plants. In addition, its subsequent dissemination through municipal wastewater treatment plants to receiving water bodies was investigated	Pig	Savin *et al*. (2020)
3	Model alternative wastewater treatment technologies and evaluate their performance from an environmental perspective in the context of decentralized wastewater management in a slaughterhouse	Screening; Coagulation & Flocculation; Dissolved Air Flotation; Membrane Bioreactor; and Advanced Oxidation Process	NA*	Teo *et al*. (2023)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

No.	Objective	Treatment Technology	Type of Animal	Reference
4	To evaluate the efficiency, relaxometry and diffusometry of ^{1}H low-field NMR and VIS-nearIR spectroscopy in the analysis of contaminated wastewater during the treatment process in the slaughterhouse	Advanced ^{1}H NMR relaxometry and diffusometry methods and VIS-nearIR spectroscopy	Chicken	Crainic and Fechete (2024)
5	Investigate the performance of a three-stage PSW treatment system at the laboratory scale	Multi-stage PSW treatment system consisting of an aerobic pre-treatment tank, an EGSB bioreactor coupled with a submerged UF membrane	Poultry	Bingo *et al*. (2021)
6	Finding the most effective photochemical system for the treatment of real wastewater with complex matrix, considering the total removal of organic carbon	Advanced oxidation processes	Poultry	Kanafin *et al*. (2022)
7	Remove microbial from poultry slaughterhouse wastewater	Electrolysis, ultrafiltration, and ultraviolet radiation	Poultry	Meiramkulova *et al*. (2021)
8	Evaluate the feasibility of livestock slaughterhouse wastewater treatment by integrating chemical coagulation processes and the electro-Fenton process	Chemical Coagulation and Electro-Fenton	NA	Bazrafshan *et al*. (2022)
9	Evaluate the performance and suitability of the slaughterhouse wastewater treatment plant design, and propose upgrades to improve the efficiency of the treatment process	Rotary and static screens, an equalization tank, a DAF system, aeration tanks, and clarifiers	Buffalo	Rajpal *et al*. (2022)
10	Evaluating a Pilot-Scale FBBR (Fixed-Bed Biofilm Reactor) for Slaughterhouse Wastewater Treatment in Rural Communities	FBBR	Cattle, Pig	Marín-Peña *et al*. (2024)
11	Evaluate the efficiency of using carbonized sawdust as a low-cost natural adsorbent for slaughterhouse wastewater treatment and determine optimal conditions to achieve maximum efficiency	The treatment process involves three stages: adsorption using activated carbon, which is derived from sawdust, followed by sedimentation, and finally, a slow sand filter with a modified layer of woven textile cotton	NA	Elkady *et al*. (2024)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

No.	Objective	Treatment Technology	Type of Animal	Reference
12	Separate wastewater streams from individual slaughter processes/operations based on the nature of the similarity; and, design, implement, and evaluate the performance of an improved primary wastewater treatment system	Hydrasieve (500 µm) and externally fed rotary drum filter (EFRDF, 200 µm); a primary clarifier; a skimming tank; and dissolved air flotation	Buffalo	Shende *et al*. (2022)
13	Evaluate the efficiency and performance of Internal Circulation Anaerobic Granular Sludge Reactor (ICAGSR) in terms of organic contaminant removal and biogas production using granular anaerobic sludge	ICAGSR	NA	Hellal *et al*. (2024)

* Not Available.

Furthermore, Figure 3 shows the behavior of the number of publications per year, depending on the established search period (5 years). From the graphic analysis, it is possible to identify that 61.54 % of the studies reviewed were published in 2022; this situation reflects that the PENTApropeller model is related to the interests of the scientific community and that at the end of the review period this approach is strengthened.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

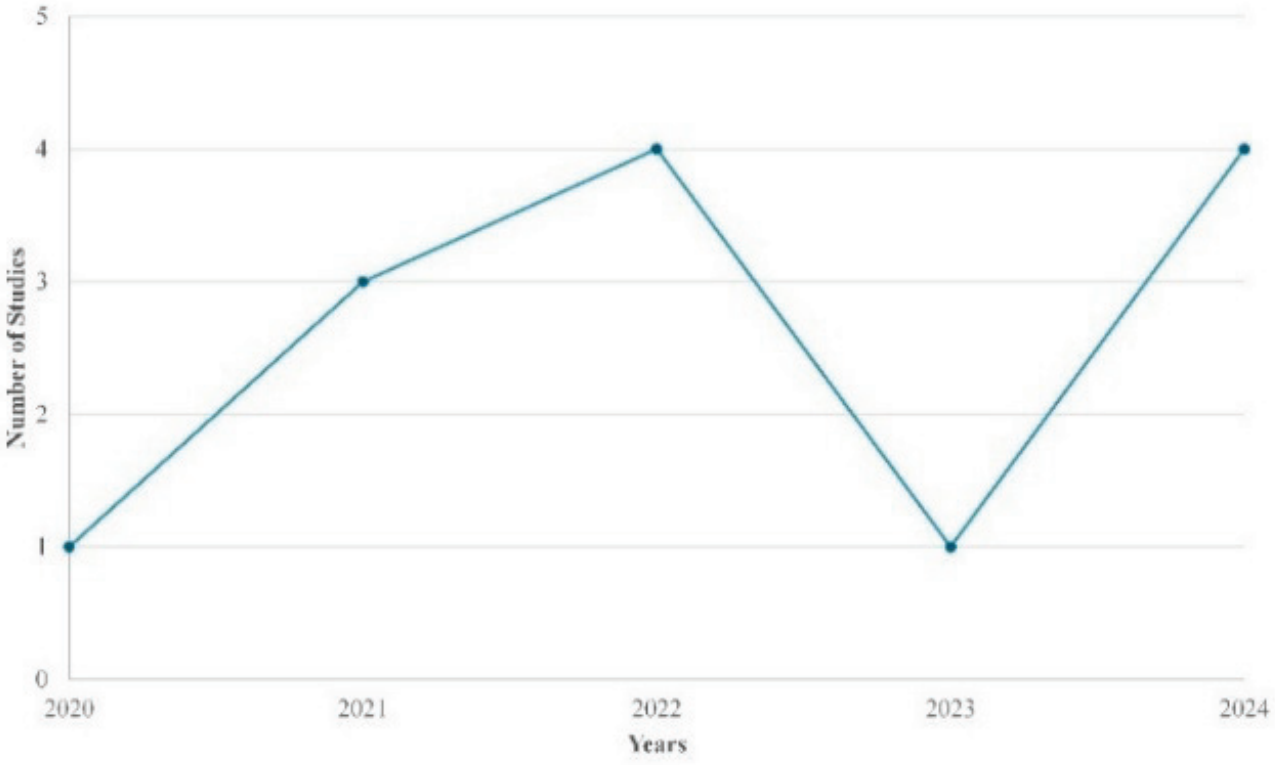
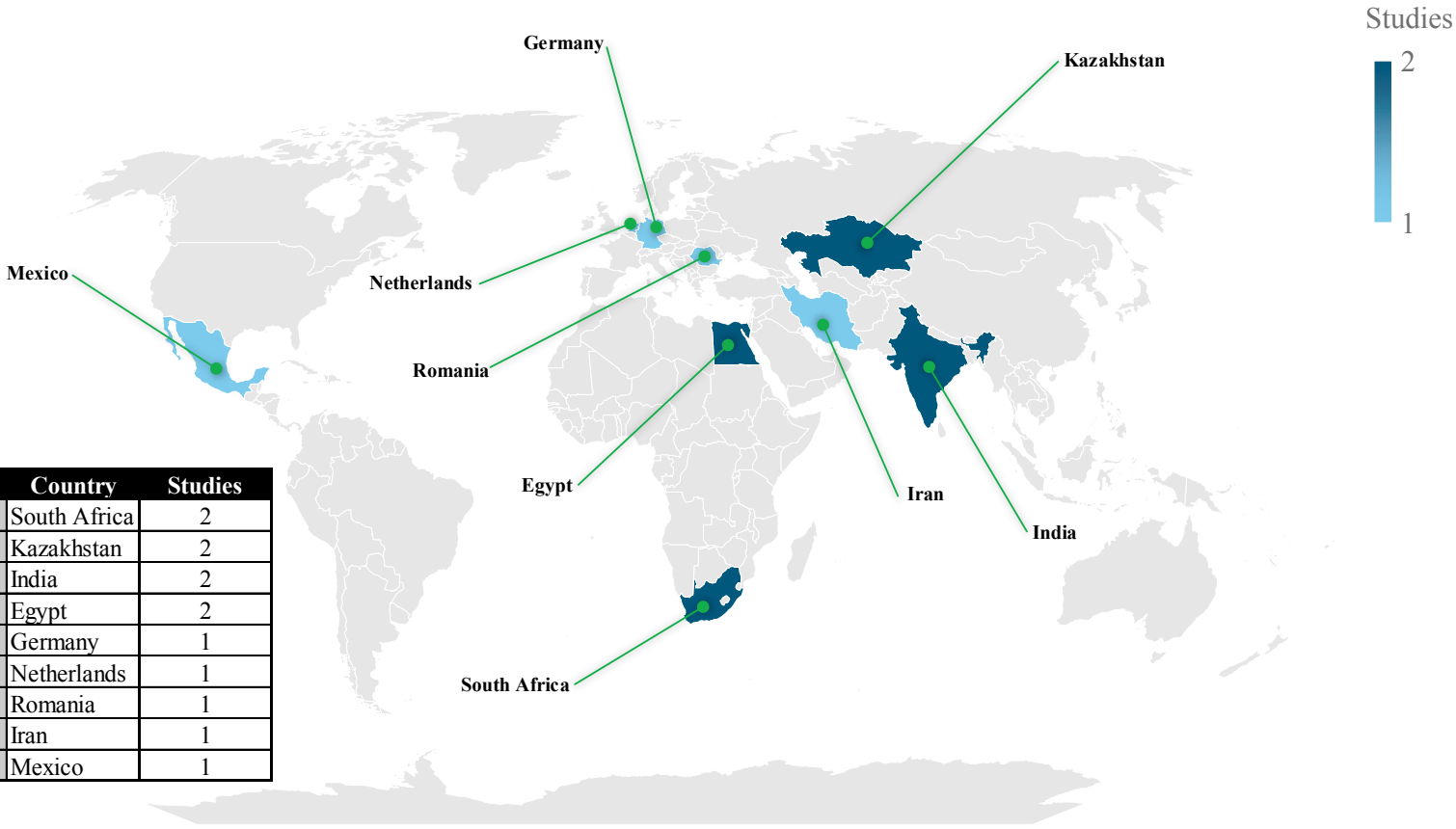


Figure 3. Behavior of study publications during the search period.

Figure 4 shows the distribution of recovered studies in various countries around the world. In this sense, South Africa, Kazakhstan, India, and Egypt, report 15.38 % each; while Germany, Netherlands, Romania, Iran, and Mexico contributed 7.69 % of the studies retrieved, each. While at the continental level, Asia accounts for 38.46 % of the contributions, followed by Africa with 30.77 %, Europe with 23.08 %, and finally America with 7.69 %.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



No.	Country	Studies
1	South Africa	2
2	Kazakhstan	2
3	India	2
4	Egypt	2
5	Germany	1
6	Netherlands	1
7	Romania	1
8	Iran	1
9	Mexico	1

Figure 4. Distribution of studies in the world.

The retrieved studies were analyzed by identifying the interest and involvement of the actors of the PENTApropeller —academy, government, industry, society, and environment—, for each study (Figure 5). From this analysis, it was identified that it is directly the academy, made up of professors-researchers, students and academic entities, who is the main actor interested and involved in the development of strategies for the efficient management of wastewater from slaughterhouses. In collaboration with the academy, there is evidence of a close relationship with the industry, in this case the slaughterhouses, who allow the studies to be developed in their facilities by improving their processes, with a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

clear goal: to improve production efficiency without affecting the environment or society —in some cases—. Likewise, the actors; academy, government and industry directly consider the environment as a main actor on which the strategies that are developed, by remedying the aversions that humanity generates for its socioeconomic development activity on the environment. In addition, some of the studies reflect that the development of strategies indirectly considers society, because they seek to improve the wastewater treatment process of slaughterhouses with the intention of reducing the risk of occupationally exposed personnel to the bacteria that are generated by exposure to the effluent. In the same way, there is evidence of an intrinsic participation of government entities in the development of strategies, their main participation being through calls on which research projects are financed. Finally, it is evident that to date there is no direct interest in the part of society in collaboration, in the development of strategies that contribute to a more sustainable society.



Figure 5. Direct and indirect interest and implications of the actors of the PENTApropeller.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figure 6 shows the relationship identified of the actors of the PENTApropeller, in each of the studies. As mentioned above, some studies reflect a direct interest and involvement; while, in other cases, this relationship is indirect but exists; likewise, there is evidence of a lack of consideration of actors in some studies. It was clearly identified that no study holistically considers the actors of the PENTApropeller, in the development of strategies. Only two studies, 15.38 %, when indirectly considering some actors, achieve an approach to a holistic approach.

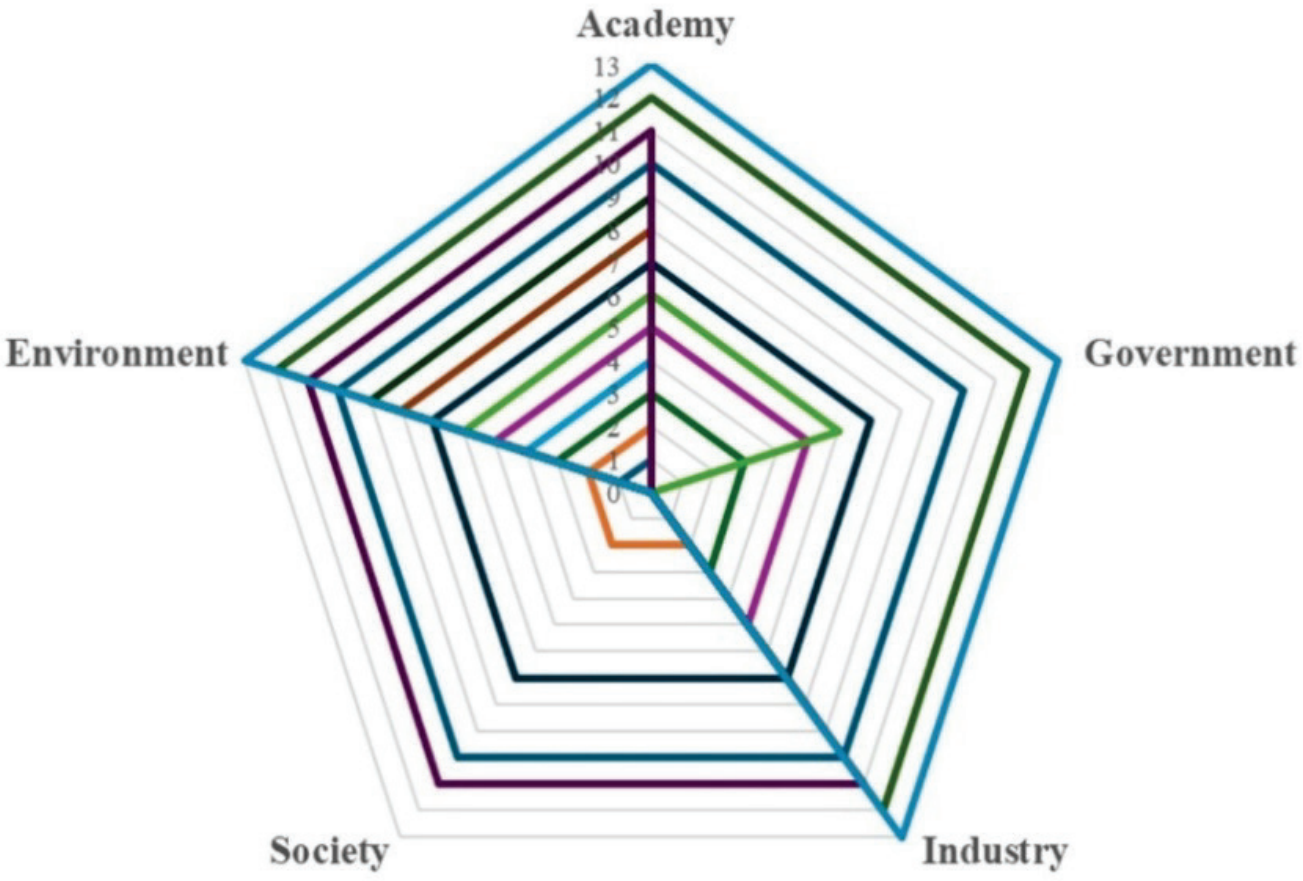


Figure 6. Interrelationship between the actors.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

From the scoping review, it was identified that 76.92 % of the studies are led by actors from the academy, 15.39 % by entities directly dependent on the government, and the rest are developed from the industrial sector —private—, as organizations that provide services to other interested actors (Figure 7).

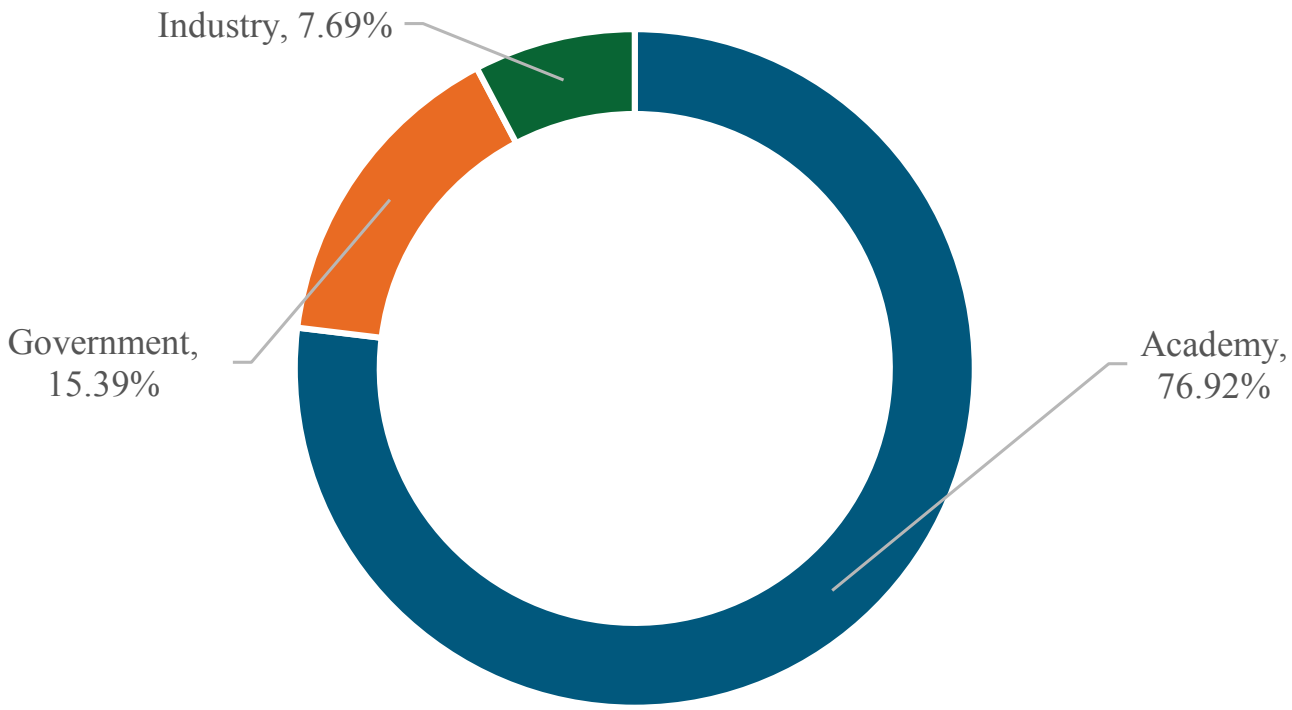


Figure 7. Actors of the PENTApropeller, who lead the development of strategies of the reviewed studies.

A concurrence analysis of the retrieved studies was carried out with the intention of identifying the relationship of the most relevant terms of the studies; VOSviewer version 1.6.20, released on October 31, 2023, was used for this analysis (Jan van Eck *et al*., 2023). Titles and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

abstractions were analyzed, omitting the structure of abstracts and copyright statements.

The complete count method was used. With a minimum threshold of occurrence of 2; while, to select the most relevant terms, a relevance score was calculated. In total, 125 terms were selected and analyzed, the main ones being "Treatment", "System", "Watewater", "Removal", "COD", "FOG", "Removal efficiency", "Slaughterhouses" with an occurrence of 22, 17, 14, 13 and 10 (Figure 8).

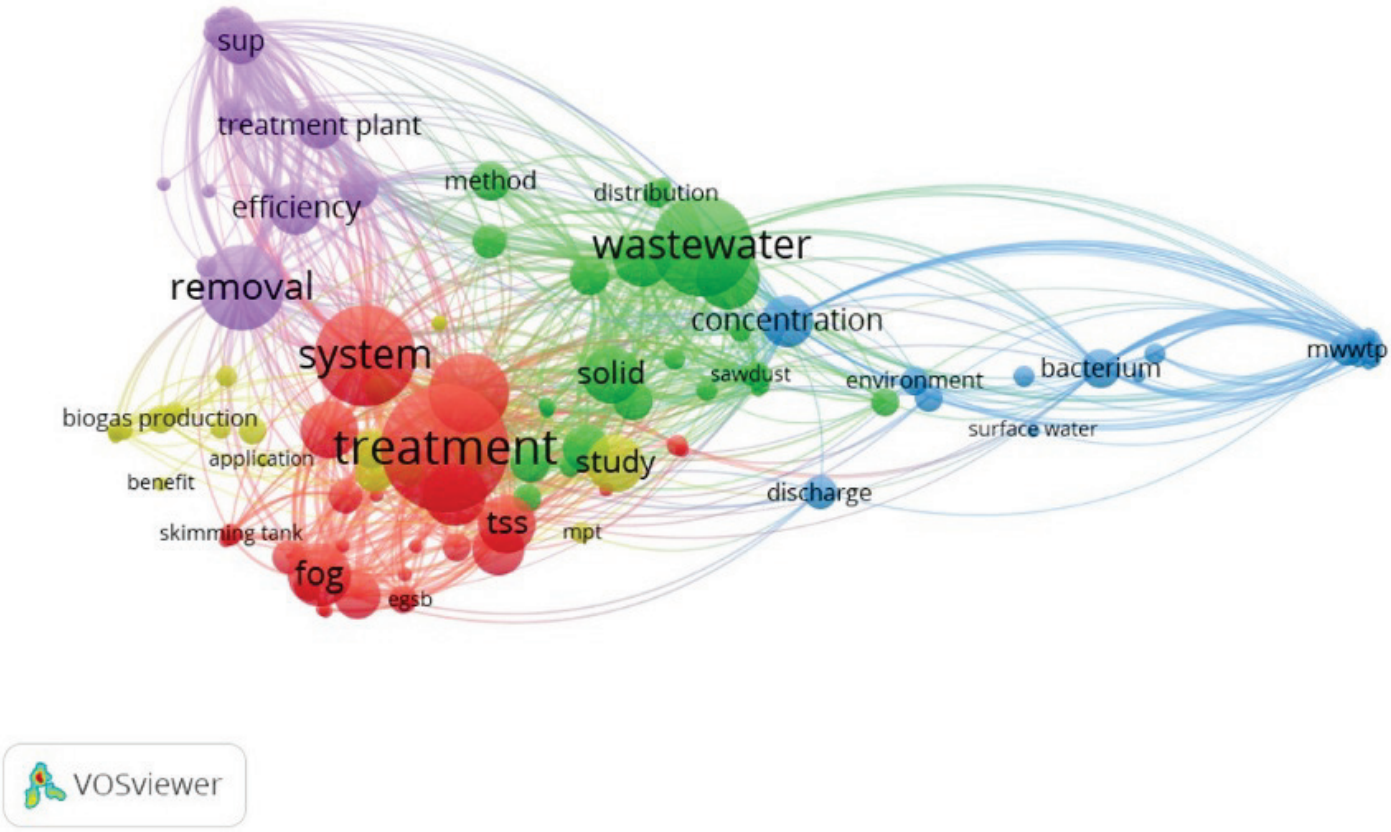


Figure 8. Map of co-occurrences of study terms.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discussion

It is a reality that there are strategies developed and used in slaughterhouses that have responded to previous contexts; however, the new demands for the care, conservation and regeneration of the environment and the development of humanity free of the risk of acquiring diseases due to exposure to co-generated pollutants from production processes, make it necessary to develop schemes that are capable of optimal remeasurement; *i.e.*, strategies must be able to maximize efficiency in the removal of toxic pollutants, and have the capacity to minimize the risk of generating damage to the environment and society; this with a vision of recovery and reuse as an input in the same or another value chain and thus reduce -in the best of cases- eliminate the negative impact on the ecosystem. So, it is necessary that these strategies be developed in a holistic way, by the main stakeholders; as proposed by the PENTApropeller model -academy, government, industry, society and environment-.

In this study, it has been clearly identified that the actors in the PENTApropeller -academy, government, industry, society, and environment- are interested in addressing the problems arising from inadequate wastewater management practices, either explicitly or implicitly. This finding is noteworthy in this study because, when evaluating the implications of the actors in the treatment of wastewater generated from the animal slaughter process, most of the scientific contributions come from academy (76.92 %), followed by government (15.39 %) and, finally, industry (7.69 %).

Of the five actors, 60.00 % have an explicit interest, while the other actors -society and the environment- have an implicit contribution.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The PENTApropeller from its actors, contributes from the (a) academy, with the generation of knowledge, solves complex problems with science and technology, as mentioned Abulibdeh *et al*. (2024), Ellemers (2021), Scholz (2020); the (b) industry, by allowing processes to be applied and changed, improves the efficiency of its production systems by minimizing the risk of causing collateral problems through the development and use of technology (Paschek *et al*., 2022; Raihan *et al*., 2024; Villar & Khan, 2021); the (c) government, which promotes the development of technologies through financing, and which through the development of regulatory schemes has the capacity to improve the quality of life of societies (Budi *et al*., 2020; Udeagha & Ngepah, 2023; Wirba, 2024); the (d) society, which as an entity of the ecosystem has the capacity to evaluate whether strategies are in harmony with the development of humanity's activities, without affecting it (Upreti, 2023; Zhanbayev *et al*., 2023; Zorpas, 2024); and, the (e) environment, which, being the space in which the life of society takes place, requires its conservation (Anthony, 2024; Luna-Nemecio *et al*., 2020; Mishra *et al*., 2021). However, with regard to slaughterhouses, the use of water as a resource is significant; therefore, proper management is an alarming need. In this sense, it coincides with Madeira *et al*. (2023), that within the global agenda, the circularity of the by-products generated by wastewater treatment is found. This is a strategy, which is becoming increasingly emphasized, to reuse co-generated waste from value chains and revalue it as raw material or inputs in the same chain or another value chain, so that the benefits of the components of the waste are reused, at the same time, in which the damage that can be caused to the environment is minimized, by an indiscriminate disposition. Therefore, wastewater from slaughterhouses must be disposed of through the use of

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

adequate, efficient, and economically viable treatments, coinciding with Kothari *et al*. (2024). In addition to this, the treated water can be revalued and used by the same or another value chain, which benefits from the components of said effluent.

Finally, it is considered that the development of strategies from a holistic perspective of the PENTApropeller actors can contribute to improving the quality of the environment and humanity, by providing wastewater treated in an environmentally friendly way in an efficient and easily adaptable and scalable way, to sectors interested in adopting the developed technology.

The academic community generates, applies, and disseminates the knowledge developed in universities, as cited Aguinis *et al*. (2021); De Jong and Del Junco (2024); Hargreaves (1999); Hutchinson and Huberman (1994), and McGrail *et al*. (2006) as part of academic processes inspired by the professional responsibility to share the results derived from the development of research projects. This situation is decisive in its leadership in the publication of studies. So, it is a reality that it is the members of the academy themselves who seek and generate links with industry to highlight the potential of the knowledge developed by professors and students. In this sense, industry is the strategic ally of academy, as it provides resources for this achievement, as mentioned by Goldfarb (2008).

The contributions between academy and industry are highly enriching because there is solidity in the generation and application of knowledge, since applications are validated at the implementation site and not at the pilot or laboratory level; academics have the opportunity to test hypotheses and assumptions derived from concepts and ideas. The

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

close relationship between academics and corporate society enriches the contribution.

We agree with Evans (2010a) that academy has the experience to share research findings and exploit them to the fullest, while industry manages its resources and ideas with a long-term approach; this cooperative work, while limiting the number of academic products, increases the reception of manuscripts in the initial phase. However, the number of academic products is limited because industry is more interested in appropriating and commercializing research results, as mentioned by Tijssen (2004).

The government plays an important role in academy by funding scientific activity, as noted by Evans (2010b). Unfortunately, this cooperation between industry and government is almost non-existent. Government agencies focus on enforcing the law, in the case of the regulatory industry. Therefore, we agree with Meerts (2020) and Meerts (2018) that the inclusion of the public sector in the private sector implies a violation of corporate security, as it is monitored and supervised by the state, a situation that directly affects the operational autonomy of the private sector.

Government publications focus on disseminating the context of public policies, in line with Vilkins and Grant (2017), and on government transparency, as cited by Zuccolotto *et al*. (2014).

Furthermore, it coincides with Yang *et al*. (2023) in that corporate publications alone receive fewer views and citations, whereas when there is collaboration between corporate entities and universities, views and citations are higher.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The development of efficient strategies has great benefits. In the first instance, on (a) society, since the proper management of the polluting wastewater emanating from the slaughterhouse will contribute to minimizing the diseases that are attributed to wastewater contamination -*e.g.*, cholera, dysentery, typhoid fever, poliomyelitis-. In the second instance, it benefits the (b) environment, since the system of removal of pollutants from wastewater and the reuse of treated water within the value chain of the slaughterhouse or another sector with a reverse logistics approach supported by the practice of Circular Economy, will allow the discharges of treated water to have the least possible negative impact on flora and fauna. In addition, (c) slaughterhouses benefit, because this will allow them to make the use-reuse of the water system within the value chain more efficient, while at the same time allowing them to contribute to reducing the water footprint due to the discharge of polluting water, finally contributing to an improvement of processes from the Circular Economy approach. In fourth place is the (d) academy, which benefits from the generation and application of knowledge emanating from the professors and students of the Universities, who develop innovative technologies to provide solutions to real problems. While, ultimately, the (e) government benefits from the development of its own technology generated by its citizens, so that these are for the use of the country without the need to pay for a technology transfer from abroad. All this from the methodological proposal that seeks to optimize and revalue the waste generated in the slaughterhouse and its potential for use in the same or another value chain of interest, in this case, the agricultural sector and its performance will be analyzed.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusions

This study addressed a scoping review to identify and analyze the interests and implications of the actors of the PENTApropeller -academy, government, industry, society, and environment-. The review identified that academy is the main actor directing research projects, which address the development of strategies that pursue the efficient management of wastewater cogenerated by slaughterhouses. It is necessary to review other productive sectors to identify if there is any scheme of interaction between actors interested in the development of strategies that improve the quality of life of society and the environment. This review highlights that (a) the adequate management of the water supply -*i.e.*, where it is used, when needed, and uncontaminated- as well as; and (b) the efficiency of systems for removing pollutants from the ecosystem; they are important for the good development of public health and the environment, as a strategy that contributes to the achievement of sustainability.

Just because society and the environment do not frame the dissemination of explicit contributions does not mean that they are not interested in the use, treatment, and reuse of water in slaughterhouses. This study has identified that explicit actors consider implicit actors in their studies. So, it is necessary to strengthen and increase the participation of society and the environment in studies.

Academy develops strategies in the interest of generating and applying knowledge and considers the environment and society to be in its interest; but it is sometimes limited by government support. In addition, the scaling up of technological developments is complex due to

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

the lack of links with the private sector, as the industry is secretive in its operations due to certain information confidentiality policies.

The government develops strategies to improve the quality of life of its citizens by offering quality services and considers the environment and society to be in its interest; however, it is sometimes limited by the knowledge available to its members and by resistance to change from some industries that lack a vision of continuous improvement and investment to update production processes.

Industry develops strategies with a view to improving its production processes, reducing costs, and increasing its competitive margin, and considers the environment and the government to be in its interest due to regulatory compliance. However, it is sometimes limited by a lack of knowledge of the needs of society and the environment and ultimately lacks the perspective of knowledge developed by academy.

To strengthen this framework, it is desirable for industry to allow academy to apply the knowledge it generates, through government funding support, by issuing calls for proposals for the development of high-impact research projects.

The explicit actors must encourage society to participate substantially in the development of solution strategies; the context and tacit knowledge that society experiences are of utmost importance in enriching contributions. Similarly, industry must strengthen the link between the public and private sectors, allowing both academy and government to strengthen productive operations.

So, in each of these areas, the environment must be taken into account by the PENTApropelle stakeholders so that the development and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

implementation of solution strategies are efficient and effective under a sustainability approach.

The lack of a holistic perspective among PENTApropelle stakeholders can lead to fragmented solutions. Therefore, for a wastewater treatment strategy in slaughterhouses to be efficient, it must not only rely on the available treatment technology, but also on the integration of individual and shared interests in the design and adoption of strategies by the stakeholders involved.

This literature review lays the foundation for the development of studies interested in strengthening wastewater treatment systems holistically, considering water use, treatment, and reuse in slaughterhouses, thereby assisting the decision-making process.

Finally, this study lays the foundations for the development of schemes that allow the integration of a framework for the actors of the PENTApropeller in a multidisciplinary and transdisciplinary way in common harmony between the actors, which promotes the development of robust transversal strategies with social and environmental impact. Due to the current context of the development of society, it is necessary to develop alternative strategies that allow remedying and reducing the negative impacts of waste under a sustainability approach.

Funding

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Conflicts of interest

The authors declare no conflicts of interest.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Use of Artificial Intelligence

Artificial Intelligence was not used during the research, writing, or editing of this article.

References

Abulibdeh, A., Zaidan, E., & Abulibdeh, R. (2024). Navigating the confluence of artificial intelligence and education for sustainable development in the era of industry 4.0: Challenges, opportunities, and ethical dimensions. *Journal of Cleaner Production*, *437*, 140527. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140527

Adou, K. E., Kouakou, A. R., Ehouman, A. D., Tyagi, R. D., Drogui, P., & Adouby, K. (2022). Coupling anaerobic digestion process and electrocoagulation using iron and aluminium electrodes for slaughterhouse wastewater treatment. *Scientific African*, *16*, e01238. https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01238

Aguinis, H., Yu, L., & Tosun, C. (2021). How to enhance scholarly impact: recommendations for university administrators, researchers and educators. *International Journal of Contemporary Hospitality Management*, *33*(8), 2485-2499. https://doi.org/10.1108/ijchm-10-2020-1189

Alfonso-Muniozguren, P., Gomes, A. I., Saroj, D., Vilar, V. J. P., & Lee, J. (2021). The role of ozone combined with UVC/H2O2 process for the tertiary treatment of a real slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Management*, *289*, 112480. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112480

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Anthony, B. (2024). The role of community engagement in urban innovation towards the co-creation of smart sustainable cities. *Journal of the Knowledge Economy*, *15*(1), 1592-1624. https://doi.org/10.1007/s13132-023-01176-1

Azam, R., Kothari, R., Singh, H. M., Ahmad, S., Ashokkumar, V., & Tyagi, V. V. (2020). Production of algal biomass for its biochemical profile using slaughterhouse wastewater for treatment under axenic conditions. *Bioresource Technology*, *306*, 123116. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123116

Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the Total Environment*, *686*, 681-708. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295

Bazrafshan, E., Zakeri, H. R., Vieira, M. G. A., Derakhshan, Z., Mohammadi, L., Mohammadpour, A., & Mousavi Khaneghah, A. (2022). Slaughterhouse wastewater treatment by integrated chemical coagulation and electro-Fenton processes. *Sustainability*, *14*(18). https://doi.org/10.3390/su141811407

Bingo, M. N., Njoya, M., Basitere, M., Ntwampe, S. K. O., & Kaskote, E. (2021). Performance evaluation of an integrated multi-stage poultry slaughterhouse wastewater treatment system. *Journal of Water Process Engineering*, *43*, 102309. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102309

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Budi, N. F. A., Fitriani, W. R., Hidayanto, A. N., Kurnia, S., & Inan, D. I. (2020). A study of government 2.0 implementation in Indonesia. *Socio-Economic Planning Sciences*, *72*, 100920. https://doi.org/10.1016/j.seps.2020.100920

Clarivate. (2024, December 23). *Web of Science*. https://www.webofscience.com/

COFEPRIS, Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. (2006). *Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales*. https://www.gob.mx/cofepris/documentos/evaluacion-de-riesgos-de-los-rastros-y-mataderos-municipales

Crainic, R., & Fechete, R. (2024). Slaughterhouse wastewater properties assessment by modern and classic methods. *Water*, *16*(17), 2382. https://doi.org/10.3390/w16172382

De Jong, S., & Del Junco, C. (2024). How do professional staff influence academic knowledge development? A literature review and research agenda. *Studies in Higher Education*, *49*(6), 1042-1065. https://doi.org/10.1080/03075079.2023.2258155

De Nardi, I. R., Fuzi, T. P., & Del Nery, V. (2008). Performance evaluation and operating strategies of dissolved-air flotation system treating poultry slaughterhouse wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, *52*(3), 533-544. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.06.005

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Derakhshan, A., Rezaei-Kalantari, R., Farzadkia, M., Tiyuri, A., & Esrafili, A. (2023). The effect of biological treatment methods on the concentration of carbonaceous pollutants in the slaughterhouse wastewater: A systematic review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *8*, 100451. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100451

Dos Santos-Pereira, A. K., Teixeira, K. C., Pereira, D. H., & Cavallini, G. S. (2024). A critical review on slaughterhouse wastewater: Treatment methods and reuse possibilities. *Journal of Water Process Engineering*, *58*, 104819. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104819

Dosta, J., Rovira, J., Galí, A., Macé, S., & Mata-Álvarez, J. (2008). Integration of a coagulation/flocculation step in a biological sequencing batch reactor for COD and nitrogen removal of supernatant of anaerobically digested piggery wastewater. *Bioresource Technology*, *99*(13), 5722-5730. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.021

Dyosile, P. A., Mdladla, C., Njoya, M., Basitere, M., Ntwampe, S. K. O., & Kaskote, E. (2021). Assessment of an integrated and sustainable multistage system for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Membranes*, *11*(8), 582. https://doi.org/10.3390/membranes11080582

Elkady, M., Yosri, Ahmed, M., Fathy, S. M., & Abbas, M. H. A. (2024). Slaughterhouse wastewater remediation using carbonized sawdust followed by textile filtration. *Applied Water Science*, *14*(12), 246. https://doi.org/10.1007/s13201-024-02312-1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ellemers, N. (2021). Science as collaborative knowledge generation. *British Journal of Social Psychology*, *60*(1), 1-28. https://doi.org/10.1111/bjso.12430

Elsevier Ltd. (2024). *Mendeley Cite* (v1.67.0). Elsevier Ltd. https://www.mendeley.com/reference-management/mendeley-cite

Elsevier. (2024a, December 23). *ScienceDirect*. https://www.sciencedirect.com/

Elsevier. (2024b, December 23). *Scopus*. https://www.scopus.com/

Evans, J. A. (2010a). Industry collaboration, scientific sharing, and the dissemination of knowledge. *Social Studies of Science*, *40*(5), 757-791. https://doi.org/10.1177/0306312710379931

Evans, J. A. (2010b). Industry induces academic science to know less about more. *American Journal of Sociology*, *116*(2), 389-452. https://doi.org/10.1086/653834

Fedorov, K., Rayaroth, M. P., Shah, N. S., & Boczkaj, G. (2023). Activated sodium percarbonate-ozone (SPC/O_3) hybrid hydrodynamic cavitation system for advanced oxidation processes (AOPs) of 1,4-dioxane in water. *Chemical Engineering Journal*, *456*, 141027. https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.141027

Feng, H., Hu, L., Mahmood, Q., Fang, C., Qiu, C., & Shen, D. (2009). Effects of temperature and feed strength on a carrier anaerobic baffled reactor treating dilute wastewater. *Desalination*, *239*(1-3), 111-121. https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.011

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Goldfarb, B. (2008). The effect of government contracting on academic research: Does the source of funding affect scientific output? *Research Policy*, *37*(1), 41-58. https://doi.org/10.1016/j.respol.2007.07.011

Gómez, W. (2023). Assessing PrEP messaging and communication: A review of the qualitative literature. *Current Opinion in Psychology*, *51*, 101586. https://doi.org/10.1016/j.copsyc.2023.101586

Google. (2024, December 23). *Google Scholar*. https://scholar.google.com/

Hargreaves, D. H. (1999). The knowledge-creating school. *British Journal of Educational Studies*, *47*(2), 122-144. https://doi.org/10.1111/1467-8527.00107

Hellal, M. S., El-Kamah, H. M., & Doma, H. S. (2024). High-performance internal circulation anaerobic granular sludge reactor for cattle slaughterhouse wastewater treatment and simultaneous biogas production. *BMC Biotechnology*, *24*(1), 29. https://doi.org/10.1186/s12896-024-00849-2

Hutchinson, J. R., & Huberman, M. (1994). Knowledge dissemination and use in science and mathematics education: A literature review. *Journal of Science Education and Technology*, *3*(1), 27-47. https://doi.org/10.1007/BF01575814

INAP, Instituto Nacional de Administración Pública. (2019). *Guía técnica 21. La administración de rastros municipales*. Instituto Nacional de Administración Pública. https://biblio.juridicas.unam.mx/bjv/id/1717

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Iqbal, J., Shah, N. S., Sayed, M., Khan, J. A., Imran, M., Khan, Z. U. H., Niazi, N. K., Al-Taani, A. A., Howari, F., & Nazzal, Y. (2021). Exploring the potential of nano-zerovalent copper modified biochar for the removal of ciprofloxacin from water. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *16*, 100604. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100604

Jan van Eck, N., Waltman, L., & Leiden University's Centre for Science and Technology Studies (CWTS). (2023). *VOSviewer (1.6.20)*. Centre for Science and Technology Studies. https://www.vosviewer.com/

Kanafin, Y. N., Makhatova, A., Meiramkulova, K., & Poulopoulos, S. G. (2022). Treatment of a poultry slaughterhouse wastewater using advanced oxidation processes. *Journal of Water Process Engineering*, *47*, 102694. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102694

Kothari, R., Azam, R., Bharti, A., Goria, K., Allen, T., Ashokkumar, V., Pathania, D., Singh, R. P., & Tyagi, V. V. (2024). Biobased treatment and resource recovery from slaughterhouse wastewater via reutilization and recycling for sustainable waste approach. *Journal of Water Process Engineering*, *58*, 104712. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104712

Luna-Nemecio, J., Tobón, S., & Juárez-Hernández, L. G. (2020). Sustainability-based on socioformation and complex thought or sustainable social development. *Resources, Environment and Sustainability*, *2*, 100007. https://doi.org/10.1016/j.resenv.2020.100007

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Madeira, L., Ribau-Teixeira, M., Almeida, A., Santos, T., & Carvalho, F. (2023). Reuse of lime sludge from immediate one-step lime precipitation process as a coagulant (aid) in slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, *342*, 118278. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118278

Mak, S., & Thomas, A. (2022). Steps for conducting a scoping review. *Journal of Graduate Medical Education*, *14*(5), 565-567. https://doi.org/10.4300/jgme-d-22-00621.1

Marín-Peña, O., Alvarado-Lassman, A., Alvarado-Vallejo, A., Sandoval-Herazo, M., Hernández-Castelán, D. A., Zamora-Castro, S. A., & Sandoval-Herazo, L. C. (2024). Evaluation of a pilot-scale anaerobic biofilm reactor for the treatment of slaughterhouse effluents in rural areas. *Water Practice and Technology*, *19*(9), 3706-3720. https://doi.org/10.2166/wpt.2024.234

McGowan, J., Sampson, M., Salzwedel, D. M., Cogo, E., Foerster, V., & Lefebvre, C. (2016). Press Peer Review of Electronic Search Strategies: 2015 Guideline Statement. *Journal of Clinical Epidemiology*, *75*, 40-46. https://doi.org/10.1016/J.JCLINEPI.2016.01.021

McGrail, M. R., Rickard, C. M., & Jones, R. (2006). Publish or perish: A systematic review of interventions to increase academic publication rates. *Higher Education Research & Development*, *25*(1), 19-35. https://doi.org/10.1080/07294360500453053

Meerts, C. (2020). Corporate investigations: Beyond notions of public–private relations. *Journal of Contemporary Criminal Justice*, *36*(1), 86-100. https://doi.org/10.1177/1043986219890202

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Meerts, C. A. (2018). The organisation as the cure for its own ailments: Corporate investigators in The Netherlands. *Administrative Sciences*, *8*(3), 25. https://doi.org/10.3390/admsci8030025

Meiramkulova, K., Temirbekova, A., Saspugayeva, G., Kydyrbekova, A., Devrishov, D., Tulegenova, Z., Aubakirova, K., Kovalchuk, N., Meirbekov, A., & Mkilima, T. (2021). Performance of a combined treatment approach on the elimination of microbes from poultry slaughterhouse wastewater. *Sustainability*, *13*(6). https://doi.org/10.3390/su13063467

Microsoft Corp. (2024). *Microsoft Excel for Microsoft 365 (2411 build 16.0.18227.20082) (sotware)*. Microsoft Corp.

Mishra, B. K., Kumar, P., Saraswat, C., Chakraborty, S., & Gautam, A. (2021). Water security in a changing environment: Concept, challenges and solutions. *Water*, *13*(4), 490. https://doi.org/10.3390/w13040490

Mkilima, T., Saspugayeva, G., Dakieva, K., Tussupova, Z., Zhaken, A., Kumarbekuly, S., Daribay, A., & Khussainov, M. (2024). Enhancing slaughterhouse wastewater treatment through the integration of microbial fuel cell and electro-Fenton systems: A comprehensive comparative analysis. *Journal of Water Process Engineering*, *57*, 104743. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104743

Montiel-Rosales, A., Montalvo-Romero, N., Fernández-Echeverría, E., & Ruiz-Hernández, O. (2024). *Holistic perspective of slaughterhouse wastewater from the context of the PENTApropeller: A scoping review*. Open Science Framework. https://osf.io/eu63v/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Paschek, D., Luminosu, C.-T., & Ocakci, E. (2022). Industry 5.0 challenges and perspectives for manufacturing systems in the society 5.0. In: Draghici, A., & Ivascu, L. (eds.). *Sustainability and innovation in manufacturing enterprises: Indicators, models and assessment for industry 5.0* (pp. 17-63). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-7365-8_2

Prill, R., Karlsson, J., Ayeni, O. R., & Becker, R. (2021). Author guidelines for conducting systematic reviews and meta-analyses. *Knee Surgery, Sports Traumatology, Arthroscopy*, *29*(9), 2739-2744. https://doi.org/10.1007/s00167-021-06631-7

PROFEPA, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (2015). *LEY GENERAL PARA LA PREVENCIÓN Y GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS*. https://www.gob.mx/profepa/documentos/ley-general-para-la-prevencion-y-gestion-integral-de-los-residuos-62914

Quiroga, G., García-de-Siles, J. L., & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1994). *Manual para la instalación del pequeño matadero modular de la FAO* (núm. 120). Estudio FAO: Producción y Sanidad Animal.

Raihan, A., Ridwan, M., & Rahman, M. S. (2024). An exploration of the latest developments, obstacles, and potential future pathways for climate-smart agriculture. *Climate Smart Agriculture*, *1*(2), 100020. https://doi.org/10.1016/j.csag.2024.100020

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rajpal, A., Ali, M., Choudhury, M., Almohana, A. I., Alali, A. F., Munshi, F. M. A., Khursheed, A., & Kazmi, A. A. (2022). Abattoir wastewater treatment plants in India: Understanding and performance evaluation. *Frontiers in Environmental Science*, *10*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.881623

Ramadan, L., Deeb, R., Sawaya, C., El Khoury, C., Wazne, M., & Harb, M. (2023). Anaerobic membrane bioreactor-based treatment of poultry slaughterhouse wastewater: Microbial community adaptation and antibiotic resistance gene profiles. *Biochemical Engineering Journal*, *192*, 108847. https://doi.org/10.1016/j.bej.2023.108847

Ramírez-Montoya, L. A., Valenzuela, E. I., De Velasco-Maldonado, P. S., Hernández-Montoya, V., Menéndez, J. A., Montes-Morán, M. A., & Cervantes, F. J. (2023). Carbon-based materials boost the anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, *56*, 104553. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104553

Sandoval, M. A., & Salazar, R. (2021). Electrochemical treatment of slaughterhouse and dairy wastewater: Toward making a sustainable process. *Current Opinion in Electrochemistry*, *26*, 100662. https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.100662

Sandoval, M. A., Coreño, O., García, V., & Salazar-González, R. (2024). Enhancing industrial swine slaughterhouse wastewater treatment: Optimization of electrocoagulation technique and operating mode. *Journal of Environmental Management*, *349*, 119556. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119556

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Savin, M., Bierbaum, G., Hammerl, J. A., Heinemann, C., Parcina, M., Sib, E., Voigt, A., & Kreyenschmidt, J. (2020). Antibiotic-resistant bacteria and antimicrobial residues in wastewater and process water from German pig slaughterhouses and their receiving municipal wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, *727*, 138788. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138788

Scholz, R. W. (2020). Transdisciplinarity: Science for and with society in light of the university's roles and functions. *Sustainability Science*, *15*(4), 1033-1049. https://doi.org/10.1007/s11625-020-00794-x

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2023). *Capacidad instalada para el sacrificio de especies pecuarias*. https://www.gob.mx/agricultura/dgsiap/documentos/capacidad-de-sacrificio-de-especies-pecuarias

Secretaría de Salud. (2004). Productos y Servicios. Especificaciones sanitarias en los establecimientos dedicados al sacrificio y faenado de animales para abasto, almacenamiento, transporte y expendio. Especificaciones sanitarias de productos (NOM-194-SSA1-2004). https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=661587&fecha=18/09/2004#gsc.tab=0

Shende, A. D., Dhenkula, S., Rao, N. N., & Pophali, G. R. (2022). An improved primary wastewater treatment system for a slaughterhouse industry: A full-scale experience. *Water Science and Technology*, *85*(5), 1688-1700. https://doi.org/10.2166/wst.2022.041

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Shi, Z., Tan, X., Li, Y., Sheng, Y., Zhang, Q., Xu, J., & Yang, Y. (2023). A novel fungal-algal coupling system for slaughterhouse wastewater treatment and lipid production. *Bioresource Technology*, *387*, 129585. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129585

SpringerNature. (2024, December 23). *SpringerLink*. https://rd.springer.com/

Teo, C. J., Karkou, E., Vlad, O., Vyrkou, A., Savvakis, N., Arampatzis, G., & Angelis-Dimakis, A. (2023). Life cycle environmental impact assessment of slaughterhouse wastewater treatment. *Chemical Engineering Research and Design*, *200*, 550-565. https://doi.org/10.1016/j.cherd.2023.11.016

Terán-Hilares, R., Garcia-Bustos, K. A., Sanchez-Vera, F. P., Colina-Andrade, G. J., & Pacheco-Tanaka, D. A. (2021). Acid precipitation followed by microalgae (*Chlorella vulgaris*) cultivation as a new approach for poultry slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, *335*, 125284. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125284

Tijssen, R. J. W. (2004). Is the commercialisation of scientific research affecting the production of public knowledge? *Research Policy*, *33*(5), 709-733. https://doi.org/10.1016/j.respol.2003.11.002

Tricco, A. C., Lillie, E., Zarin, W., O'Brien, K. K., Colquhoun, H., Levac, D., Moher, D., Peters, M. D. J., Horsley, T., Weeks, L., Hempel, S., Akl, E. A., Chang, C., McGowan, J., Stewart, L., Hartling, L., Aldcroft, A., Wilson, M. G., Garritty, C.,… & Straus, S. E. (2018). PRISMA Extension for Scoping Reviews (PRISMA-ScR): Checklist and Explanation. *Annals of Internal Medicine*, *169*(7), 467-473. https://doi.org/10.7326/M18-0850

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Udeagha, M. C., & Ngepah, N. (2023). The drivers of environmental sustainability in BRICS economies: Do green finance and fintech matter? *World Development Sustainability*, *3*, 100096. https://doi.org/10.1016/j.wds.2023.100096

Upreti, G. (2023). Ecosociocentrism: The Earth first paradigm for sustainable living. In: *Ecosociocentrism: The Earth first paradigm for sustainable living* (pp. 307-367). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-41754-2_13

Vilkins, S., & Grant, W. J. (2017). Types of evidence cited in Australian Government publications. *Scientometrics*, *113*(3), 1681-1695. https://doi.org/10.1007/s11192-017-2544-2

Villar, A. S., & Khan, N. (2021). Robotic process automation in banking industry: A case study on Deutsche Bank. *Journal of Banking and Financial Technology*, *5*(1), 71-86. https://doi.org/10.1007/s42786-021-00030-9

Wirba, A. V. (2024). Corporate Social Responsibility (CSR): The role of government in promoting CSR. *Journal of the Knowledge Economy*, *15*(2), 7428-7454. https://doi.org/10.1007/s13132-023-01185-0

Yang, R., Wu, Q., & Xie, Y. (2023). Are scientific articles involving corporations associated with higher citations and views? An analysis of the top journals in business research. *Scientometrics*, *128*(10), 5659-5685. https://doi.org/10.1007/s11192-023-04808-0

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Zahedi, S., Gros, M., Balcazar, J. L., Petrovic, M., & Pijuan, M. (2021). Assessing the occurrence of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes during the anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater at different temperatures. *Science of the Total Environment*, *789*, 147910. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147910

Zhanbayev, R. A., Irfan, M., Shutaleva, A. V, Maksimov, D. G., Abdykadyrkyzy, R., & Filiz, Ş. (2023). Demoethical model of sustainable development of society: A roadmap towards digital transformation. *Sustainability*, *15*(16). https://doi.org/10.3390/su151612478

Zorpas, A. A. (2024). The hidden concept and the beauty of multiple "R" in the framework of waste strategies development reflecting to circular economy principles. *Science of the Total Environment*, *952*, 175508. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175508

Zuccolotto, R., Riccio, E. L., & Sakata, M. C. G. (2014). Characteristics of scientific production on governmental transparency. *International Journal of Auditing Technology*, *2*(2), 134. https://doi.org/10.1504/ijaudit.2014.066234

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-07

Artículos

Gobernanza comunitaria del agua con enfoque ecofeminista: un estudio de caso en territorios rurales del Meta, Colombia

Community water governance with an ecofeminist approach: A case study in rural territories of Meta, Colombia

Edgar Oswaldo Pineda-Martínez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6738-0237

Paula Andrea Orozco-Pineda[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0515-2914

[1]Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia, epineda@unisalle.edu.co

[2]Universidad de Cundinamarca, Fusagasugá, Colombia, porozco@ucundinamarca.edu.co

Autor para correspondencia: Edgar Oswaldo Pineda-Martínez, epineda@unisalle.edu.co

Resumen

Este artículo analiza las experiencias de gobernanza ecofeminista del agua en Mesetas y Vista Hermosa (Meta, Colombia), territorios marcados por

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la violencia armada y los procesos de reconstrucción socioambiental. Desde un enfoque cualitativo participativo, basado en la investigación-acción y la teoría fundamentada, se emplearon entrevistas, grupos focales y cartografías sociales para comprender los sentidos, prácticas y liderazgos que configuran la gestión comunitaria del agua. Los resultados muestran que las mujeres rurales han creado formas propias de gobernanza sustentadas en el cuidado, la espiritualidad y la reciprocidad, integrando saberes técnicos y ancestrales. Estas prácticas, expresadas en acueductos veredales, emprendimientos verdes y monitoreo participativo, transforman el agua en bien común y sujeto de cuidado. La categoría emergente, gobernanza ecofeminista del agua como práctica de reexistencia y construcción de paz ambiental, propone un modelo ético, político y afectivo que invita a repensar las políticas públicas desde la educación ambiental, la justicia de género y la sensibilidad territorial.

Palabras clave: gestión de los recursos hídricos, participación comunitaria, feminismo, zona rural, consolidación de la paz, educación ambiental, Colombia.

Abstract

This paper analyzes experiences of ecofeminist water governance in Mesetas and Vista Hermosa (Meta, Colombia), territories affected by armed violence and currently engaged in socio-environmental reconstruction. Using a qualitative and participatory approach, grounded in Action Research and Grounded Theory, the study applied interviews, focus groups, and social mapping to understand the meanings, practices, and leaderships shaping community water management. Results show that rural women have developed their own forms of governance based

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

on care, spirituality, and reciprocity, integrating technical and ancestral knowledge. These practices, expressed in rural aqueducts, green enterprises, and participatory monitoring, transform water into a common good and subject of care. The emerging category, ecofeminist water governance as a practice of re-existence and environmental peacebuilding, outlines an ethical, political, and affective model that calls for rethinking public water policy from environmental education, gender justice, and territorial sensitivity.

Keywords: water resources management, community participation, feminism, rural areas, peacebuilding, environmental education, Colombia.

Recibido: 05/12/2025

Aceptado: 13/03/2026

Publicado *ahead of print*: 09/04/2026

Versión final: 01/11/2026

Introducción

El agua atraviesa la historia del departamento del Meta (Colombia) como una presencia vital y, al mismo tiempo, como un territorio en disputa. En los municipios de Mesetas y Vista Hermosa, donde las huellas del conflicto armado aún se entrelazan con los efectos del extractivismo y la desigualdad, el agua se ha convertido en el eje de luchas cotidianas por la vida, la dignidad y la justicia ambiental. En estos paisajes de posconflicto, la gobernanza del agua no es solo un asunto técnico o institucional, sino un proceso profundamente político y comunitario, que involucra memorias, afectos y saberes.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Durante las últimas décadas, las mujeres rurales del Meta han asumido un papel protagónico en la defensa y gestión del agua, organizándose para proteger nacimientos, restaurar quebradas y promover alternativas agroecológicas. Sus prácticas cotidianas han configurado una forma de gobernanza ecofeminista del agua, en la que se entretejen la reciprocidad, el cuidado y la corresponsabilidad frente al territorio y al agua como bien común (Escobar, 2014; Martínez-Alier, 2015).

En un estudio previo, Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025) analizaron cómo los emprendimientos verdes ecofeministas liderados por mujeres rurales del Meta fortalecen prácticas de cuidado del agua y contribuyen a la construcción de paz ambiental. A partir de ese trabajo, se evidenció que las iniciativas comunitarias de mujeres constituyen espacios de reexistencia frente a la violencia estructural y ambiental. No obstante, persiste un vacío en torno a los mecanismos locales de gobernanza hídrica que emergen de estas experiencias, así como en la comprensión de las relaciones entre género, poder y sostenibilidad en contextos de posconflicto (Water Governance Facility, 2017).

En respuesta a este vacío, la presente investigación busca analizar las experiencias de gobernanza comunitaria del agua con enfoque ecofeminista en Mesetas y Vista Hermosa, identificando los principios éticos, organizativos y técnicos que las sustentan. Se parte de la idea de que las mujeres no solo son cuidadoras del entorno, sino también gestoras del conocimiento y actoras políticas capaces de transformar las estructuras de exclusión que de manera histórica han determinado la gestión del agua (Rodríguez *et al*., 2017; SIWI, 2022).

La propuesta se inscribe en el diálogo entre la ecología política, la justicia ambiental y los ecofeminismos del cuidado (Shiva, 1988; Agarwal,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1995; Gudynas, 2014), y se reconoce que la sostenibilidad hídrica requiere tanto de transformaciones tecnológicas como de transformaciones culturales y afectivas. Desde esta perspectiva, el agua se entiende como un lazo de comunalidad, un espacio donde se tejen relaciones de cooperación, hospitalidad y defensa del territorio. En los contextos rurales del Meta, este vínculo se expresa en prácticas de restauración ambiental, educación popular y gestión participativa que fortalecen la paz territorial y la equidad de género.

Contexto

Los municipios de Mesetas y Vista Hermosa, ubicados en el departamento del Meta, Colombia, representan un territorio bisagra entre la Orinoquía y la Amazonía colombiana. Esta posición geográfica estratégica, que los conecta con ecosistemas hídricos de alto valor ecológico, ha sido también fuente de conflictividad histórica. Durante gran parte del siglo XX, la expansión de la frontera agrícola, la colonización impulsada por el Estado y el control de grupos armados configuraron un escenario de disputas por la tierra, los ríos y las fuentes de agua (Pineda-Martínez & Orozco-Pineda, 2025).

Entre 1998 y 2002, la conformación de la Zona de Distensión entre el Gobierno Nacional y las FARC-EP situó a los municipios del Meta en el centro del conflicto armado. Durante este periodo, los nacimientos y quebradas locales fueron testigos silenciosos de desplazamientos masivos, contaminación por actividades ilícitas y abandono institucional. Vista Hermosa se convirtió en el municipio con mayor número de víctimas por minas antipersona en el país (Verdad Abierta, 2019; Rutas del Conflicto, 2016); mientras que Mesetas se consolidó como zona prioritaria

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

para los procesos de desminado humanitario y reparación de víctimas (Radio Nacional, 2021; Noticias RCN, 2017).

Tras la firma del Acuerdo de Paz en 2016, ambos municipios comenzaron un proceso de resignificación territorial. El acto de dejación de armas de las FARC-EP realizado en Mesetas (Canal Institucional, 2017) marcó el inicio de una etapa de reterritorialización, y de búsqueda de nuevos sentidos para la convivencia y la gestión de los bienes comunes. Desde entonces, las comunidades han orientado sus esfuerzos hacia la restauración ambiental, recuperación de fuentes hídricas y creación de emprendimientos rurales con enfoque de sostenibilidad (Pineda- Martínez *et al*., 2019).

En este proceso, el agua se convirtió en un eje articulador de la vida colectiva. Las mujeres rurales, tradicionalmente encargadas del abastecimiento doméstico y de la producción agroalimentaria, pasaron a desempeñar un papel protagónico en la defensa de los ríos y acueductos veredales. A través de asociaciones locales, juntas de acción comunal y colectivos ecofeministas, impulsaron prácticas de cuidado del agua y de educación ambiental, fortaleciendo la cohesión social y los lazos de confianza entre comunidades antes fragmentadas por la violencia (Rodríguez *et al*., 2017; Global Witness, 2021).

En los territorios rurales del Meta, el protagonismo de las mujeres en la defensa de los ríos y acueductos veredales se ha configurado de manera progresiva. Al inicio, su relación con el agua se vinculaba con las actividades cotidianas de abastecimiento, cuidado del hogar y producción alimentaria. Sin embargo, a medida que se intensificaron problemáticas ambientales, como la contaminación de fuentes hídricas, la deforestación y las dificultades de acceso al agua potable, las mujeres comenzaron a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

organizarse de forma colectiva para proteger las fuentes y participar en la gestión de los acueductos comunitarios.

Este proceso se fortaleció mediante iniciativas de educación ambiental, proyectos comunitarios y procesos organizativos locales, que promovieron su liderazgo en la protección de nacimientos de agua, la restauración ecológica y la administración de acueductos veredales.

Hoy, Mesetas y Vista Hermosa son territorios de experimentación social en materia de gobernanza hídrica comunitaria. En Mesetas, las organizaciones campesinas han liderado procesos de reforestación de cuencas y monitoreo participativo de calidad del agua, en coordinación con instituciones locales. En Vista Hermosa, las mujeres han promovido escuelas rurales de saberes sobre cuidado del agua, manejo de residuos y producción limpia, integrando principios etnoecológicos (Pineda-Martínez *et al*., 2022) y tecnologías apropiadas.

Estas iniciativas encarnan un tipo de gobernanza que combina la gestión técnica con una ética del cuidado, donde la protección de las fuentes hídricas se asume como una responsabilidad compartida y no delegada.

Marco teórico

Gobernanza del agua: dimensiones técnicas, sociales y políticas

La gobernanza del agua puede entenderse como el conjunto de procesos, instituciones y acuerdos mediante los cuales una sociedad decide cómo gestionar, distribuir y conservar este bien común (IWMI, 2010). Supone

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la interacción entre actores estatales, comunitarios y privados, articulando dimensiones técnicas, ambientales y culturales.

En contextos rurales, donde la gestión hídrica se enraíza en relaciones comunitarias y ecológicas, la gobernanza se expresa menos en la regulación formal y más en las prácticas de corresponsabilidad local que sostienen la vida cotidiana (IWMI, 2010).

Diversos estudios han demostrado que las estrategias de gobernanza se transforman cuando las comunidades participan de modo activo en las decisiones sobre el agua. Distefano *et al*. (2025), en un análisis sobre los efectos del posacuerdo en Colombia, muestran que la reducción de la deforestación y el restablecimiento de redes institucionales después de la firma de paz han modificado la dinámica de acceso al agua, abriendo posibilidades para la gestión descentralizada y participativa.

Del mismo modo, la iniciativa *ScaleWat*, impulsada por la *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), ha propuesto fortalecer los derechos de tenencia del agua como un componente clave de la justicia ambiental, reconociendo que los marcos legales deben coexistir con las formas comunitarias de gestión hídrica (FAO, 2024).

En los municipios de Mesetas y Vista Hermosa, la investigación de Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025) mostró que la gobernanza hídrica no surge de la normatividad estatal, sino de la práctica social y afectiva de las comunidades. Los emprendimientos verdes liderados por mujeres han generado nuevos espacios de decisión, gestión colectiva y educación ambiental, donde el agua se concibe como un bien relacional que articula territorio, memoria y sostenibilidad.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estas experiencias revelan que la gobernanza del agua puede configurarse desde abajo, como un proceso ético y político de comunalidad y corresponsabilidad. En tal contexto, la corresponsabilidad local se entiende como el compromiso compartido entre distintos actores del territorio, comunidades, organizaciones sociales e instituciones locales, para asumir de manera conjunta la protección, gestión y uso sostenible del agua.

Ecofeminismos y ética del cuidado

El ecofeminismo ha planteado que las crisis ecológicas y las desigualdades de género son expresiones de una misma lógica de dominación que subordina tanto a las mujeres como a la naturaleza (Shiva, 1988; Agarwal, 2010). Frente a esta visión, los ecofeminismos del cuidado proponen una ética basada en la interdependencia, la reciprocidad y el reconocimiento de la vida en todas sus formas. Desde esta perspectiva, el agua no es un recurso para explotar, sino un vínculo que teje las relaciones entre cuerpos, territorios y comunidades.

En América Latina, los movimientos de mujeres han situado el cuidado del agua en el centro de sus luchas políticas. Estudios recientes, como el de Ibarra (2025) evidencian que las mujeres rurales resisten los modelos extractivistas de gestión del agua mediante prácticas de cuidado colectivo y decolonialidad del territorio. Esta visión se articula con las propuestas de gobernanza comunitaria que buscan despatriarcalizar la gestión hídrica, vinculando justicia ambiental con equidad social (Soares & Hatch-Kuri, 2023).

En el contexto colombiano, la gestión del agua con enfoque ecofeminista implica reconocer los saberes ancestrales y las prácticas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

organizativas de las mujeres rurales como fuentes legítimas de conocimiento. Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025) documentan cómo en el Meta, las lideresas comunitarias combinan prácticas agroecológicas, monitoreo de fuentes y educación ambiental para fortalecer el cuidado del agua.

Estas acciones configuran lo que puede denominarse una hidropolítica del cuidado, entendida como el conjunto de prácticas sociales, culturales y políticas orientadas a la defensa, gestión y protección del agua desde una ética del cuidado, y la interdependencia entre comunidades y ecosistemas. Dicho enfoque articula aportes de la ecología política del agua con las teorías feministas del cuidado, las cuales enfatizan la centralidad de las relaciones comunitarias, los afectos y las responsabilidades compartidas en la gestión de los bienes comunes (Boelens, 2015; Perreault, 2014; Zwarteveen & Boelens, 2014. En este marco, las mujeres emergen como actantes clave, asumiendo roles de liderazgo técnico, pedagógico y espiritual, lo que amplía los horizontes de sostenibilidad y de justicia hídrica.

Diversos estudios han evidenciado el papel fundamental de las mujeres en la defensa de los bienes comunes y en la gestión comunitaria del agua en América Latina. Investigaciones en contextos rurales muestran que las mujeres no solo participan en las tareas de abastecimiento y cuidado del agua, sino que también desempeñan un papel central en la organización comunitaria, educación ambiental y defensa de los territorios frente a amenazas socioambientales (Agarwal, 2010; Boelens, 2015; Perreault, 2014). Estos trabajos subrayan que la participación de las mujeres en la gobernanza del agua contribuye a fortalecer prácticas colectivas de cuidado, solidaridad y sostenibilidad territorial.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Paz ambiental y justicia socioecológica

La noción de paz ambiental (Rodríguez *et al*., 2017) reconoce que la superación de la violencia en contextos de conflicto armado no se limita al silenciamiento de las armas, sino que requiere transformar las relaciones entre las comunidades y los ecosistemas. Esta paz se construye cuando las poblaciones afectadas logran restaurar los vínculos de confianza, cuidado y cooperación con sus territorios. En el caso colombiano, la implementación del Acuerdo de Paz (Gobierno de Colombia, 2016) abrió una oportunidad histórica para fortalecer la gobernanza socioambiental, en particular la gestión del agua como eje articulador de convivencia y desarrollo local.

Asimismo, Distefano *et al*. (2025) destacan que, en el posconflicto, los procesos de reforestación y restauración de cuencas impulsados por comunidades locales han contribuido a la resiliencia ecológica y social.

En esta línea, la gobernanza del agua se convierte en una práctica de reparación ambiental y simbólica: reparar el territorio equivale también a sanar las heridas de la guerra. La FAO (2024) ha enfatizado que la seguridad hídrica con justicia ambiental solo puede alcanzarse cuando se garantiza la participación equitativa de mujeres y comunidades rurales en los procesos de toma de decisiones.

Las experiencias descritas por Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025) en Mesetas y Vista Hermosa confirman dicha tendencia. Los emprendimientos ecofeministas de las mujeres del Meta son, al mismo tiempo, estrategias de desarrollo sostenible y procesos de reconciliación territorial. Al restaurar fuentes hídricas, recuperar suelos y reactivar saberes comunitarios, las mujeres reconstruyen la relación entre sociedad

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422,
17(6), 231-273. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-07

y naturaleza desde una perspectiva biocéntrica. Esta praxis encarna la paz ambiental como horizonte de justicia socioecológica, donde el agua no solo fluye como elemento vital, sino también como símbolo de sanación y esperanza.

Materiales y métodos

La investigación se desarrolló bajo un enfoque cualitativo con perspectiva crítica y participativa, orientado a comprender los procesos sociales, políticos y simbólicos que configuran la gobernanza comunitaria del agua con enfoque ecofeminista en territorios de posconflicto. Esta perspectiva reconoce que las dinámicas de gestión hídrica no pueden analizarse únicamente desde parámetros técnicos, sino que implican relaciones de poder, saber y cuidado situadas en contextos históricos específicos (Charmaz, 2006).

El diseño metodológico se apoyó en los principios de la investigación-acción participativa (IAP) y la teoría fundamentada, permitiendo construir categorías emergentes a partir de la interacción directa con las comunidades. Esta estrategia privilegió la voz de las mujeres rurales como actoras sociales y epistémicas en la gestión del agua, visibilizando su papel como cuidadoras, líderes y transformadoras del territorio.

El estudio adoptó un diseño cualitativo de tipo interpretativo con enfoque participativo. La investigación-acción participativa (IAP) permitió involucrar a las organizaciones comunitarias en la reflexión sobre sus propias prácticas de gestión del agua, mientras que la teoría fundamentada orientó el proceso de codificación y construcción de categorías analíticas a partir de los datos empíricos. El proceso

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

metodológico se desarrolló en tres fases: (1) reconocimiento territorial y contacto con organizaciones comunitarias; (2) recolección participativa de información mediante entrevistas, grupos focales y cartografías sociales, y (3) análisis inductivo y construcción de categorías sobre principios de gobernanza del agua.

Ámbito del estudio

El trabajo de campo se llevó a cabo en los municipios de Mesetas y Vista Hermosa, departamento del Meta, Colombia. Ambas localidades fueron priorizadas en los Programas de Desarrollo con Enfoque Territorial (PDET) y constituyen escenarios representativos de reconstrucción socioambiental después del conflicto armado.

Su ubicación geográfica, entre la Orinoquía y la Amazonía, las convierte en zonas estratégicas para la conservación de ecosistemas hídricos y la protección de fuentes que abastecen comunidades rurales y acueductos veredales.

Participantes y técnicas de recolección

Se trabajó con tres asociaciones de mujeres rurales dedicadas a la producción agroecológica, educación ambiental y manejo de acueductos comunitarios. La selección de participantes fue intencional, y se basó en su experiencia directa en procesos de gestión del agua y liderazgo territorial.

En total participaron 32 personas, de las cuales 26 fueron mujeres y 6 hombres, vinculadas con procesos comunitarios de gestión del agua. Entre ellas se incluyeron lideresas de asociaciones, integrantes de juntas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de acueductos veredales, docentes rurales y promotoras ambientales. La selección de participantes se realizó mediante muestreo intencional, considerando los siguientes criterios:

- Participación activa en organizaciones comunitarias relacionadas con el agua.
- Liderazgo en procesos ambientales o productivos sostenibles.
- Residencia en las veredas donde operan los acueductos comunitarios.
- Disposición para participar en procesos de investigación participativa.

El trabajo de campo se desarrolló entre 2022 y 2024, periodo en el cual se realizaron visitas periódicas a los territorios, y actividades colectivas de diálogo y reflexión.

Las técnicas empleadas fueron:

- Entrevistas semiestructuradas (n = 20) a lideresas comunitarias, docentes rurales y gestoras ambientales, orientadas a indagar significados, conflictos y prácticas asociados con el agua. Las entrevistas semiestructuradas se diseñaron a partir de una guía temática compuesta por cuatro ejes: historia de la organización, prácticas de gestión del agua, participación de las mujeres y relaciones con instituciones locales. Cada entrevista tuvo una duración aproximada de 60 a 90 minutos y fue grabada con consentimiento informado.
- Grupos focales (tres encuentros, con 25 participantes en total), donde se reflexionó colectivamente sobre las formas de participación de las mujeres en los comités de agua, las estrategias de cuidado y los retos frente a la institucionalidad. Se realizaron tres grupos focales con integrantes de las asociaciones participantes. Estas sesiones

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

permitieron contrastar percepciones colectivas sobre la gobernanza del agua, los conflictos socioambientales y los mecanismos comunitarios de toma de decisiones.

- Cartografías sociales e hidrosimbólicas elaboradas de manera participativa, para representar las fuentes hídricas, los espacios de memoria y las rutas de gobernanza comunitaria. Las cartografías sociales se desarrollaron mediante talleres participativos donde las participantes representaron las fuentes de agua, zonas de protección, conflictos ambientales y prácticas de cuidado. Las cartografías hidrosimbólicas complementaron este ejercicio incorporando narrativas culturales, espirituales y simbólicas asociadas con el agua.

- Diarios de campo y registros audiovisuales utilizados para documentar las dinámicas territoriales, emociones colectivas y acuerdos de cuidado construidos durante el proceso. Durante el trabajo de campo se elaboraron diarios etnográficos para registrar observaciones sobre dinámicas organizativas, interacciones comunitarias y prácticas cotidianas de manejo del agua.

Esta combinación permitió captar la complejidad de la relación entre agua, género y territorio, e incorporar dimensiones materiales y simbólicas de la gobernanza.

Criterios éticos y epistemológicos

El proceso investigativo se guio por los principios del consentimiento informado, la confidencialidad y la participación voluntaria. Se adoptó una postura decolonial y ecofeminista, reconociendo la validez de los saberes locales y ancestrales frente a los paradigmas técnicos dominantes (De Sousa-Santos, 2009). Asimismo, se promovió la devolución de resultados

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en espacios comunitarios mediante talleres de retroalimentación y construcción conjunta de propuestas para la gestión del agua.

Procedimiento analítico

El análisis de la información siguió las tres fases clásicas de la teoría fundamentada (Strauss & Corbin, 1990):

- Codificación abierta, para identificar conceptos iniciales relacionados con las prácticas de cuidado, liderazgo y toma de decisiones sobre el agua.
- Codificación axial, que permitió relacionar las categorías emergentes con dimensiones de justicia hídrica, equidad de género y sostenibilidad.
- Codificación selectiva, a partir de la cual se integraron los hallazgos en torno a una categoría central: la gobernanza ecofeminista del agua como práctica de reexistencia y construcción de paz ambiental.

El proceso analítico se realizó con apoyo del *software Atlas.ti*, lo que facilitó la organización, codificación y triangulación de fuentes (entrevistas, cartografías y observaciones de campo).

La interpretación final combinó una lectura hermenéutica, centrada en los sentidos y significados otorgados al agua, con una lectura sociocrítica, orientada a develar las estructuras de poder que determinan el acceso, control y cuidado de los recursos hídricos (Flick, 2015).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Validez y confiabilidad

Para garantizar la consistencia del estudio se aplicaron estrategias de triangulación metodológica, revisión entre pares y contraste con literatura especializada en gobernanza hídrica (Distefano *et al*., 2025; FAO, 2024; IWMI, 2010). La coherencia de las categorías emergentes se verificó mediante sesiones de análisis con las participantes, que fortaleció la credibilidad y pertinencia social de los resultados.

Resultados

El análisis permitió identificar tres categorías centrales que configuran el modo en que las mujeres rurales del Meta construyen y sostienen procesos de gobernanza ecofeminista del agua:

1. El cuidado y la espiritualidad del agua.
2. La participación y liderazgo de las mujeres en la gestión hídrica.
3. Los modelos locales de gobernanza y justicia hídrica.

Estas categorías se entrelazan en prácticas, emociones y saberes que reconfiguran el vínculo entre comunidad, cuerpo y territorio, generando nuevas formas de sostenibilidad y paz ambiental.

Cuidado y espiritualidad del agua

Los relatos de las participantes expresan una comprensión profunda del agua como elemento sagrado y principio de vida. Para las lideresas rurales, cuidar el agua es también cuidar la comunidad. En las cartografías sociales elaboradas durante los talleres, los ríos y quebradas fueron

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

representados como "venas de la tierra", y las acciones de protección se asociaron con valores como la reciprocidad y gratitud.

> "El agua siente cuando la tocamos con respeto o con rabia; si la cuidamos, ella nos cuida también" (participante, Mesetas).

Esta dimensión espiritual del agua fortalece los lazos comunitarios y redefine la sostenibilidad más allá de los indicadores técnicos. Como señalan Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025), el cuidado del agua en estos contextos se fundamenta en una ética biocéntrica, donde la naturaleza es sujeto de derechos y la mujer es mediadora entre los mundos social y ecológico (Tabla 1):

> "Nosotras cuidamos el agua, los hombres no se preocupan por eso; para nosotras, el agua es vida, es alimento y es nuestro futuro y el de nuestros hijos" (participante, Vista Hermosa).

Tabla 1. Categoría 1: cuidado y espiritualidad del agua.

Subcategorías	Prácticas observadas	Evidencias empíricas
Protección espiritual del agua	Ceremonias locales, rituales de agradecimiento en nacimientos	Cartografía simbólica de quebradas "La Victoria" y "La Esperanza"
Cuidado cotidiano	Filtración artesanal, limpieza comunitaria de canales, monitoreo de caudales	Diarios de campo: "Cada familia cuida su tramo del río (quebrada)"
Saberes ancestrales	Transmisión oral de conocimientos sobre lluvias y ciclos lunares	Entrevistas: "Mi abuela nos enseñó a sembrar agua con árboles"

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estas prácticas refuerzan una relación ontológica y ética con el agua que sostiene la identidad territorial y promueve una gobernanza basada en el cuidado compartido.

Participación y liderazgo femenino en la gestión hídrica

Las mujeres entrevistadas relataron su tránsito desde roles domésticos hacia espacios de decisión en los comités de agua y juntas veredales. En muchos casos, fueron ellas quienes impulsaron los procesos de legalización de acueductos rurales o de gestión de recursos ante las alcaldías.

En los grupos focales se observó que la participación de las mujeres está mediada por dinámicas de poder y por la persistencia de visiones patriarcales que restringen su liderazgo técnico. Sin embargo, las mujeres transforman estas barreras en oportunidades, convirtiéndose en referentes para las nuevas generaciones.

> "Antes nos decían que el agua era cosa de los hombres; ahora somos nosotras las que sabemos cuándo falta, por dónde se daña la manguera y hasta cómo repararla" (participante, Vista Hermosa).

En consonancia con lo planteado por Distefano *et al*. (2025) y la FAO (2024), la participación equitativa de las mujeres en los sistemas de agua fortalece la sostenibilidad institucional y la transparencia en la gestión. En el Meta, las mujeres han logrado integrar el enfoque de género en la planificación comunitaria y en los proyectos de infraestructura hídrica (Tabla 2).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 2. Categoría 2: participación y liderazgo femenino.

Subcategorías	Manifestaciones empíricas	Impactos observados
Liderazgo técnico	Mujeres encargadas de medición de caudales y mantenimiento de mangueras	Mayor autonomía y visibilidad social
Participación política	Integración a comités de agua y juntas de acción comunal	Representación equitativa en decisiones
Formación y educación	Talleres de gestión hídrica y alfabetización digital	Fortalecimiento de capacidades STEM rurales

Modelos locales de gobernanza y justicia hídrica

Los hallazgos muestran que los procesos de gobernanza ecofeminista del agua se estructuran en torno a acuerdos comunitarios que combinan normas tradicionales, conocimientos técnicos y valores éticos. Las comunidades no solo administran el recurso, sino que gestionan las emociones y los vínculos que lo sostienen.

En las cartografías hidrosimbólicas (Rodríguez & Pineda-Martínez, 2021), las mujeres identificaron los puntos de captación, los recorridos de los ríos y los conflictos socioambientales (minería ilegal, deforestación). A partir de estos ejercicios, se formularon propuestas de gobernanza local, como la creación de "Escuelas de agua y cuidado" y la implementación de monitoreo participativo con dispositivos de bajo costo (Tabla 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Categoría 3: modelos locales de gobernanza hídrica.

Dimensión	Descripción	Ejemplo empírico
Normativa comunitaria	Acuerdos locales de distribución del agua y sanciones colectivas por desperdicio	"Si alguien contamina la quebrada, todos ayudamos a limpiar" (grupo focal)
Innovación social	Escuelas de agua y monitoreo comunitario con sensores básicos	Implementación piloto en vereda Piñalito
Justicia hídrica	Inclusión de mujeres en decisiones sobre tarifas, mantenimiento y distribución	Participación en asambleas locales de acueductos

Estos resultados coinciden con el planteamiento de Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025), quienes argumentan que los emprendimientos ecofeministas constituyen una base organizativa para modelos de gestión ambiental inclusiva y para el fortalecimiento de capacidades locales en contextos de posconflicto.

La gobernanza ecofeminista del agua como práctica de reexistencia y construcción de paz ambiental

Esta categoría sintetiza la manera en que las mujeres del Meta resignifican el agua como bien común, combinando saberes técnicos y ancestrales, afectos y estrategias políticas. Su acción transforma la gestión hídrica en un espacio de diálogo intercultural, justicia y equidad de género.

> "Nosotras decimos que sembrar agua es sembrar paz. Cuando comenzó el proceso de reforestación en la quebrada La Victoria, muchos vecinos no creían que eso sirviera de algo, porque aquí el agua siempre se veía como un recurso que bajaba del monte y ya. Pero cuando

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

> empezamos a reunirnos, a cuidar los nacederos, a hacer limpiezas, el ambiente cambió. Dejamos de pelear por el turno del acueducto y empezamos a trabajar juntas.
>
> El agua nos volvió a juntar. Ahora, cada árbol que sembramos tiene el nombre de una familia desplazada que regresó. Es como si el río hablara otra vez con la gente, como si nos perdonara. Para mí, eso es la paz: poder volver a escuchar el sonido del agua sin miedo" (participante, Mesetas).

Este testimonio condensa la relación entre restauración ecológica, reconciliación social y sentido espiritual del agua. La acción colectiva de las mujeres resignifica la gestión hídrica como proceso de memoria, reparación y sanación comunitaria.

> "El agua también tiene memoria de mujeres. Cuando yo era niña, veía a mi mamá recoger agua con totumas; ahora yo coordino el comité veredal y enseño a las jóvenes cómo medir el caudal, cómo cuidar las mangueras y cómo hablar con la alcaldía para defender nuestros derechos.
>
> Aprendimos que el agua no se defiende sola: hay que organizarse, saber de leyes, de técnica, pero también de respeto por la vida. Las mujeres somos las que sentimos primero cuando falta el agua, porque somos las que la usamos para todo. Por eso, cuidar el agua es también cuidar a las hijas, a los animales, al monte. Nosotras ya no solo lavamos y cocinamos, ahora también decidimos, y eso cambia todo" (participante, Vista Hermosa).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este testimonio expresa la articulación entre saber técnico y saber afectivo en la gobernanza ecofeminista del agua. Las mujeres integran el conocimiento ancestral con herramientas de gestión moderna, afirmando su liderazgo político y transformando las estructuras de poder locales.

En la Figura 1 se sintetiza el modelo interpretativo que articula los hallazgos del estudio. Está compuesta por un ciclo concéntrico que representa los niveles interdependientes de la gobernanza ecofeminista del agua en contextos rurales del Meta.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

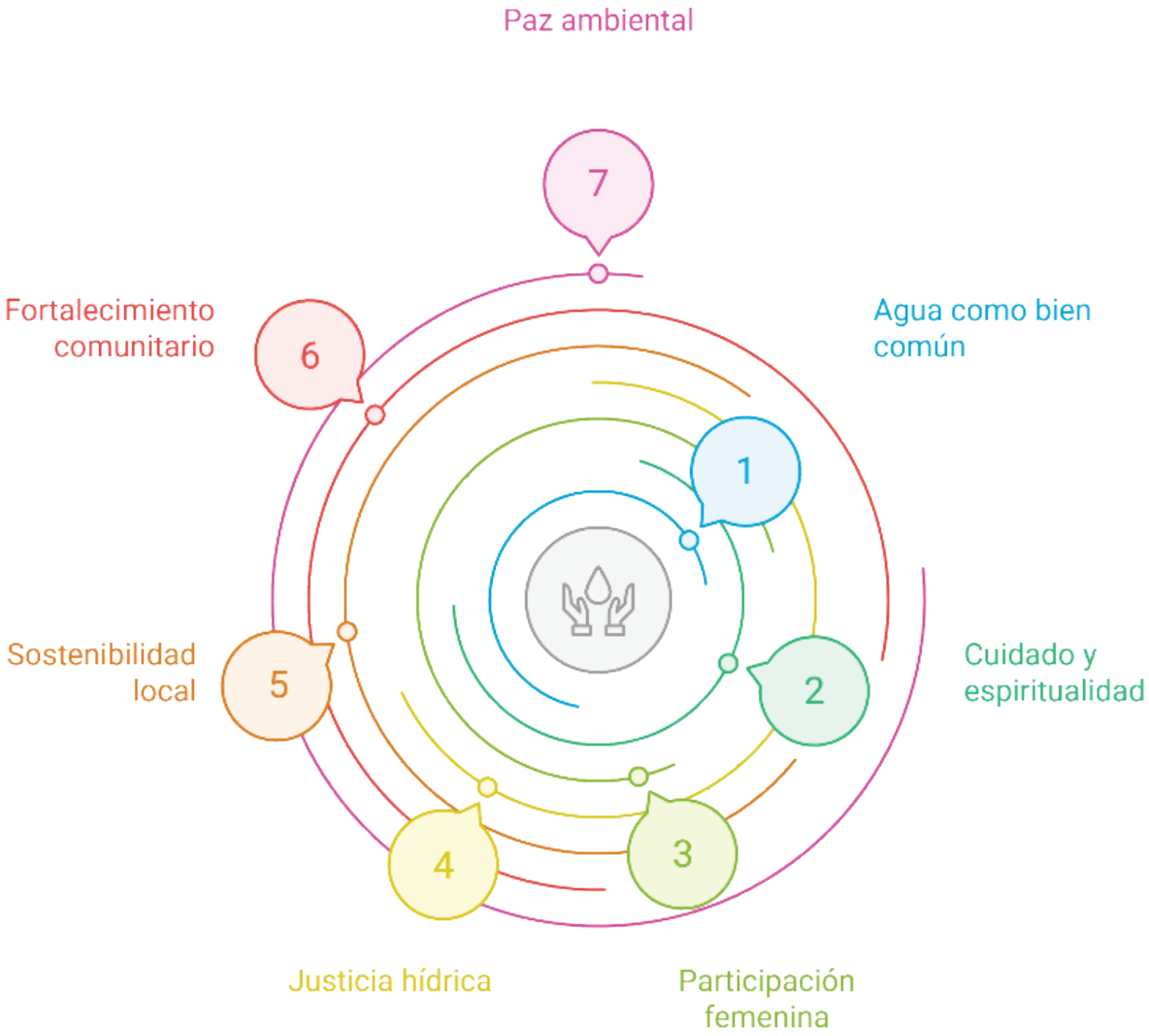


Figura 1. Modelo conceptual de la gobernanza ecofeminista del agua.

En el centro del modelo, el núcleo simboliza el agua como bien común y sujeto relacional. Este punto de partida refleja la comprensión que las mujeres rurales expresaron en sus testimonios: el agua no es un

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

recurso inerte, sino una entidad viva que sostiene la vida comunitaria, la memoria y el sentido espiritual del territorio. En este nivel se ubican los valores de reciprocidad, respeto y gratitud que guían las prácticas de cuidado (Pineda-Martínez & Orozco-Pineda, 2025).

La gestión del agua en los territorios analizados presenta una estructura predominantemente comunitaria y descentralizada, basada en juntas administradoras de acueductos veredales y organizaciones sociales. Aunque existen marcos normativos institucionales, la toma de decisiones cotidianas sobre mantenimiento, distribución y protección de fuentes hídricas se realiza sobre todo a nivel local mediante acuerdos comunitarios.

El segundo ciclo representa los procesos sociales y organizativos que configuran la gobernanza comunitaria: participación de las mujeres en los comités de agua, formación técnica, educación ambiental y toma de decisiones colectivas. Aquí confluyen los saberes ancestrales y los conocimientos científicos, mostrando cómo las mujeres integran la gestión hídrica con la equidad de género y la sostenibilidad (Distefano *et al*., 2025; FAO, 2024).

El tercer ciclo simboliza los resultados territoriales y políticos de la gobernanza ecofeminista: restauración de cuencas, recuperación de confianza entre comunidades y fortalecimiento de la paz ambiental. Este nivel externo representa la expansión del cuidado hacia la esfera pública y política, donde el agua se convierte en un elemento articulador de justicia, convivencia y reexistencia.

La dirección de los ciclos —del centro hacia el exterior— indica que el modelo no se construye desde la norma o la infraestructura, sino desde los afectos y prácticas locales hacia las estructuras institucionales. En

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

otras palabras, la gobernanza ecofeminista del agua emerge desde abajo, a partir de los vínculos cotidianos entre mujeres, comunidad y territorio, y se proyecta hacia la consolidación de políticas más justas y sostenibles.

En conjunto, el modelo refleja una comprensión integral del agua como mediadora entre lo técnico, lo ético y lo espiritual. Tal como afirmaron las propias lideresas:

> "El agua nos volvió a juntar" (participante, Mesetas).
>
> "El agua también tiene memoria de mujeres" (participante, Vista Hermosa).

Discusión

Los resultados revelan que la gobernanza ecofeminista del agua constituye una práctica de reexistencia que desafía los modelos tecnocráticos de gestión hídrica. En los territorios del Meta, el agua deja de ser un recurso y se convierte en un sujeto relacional, portador de memoria, espiritualidad y sentido político. Las mujeres rurales, protagonistas de estos procesos, articulan saberes ancestrales, conocimientos técnicos y afectos, reconfigurando las relaciones entre comunidad, naturaleza y poder.

Estas prácticas coinciden con lo expuesto por Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025), quienes demostraron que los emprendimientos verdes liderados por mujeres fortalecen la paz ambiental a través del cuidado del agua y la acción colectiva. Sin embargo, el presente estudio amplía la mirada al mostrar que esos emprendimientos derivan en modelos locales de gobernanza hídrica, donde la sostenibilidad se construye mediante redes de confianza y participación horizontal.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Desde la ecología política y los enfoques de justicia hídrica (Rodríguez *et al*., 2017; Boelens *et al*., 2018), la gobernanza se entiende como un campo de disputa entre racionalidades técnicas y saberes comunitarios. En Mesetas y Vista Hermosa, esa tensión se resuelve a partir del cuidado como principio político, en lo que podríamos llamar una hidropolítica del cuidado. Las mujeres gestionan el agua no solo como bien físico, sino como lazos de vida que restauran el tejido social (Tabla 4).

Tabla 4. Síntesis analítica de la gobernanza ecofeminista del agua.

Dimensión	Hallazgos empíricos	Correspondencia teórica	Implicaciones para la gobernanza hídrica
Cuidado y espiritualidad	El agua es concebida como "ser vivo" y "memoria del territorio"	Ecofeminismos del cuidado (Shiva, 1988; Escobar, 2014; Escobar, 2015)	Reorientar la gestión hídrica hacia principios biocéntricos y culturales
Participación y liderazgo femenino	Mujeres asumen roles técnicos y políticos en comités de agua	Gobernanza participativa (Distefano *et al*., 2025; FAO, 2024)	Garantizar la equidad de género en la toma de decisiones y acceso a recursos
Justicia hídrica y paz ambiental	Restauración de cuencas y reforestación vinculada con reconciliación social	Paz ambiental (Rodríguez *et al*., 2017; Boelens *et al*., 2018)	Incluir dimensiones de reparación simbólica y ecológica en políticas públicas

El modelo conceptual (Figura 1) resume esta integración: del agua como bien común (núcleo) emergen tres procesos (cuidado, participación y justicia hídrica) que, al interactuar, generan paz ambiental y sostenibilidad social.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para profundizar en su lectura, la Figura 2 presenta una representación ampliada del flujo interpretativo entre las categorías empíricas y sus implicaciones conceptuales.

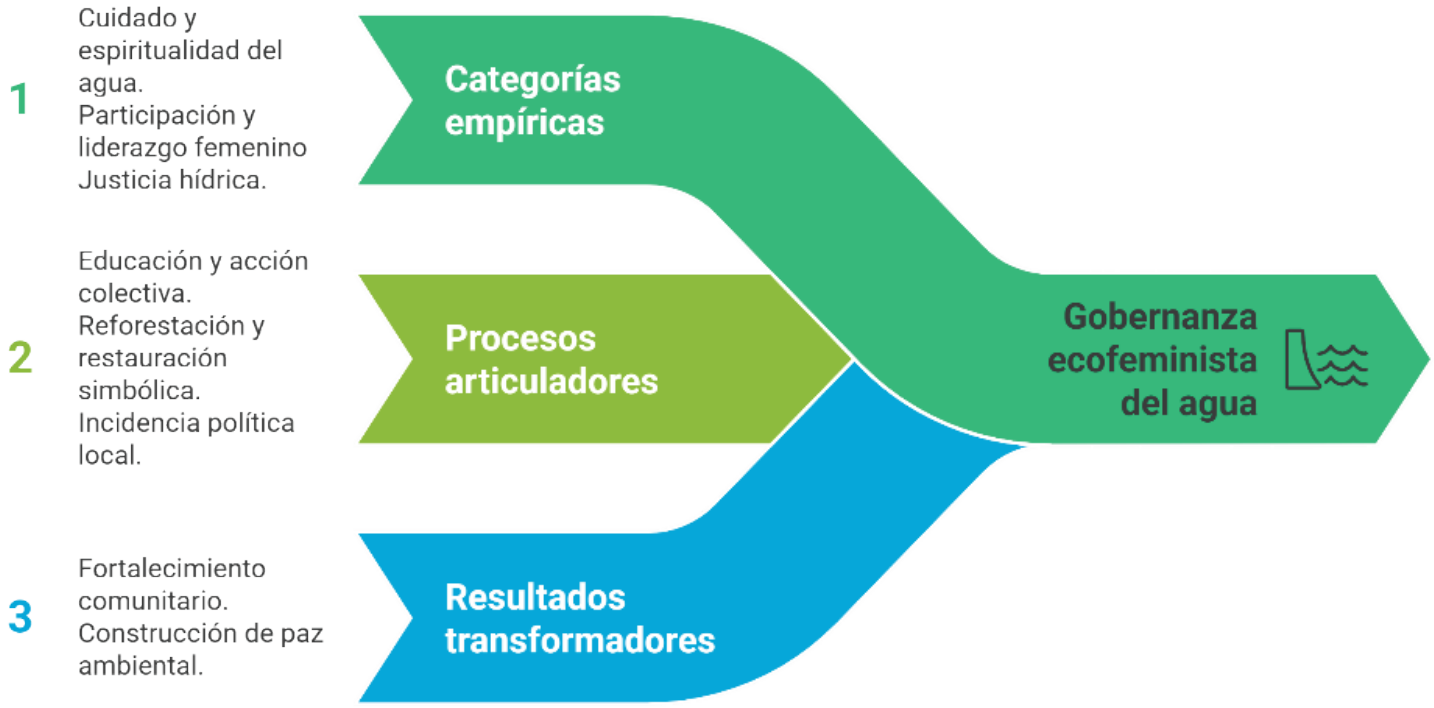


Figura 2. Relaciones interpretativas entre categorías y ejes de análisis.

El testimonio de una lideresa "El agua nos volvió a juntar" sintetiza la idea de que el cuidado hídrico es también una forma de reconstrucción emocional. De modo similar, cuando otra participante afirma "El agua también tiene memoria de mujeres" reafirma que la gobernanza ecofeminista no surge de la norma, sino del cuerpo, la experiencia y la comunalidad. Estas voces confirman que el agua es agente de reparación, enseñanza y sanación, lo que coincide con los planteamientos de Ruiz-

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Meza (2011) sobre la intersección entre género, agua y participación comunitaria en el sector de irrigación en Chiapas.

Por tanto, la gobernanza ecofeminista del agua constituye un modelo interepistémico que integra tres planos complementarios:

I. El plano ecológico, que restablece la relación entre ecosistemas y bienestar humano.

II. El plano político, que promueve la equidad de género y la participación comunitaria.

III. El plano ético-espiritual, que revaloriza el agua como símbolo de vida, memoria y justicia.

De esta forma, la sostenibilidad hídrica trasciende los límites de la gestión técnica y se convierte en una práctica de reexistencia colectiva, donde el cuidado es tanto una estrategia de supervivencia como una ética de convivencia. Tal como sugiere Escobar (2015), se trata de sentipensar con el agua, de construir territorios habitables no solo desde el conocimiento, sino desde la sensibilidad (Tabla 5).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 5. Emprendimientos y agenciamientos del cuidado del agua (Mesetas y Vista Hermosa-Meta, Colombia).

#	Iniciativa/tipo	Descripción breve	Actores principales	Fuente/evidencia
1	**Acueductos comunitarios municipales y veredales**	Agenciamientos organizativos en torno a acueductos comunitarios veredales	Asociaciones comunitarias, juntas de acción comunal lideradas por mujeres	Anuncio de inversiones y proyectos en Vista Hermosa y Mesetas
4	**Implementación de acueductos veredales y formalización comunitaria**	Procesos de legalización/fortalecimiento y gestión comunitaria de acueductos veredales (estatutos, organización de usuarios), reforzando la gobernanza local del agua	Juntas de acción comunal, comités veredales de agua, asesoría técnica (SINCHI/ANT en procesos de tenencia y formalización)	Documentos de sistematización regional y procesos de formalización en la zona sur del Meta
5	**Emprendimientos verdes y redes ecofeministas de cuidado del agua**	Iniciativas productivas lideradas por mujeres (agroecología, transformación de productos, economía solidaria) que integran restauración de cuencas, manejo de microcuencas y acciones de educación ambiental —funcionan como nodos de gobernanza hídrica comunitaria	Colectivos y asociaciones de mujeres rurales, ONG locales, redes de apoyo (documentado en la investigación local)	Descripción y análisis de estos emprendimientos en el estudio de Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025)
6	**Turismo ambiental y actividades de conservación (aportes a la protección hídrica)**	Desarrollo de turismo rural y de naturaleza (observación de aves, ecoturismo comunitario), que incentiva conservación de cuencas, reforestación y generación de ingresos ligados con el cuidado del agua	Asociaciones comunitarias de turismo, municipios, operadores locales	Documentos de planificación municipal y diagnósticos locales, que incluyen turismo y conservación en Mesetas
7	**Monitoreo participativo y pequeños dispositivos técnicos**	Uso de monitoreo comunitario (medición de caudales, calidad con kits básicos, registro de limnología local) y talleres de formación técnica para la gestión cotidiana del recurso	Comités locales de agua, organizaciones de mujeres, programas de formación (apoyo de ONG/entidades técnicas)	Informes y estudios sobre calidad y monitoreo de acueductos en el Meta; referencias a iniciativas de monitoreo participativo en la región

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por último, se evidencia que los principios técnicos identificados se relacionan con prácticas locales de manejo y monitoreo del recurso hídrico. Entre ellos se destacan:

- Protección de nacimientos y zonas de recarga hídrica mediante reforestación comunitaria.
- Monitoreo participativo de calidad del agua.
- Mantenimiento colectivo de infraestructuras de acueductos veredales.
- Implementación de tecnologías apropiadas para el manejo de residuos y aguas residuales.

Estas prácticas combinan conocimientos técnicos institucionales con saberes locales y ancestrales.

Agenciamientos del cuidado del agua y prácticas de reexistencia

Las experiencias desarrolladas en Mesetas y Vista Hermosa muestran que la gobernanza del agua se teje desde la vida cotidiana a través de acciones que combinan técnica, afecto y memoria. Los acueductos comunitarios, los emprendimientos verdes liderados por mujeres, el turismo ambiental y los procesos de monitoreo participativo se consolidan como espacios de aprendizaje colectivo y de resistencia frente a las lógicas extractivas y burocráticas del Estado.

En las veredas de Mesetas, las juntas de acueducto veredal han pasado de ser simples comités de operación técnica a verdaderas escuelas de ciudadanía hídrica. Durante los talleres de cartografía, las mujeres relataban cómo su participación comenzó con el mantenimiento de las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mangueras y terminó convirtiéndose en un proceso de liderazgo. Una de ellas lo expresó así:

> "Nosotras no sabíamos de leyes, solo queríamos que el agua no se perdiera. Luego aprendimos que cuidar el agua también es defender nuestros derechos" (entrevista, participante Mesetas).

Estos acueductos se han articulado con procesos de reforestación, siembra de árboles nativos y restauración de microcuencas, integrando saberes locales con capacitación técnica. La gestión comunitaria no solo asegura la distribución del agua, también fortalece el sentido de corresponsabilidad y pertenencia territorial.

Los emprendimientos verdes impulsados por mujeres rurales se presentan como nodos de una hidropolítica del cuidado. En Vista Hermosa, por ejemplo, varias asociaciones de mujeres han vinculado la producción agroecológica y la transformación de alimentos con el mantenimiento de fuentes hídricas y la educación ambiental en escuelas rurales. En palabras de una de sus lideresas:

> "Cuando sembramos una huerta o producimos jabón natural también estamos limpiando el agua. Es una manera de vivir en paz con la tierra" (grupo focal, Vista Hermosa).

Estas prácticas resignifican el trabajo de las mujeres como acción política y no solo doméstica: cuidar el agua es también cuidar la comunidad, el cuerpo y la memoria. En coherencia con lo planteado por Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025), estos emprendimientos se convierten en escenarios de reconstrucción del tejido social y en expresiones de paz ambiental.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El turismo ambiental y comunitario, particularmente en Mesetas, ha emergido como un agenciamiento innovador del cuidado del agua. Los recorridos ecológicos, la observación de aves y las rutas interpretativas se desarrollan alrededor de nacimientos y quebradas restauradas por las comunidades. Este tipo de iniciativas no solo generan ingresos, sino que promueven el reconocimiento del agua como patrimonio natural y cultural. En palabras de un guía local:

> "El turismo nos enseñó a mirar el agua con otros ojos. Ya no es solo un recurso, es el paisaje, la historia y la gente que vive de ella" (entrevista, participante, Mesetas, 2024).

Así, el monitoreo participativo del agua constituye una herramienta pedagógica y de empoderamiento social. En las veredas de Vista Hermosa, grupos de mujeres y jóvenes han sido formados en medición de caudales y control de calidad con kits básicos, que combinan conocimiento científico y saber popular. En este proceso, la ciencia se vuelve comunitaria y accesible, para fortalecer la confianza colectiva:

> "Ahora sabemos cómo está nuestra agua. No esperamos que venga el ingeniero; nosotras mismas medimos, anotamos y cuidamos" (participante, Mesetas).

Estas experiencias, articuladas en redes de apoyo interveredal, dan forma a una gobernanza interepistémica, donde las soluciones técnicas dialogan con la ética del cuidado y la comunalidad. En lugar de depender de la acción estatal, las comunidades producen sus propios marcos de regulación, participación y justicia hídrica (Tabla 6).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 6. Política pública del agua vs. práctica comunitaria de gobernanza ecofeminista.

Dimensión de análisis	Lógicas de la política pública del agua	Prácticas comunitarias de gobernanza ecofeminista	Convergencias y tensiones
Enfoque de gestión	Predominio técnico-infraestructural. El agua se concibe como servicio público	Enfoque relacional y ético. El agua es bien común y sujeto de cuidado	Tensión entre control estatal y autonomía comunitaria
Actores centrales	Entidades estatales (alcaldías, gobernaciones, contratistas)	Asociaciones de mujeres, comités veredales, juntas de agua	Las mujeres reconfiguran roles y amplían la participación social
Objetivo principal	Garantizar cobertura, calidad y eficiencia del servicio	Promover sostenibilidad, equidad de género y paz ambiental	Las metas técnicas se complementan con valores sociales y espirituales
Modo de conocimiento	Experticia técnica e institucional	Saber situado, ancestral y experiencial	Se produce diálogo interepistémico y aprendizaje mutuo
Escala de acción	Planificación centralizada (departamental o municipal)	Gestión desde abajo, territorial y afectiva	Las prácticas locales desafían las jerarquías de decisión
Indicadores de éxito	Infraestructura construida, cobertura de servicio	Restauración de fuentes, cohesión comunitaria, bienestar colectivo	Hacia indicadores integrales de justicia hídrica
Sostenibilidad	Asociada con mantenimiento técnico y tarifas	Vinculada con el cuidado, reciprocidad y educación ambiental	Complementariedad posible si se reconocen los saberes locales

El contraste muestra que las comunidades rurales de Mesetas y Vista Hermosa no se oponen al Estado, sino que redefinen sus lógicas de acción: mientras la política pública busca eficiencia, las prácticas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ecofeministas buscan sentido; mientras la gestión institucional opera desde indicadores, las comunidades operan desde afectos y reciprocidad.

La posibilidad de una gobernanza interepistémica, como la que plantea este estudio, radica precisamente en tejer puentes entre ambos mundos: integrar la técnica con la ética del cuidado y la política pública con la comunalidad.

Los resultados evidencian que la gobernanza comunitaria del agua en los municipios estudiados se sustenta en una articulación entre principios éticos (cuidado y reciprocidad), organizativos (participación comunitaria y liderazgo femenino) y técnicos (monitoreo, protección de fuentes y manejo de acueductos). Esta combinación permite comprender la gestión del agua como un proceso socioecológico complejo que integra conocimientos locales y prácticas institucionales.

Conclusiones

La investigación permitió comprender que la gobernanza ecofeminista del agua en los municipios de Mesetas y Vista Hermosa (Meta) constituye una forma de reexistencia territorial y política frente a las violencias estructurales, ambientales y epistémicas que históricamente han marcado a estas comunidades. Lejos de limitarse a la administración técnica del recurso, las mujeres rurales han configurado un entramado de prácticas y saberes que resignifican el agua como bien común, sujeto de cuidado y eje de construcción de paz ambiental.

Los hallazgos muestran que los procesos de cuidado, participación y justicia hídrica son interdependientes y se sostienen en una ética del afecto. El agua deja de ser objeto de gestión para convertirse en vínculo social, en símbolo de reconciliación y en espacio pedagógico de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

convivencia. A través de los acueductos comunitarios, los emprendimientos verdes, el turismo ambiental y el monitoreo participativo, las comunidades reconstruyen la confianza y restauran los ecosistemas, demostrando que la sostenibilidad hídrica depende tanto de la infraestructura como de la cooperación y el compromiso colectivo.

La categoría central que emerge —la gobernanza ecofeminista del agua como práctica de reexistencia y construcción de paz ambiental— integra lo técnico, lo espiritual y lo político. Esta perspectiva reafirma lo señalado por Pineda-Martínez y Orozco-Pineda (2025): los emprendimientos verdes impulsados por mujeres del Meta no son solo experiencias productivas, sino espacios de resistencia, hospitalidad y aprendizaje colectivo. El presente estudio amplía esa mirada al mostrar cómo dichas experiencias articulan un modelo de gobernanza desde abajo, donde el cuidado se convierte en acción política y el conocimiento situado en forma legítima de gestión.

Desde el punto de vista metodológico, la combinación de cartografía social, entrevistas, observación participativa y análisis hermenéutico permitió visibilizar las dimensiones sensibles de la gobernanza hídrica, por lo usual invisibilizadas por los enfoques institucionales. Este método de lectura interepistémica —entre saberes técnicos y saberes del cuidado— se constituye en un aporte significativo para las investigaciones socioambientales en contextos de posconflicto.

Asimismo, la comparación entre la política pública del agua y las prácticas comunitarias ecofeministas revela tensiones estructurales que exigen repensar los marcos institucionales. Mientras la política estatal prioriza la eficiencia, cobertura y control, las comunidades priorizan la reciprocidad, la memoria y la vida. La armonización entre ambas perspectivas requiere avanzar hacia modelos de gobernanza híbrida, que

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

reconozcan la legitimidad de los actores locales y promuevan la participación efectiva de las mujeres en la toma de decisiones sobre los bienes hídricos.

En conjunto, el estudio demuestra que el futuro de la gestión del agua en regiones como el Meta depende de la capacidad de integrar técnica, ética y afecto. Las mujeres rurales, al conjugar conocimiento ancestral, organización comunitaria y liderazgo ambiental, están construyendo desde sus territorios un paradigma alternativo de sostenibilidad: uno que no solo busca el acceso al agua, sino también la sanación de los vínculos entre cuerpos, comunidades y ecosistemas.

Agradecimientos

Ofrecemos nuestros agradecimientos por la disponibilidad y colaboración a las organizaciones femeninas rurales de cuidado del agua de los municipios de Vista Hermosa, Mesetas y San Juan de Arama en el departamento del Meta. También a la Junta de Acción Comunal de la vereda Piñalito en Vista Hermosa-Meta.

Financiamiento

El presente artículo fue apoyado con horas de investigación pertenecientes al proyecto de investigación "Antropologías educativas: geo pedagogías festivas y carnavalescas, el lugar del territorio, el cuerpo y la identidad en la formación política" financiado por la Facultad de Ciencias de la Educación de la Universidad de La Salle.

Además, reconocemos la autorización de participación con horas de investigación como financiamiento de la Dra. Paula Andrea Orozco por

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

parte del Instituto de Posgrados (Doctorado en Ciencias de la Educación) de la Universidad de Cundinamarca.

Declaración de conflictos de interés

Declaramos que no existe algún conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

Declaramos el uso de IA para la corrección en redacción de manuscritos y la generación de gráficos; los dos autores de esta publicación fueron los responsables de la veeduría, curaduría e integración de datos generados por la IA para su integración al artículo.

Referencias

Agarwal, B. (1995). *A field of one's own: Gender and land rights in South Asia*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511522000

Agarwal, B. (2010). *Gender and green governance: The political economy of women's presence within and beyond community forestry*. Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199569687.001.0001

Boelens, R. (2015). *Water, power and identity: The cultural politics of water in the Andes*. Routledge. https://doi.org/10.4324/9781315867557

Boelens, R., Vos, J., & Perreault, T. (eds.). (2018). *Water justice*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781316831847

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Canal Institucional. (2017, junio 27). *Mesetas, testigo de la desaparición de las Farc como grupo armado*. Canal Institucional-Noticias. https://www.canalinstitucional.tv/noticias/mesetas-testigo-de-la-desaparicion-de-las-farc-como-grupo-armado

Charmaz, K. (2006). *Constructing grounded theory: A practical guide through qualitative analysis* (1st edition). Sage.

De Sousa-Santos, B. (2009). *Una epistemología del sur: la reinvención del conocimiento y la emancipación social*. Siglo XXI Editores.

Distefano, T., Saldarriaga-Isaza, A., Morlin, G. S., Posada-Carmona, V., Villegas-Palacio, C. I., & Arango-Aramburo, S. (2025). The roads towards complex water governance: The Colombian case study. *World Development*, *188*, 106874. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2024.106874

Escobar, A. (2014). *Sentipensar con la tierra: nuevas lecturas sobre desarrollo, territorio y diferencia*. Ediciones UNAULA. https://biblioteca.clacso.edu.ar/Colombia/escpos-unaula/20170802050253/pdf_460.pdf

Escobar, A. (2015). Territorios de diferencia: la ontología política de los "derechos al territorio". *Cuadernos de Antropología Social*, (41), 25-38. https://revistascientificas.filo.uba.ar/index.php/CAS/article/view/1594

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024). *ScaleWat: scaling up capacities for responsible governance of water tenure - Colombia*. https://www.fao.org/in-action/scalewat/country-activities/colombia/en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Flick, U. (2015). *Introducing research methodology: A beginner's guide to doing a research project* (2nd ed.). Sage Publications.

Global Witness. (2021). *Última línea de defensa: las industrias que causan la crisis climática y los ataques contra personas defensoras de la tierra y el medioambiente*. https://globalwitness.org/es/campaigns/land-and-environmental-defenders/last-line-defence-es/

Gobierno de Colombia. (2016). *Acuerdo final para la terminación del conflicto y la construcción de una paz estable y duradera*. Espacio Virtual de Asesoría. https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=79893

Gudynas, E. (2014). Sustentación, aceptación y legitimación de los extractivismos: múltiples expresiones pero un mismo basamento. *Opera*, (14), 137–159. https://revistas.uexternado.edu.co/index.php/opera/article/view/3844

Ibarra, M. I. (2025). Hydrofeminist life histories in the Aconcagua River basin: Women's struggles against coloniality of water. *Histories*, *5*(3), 31. https://doi.org/10.3390/histories5030031

IWMI, International Water Management Institute. (2010). Water governance. *IWMI Water Issue Brief*, (5), 1-5. https://doi.org/10.5337/2010.218

Martínez-Alier, J. (2015). Ecología política del extractivismo y justicia socio-ambiental. *Inter Disciplina*, *3*(7), 57-73. https://doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2015.7.52384

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Noticias RCN. (2017). En Mesetas (Meta) comenzó el desminado humanitario apoyado por guerrilleros de las Farc. *Noticias RCN*. https://www.noticiasrcn.com/colombia/en-mesetas-meta-comenzo-el-desminado-humanitario-apoyado-por-guerrilleros-de-las-farc-262607

Perreault, T. (2014). What kind of governance for what kind of equity? Towards a theorization of justice in water governance. *Water International*, *39*(2), 233-245. https://doi.org/10.1080/02508060.2014.886843

Pineda-Martínez, E. O., & Orozco-Pineda, P. A. (2025). Ecofeminismo, agua y paz: fortalecimiento de emprendimientos verdes en el departamento del Meta, Colombia. *Tiempo y Economía*, *12*(2), 1-27. https://doi.org/10.21789/24222704.2183

Pineda-Martínez, E. O., Orozco-Pineda, P. A., & Rodríguez-Díaz, R. (2019). *Epistemologías ancestrales, tradicionales y populares de la Orinoquia colombiana*. Ediciones USTA. https://doi.org/10.15332/li.lib.2019.00064

Pineda-Martínez, E. O., Orozco-Pineda, P. A., & Ospina-Sogamoso, J. V. (2022). Principios etnoecológicos para una educación ambiental para la justicia social en clave de emociones desde el buen vivir: Estudio hermenéutico en Meta, Colombia. Prospectiva. *Revista de Trabajo Social e Intervención Social*, (35). https://doi.org/10.25100/prts.v0i35.12292

Radio Nacional. (2021). Desminado humanitario en Mesetas, Meta. *Radio Nacional de Colombia*. https://www.radionacional.co/videos/historias-de-paz/desminado-humanitario-en-mesetas-meta

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rodríguez, A. L., & Pineda-Martínez, E. O. (2021). Cartografías e imaginarios sociales como metodologías de diagnóstico para plan de ordenamiento territorial en Mesetas-Meta. *Revista Virtual Universidad Católica del Norte*, (64), 208-240. https://doi.org/10.35575/rvucn.n64a9

Rodríguez, C., Rodríguez, D., & Durán, H. (2017). *La paz ambiental: retos y propuestas para el posacuerdo* (Documentos Dejusticia núm. 30). https://www.dejusticia.org/publication/la-paz-ambiental-retos-y-propuestas-para-el-posacuerdo-2/

Ruiz-Meza, L. E. (2011). Gobernabilidad del agua y género en el sector de la irrigación: un estudio de caso en Chiapas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, *2*(3), 219-238. https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/40

Rutas del Conflicto. (2016). *Información sobre minas antipersonal: Vista Hermosa perdió el conflicto*. https://rutasdelconflicto.com/notas/informacion-minas-antipersonal-vista-hermosa-perdio-el-conflicto-farc

Shiva, V. (1988). *Staying alive: Women, ecology and development*. Zed Books. https://archive.org/details/stayingalivewome0000shiv

SIWI, Stockholm International Water Institute. (2022). *Water matters: Resilient, inclusive and green growth through water security in Latin America*. https://siwi.org/publications/water-matters-resilient-inclusive-and-green-growth-through-water-security-in-latin-america/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Soares, D., & Hatch-Kuri, G. (2023). Participación social en la gestión hídrica: un acercamiento a la gestión comunitaria en una localidad rural del estado de Puebla (México). *Revista de El Colegio de San Luis*, *13*(24), 00032. https://doi.org/10.21696/rcsl132420231566

Strauss, A., & Corbin, J. (1990). *Basics of qualitative research: grounded theory procedures and techniques* (1st edition). Sage Publications. https://archive.org/details/basicsofqualitat0000stra

Verdad Abierta. (2019). *Vista Hermosa: un gran campo minado*. https://verdadabierta.com/vista-hermosa-un-gran-campo-minado

Water Governance Facility. (2017). *Water governance* (issue brief). Stockholm International Water Institute (SIWI) & United Nations Development Programme (UNDP). https://siwi.org/wp-content/uploads/2016/08/issue-sheet-water-governance-web-1.pdf

Zwarteveen, M. Z., & Boelens, R. A. (2014). Defining, researching and struggling for water justice: Some conceptual building blocks for research and action. *Water International*, *39*(2), 143-158. https://doi.org/10.1080/02508060.2014.891168

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-08

Artículos

Evaluación técnica, legal y operativa de las plantas de tratamiento de aguas residuales en Panamá

Technical, legal and operational assessment of wastewater treatment plants in Panama

Ramón Franco[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0000-3190-1598

Miguel González[2], ORCID: https://orcid.org/0009-0002-7277-6230

Ana C. González-Valoys[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5963-2289

[1]Universidad Tecnológica de Panamá-Facultad de Ingeniería Civil, Ciudad de Panamá, Panamá, ramon.franco@utp.ac.pa

[2]Universidad Tecnológica de Panamá-Facultad de Ingeniería Civil, Ciudad de Panamá, Panamá, miguel.gonzalez6@utp.ac.pa

[3]Universidad Tecnológica de Panamá-Facultad de Ingeniería Civil, Ciudad de Panamá, Panamá. Sistema Nacional de Investigación (SNI) de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá, ana.gonzalez1@utp.ac.pa

Autora para correspondencia: Ana C. González-Valoys, ana.gonzalez1@utp.ac.pa

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Resumen

Este artículo analiza el estado actual del manejo de aguas residuales en barriadas urbanas de Panamá, con énfasis en las fallas operativas y estructurales de las plantas de tratamiento (PTAR). A través de una revisión documental técnica, legal y científica se identifican deficiencias en la planificación, construcción y operación de estos sistemas, lo que ha contribuido a la contaminación de cuerpos de agua, y al deterioro ambiental y social. Se examina el marco normativo vigente en el país, incluyendo leyes como la Ley 41 de 1998 (Gaceta Oficial de Panamá, 1998) y el Decreto 59 de 2011, y se evidencia una fiscalización institucional débil, especialmente en zonas de crecimiento acelerado. El estudio incluye casos donde las PTAR operan por debajo de su capacidad o han sido abandonadas, generando impactos en la salud pública, el bienestar comunitario y el valor de las propiedades. También se analizan vacíos legales que dificultan el seguimiento y la rendición de cuentas. Como parte de la propuesta, se plantean estrategias de mejora, como la adopción de tecnologías apropiadas, fortalecimiento de la fiscalización y aprendizaje de modelos exitosos aplicados en países latinoamericanos. En este contexto, la investigación demuestra que no basta con contar con infraestructura o legislación vigente: es imprescindible repensar el modelo de gestión del saneamiento desde una perspectiva integral, que articule control institucional efectivo, mantenimiento técnico sostenido, y responsabilidad compartida entre actores públicos y privados. Solo así será posible avanzar hacia soluciones sostenibles que respondan a las necesidades reales de barriadas urbanas, preservando el entorno en áreas vulnerables.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: agua residual, tratamiento del agua, legislación ambiental, saneamiento, gestión de los recursos hídricos, zona urbana, Panamá.

Abstract

This article analyzes the current state of wastewater management in urban slums in Panama, with emphasis on the operational and structural failures of wastewater treatment plants. Through a technical, legal and scientific documentary review, it identifies deficiencies in the planning, construction and operation of these systems, which have contributed to the contamination of water bodies and to environmental and social deterioration. The current regulatory framework in the country is examined, including laws such as Law 41 of 1998 and Decree 59 of 2011, and weak institutional oversight is evidenced, especially in areas of accelerated growth. The study includes cases where wastewater treatment plants operate below capacity or have been abandoned, generating impacts on public health, community welfare and property values. Legal loopholes that hinder monitoring and accountability are also analyzed. As part of the proposal, strategies for improvement are proposed, such as the adoption of appropriate technologies, strengthening oversight and learning from successful models applied in Latin American countries. In this context, the research shows that it is not enough to have infrastructure or legislation in place: It is essential to rethink the sanitation management model from an integral perspective, which articulates effective institutional control, sustained technical maintenance and shared responsibility between public and private actors. Only in this way will it be possible to move towards sustainable solutions

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

that respond to the real needs of urban neighborhoods, preserving the environment in vulnerable areas.

Keywords: waste water, water pollution, water treatment, water resources management, sanitation, urban areas, Panama.

Recibido: 04/08/2025

Aceptado: 28/02/2026

Publicado *ahead of print*: 07/05/2026

Versión final: 01/11/2026

Introducción

El acelerado crecimiento urbano en América Latina, particularmente en Panamá, ha impulsado la expansión de barriadas que carecen de infraestructura básica adecuada, entre ellas sistemas eficientes para el tratamiento de aguas residuales. En muchas de estas comunidades, las plantas de tratamiento (PTAR) operan con fallas estructurales, bajo mantenimiento, deficiencias en su diseño original o incluso sin un control técnico efectivo (Guzmán-Sánchez *et al*., 2024). Tal situación no solo limita la capacidad de estos sistemas para eliminar contaminantes del agua, sino que representa una amenaza directa para la salud humana, el equilibrio ecológico de los ecosistemas acuáticos, y la calidad de las fuentes hídricas superficiales y subterráneas cercanas (Babuji *et al*., 2023).

Las aguas residuales urbanas, cargadas de materia orgánica, nutrientes y otras sustancias potencialmente tóxicas, si no son tratadas de forma adecuada pueden provocar fenómenos como la eutrofización,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

pérdida de biodiversidad y deterioro de los cuerpos de agua (Mena *et al*., 2017). Dicha problemática no es exclusiva de Panamá, ya que casos documentados en otros países latinoamericanos revelan una realidad compartida: plantas colapsadas, equipos fuera de servicio, operadores sin la capacitación necesaria y una supervisión institucional insuficiente; todo ello provocan condiciones que intensifican los niveles de contaminación y generan problemas sociales (Medrano *et al*., 2020).

El tratamiento de las aguas residuales representa una estrategia clave de mitigación ambiental que contribuye a disminuir y controlar la contaminación hacia los ecosistemas (Movilla, 2012). Aunque existen avances tecnológicos en el sector, muchas plantas aún operan en condiciones críticas, lo que evidencia que el problema no radica solo en la tecnología, sino también en su implementación, gestión y seguimiento.

Frente a este panorama es urgente reflexionar: ¿están las plantas de tratamiento de aguas residuales preparadas para responder a las exigencias actuales y futuras? ¿Se está realizando un mantenimiento adecuado? ¿Qué entidades asumen la responsabilidad operativa y bajo qué normativa se rigen? Estas preguntas son clave para comprender el verdadero alcance del problema.

El presente artículo tiene como objetivo realizar una revisión científica del estado actual de las PTAR en barriadas urbanas, con énfasis en Panamá, analizando las causas estructurales, operativas y legales de su mal funcionamiento. A partir del análisis de estudios nacionales e internacionales, se plantearán estrategias orientadas a mejorar el desempeño de estas plantas, fortalecer la fiscalización ambiental y evitar que la descarga de aguas contaminadas continúe amenazando los cuerpos de agua, los suelos y las especies que dependen de ellos. En un contexto de crisis climática y presión sobre los recursos hídricos, gestionar el agua

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de manera integral y sostenible ya no es una opción, sino una necesidad impostergable (Movilla, 2012).

Materiales y métodos

Este artículo se desarrolló bajo una metodología cualitativa de tipo descriptiva y analítica, orientada a la revisión profunda de información científica, técnica y legal relacionada con el funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en barriadas urbanas de Panamá.

Para la recopilación, organización y citación de la bibliografía utilizada se empleó el gestor de referencias Mendeley, lo que permitió una gestión eficiente de los documentos y fuentes académicas pertinentes. Las referencias seleccionadas se clasificaron en categorías temáticas, como: funcionamiento y fallas en PTAR urbanas; impactos ambientales y sanitarios de aguas residuales sin tratar, y legislación panameña sobre vertidos y control ambiental.

Con el fin de abordar la dimensión legal del problema, se llevó a cabo la revisión de leyes, decretos y normativas técnicas vigentes en Panamá que regulan el tratamiento y la disposición de aguas residuales. Entre los instrumentos normativos analizados se encuentran la Ley 41 de 1998 (Ley General de Ambiente) (Gaceta Oficial de Panamá, 1998), el Decreto Ley No. 59 de 2011, la Ley No. 44 de 2002, así como las normas COPANIT 35 y 39 relacionadas con límites de descarga. Estos documentos sirvieron de base para una evaluación detallada del entorno regulador que incide en el desempeño y control de las PTAR en el país.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resultados y discusión

Marco normativo y legal de Panamá

En Panamá, las normas que regulan la gestión de aguas residuales son claras y específicas, pero su aplicación está lejos de ser efectiva. La Ley 41 de 1998 (Ley General del Ambiente) (Gaceta Oficial de Panamá, 1998) establece la obligación de prevenir y controlar la contaminación ambiental, asignando al Ministerio de Ambiente (MiAmbiente) la función de autoridad reguladora (Ley 41 de 1998) (Gaceta Oficial de Panamá, 1998). Panamá tiene reglamentos técnicos que definen límites máximos permisibles, entre estos: el reglamento técnico DGNTI- COPANIT 35- 2019 (MICI, 2019), que define los requisitos para vertidos de aguas residuales domésticas a cuerpos superficiales; y el reglamento técnico DGNTI- COPANIT 39- 2023 (MICI, 2023), que define los requisitos para vertidos de aguas residuales domésticas al sistema de alcantarillado sanitario. Están complementados por los reglamentos DGNTI- COPANIT 24- 1999 (MICI, 1999), que regula la reutilización de aguas residuales tratadas, y el reglamento técnico DGNTI-COPANIT 47- 2000 (MICI, 2000), que regula la disposición de lodos conforme a principios de sostenibilidad.

A pesar de este sólido marco legal, su implementación sigue siendo deficiente en zonas urbanas de crecimiento acelerado. De acuerdo con el Plan Maestro de Saneamiento de Arraiján y La Chorrera, el 33 % de los hogares vierte aguas residuales sin tratamiento; el 68 % de los tanques sépticos están colapsados, y el 17 % de las PTAR no operan o funcionan de forma deficiente (Programa Saneamiento de Panamá, 2016). Asimismo, se ha identificado que en sectores como Panamá Este y Panamá Norte muchas comunidades carecen de alcantarillado, dependen

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de sistemas informales, o descargan en ríos y quebradas (Hispania informa, 2026; La Nación, 2006). Aunque persiste un avance en construcción de redes y plantas, el programa enfrenta retrasos financieros, técnicos y sociales que han limitado su capacidad para cerrar brechas en zonas vulnerables.

Si bien el país cuenta con una legislación vigente que establece directrices para el manejo de aguas residuales, múltiples casos documentados en distintos puntos de la nación reflejan fallas recurrentes en el diseño, operación y mantenimiento de plantas de tratamiento. Tales situaciones evidencian no solo un incumplimiento técnico y legal, sino también una débil fiscalización institucional. A continuación se presentan algunos ejemplos que ilustran cómo estas deficiencias operativas generan impactos negativos y ponen en riesgo la sostenibilidad de los sistemas de saneamiento.

En agosto de 2024, MiAmbiente ordenó la paralización de un proyecto residencial en Las Mañanitas debido a que los efluentes vertidos superaban los parámetros permitidos y la comunidad realizó reiteradas denuncias al respecto. Dicho fallo, confirmado por una inspección técnica del entorno, motivó una sanción administrativa para evitar un riesgo directo para la salud de la ciudadanía y la conservación de la naturaleza (MiAmbiente, 2024). Esta acción demuestra que, aunque los encargados de PTAR pueden estar sujetos al marco regulador, la supervisión y sanción solo se aplican al detectar públicamente el problema.

Una auditoría ambiental realizada en 2019 al Hospital Anita Moreno demostró que las descargas de aguas residuales incumplían varios límites establecidos en el Reglamento Técnico DGNTI- COPANIT 35- 2000 (MICI, 2000) de acuerdo con los valores mostrados en la Tabla 1 (Universidad

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnológica de Panamá, 2020), superándose los valores de coliformes termotolerantes, coliformes totales y *E. coli.*

Tabla 1. Coliformes fecales en efluente de la PTAR del Hospital Anita Moreno vs. norma vigente.

Parámetro	Límite máximo permitido	Valor encontrado	Cumplimiento
Coliformes termotolerantes	≤ 500 NMP/100 ml	601 NMP/100 ml	No cumple
Coliformes totales	≤ 1 000 NMP/100 ml	1 258 NMP/100 ml	No cumple
E. coli	≤ 250 NMP/100 ml	278 NMP/100 ml	No cumple

Fuente: Universidad Tecnológica de Panamá (2020).

Los resultados evidencian un incumplimiento sistemático de los parámetros microbiológicos exigidos para vertimientos líquidos. Tanto los coliformes totales como los termotolerantes y *Escherichia coli* superan los límites permitidos, lo que indica una falla en la desinfección final del efluente. Este tipo de desviación representa un riesgo significativo para la salud pública y el ambiente, especialmente considerando que se trata de una instalación hospitalaria cuyos efluentes pueden contener patógenos resistentes o sustancias de difícil degradación.

Además de las posibles deficiencias operativas, como el mal funcionamiento de los procesos biológicos o la ausencia de un sistema de desinfección eficiente, estos hallazgos reflejan también una supervisión institucional insuficiente. La falta de fiscalización efectiva y continua limita la capacidad para identificar y corregir de manera oportuna estas fallas, lo que perpetúa el incumplimiento normativo, y aumenta la vulnerabilidad de los cuerpos receptores y la comunidad.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la Tabla 2 se presenta un resumen de cuatro casos documentados en medios oficiales y reportes institucionales, donde se observa cómo la ausencia de fiscalización, la falta de ejecución técnica oportuna y la negligencia operativa por parte de entidades responsables han resultado en el incumplimiento parcial o total de disposiciones legales vigentes, lo cual se repite en diferentes sitios, como Vacamonte, Puerto Caimito, Pesé y Pacora.

Tabla 2. Casos de fallas operativas en PTAR urbanas y su incumplimiento normativo.

Caso/ubicación	Normativa relacionada	Falta o negligencia institucional	Implicación normativa
PTAR Panamá Oeste (Nex Noticias, 2026)	Decreto 59/2011, Ley 41/1998	Inexistencia de infraestructura sanitaria y vertimientos no controlados	Violación directa de los límites de vertido establecidos para aguas sin tratamiento previo
Puerto Caimito (MiAmbiente, 2020)	DGNTI-COPANIT 35-2019, Decreto 59/2011	Falta de mantenimiento de la planta; ausencia de monitoreo oficial	Las entidades no fiscalizaron el diseño y la operación conforme a la norma técnica
Pesé – Proyecto habitacional (El Digital Panamá, 2024)	DGNTI-COPANIT 35-2019, Ley 41/1998	No hubo control comunitario ni plan de manejo de residuos sólidos	Incumplimiento del deber de prevención y control de contaminación domiciliaria
Jardines de Pacora (MIVIOT, 2020)	Decreto 59/2011, DGNTI-COPANIT 35-2019	PTAR no entregada operativa; vertimiento sin autorización ni seguimiento	Se viola el control de efluentes y la supervisión ambiental obligatoria

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estos casos demuestran que sí existen normas, como la paralización de obras por incumplimiento, el control técnico a partir de denuncias ciudadanas y las multas ambientales, pero también evidencian que las sanciones solo se aplican tras denuncias o inspecciones puntuales, no mediante un monitoreo sistemático. Numerosas plantas de tratamiento de aguas residuales permanecen sin operar o son abandonadas sin que se generen consecuencias jurídicas debido a la limitada capacidad institucional, la ausencia de supervisión continua y la falta de acciones preventivas por parte de las autoridades competentes.

Vacíos legales e institucionales

La legislación panameña presenta vacíos significativos que limitan su aplicación efectiva en el ámbito del tratamiento de aguas residuales, sobre todo en contextos residenciales urbanos. Uno de los principales problemas es la fragmentación institucional: entidades como el Ministerio de Salud (MINSA), el Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAAN) y el Ministerio de Ambiente (MiAmbiente) comparten competencias relacionadas con la autorización, operación y fiscalización de vertimientos, pero en la práctica carecen de mecanismos coordinados de supervisión y respuesta técnica. Esta problemática complica la rendición de cuentas y retrasa la atención a fallas operativas cuando ocurren.

Otra falencia identificada es la falta de obligatoriedad en la elaboración y el seguimiento de planes operativos para las PTAR. Las disposiciones legales no exigen, de forma uniforme, la existencia de manuales de operación, programas de mantenimiento preventivo o planes de contingencia actualizados. Asimismo, no se establece la publicación

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

periódica de resultados sobre la calidad de los efluentes, lo que impide a las comunidades acceder a información clave sobre el desempeño de los sistemas. Además, muchas de las PTAR ubicadas en barriadas urbanas no son gestionadas directamente por el Estado, sino por juntas comunales, asociaciones de vecinos o promotores inmobiliarios.

Según el Plan Nacional de Seguridad Hídrica 2015-2025 Agua para Todos (Comité de Alto Nivel de Seguridad Hídrica, 2016), los gobiernos locales en Panamá presentan una capacidad técnica muy limitada para monitorear la calidad del agua o hacer cumplir los requisitos legales en estos casos. Tal situación deja a diversos sistemas sin supervisión efectiva, operando sin personal calificado ni protocolos técnicos formales (Jouravlev *et al*., 2021).

A ello se suma la autorregulación sin control externo, en particular en instalaciones pequeñas, que funcionan bajo responsabilidad privada sin auditorías independientes ni fiscalización continua por parte de las autoridades ambientales. Por último, las sanciones vigentes, como las multas de hasta 10 000 dólares, resultan desproporcionadamente bajas frente al costo real que implica remediar el daño ambiental causado y con frecuencia carecen de mecanismos de seguimiento que garanticen su cumplimiento (Ley 41 de 1998) (Gaceta Oficial de Panamá, 1998). En conjunto, estos vacíos normativos e institucionales permiten que muchas PTAR operen de manera deficiente durante años, sin consecuencias legales ni correcciones técnicas, lo que incrementa el riesgo ambiental y sanitario en las comunidades afectadas.

La experiencia regional evidencia que Panamá está rezagado. En Colombia se exige un Plan de Gestión de Vertimientos (PGV) con auditorías anuales y monitoreo obligatorio (Resolución 1514 de 2012 Por la cual se establecen los términos de referencia para la elaboración del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

plan de gestión del riesgo para el manejo de vertimientos, 2012) (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, 2012); en Chile, la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) impone inspecciones periódicas, multas severas y certificación operativa (SISS, 2025); y en Perú, los permisos ambientales incluyen estudios técnicos y participación ciudadana, con multas de hasta 36 millones de soles por incumplimiento (Resolución Directoral Nº 0079-2020-OEFA-DFAI) (Ministerio del Ambiente de Perú, 2020). Integrar estas prácticas permitiría a Panamá cerrar su brecha entre normativa y realidad operacional.

Panorama actual de las PTAR en Panamá Oeste

Las distintas plantas de tratamiento construidas para las urbanizaciones del sector oeste han aumentado en número en respuesta al crecimiento poblacional de la provincia. No obstante, a pesar de contar con estos sistemas de tratamiento de aguas residuales, muchas de ellas presentan fallas con el tiempo, lo que deriva en un funcionamiento inadecuado o incluso en su inoperatividad. Tales deficiencias pueden deberse a diversas causas que, combinadas con la escasa fiscalización por parte de las autoridades competentes, propician vertidos no controlados, y perjudican de gravedad la fauna y flora de los ecosistemas acuáticos y terrestres.

Estos sistemas no son los únicos que generan aportes de aguas grises y residuales. En Panamá Oeste existen poblados que no fueron desarrollados por promotoras inmobiliarias y que se han asentado de modo progresivo en distintos puntos de la provincia. En estos casos, se utilizan métodos alternativos de disposición de aguas residuales, como

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

letrinas o sistemas de tanque séptico, los cuales están expuestos a fallas constructivas o colapsos.

Según un estudio preliminar realizado por el Programa de Saneamiento de Panamá para el área de Arraiján, una gran parte de esta población vierte aguas residuales al ecosistema sin ningún tipo de tratamiento. La Tabla 3 revela una cobertura limitada del tratamiento de aguas residuales en los distritos de Arraiján y La Chorrera, donde solo el 26.7 % de la población está conectada a plantas de tratamiento (PTAR). Aunque un 39.78 % utiliza tanques sépticos, tanto colectivos como individuales, estos sistemas no siempre garantizan un tratamiento adecuado, sobre todo sin mantenimiento regular o supervisión técnica. Preocupa en particular que el 33.52 % de las aguas residuales se vierta sin tratamiento, lo cual representa un serio riesgo ambiental y sanitario. Esta situación evidencia la necesidad urgente de ampliar la cobertura del saneamiento formal y reforzar el control sobre las soluciones descentralizadas (Programa Saneamiento de Panamá, 2016).

Tabla 3. Realidad sanitaria de los distritos de Arraiján y La Chorrera.

Concepto	**Porcentaje (%)**
Población que aporta agua residuales tratada en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR)	26.70
Población que aporta agua residuales tratada en taques sépticos colectivos	5.10
Población que aporta agua residuales tratada en taques sépticos individuales	34.68
Población que aporta agua residuales (sin tratar)	33.52
Total	**100.00**

Fuente: Programa Saneamiento de Panamá (2016).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De acuerdo con la información de la Tabla 4 sobre el aforo realizado por el Programa de Saneamiento de Panamá en la provincia de Panamá Oeste se concluye que muchos de estos sistemas carecen del mantenimiento adecuado que requieren los tanques sépticos, o bien presentan un diseño deficiente en relación con la demanda que deben atender, estando el 68 % de los tanques sépticos colapsados por falta de mantenimiento, y el 17 % de las PTAR existentes no están operando.

Tabla 4. Análisis de aforo realizado en la provincia de Panamá Oeste.

Concepto	**Porcentaje**
Existen 124 tanques sépticos, solo 30 funcionan	68 % colapsado por falta de mantenimiento o por estar mal dimensionados para la demanda a la que actualmente operan
El 80.39 % del caudal de aguas servidas que llega a los tanques sépticos no se depura, pues ese es el volumen que llega a los tanques que no operan	
Existen 106 plantas de tratamiento de aguas residuales – tratamiento a nivel secundario	17 % no opera
El 10.04 % del caudal que llega a las plantas no se depura, pues ese es el volumen que llega a las plantas que no operan	

Fuente: Programa Saneamiento de Panamá (2016).

Fallas operativas de sistemas de tratamientos de aguas residuales y casos de estudio

Ante el evidente descuido de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, que genera como resultado fallas en las mismas, se menciona a continuación algunas de ellas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Fallas técnicas comunes

Las fallas técnicas comunes según Ramírez (2000) son:

- Sobrecarga hidráulica o de carga orgánica: el sistema recibe más agua o más materia orgánica de la que fue diseñado para tratar, lo que ocasiona desbordes, mal tratamiento y descarga de agua sin depurar.
- Fallas en equipos electromecánicos: bombas, sopladores, agitadores, aireadores o compresores pueden fallar por desgaste, falta de mantenimiento o cortes eléctricos, lo cual da como resultado una paralización del proceso o funcionamiento parcial.
- Obstrucciones en tuberías y rejillas: acumulación de sólidos no biodegradables (plásticos, trapos, grasa, etc.) que impide el flujo, y genera retrocesos o reboses.
- Corto tiempo de retención: si el agua pasa muy rápido por las etapas de tratamiento, no hay suficiente tiempo para sedimentación o descomposición de la materia orgánica.
- Fallas en el sistema de lodos: acumulación excesiva de lodos en los tanques sin extracción regular puede provocar olores, reboses y pérdida de eficiencia.

Problemas de diseño o dimensionamiento

Los problemas de diseño o dimensionamiento (BossTech, 2024; Ibañez, 2023; Roque, 2021) son:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

- Tanques sépticos mal dimensionados: mal cálculo de capacidad según la cantidad de usuarios. Dicha situación es muy común en urbanizaciones sin estudios hidráulicos adecuados.
- Falta de etapas complementarias: algunas plantas omiten procesos clave como la desinfección (cloración, rayos UV), lo que permite la liberación de patógenos al ambiente.
- Ausencia de sistemas de emergencia o respaldo: no hay equipos redundantes ni sistemas alternos (*by-pass*) para cuando falla algún componente crítico.

Fallas operativas o administrativas

Las fallas operativas o administrativas (BossTech, 2025; WaterAid, 2020) son:

- Falta de mantenimiento preventivo: limpieza de canales, engrasado de bombas, calibración de sensores, etcétera, no se realiza con la frecuencia debida.
- Operación por personal no capacitado: errores en la dosificación de químicos, tiempos de aireación o gestión de lodos por desconocimiento técnico.
- Deficiencia en el monitoreo y control: no se mide adecuadamente el pH, DBO, sólidos suspendidos o caudal, lo que impide detectar fallas a tiempo.

Factores externos

Los factores externos (Ibañez, 2023; Soto & Saavedra, 2015) son:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

- Infiltración de agua de lluvia (I&I): durante lluvias, el agua entra al sistema por tuberías rotas o mal selladas, lo que disminuye la efectividad del tratamiento de las aguas residuales.
- Vandalismo o robo de equipos: robos de cables eléctricos, motores o tableros de control pueden dejar fuera de servicio instalaciones completas.
- Descarga de sustancias tóxicas: cuando usuarios vierten químicos industriales, grasas o solventes sin control, matan la biomasa del sistema biológico (reactores, lagunas, etc.).

Gestión de PTAR urbanas por el IDAAN: situación actual y desafíos

En la actualidad, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que han sido construidas por promotoras inmobiliarias para atender proyectos residenciales, y que posteriormente han sido traspasadas al Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAAN), se encuentran bajo la operación directa de esta entidad. El IDAAN asume la administración y operación de estas infraestructuras una vez se haya formalizado el traspaso a través de un proceso administrativo. Este proceso, regulado por el Decreto Ejecutivo No. 268 del 6 de junio de 2008, puede extenderse desde seis meses hasta más de dos años, dependiendo del cumplimiento de los requisitos técnicos, operativos, legales y administrativos establecidos (Decreto Ejecutivo No. 268) (Ministerio de Salud, 2008).

Durante este periodo de transición, en el que el traspaso aún no ha sido aceptado formalmente por el IDAAN, la responsabilidad legal y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

operativa de la planta sigue recayendo en la promotora. Esto implica que la empresa desarrolladora debe asumir los costos de operación, mantenimiento, personal técnico, monitoreo ambiental y gestión de residuos de acuerdo con las exigencias del Ministerio de Ambiente (MiAmbiente) y las normativas vigentes. En caso de deficiencias operativas, la promotora podría enfrentar sanciones administrativas y ambientales hasta que el IDAAN acepte formalmente la planta (Decreto Ejecutivo No. 268) (Ministerio de Salud, 2008).

Una vez que la planta es oficialmente transferida, su operación pasa a ser financiada por el IDAAN, una entidad autónoma del Estado, con personería jurídica y patrimonio propio. Dicha autonomía está establecida en la Ley No. 77 de 28 de diciembre de 2001, la cual le otorga independencia administrativa y financiera (Gaceta Oficial de Panamá, 2001). En particular, el Artículo 39 de esta ley faculta al IDAAN a establecer tarifas por los servicios que presta (incluyendo conexiones, instalación de medidores, cortes, y reinstalaciones), con el fin de generar ingresos propios que permitan cubrir los costos de funcionamiento, operación, rehabilitación y expansión de los sistemas bajo su jurisdicción (Ley No. 77 de 28 de diciembre de 2001) (Gaceta Oficial de Panamá, 2001).

A pesar de este marco legal y financiero, el IDAAN enfrenta serias limitaciones presupuestarias. Un reporte reciente del medio Panamá América indicó que la entidad enfrenta una deuda acumulada por parte de los usuarios que asciende a unos 106 millones de balboas, de los cuales un 76 % corresponde al segmento residencial (Lasso, 2024). Es importante destacar que esta deuda corresponde solo al servicio de agua potable y no incluye los costos relacionados con la operación de sistemas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de alcantarillado ni de las plantas de tratamiento de aguas residuales bajo su control.

Como resultado de este déficit en la recaudación, el Estado panameño destina cada año un presupuesto adicional al IDAAN para cubrir parte de sus operaciones. Sin embargo, gran parte de estos fondos está enfocada principalmente en proyectos relacionados con el suministro de agua potable, relegando muchas veces las necesidades asociadas con la gestión de aguas residuales (Lasso, 2024).

Este escenario se vuelve aún más complejo ante el crecimiento acelerado de la población y la expansión de nuevos proyectos residenciales, los cuales requieren la construcción de nuevas PTAR. Este fenómeno representa un desafío significativo tanto para el IDAAN como para el Estado panameño, pues implica una creciente carga operativa y financiera. Por ello, es imperativo que se adopten medidas estratégicas, incluyendo el uso de nuevas tecnologías, la implementación de modelos de gestión compartida y la revisión de las políticas tarifarias, con el fin de garantizar la sostenibilidad del sistema y asegurar el acceso universal a servicios de saneamiento adecuados para la población.

Si bien el saneamiento es parte del mandato técnico del IDAAN, el Programa de Saneamiento de Panamá fue inicialmente asumido por el Ministerio de Salud (MINSA) debido a la naturaleza crítica del problema, vinculado directamente con la salud pública. La contaminación de ríos urbanos, la proliferación de enfermedades de origen hídrico y la falta de tratamiento de aguas residuales representaban una amenaza sanitaria nacional, por lo que el MINSA, como autoridad rectora en salud, asumió la coordinación del programa (Programa Saneamiento de Panamá, 2016). Además, se requería la articulación de diversas entidades del Estado y organismos financieros internacionales, lo cual demandaba una institución

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con capacidad jurídica, técnica y administrativa para liderar un proyecto de esa magnitud. Aunque el IDAAN participa de forma activa y está destinado a operar muchas de las infraestructuras construidas, el MINSA fue designado como ente ejecutor para asegurar una implementación eficiente y con respaldo internacional (Programa Saneamiento de Panamá, 2016).

Saneamiento en Panamá Oeste

En 2001, con el objetivo de ampliar la cobertura del alcantarillado sanitario, dotar de infraestructura para el tratamiento y disposición de aguas residuales, mejorar las condiciones sanitarias de la ciudad y reducir la contaminación en cuerpos de agua, el Ministerio de Salud aprobó el Plan Maestro Consolidado para el Saneamiento de la Ciudad y la Bahía de Panamá, en cumplimiento de la normativa legal y ambiental vigente. Para su ejecución, se creó la Unidad Coordinadora del Programa (UCP), encargada de coordinar acciones y gestionar el financiamiento del Programa Saneamiento de Panamá (Programa Saneamiento de Panamá, 2016).

Ante el acelerado crecimiento poblacional en los distritos de La Chorrera y Arraiján, el programa se amplió a estas zonas mediante el Decreto Ejecutivo No. 58 del 12 de febrero de 2015.

Esto da inicio a la planificación del Proyecto de Saneamiento de Panamá Oeste, el cual tiene como finalidad realizar las adecuaciones y construcción de un sistema de alcantarillado sanitario que cubra las necesidades y demandas actuales y futuras de estos distritos. Para tal fin, en junio de 2015, la Unidad Coordinadora del Programa adjudicó mediante la Resolución No. 772 la licitación abreviada por mejor valor No.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2015-0-12-0-15-AV-013678, que contemplaba los servicios de consultoría para los estudios técnicos de factibilidad de diseño básico para el saneamiento de los distritos de Arraiján y La Chorrera a la firma consultora Consorcio Sanidad Básica conformada por las empresas Proyectos, Ejecución, y Control de Obras (PROYECO) y Hazen and Sawyer, Profesional Corporation (Programa Saneamiento de Panamá, 2016). El 23 de septiembre de 2015 se firma el contrato No. UCP-SCBP-CC-03-2015 entre el Ministerio de Salud a través de la UCP y la firma consultora Consorcio Sanidad Básica. Dicho contrato incluía estudios básicos, alternativas de diseño conceptual, estudios de factibilidad, predimensionamiento, elaboración de presupuesto, especificaciones técnicas, elaboración de información técnica necesaria para la preparación de pliegos de cargos para diseño y construcción (incluyendo redes, colectoras, interceptores y planta de tratamiento de aguas residuales), asesorías especiales, y acompañamiento durante el periodo de búsqueda y obtención del financiamiento para la etapa de ejecución del proyecto (Programa Saneamiento de Panamá, 2016).

Durante la ejecución de los estudios técnicos de factibilidad se conoció la grave situación de contaminación ocasionada por los vertidos de aguas residuales existentes hacia los cuerpos de agua o entornos. La mayoría de las viviendas cuenta con un sistema de tratamiento individual para el manejo de sus aguas negras; mientras que el drenaje de aguas grises se realiza a través de las cunetas a las vías públicas. Dichos sistemas de tratamiento pueden ir desde letrinas, fosas sépticas o pequeños tanques sépticos para el caso de vivienda individuales, mientras que en las urbanizaciones se presentan sistemas que conducen las aguas residuales a pequeñas plantas de tratamiento o tanques sépticos generalmente colapsados o sin mantenimiento, lo cual provoca el vertido

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de aguas residuales a ríos y quebradas sin tratamiento alguno (Programa Saneamiento de Panamá, 2016).

Este vertido sin tratamiento alguno ha provocado una contaminación hídrica notable. Lugares donde años atrás la comunidad solía bañarse y recolectar agua o alimentos, hoy en día se catalogan como aguas de alto riesgo, donde no se permite ningún tipo de contacto con el líquido.

La Unidad Coordinadora del Programa lleva a cabo la Construcción del Sistema de Alcantarillado Sanitario y Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de ambos distritos de la mano de diversos contratistas en diversas fases o por evaluar. De acuerdo con el Plan Maestro de Saneamiento de Panamá Oeste para los distritos de Arraiján y La Chorrera, se beneficiarán 8 corregimientos para el distrito de Arraiján y 18 para La Chorrera para un área total de 3 935 hectáreas. En cuanto a la población beneficiada, el proyecto tiene el potencial de mejorar las condiciones sanitarias de aproximadamente 210 000 familias en Arraiján y La Chorrera, teniendo en cuenta el año horizonte de 2050. En términos de habitantes, se proyectó que para 2050 el distrito de Arraiján tendrá 306 700 habitantes y el de La Chorrera 306 200 habitantes (Tabla 5) (Programa Saneamiento de Panamá, 2016).

Tabla 5. Población beneficiada estimada.

Distrito	Población censada 2010	Población estimada 2025	Población estimada 2050
Arraiján	230 311	300 979	306 700
La Chorrera	167 799	201 301	306 200

Fuente: sitio web del Programa de Saneamiento de Panamá.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En cuanto al sistema de recolección, se plantea separar los aportes de efluentes domésticos en dos plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR): la primera ubicada en Arraiján Este, que recogería los sistemas de la parte norte de Arraiján (Burunga, Río Perico, Río Cáceres, Río Potrero), y la segunda ubicada en Puerto Caimito, que recogería la mayor parte de los sistemas de drenaje de la Chorrera y el resto de Arraiján.

El desarrollo del Proyecto está conceptuado en cuatro componentes: construcción de redes sanitarias, construcción de líneas colectoras, construcción del sistema interceptor y construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales. Estos componentes se conjugan entre sí a fin de recolectar, transportar y tratar las aguas residuales generadas por la población de estos distritos. Tales obras y sus obras complementarias serán ejecutadas por fases para asegurar la consolidación del sistema, tal como se muestra en la Figura 1 (Programa Saneamiento de Panamá, 2016). Las obras empiezan en el Distrito de Arraiján en la fase 1 y 2; mientras que otras fases de Arraiján y La Chorrera se encuentran en estudio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

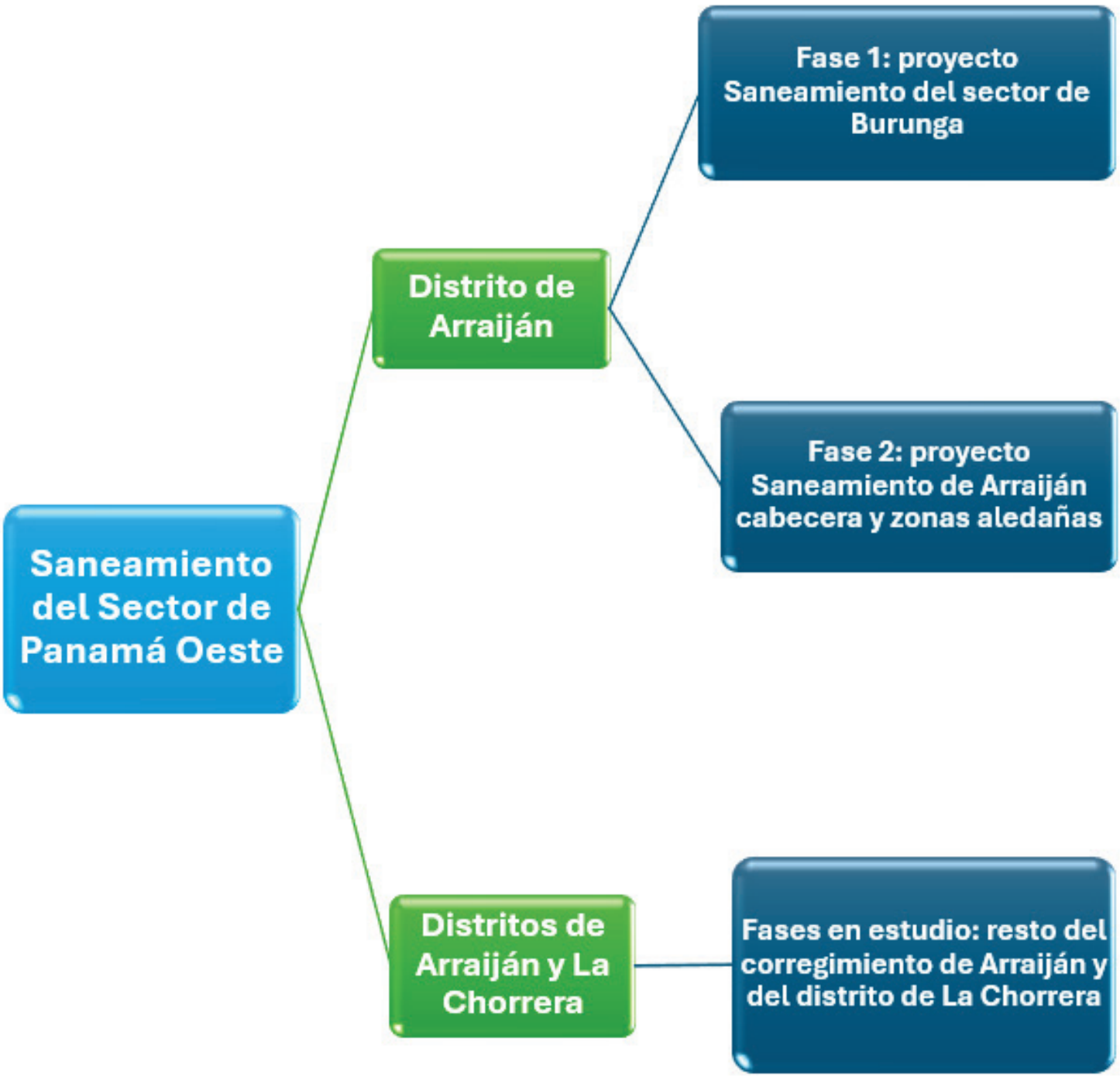


Figura 1. Distribución del Plan Maestro de Saneamiento de la provincia de Panamá Oeste. Fuente: Programa Saneamiento de Panamá (2016).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Impactos ambientales y sanitarios de un tratamiento deficiente

Las fallas estructurales en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son uno de los principales detonantes de impactos negativos en el ambiente, la salud pública y el bienestar social. En este proyecto se detallan los efectos según tres dimensiones clave: contaminación ambiental, afectaciones sanitarias y repercusiones socioeconómicas.

Contaminación de ríos, quebradas y acuíferos

Una de las causas más comunes de contaminación es el colapso físico de las plantas debido a un diseño inadecuado, falta de capacidad hidráulica o deterioro por ausencia de mantenimiento. Estas fallas estructurales provocan desbordes que permiten el vertimiento directo de aguas residuales a ríos, quebradas o suelos cercanos, causando daños directos a la calidad del agua y a los ecosistemas.

Un ejemplo que demuestre lo ya descrito se registró en el sector de Las Lajas, distrito de Dolega (Chiriquí), donde en 2023 colapsó una planta tras fuertes lluvias. El evento provocó la descarga de más de 600 m^3 de aguas residuales sin tratamiento a una quebrada aledaña, contaminando el cauce con carga orgánica, nutrientes y microorganismos patógenos. La infraestructura no contaba con un sistema de contingencia ni con capacidad de retención suficiente, lo que obligó a MiAmbiente a intervenir de forma reactiva con acciones de oxigenación y extracción de residuos (Telemetro Reporta, 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A nivel de aguas subterráneas, en zonas como Coclé, un estudio hidrogeoquímico reveló que algunas fuentes de aguas subterráneas utilizadas para consumo humano contenían elementos potencialmente tóxicos, como arsénico (As), plomo (Pb) y cobre (Cu), en concentraciones que a largo plazo pueden representar un riesgo para la salud humana (Domínguez *et al*., 2025); esto, sumado a las descargas de aguas residuales sobre las fuentes hídricas (MiAmbiente, 2021), puede poner en riesgo la salud de la población. Tal situación representa riesgos tanto carcinogénicos como no carcinogénicos, con mayor impacto sobre niños por su menor peso corporal y vulnerabilidad fisiológica (González-Valoys *et al*., 2025; Domínguez *et al*., 2025).

Uno de los casos más críticos y recientes en términos ambientales y sanitarios es el de la cuenca del río La Villa, principal fuente de abastecimiento para más de 100 000 personas en Herrera y Los Santos (Yangüez, 2025). Desde hace más de una década, esta cuenca ha recibido descargas sin tratamiento provenientes de barriadas urbanas, tanques sépticos desbordados y explotaciones porcinas. Investigaciones de MiAmbiente en 2025 identificaron múltiples puntos de vertido, incluyendo conexiones directas desde viviendas, lo que ha generado procesos de eutrofización, incremento de la turbidez, reducción del oxígeno disuelto y presencia de coliformes fecales por encima de los límites normativos (Yangüez, 2025). Aunque no se reportó un brote epidémico, el Ministerio de Salud recomendó limitar el contacto con el agua cruda por riesgos de gastroenteritis y patógenos fecales.

Estos impactos no son exclusivos de Panamá. En Colombia, el río Bogotá ha sufrido graves daños ambientales por el mal funcionamiento de sus PTAR urbanas, lo que ha ocasionado floraciones algales tóxicas, anoxia en humedales y afectaciones al riego agrícola aguas abajo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(Escalante & Fajardo, 2022). En Veracruz, México, una planta obsoleta descargaba aguas negras sin tratamiento junto con gases tóxicos, como sulfuros, afectando a comunidades cercanas con síntomas respiratorios y molestias olfativas prolongadas (Mendivil, 2026).

Afectaciones sanitarias

Desde el punto de vista sanitario, las fallas generadas en el sistema de tratamiento incrementan la exposición directa o indirecta a aguas contaminadas, lo que eleva el riesgo de enfermedades infecciosas, como gastroenteritis aguda, hepatitis A, fiebre tifoidea, cólera, e infecciones cutáneas, oculares y respiratorias (Ali *et al*., 2025; Lin *et al*., 2022).

Estas afecciones se ven agravadas en zonas urbanas densas donde las PTAR fallan o no existen. En Pesé (Herrera), un proyecto habitacional presentó problemas en el sistema sanitario debido a obstrucciones y operación intermitente; como resultado, las aguas residuales circulaban en superficie, generando condiciones insalubres, olores intensos y posibles brotes infecciosos (MIVIOT, 2020).

Afectaciones en el bienestar social y valor de las propiedades urbanas

Las fallas en las PTAR no solo generan consecuencias ambientales y sanitarias, sino que también inciden de forma directa en el bienestar social de las comunidades y en la valoración de los entornos urbanos. La presencia de aguas servidas expuestas, olores desagradables y condiciones insalubres deteriora la calidad de vida de los habitantes, genera incomodidad permanente y contribuye al desarrollo de entornos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

físicamente degradados (Rodríguez, 2017; Wiśniewska & Szyłak-Szydłowski, 2024).

Estos problemas suelen tener un efecto acumulativo sobre el tejido social. El mal estado de las infraestructuras de saneamiento afecta la percepción de seguridad ambiental, alimenta la desconfianza hacia las autoridades responsables y provoca sentimientos de abandono institucional. Además, puede generar conflictos vecinales, tensiones con promotores inmobiliarios o incluso procesos de desinversión urbana, en los que los propietarios pierden interés en mantener o mejorar sus viviendas ante un entorno deteriorado (WHO, 2020; García-Luna-Romero & Malvaceda-Espinoza, 2022).

En términos económicos, la contaminación visible o persistente por aguas residuales suele traducirse en una depreciación del valor de las propiedades afectadas. Las urbanizaciones o comunidades expuestas a vertimientos sin control tienden a perder atractivo en el mercado inmobiliario, lo cual limita las posibilidades de desarrollo urbano sostenible y afecta la estabilidad patrimonial de las familias (Moyano-Salcedo *et al*., 2021).

El deterioro del bienestar también se manifiesta en dimensiones emocionales y psicológicas. La convivencia diaria con ambientes contaminados puede generar estrés, ansiedad, malestar generalizado y una disminución del sentido de pertenencia con el entorno (Ventriglio *et al*., 2021). Esta pérdida de calidad de vida, aunque menos visible que las afectaciones físicas, representa una de las consecuencias más profundas y sostenidas de la gestión inadecuada de las aguas residuales en zonas residenciales (TAVSA, 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Propuestas de mejora para la gestión integral y sostenible del tratamiento de aguas residuales en Panamá

Tecnologías de punta para modernización de plantas de tratamiento

Las aguas residuales domésticas pueden contener contaminantes emergentes, como fármacos, hormonas y productos de cuidado personal, que son descargados por la población a través de la orina o las heces, y llegan directamente a la red de alcantarillado sanitario (Caballero, 2024). Aunque la PTAR de Juan Díaz cuenta con tratamiento primario, secundario y terciario, su configuración actual, de tipo convencional, no garantiza la eliminación completa de estos compuestos, por lo que es posible que algunos persistan en el efluente tratado (Caballero, 2024); esta limitación representa una oportunidad clara para avanzar hacia una modernización tecnológica del sistema. Para mejorar la calidad del efluente y, a su vez, permitir la ampliación del servicio a sectores industriales, se propone la incorporación de tecnologías de tratamiento terciario avanzado, capaces de remover eficientemente estos contaminantes y adaptarse a las nuevas exigencias ambientales.

Al respecto destacan los procesos de oxidación avanzada (AOPs), como ozonización combinada con peróxido de hidrógeno o radiación UV, que permiten degradar compuestos químicos resistentes a tratamientos biológicos tradicionales (Cardoso *et al*., 2021).

Asimismo, la implementación de membranas de nanofiltración o de ósmosis inversa permitiría remover sales disueltas, metales pesados y contaminantes farmacéuticos. Para el tratamiento de residuos industriales

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

se recomienda adaptar módulos independientes dentro de la planta con procesos específicos, como biorreactores de membrana (MBR), adsorción con carbón activado granular (GAC) y biofiltros anaerobios de flujo ascendente (UASB) (Bernal-Romero-del-Hombre-Bueno *et al*., 2016; Rodríguez-Fernández-Alba *et al*., s.f.).

La incorporación de estas tecnologías permitiría extender el servicio a sectores industriales, lo cual generaría una fuente alternativa de ingresos para el sistema de saneamiento y aseguraría un mayor control sobre todos los generadores de residuos.

Economía circular

La economía circular propone el aprovechamiento integral de los recursos generados durante el proceso de tratamiento de aguas residuales, transformando los residuos en insumos útiles, en concordancia con los Principios de Bellagio (Banco de Desarrollo de América Latina y El Caribe, 2017). Bajo este enfoque, los subproductos tradicionalmente considerados desechos (como el gas metano, los lodos fecales y el agua tratada) son revalorizados a través de estrategias de reciclaje, reducción y reutilización (3R) (Banco de Desarrollo de América Latina y El Caribe, 2017). Estas prácticas pueden aplicarse de manera sostenible mediante la generación de energía a partir de biogás (metano); la reutilización de lodos estabilizados como mejoradores de suelo en uso agrícola; y el uso de aguas tratadas para riego, refrigeración industrial o el uso en la construcción (Banco de Desarrollo de América Latina y El Caribe, 2017).

Para que este modelo sea técnica y socialmente viable, es fundamental desarrollar programas piloto que validen el uso de biosólidos en la agricultura, demostrando que, con procesos adecuados de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

estabilización y control sanitario, no representan riesgos para la salud humana ni el medio ambiente. Esta validación debe estar respaldada por normativas nacionales y guías internacionales, como las establecidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (WHO, 2006).

Del mismo modo, en el sector de la construcción se recomienda impulsar los estudios existentes sobre el uso de agua tratada en la elaboración de concreto, como los desarrollados por la Universidad Tecnológica de Panamá. Dichos estudios deben complementarse con experiencias piloto que garanticen el cumplimiento de los parámetros de calidad establecidos por la normativa vigente, y generen confianza entre las empresas y profesionales del sector (Chen *et al*., 2024; Universidad Tecnológica de Panamá, 2025).

Establecimiento de tarifas sostenibles

Para garantizar la sostenibilidad operativa y financiera de las redes de alcantarillado sanitario y los sistemas de tratamiento de aguas residuales, se recomienda establecer una tarifa específica para los usuarios del sistema. Esta tarifa debe cubrir de forma proporcional los costos asociados con la captación, conducción, tratamiento y disposición final de las aguas residuales, así como con el mantenimiento preventivo y correctivo de la infraestructura. La implementación de un esquema tarifario transparente, con mecanismos de revisión periódica y con posibilidad de subsidios cruzados para poblaciones vulnerables, permitirá asegurar la continuidad y calidad del servicio en el mediano y largo plazo, en concordancia con principios de equidad, eficiencia y sostenibilidad fiscal establecidos en la legislación nacional vigente (CNC Panamá, 2016).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Educación y concientización ambiental

La implementación de campañas de concientización ambiental es un componente esencial para asegurar el éxito y la sostenibilidad de los sistemas de alcantarillado sanitario (Ministerio de Salud, 2022). Estas campañas deben enfocarse en educar a la población sobre el uso adecuado del sistema, la prevención de vertidos ilegales, la protección de fuentes hídricas y la necesidad de apoyar los procesos de construcción de nuevas infraestructuras (Ministerio de Salud, 2022). Este último aspecto reviste especial importancia en el contexto panameño, donde la orografía condiciona fuertemente el diseño de las redes sanitarias, las cuales operan en su mayoría por gravedad y requieren seguir trayectorias que aprovechen los puntos más bajos del terreno. Durante la fase de ejecución de obras es común encontrar que los terrenos adyacentes al trazado óptimo pertenecen a propietarios privados que, al no otorgar permisos de acceso o servidumbre, provocan demoras significativas en los cronogramas de trabajo. Tales situaciones, difíciles de prever durante los estudios de factibilidad inicial, no solo retrasan la ejecución, sino que incrementan los costos del proyecto y afectan la cobertura planificada. Por lo tanto, es necesario incorporar dentro de los programas de educación ciudadana estrategias específicas de sensibilización territorial, que preparen a la comunidad para participar de forma activa y colaborativa en el desarrollo de estas obras, para mitigar así los riesgos sociales y prediales asociados.

Unificación de organismos

En la actualidad, las competencias relacionadas con el saneamiento están distribuidas entre diversos organismos públicos, como el Instituto de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAAN), el Ministerio de Salud, el Programa de Saneamiento de Panamá y los gobiernos locales. Esta dispersión institucional ha generado falta de continuidad y un seguimiento insuficiente de las obras en sus distintas etapas (Panamá América, 2022; Nex Noticias, 2026). Por ello, se recomienda la creación de un organismo nacional autónomo de saneamiento, que centralice la gestión integral del sistema: planificación, diseño, ejecución, operación, mantenimiento y fiscalización; y que cuente con autonomía técnica y financiera. Experiencias exitosas, como la de la PUB en Singapur, respaldan este modelo de gobernanza centralizada con enfoque técnico y regulador, el cual garantiza la sostenibilidad de los sistemas a largo plazo (SwissInfo, 2021; Wood, 2022).

De forma simultánea, se recomienda diversificar las fuentes de financiamiento más allá de los préstamos multilaterales tradicionales a través de este organismo. Para ello es clave la implementación de bonos verdes, destinados en exclusiva a proyectos con impacto ambiental positivo, como plantas de tratamiento de aguas residuales, reúso de agua y reducción de gases contaminantes (Ministerio de Economía y Finanzas, s.f.).

Conclusiones

La revisión realizada permite reconocer que el tratamiento de aguas residuales en barriadas urbanas de Panamá enfrenta desafíos persistentes relacionados con aspectos técnicos, normativos e institucionales. Aunque se dispone de un marco regulatorio relativamente consolidado, la literatura revisada sugiere que su aplicación en el contexto urbano

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

presenta limitaciones importantes, en especial en zonas con alta densidad poblacional y expansión acelerada.

Los estudios consultados evidencian patrones comunes con el mal desempeño de numerosas PTAR; destacan fallas de diseño, operación y mantenimiento, así como carencias en el seguimiento técnico y la fiscalización ambiental.

Asimismo, la literatura revisada pone en evidencia una limitada coordinación entre las entidades responsables, la escasez de mecanismos de monitoreo sistemático y la débil participación de las comunidades en la gestión del saneamiento. Estos factores, recurrentemente señalados, podrían estar incidiendo de forma significativa en la pérdida de la funcionalidad y sostenibilidad de muchos sistemas. Aunque estas condiciones no son homogéneas en todos los casos, su reiteración en diversos estudios sugiere la necesidad de revisar los marcos operativos e institucionales vigentes.

La adopción de tecnologías avanzadas en el tratamiento terciario de aguas residuales no solo permite una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes emergentes, sino que también abre la posibilidad de atender nuevas demandas, como el tratamiento de descargas industriales. Esta modernización tecnológica resulta esencial para garantizar que los efluentes cumplan con los estándares ambientales actuales y, al mismo tiempo, mejorar la sostenibilidad operativa de las plantas mediante la diversificación de usuarios y fuentes de financiamiento.

La implementación efectiva de un enfoque de economía circular en las plantas de tratamiento puede transformar los residuos en recursos valiosos, como energía, agua reutilizable y biosólidos aplicables en la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agricultura. Sin embargo, para que esta transición sea viable y segura, es indispensable desarrollar marcos normativos específicos, validar técnicamente los usos propuestos, y promover la aceptación social a través de experiencias piloto y estrategias educativas que generen confianza en su aplicación.

De esta revisión de la problemática en Panamá con la gestión de las PTAR se recomienda la creación de un organismo nacional autónomo de saneamiento que centralice la gestión integral del sistema y pueda velar por su buen funcionamiento, así como el establecimiento de tarifas sostenibles acordes con las necesidades del sistema de tratamiento de aguas residuales, y la promoción de la educación y concientización ambiental de la población panameña para el uso adecuado del sistema y la protección de las fuentes hídricas.

Agradecimientos

Se reconoce la contribución del Ministerio de Ambiente (MiAmbiente) y del Ministerio de Salud (MINSA) mediante la publicación de información técnica y normativa en sus plataformas digitales. El acceso abierto a estos recursos fue clave para comprender el marco regulatorio y operativo de la gestión de aguas residuales en Panamá.

Financiamiento

Esta investigación ha sido financiada por el Sistema Nacional de Investigación de Panamá (SNI AIP) contrato de estímulo económico número 010-2023.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

No se utilizó IA para la elaboración de este artículo científico.

Referencias

Ali, N. M., Khan, M. K., Mazhar, B., & Mustafa, M. (2025). Impact of water pollution on waterborne infections: Emphasizing microbial contamination and associated health hazards in humans. *Discover Water*, *5*(1), 19. https://doi.org/10.1007/s43832-025-00198-x

Babuji, P., Thirumalaisamy, S., Duraisamy, K., & Periyasamy, G. (2023). Human health risks due to exposure to water pollution: A review. *Water*, *15*(14), 2532. https://doi.org/10.3390/w15142532

Banco de Desarrollo de América Latina y El Caribe. (2017, 22 marzo). El tratamiento de aguas residuales bajo un enfoque de economía circular. *Blog del CAF*. https://www.caf.com/es/blog/el-tratamiento-de-aguas-residuales-bajo-un-enfoque-de-economia-circular/

Bernal-Romero-del-Hombre-Bueno, M. A., Moya-Llamas, M. J., López-Ortiz, C. M., Vásquez-Rodríguez, E. D., Trapote, A., Boluda-Botella, N., Sentana, I., Varó, P., Cases, V., & Prats, D. (2016, 19 al 21 de octubre). *Eliminación de micro-contaminantes en un sistema UASB-BRM combinado con nanofiltración y ósmosis inversa*. XI Congreso Internacional de Aedyr-Valencia, España. https://aedyr.com/wp-content/uploads/2020/04/16VAL58.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

BossTech. (2024, 27 octubre). 5 errores comunes en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas. *Blog Errores plantas tratamiento aguas residuales*. https://bosstech.pe/blog/errores-plantas-tratamiento-aguas-residuales/

BossTech. (2025, 13 junio). Descubre todo lo que debes saber sobre la neutralización del pH. *Blog Qué es neutralización pH*. https://bosstech.pe/blog/que-es-neutralizacion-ph/

Caballero, C. (2024, 12 julio). Investigación de la Universidad de Panamá revela baja calidad del agua. *Semanario La Universidad*. https://launiversidad.up.ac.pa/index.php/node/4047

Cardoso, I. M. F., Cardoso, R. M. F., & Esteves-da-Silva, J. C. G. (2021). Advanced oxidation processes coupled with nanomaterials for water treatment. *Nanomaterials*, *11*(8). https://doi.org/10.3390/NANO11082045

Chen, L., Chen, Z., Liu, Y., Lichtfouse, E., Jiang, Y., Hua, J., Osman, A. I., Farghali, M., Huang, L., Zhang, Y., Rooney, D. W., & Yap, P. S. (2024). Benefits and limitations of recycled water systems in the building sector: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *22*, 785-814. https://doi.org/10.1007/S10311-023-01683-2

CNC Panamá. (2016, noviembre). *Plan de Seguridad Hídrica en Panamá*. https://cncpanama.net/bitstream/handle/123456789/334/cad290.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Comité de Alto Nivel de Seguridad Hídrica. (2016). *Plan Nacional de Seguridad Hídrica 2015-2050: Agua para Todos*. Gobierno de la República de Panamá. https://www.senacyt.gob.pa/wp-content/uploads/2018/12/3.-Plan-Nacional-de-Seguridad-Hidrica-2015-2050-Agua-para-Todos.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Domínguez, A., Segundo, F., Arrocha, J., Miranda, L., Chong, T., Sandoval, H., Martínez, E., Gutiérrez, E., Rodríguez, R., Nieto, C., Franco, C., Aponte-González, L., Vergara-Chen, C., Olmos, J., Vargas-Lombardo, M., Moreno-Chavez, J., Jiménez-Oyola, S., & González-Valoys, A. C. (2025). Geochemical insights into health risks from potentially toxic elements in rural aqueducts of cocle, Panama: Unveiling links to local geology. *Water*, *17*(1), 110. https://doi.org/10.3390/w17010110

El Digital Panamá. (2024). *Vecinos de Los Jardines en alerta por contaminación del río Cabra*. https://eldigitalpanama.com/vecinos-de-los-jardines-en-alerta-por-contaminacion-del-rio-cabra/

Escalante, S., & Fajardo, J. (2022). *Evaluación de la descontaminación de la cuenca media del río Bogotá y alternativas de solución con humedales artificiales*. *Revista Inventum*, *17*(33). https://doi.org/10.26620/uniminuto.inventum.17.33.2022.27-43

Gaceta Oficial de Panamá. (1998). *Ley 41 de 1998*. https://wipolex.wipo.int/es/legislation/details/11839

Gaceta Oficial de Panamá. (2001). *Ley 77 de 28 de diciembre de 2001 § VIII-39*. https://asep.gob.pa/wp-content/uploads/agua/legislacion/Ley_77.pdf

García-Luna-Romero, A. C., & Malvaceda-Espinoza, E. (2022). Percepción de la calidad de vida urbana en residentes del Área Metropolitana de Monterrey, México: su importancia psicoeducativa. *Propósitos y Representaciones*, *10*(1), e1452. https://doi.org/10.20511/pyr2022.v10n1.1452

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

González-Valoys, A. C., Jiménez-Oyola, S., Patinha, C., García-Noguero, E. M., Peco, J., Segundo, F., Barquero, J. I., Vargas-Lombardo, M., María Esbrí, J., & Higueras, P. (2025). Oral bioaccessibility and probabilistic human health risk assessment of potentially toxic elements in stream sediments from an abandoned gold mine in Panama. *Environmental Geochemistry and Health*, *47*(6), 224. https://doi.org/10.1007/S10653-025-02535-4

Guzmán-Sánchez, J., Perevochtchikova, M., & Kolb, M. (2024). Wastewater in Latin American urban peripheries: Identifying research trends and challenges through a systematic literature review. *Science of the Total Environment*, *931*, 173019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173019

Hispania Informa. (2026). *Aguas negras afectan sectores de Panamá Este y generan preocupación entre residentes*. https://www.instagram.com/reel/DTQzrMxEbtA/

Ibañez, C. (2023, diciembre 29). Eliminación de detergentes y surfactantes en aguas residuales. *Sigmadaf*. https://sigmadafclarifiers.com/tratamiento-por-flotacion-daf-de-vertidos-con-surfactantes/

Jouravlev, A., Matus, S., & Gil, M. (2021). *Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y el Caribe*. CEPAL, Naciones Unidas. https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/e5df0bb6-9457-439f-aa2c-9b1d1b1b1518/content

La Nación. (2006). *Estudio revela deterioro ambiental en micro cuencas del Canal*. https://www.nacion.com/economia/estudio-revela-deterioro-ambiental-en-micro-cuencas-del-canal/ALVSPBIJHZAMXNFM2TBSKALA5E/story/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lasso, M. (2024, octubre 17). Clientes del Idaan le adeudan más de $106 millones; residencias ocupan el 72 %. *La Estrella de Panamá*. https://www.laestrella.com.pa/economia/clientes-del-idaan-le-adeudan-mas-de-106-millones-residencias-ocupan-el-72-NJ8964492

Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: A review. *Frontiers in Environmental Science*, *10*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246

Medrano, M., Mamani, A., Muñoz, E., Díaz, R., & Medrano, E. (2020). Operatividad de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas circunlacustres al lago Titicaca-Sector Perú y el marco legal en defensa de los ecosistemas. *Ciencia y Desarrollo*, *23*(3). https://doi.org/10.21503/cyd.v23i3.2142

Mena, M. E. C., Guadalupe, C. S. A., Vallejo, M. V. P., Córdova, G. B. M., Bernal, C. M. V., Suárez, J. G. B., & Mena, A. P. C. (2017). Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales para su reutilización en riego en áreas verdes. *European Scientific Journal, ESJ*, *13*(18), 94. https://doi.org/10.19044/esj.2017.v13n18p94

Mendivil, C. (2026, enero 14). "Tiene un olor a podrido". Habitantes denuncian contaminación de agua en Veracruz. *Imagen Noticias*. https://www.youtube.com/watch?v=5d-egUqxAFM

MiAmbiente. (2020). *Mi Ambiente atiende denuncia por desborde de aguas residuales en el corregimiento de Puerto Caimito*. https://miambiente.gob.pa/miambiente-atiende-denuncia-por-desborde-de-aguas-residuales-en-el-corregimiento-de-puerto-caimito/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MiAmbiente. (2021). *Descarga de desechos afectan al río Antón, en Coclé.* https://miambiente.gob.pa/descarga-de-desechos-afectan-al-rio-anton-en-cocle/

MiAmbiente. (2024). *MiAMBIENTE ordena paralización y sanción a constructora por manejo inadecuado de las aguas residuales*. https://miambiente.gob.pa/miambiente-ordena-paralizacion-y-sancion-a-constructora-por-manejo-inadecuado-de-las-aguas-residuales/

MICI, Ministerio de Comercio e Industrias. (1999). *Reglamento técnico DGNTI-COPANIT 24-1999: calidad de agua, reutilización de las aguas residuales tratadas*. https://mici.gob.pa/wp-content/uploads/2021/12/24rt-dgnti-copanit-24-1999-1.pdf

MICI, Ministerio de Comercio e Industrias. (2000). *Reglamento técnico DGNTI-COPANIT-47-2000-. Agua. Uso y disposición final de lodos*. https://mici.gob.pa/wp-content/uploads/2021/12/47rt-dgnti-copanit-47-2000-1.pdf

MICI, Ministerio de Comercio e Industrias. (2019). *Reglamento técnico DGNTI-COPANIT 35-2019: descarga de efluentes líquidos a cuerpos y masas de aguas continentales y marinas*. https://mici.gob.pa/wp-content/uploads/2021/12/35rt-dgnti-copanit-35-2019-1.pdf

MICI, Ministerio de Comercio e Industrias. (2023). *Reglamento técnico DGNTI-COPANIT 39-2023: descarga de efluentes líquidos directamente a sistemas de recolección de aguas residuales*. https://asep.gob.pa/wp-content/uploads/agua/legislacion/dgnti_39-2023.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. (2012). *Resolución 1514 de 2012 – Por la cual se establecen los términos de referencia para la elaboración del Plan de Gestión del Riesgo para el Manejo de Vertimientos*. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/resolucion-1514-de-2012.pdf

Ministerio del Ambiente de Perú. (2020). *Resolución Directoral No 0079 2020 OEFA DFAI.* https://es.scribd.com/document/672628153/Resolucion-N-0079-2020-OEFA-DFAI

Ministerio de Economía y Finanzas. (s.f.). *¿Qué son los Bonos Verdes?* https://www.mef.gob.pa/wp-content/uploads/2020/12/Informe-de-Bonos-Verdes.pdf

Ministerio de Salud. (2022, julio 13). *Saneamiento de Panamá e Idaan buscan reducir los desbordes de aguas residuales*. Programa Saneamiento de Panamá. https://www.saneamientodepanama.gob.pa/index.php/2022/07/13/saneamiento-de-panama-e-idaan-buscan-reducir-los-desbordes-de-aguas-residuales/?

Ministerio de Salud. (2008). *Decreto Ejecutivo No. 268*. https://www.gacetaoficial.gob.pa/storage/gacetas/2008/06/26068/11281.pdf

MIVIOT, Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial. (2020). *MIVIOT atiende denuncia por derrame de aguas servidas en proyecto habitacional en Pesé*. https://www.miviot.gob.pa/miviot-atiende-denuncia-por-derrame-de-aguas-servidas-en-proyecto-habitacional-en-pese/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Movilla, J. A. (2012). *Manual de operación y mantenimiento del sistema de tratamiento de aguas residuales, MA-GM-01 (versión: 01-09-03-12)*. EMDUPAR. https://www.emdupar.gov.co/index.php/la-entidad/sistema-integrado-de-gestion/Planeacion/Manuales/MA-GR-01%20MANUAL%20DE%20OPERACION%20Y%20MANTENIMIENTO%20SISTEMA%20DE%20ALC.pdf/download

Moyano-Salcedo, Á. J., Cuadros-Segura, F. D., Pabón-Laverde, A. M., & Trujillo-Arias, J. V. (2021). Impacto ambiental del vertimiento de aguas servidas en aglomerados urbanos ilegales del municipio de Villavicencio, Colombia. *Tecnura*, *25*(68), 43-62. https://doi.org/10.14483/22487638.16273

Nex Noticias. (2026). *MINSA detectó desborde de aguas residuales en proyecto residencial de Panamá Oeste.* https://www.youtube.com/watch?v=J5W7Pw1sR78

Panamá América. (2022, marzo 23). *Se desborda estación de bombeo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Juan Díaz.* https://www.panamaamerica.com.pa/sociedad/se-desborda-estacion-de-bombeo-de-la-planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-juan-diaz

Programa Saneamiento de Panamá. (2016). *Plan Maestro, Panamá Oeste*. https://www.saneamientodepanama.gob.pa/index.php/plan-maestro-2/

Ramírez, I. G. (2000). *Problemas, causas y consecuencias en la operación de plantas de tratamiento de agua residual que operan mediante procesos biológicos convencionales en México-edición única* (tesis). Tecnológico de Monterrey. http://hdl.handle.net/11285/568070

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rodríguez, H. (2017, marzo 13). Las aguas residuales y sus efectos contaminantes. *IAgua*. https://www.iagua.es/blogs/hector-rodriguez-pimentel/aguas-residuales-y-efectos-contaminantes

Rodríguez-Fernández-Alba, A., Letón, P., Roberto, G., García, R., Dorado, M., Susana, V., Fernández, V., & Sanz-García, J. M. (s.f.). *BVCM001696 Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. CITME. https://www.madrimasd.org/sites/default/files/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/VT/VT2_Tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf

Roque, C. (2021, diciembre 29). *Errores comunes en proyectos de plantas de tratamiento de aguas residuales de los que debemos aprender.* https://www.linkedin.com/pulse/errores-comunes-en-proyectos-de-plantas-tratamiento-los-norori-roque/

SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. (2025, mayo 29). *Fiscalización equipo SISS región de Valparaíso a planta de tratamiento de agua potable de Concón por reclamos de vecinos por sabor del agua*. https://x.com/SISS_CHILE/status/1928174589542047885

Soto, E., & Saavedra, C. (2015). Influencia de la variación estacional de la calidad y cantidad de agua residual en la eficiencia de tratamiento: caso de la planta de tratamiento de aguas residuales de Juan Díaz, Panamá, República de Panamá. *Revista de Iniciación Científica*, *1*(2), 7-18. https://revistas.utp.ac.pa/index.php/ric/article/view/445/html_1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

SwissInfo. (2021). *En Singapur, el agua residual se transforma en agua potable.* https://www.swissinfo.ch/spa/en-singapur-el-agua-residual-se-transforma-en-agua-potable/46855778

TAVSA. (2025). *Impacto de las aguas residuales en la salud humana y el medio ambiente*. https://www.tavsapanama.com/como-afectan-las-aguas-residuales-a-la-salud/

Telemetro Reporta. (2024). *MiAmbiente inicia trabajos de mitigación por colapso de PTAR en Los Algarrobos*. https://www.telemetro.com/nacionales/miambiente-inicia-trabajos-mitigacion-colapso-planta-tratamiento-los-algarrobos-n6004351

Universidad Tecnológica de Panamá. (2020, noviembre). *Informe de auditoría ambiental obligatoria: Hospital Regional de Azuero Anita Moreno*. https://www.studocu.com/latam/document/universidad-tecnologica-de-panama/auditoria-ambiental/iaao-hospital-anita-moreno/41292008

Universidad Tecnológica de Panamá. (2025). *Presentan avances del estudio sobre aprovechamiento de agua residual para elaborar concreto.* https://utp.ac.pa/presentan-avances-del-estudio-sobre-aprovechamiento-de-agua-residual-para-elaborar-concreto?

Ventriglio, A., Bellomo, A., Di Gioia, I., Di Sabatino, D., Favale, D., De Berardis, D., & Cianconi, P. (2021). Environmental pollution and mental health: A narrative review of literature. *CNS Spectrums*, *26*(1), 51-61. https://doi.org/10.1017/S1092852920001303

WaterAid. (2020). *El intratable problema de las aguas residuales*. https://washmatters.wateraid.org/sites/g/files/jkxoof256/files/el-intratable-problema-de-las-aguas-residuales-notas-de-polticas.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

WHO, World Health Organization. (2006). *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater* (volume 4). https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/78265/9241546859_eng.pdf

WHO, World Health Organization. (2020). *Integrating health in urban and territorial planning: A sourcebook*. https://www.who.int/publications/i/item/9789240003170

Wiśniewska, M., & Szyłak-Szydłowski, M. (2024). The impact of objects with a potential odour nuisance on the life comfort of the urban agglomeration inhabitants. *Applied Sciences*, *14*(22). https://doi.org/10.3390/APP142210708

Wood, J. (2022, noviembre 30). *How is Singapore recycling wastewater to make it drinkable?* World Economic Forum. https://www.weforum.org/stories/2022/11/singapore-wastewater-recycling-water-stressed/

Yangüez, B. (2025, June 25). Contaminación en Azuero: MiAmbiente impondrá multas de hasta $9,999 a dueños de fincas. *La Estrella de Panamá*. https://www.laestrella.com.pa/panama/nacional/contaminacion-en-azuero-miambiente-impondra-multas-de-hasta-9999-a-duenos-de-fincas-LD13980803

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-09

Artículos

Valor económico del agua en la producción de fresa en Michoacán, México: un análisis longitudinal y espacial

Economic value of water in strawberry production in Michoacán, Mexico: A longitudinal and spatial analysis

Faustino Gómez-Santiz[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9441-2713

Patricia Ávila-García[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4268-8777

[1]Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Morelia, México, fgomez@cieco.unam.mx

[2]Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Morelia, México, pavila@cieco.unam.mx

Autor para correspondencia: Faustino Gómez-Santiz, fgomez@cieco.unam.mx

Resumen

Este estudio estima el valor económico del agua (VEA) en la producción de fresa en Michoacán entre 2003 y 2024. Para ello se aplicó el método

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

del valor residual, que permite calcular el precio sombra del agua a partir de los datos de producción y de costos. El análisis incluyó estadísticos espaciales globales y locales (I de Moran y LISA), además de la revisión de trayectorias municipales para observar cambios de largo plazo. Los resultados muestran una heterogeneidad clara en la productividad hídrica entre municipios, vinculada sobre todo con el nivel tecnológico y la orientación hacia los mercados. En las regiones exportadoras, como Zamora y Tangancícuaro, los valores del VEA se mantuvieron altos; en contraste, en municipios como Maravatío y Zitácuaro persistieron valores negativos. El análisis espacial identificó clústeres alto-alto en zonas de agroexportación intensiva y bajo-bajo en territorios con desventajas estructurales. En conjunto, los hallazgos indican que el VEA no depende solo de los requerimientos hídricos, sino también de la interacción entre tecnología, orientación productiva y marcos institucionales. Por ello se requieren revisar los esquemas de subsidios y avanzar hacia políticas de gobernanza hídrica que impulsen la adopción tecnológica y aseguren un uso más eficiente y sostenible del agua en las regiones agroexportadoras.

Palabras clave: gestión de los recursos hídricos, economía agrícola, fruta, consumo de agua, precio, análisis estadístico, Michoacán, México.

Abstract

This study estimates the economic value of water (EVW) in strawberry production in Michoacán, Mexico, from 2003 to 2024. The residual value method was used to calculate the shadow price of water based on production and cost data. To examine spatial patterns, both global and local statistics (Moran's I and LISA) were applied, and municipal trajectories were analyzed to track long-term changes. The results reveal

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

clear differences in water productivity across municipalities, largely tied to technological factors and market orientation. Export-oriented areas such as Zamora and Tangancícuaro consistently showed high EVW, while municipalities like Maravatío and Zitácuaro registered persistently negative values. Spatial analysis identified high-high clusters in intensive agro-export zones and low-low clusters in regions with structural disadvantages. Taken together, the findings show that EVW is shaped not only by hydrological requirements but also by the interplay of technology, market orientation, and institutional frameworks. These results highlight the need to revise subsidy schemes and to advance water governance policies that encourage technological adoption and promote a more efficient and sustainable use of water in agro-exporting regions.

Keywords: water resources management, agricultural economics, fruit, water consumption, prices, statistical analysis, Michoacán, Mexico.

Recibido: 13/10/2025

Aceptado: 16/03/2026

Publicado *ahead of print*: 09/04/2026

Versión final: 01/11/2026

Introducción

El agua es un recurso estratégico para el desarrollo económico y social, sobre todo en regiones donde la demanda supera a la disponibilidad natural. Su escasez obliga a verla no solo como un bien público, sino también como un bien económico que debe asignarse de manera eficiente entre usos en competencia (Solís, 2005; Escobar-Jaramillo & Gómez-

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Olaya, 2007), sin que lo anterior implique afectación al derecho humano al agua (Valdés-de-Hoyos & Uribe-Arzate, 2016).

En teoría económica, los bienes se clasifican según dos criterios: exclusión (la posibilidad de impedir que otros los usen) y rivalidad (si el consumo de uno reduce la disponibilidad para otros). Los bienes privados son excluibles y rivales; los bienes públicos puros carecen de ambas características (Gómez-Santiz & Guerrero-Rojas-García, 2014). Desde la economía ambiental, el agua suele aproximarse a la categoría de bien público por su dificultad práctica de exclusión. Sin embargo, esta caracterización no es precisa. El agua para uso agrícola sí es rival, pues el volumen extraído deja de estar disponible para otros usuarios. Por ello, desde el enfoque neoinstitucional, Ostrom (2003) la clasifica como recurso de uso común, es decir, es rival en su consumo, pero con exclusión costosa o institucionalmente débil debido a derechos de usufructo asignados.

Esta distinción no es homogénea a lo largo del sistema de riego. El agua almacenada en presas o conducida por canales de distribución se aproxima al recurso de uso común, donde múltiples usuarios comparten el flujo y la exclusión es difícil de aplicar. En cambio, una vez extraída del pozo o conducida hasta el punto de uso agrícola, el agua adquiere un carácter más cercano al bien privado, pues ese volumen deja de estar disponible para cualquier otro usuario, especialmente cuando se almacena en bordos o reservorios (Reyes-Martínez & Castro-Ramírez, 2023).

Por eso, la valoración económica del agua es una herramienta para diseñar instrumentos de gestión capaces de equilibrar productividad agrícola, sostenibilidad ambiental y derechos sociales (Krutilla, 1967; Riera *et al*., 2005).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En México, la agricultura consume alrededor del 75 % del agua disponible (Conagua, 2022). Dentro de este sector, la fresa ocupa un lugar central: es un cultivo de alto valor que ha transformado los paisajes rurales al insertarse en cadenas agroexportadoras. Su expansión ha traído beneficios económicos, reflejados en su contribución al producto interno bruto, pero también ha generado impactos socioambientales en acuíferos sobreexplotados. En estos contextos, los subsidios al agua y a la electricidad reducen de forma artificial los costos de producción (Aboites, 2021; Liverman & Vilas, 2006).

Michoacán se ha consolidado como la principal región productora de fresa en el país debido a sus condiciones agroclimáticas y a un proceso de tecnificación y consolidación en el Valle de Zamora. Ahí, temperaturas medias de 16 a 22 °C, un clima semicálido subhúmedo y lluvias de verano han favorecido el desarrollo intensivo del cultivo, aunque al mismo tiempo han exacerbado las presiones sobre la disponibilidad hídrica.

La literatura especializada señala que este sistema productivo demanda en promedio unos 7 300 m³ de agua por hectárea y por ciclo (Tabla 2).

Ante este panorama, el objetivo del estudio es estimar el valor económico del agua (VEA) en la producción de fresa, a fin de aportar un insumo técnico para la formulación de políticas públicas y estrategias de gestión hídrica. En particular, se estima el VEA en Michoacán durante 2003-2023 a escala estatal y municipal, aplicando el Método del Valor Residual (MVR). El análisis también incluye la distribución espacial del VEA en los municipios, y una evaluación de sensibilidad frente a variaciones en los requerimientos hídricos y en los costos de producción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Revisión de literatura

La producción de fresa ha crecido de manera notable en las últimas décadas, impulsada por la demanda internacional y la alta rentabilidad del cultivo en las cadenas agroexportadoras (Hodgdon *et al*., 2024). En 2023 se cultivaron 435 mil hectáreas a nivel mundial, aunque concentradas en pocos países (FAO, 2025). China aportó más de un tercio de la superficie, seguida por Rusia y Polonia, mientras que EUA, Turquía, Egipto y México —con 3.5 % de la superficie global— completaron el grupo principal. El patrón de producción fue similar: China encabezó con casi 29 % del volumen mundial, acompañada por EUA, Egipto y Turquía. México se ubicó en quinto lugar con 641 mil toneladas, equivalentes al 4.4 % del total. En cuanto a rendimientos, destacaron los sistemas tecnificados: Países Bajos, con 56 t/ha; EUA, con 54 t/ha; Israel, con 49 t/ha, y España con 45 t/ha, seguidos de cerca por México con 42 t/ha (Figura 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

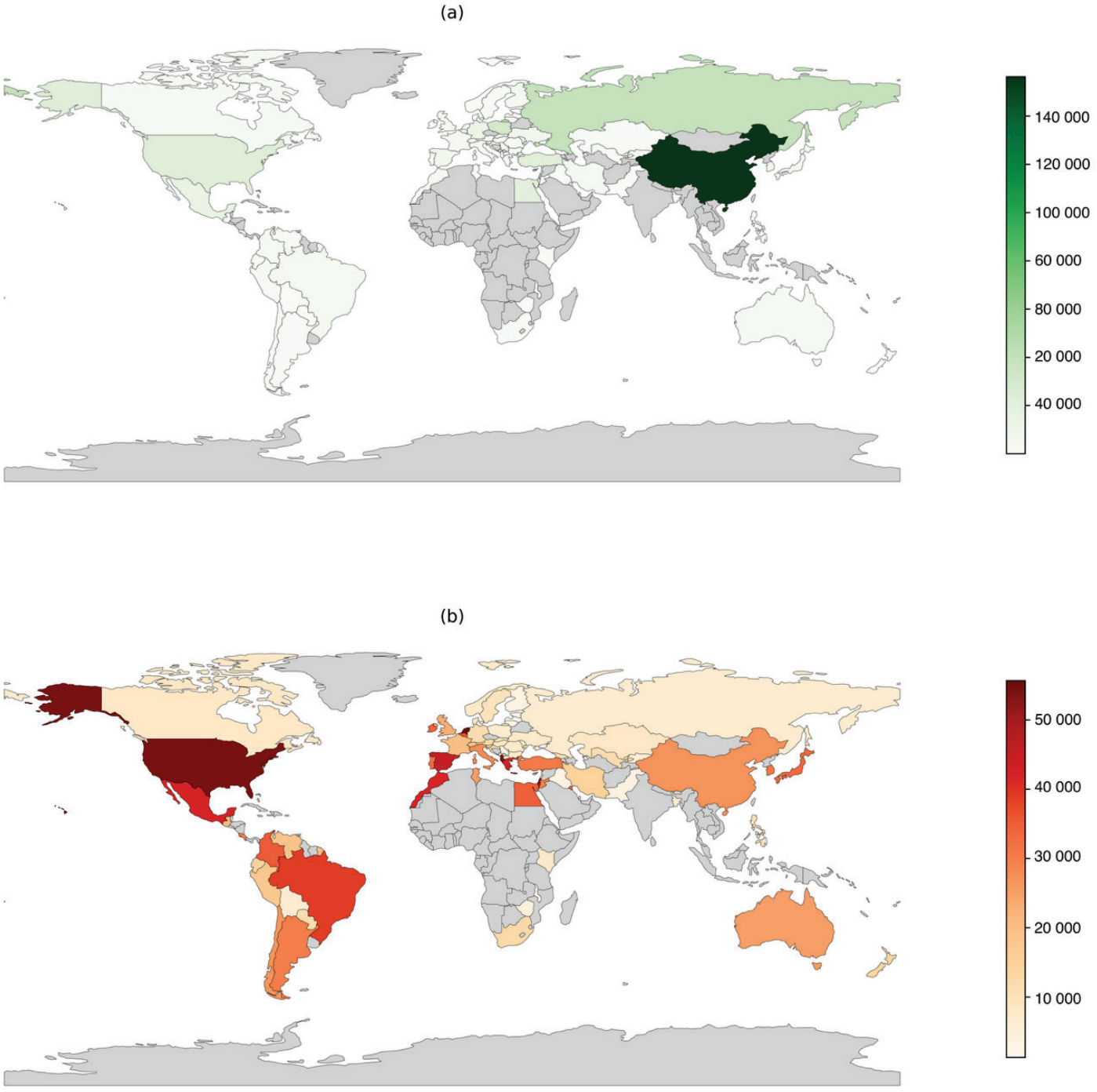


Figura 1. Producción de fresa por país: a) superficie cultivada, b) rendimiento (ton/ha). Fuente: elaboración propia con datos de FAO (2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El cultivo de fresa requiere condiciones climáticas específicas que determinan tanto la productividad como la calidad del fruto. Se desarrolla mejor en climas templados, con temperaturas entre 15 y 25 °C durante la mayor parte del ciclo. El crecimiento vegetativo se favorece entre 18 y 25 °C, mientras que la fructificación y maduración requieren medias de 15 a 20 °C. Es un cultivo sensible a extremos térmicos que reducen floración y tamaño de los frutos. Aunque las partes vegetativas soportan heladas de hasta –20 °C, los órganos florales son vulnerables a valores cercanos a 0 °C, lo que explica el uso de macrotúneles e invernaderos en zonas con riesgo de heladas (Kulikov *et al*., 2020). La planta también es exigente en humedad: necesita entre 1 000 y 2 000 mm de precipitación anual, y una humedad relativa ideal de 60 a 75 %, pero se vuelve susceptible a enfermedades fúngicas en ambientes excesivamente húmedos (Galafton *et al*., 2023).

La producción se concentra en regiones con condiciones agroclimáticas favorables, y un uso intensivo de tecnologías de riego y agricultura protegida. Destacan California en EUA; Shandong y Liaoning en China; Huelva en España, y Michoacán en México. Los datos confirman la heterogeneidad de los rendimientos: mientras Países Bajos alcanza 55.7 t/ha y EUA 54.4 t/ha, China presenta valores más bajos pese a su gran superficie cultivada (FAO, 2025).

La fresa es además un cultivo de alta demanda hídrica. La literatura reporta consumos que oscilan entre 3 000 y 40 000 m³/ha por ciclo, según el clima, el suelo y el sistema de riego (Jo *et al*., 2021; Trout & Gartung, 2004). En México, se ha estimado un promedio de 8 894 m³/ha (Labra-Concha, 2022). El riego por goteo es la tecnología más eficiente, pero la sobreexplotación de acuíferos y la baja recarga natural siguen siendo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

problemas serios en las regiones de producción intensiva (Peniche-Camps, 2010).

La comparación con otros cultivos ayuda a dimensionar esta exigencia. El frijol y el trigo requieren alrededor de 3 140 y 4 489 m³/ha, respectivamente (Flores-Lázaro *et al*., 2017; López *et al*., 2011). El maíz oscila entre 5 772 y 5 972 m³/ha (Xiao *et al*., 2019), y el algodón cerca de 5 620 m³/ha (Dağdelen *et al*., 2006). El arroz por inundación, en contraste, demanda en promedio 35 500 m³/ha (Wriedt *et al*., 2009). Así, la fresa se ubica entre los cultivos más intensivos en agua, con la particularidad de que gran parte del recurso proviene de acuíferos subterráneos, en atención a las normas de inocuidad exigidas por el mercado.

En cuanto al VEA, los estudios en México muestran una gran variabilidad entre distritos de riego y entre cultivos. En la presa Solís, por ejemplo, se estimó un valor de $1/m³ para productores de maíz, frijol y sorgo (Trujillo-Murillo & Perales-Salvador, 2022). En el DR 011 Alto Río Lerma, con un patrón mixto de granos, forrajes, industriales y hortalizas, se reportó $0.173/m³ (Florencio-Cruz *et al*., 2002). En el DR 017 Laguna, dominado por alfalfa, sorgo, maíz y hortalizas, el valor fue de $0.279/m³ (Ramírez-Barraza *et al*., 2019). En la Comarca Lagunera, los precios sombra variaron entre $0.91 y $1.56/m³, con baja rentabilidad hídrica en forrajes (Godínez-Montoya *et al*., 2007). Para cultivos específicos, se ha estimado $0.48/m³ en frijol de Zacatecas (Ríos-Flores *et al*., 2017), y valores más altos en maíz y trigo en el DR 044 Jilotepec (Zetina-Espinosa *et al*., 2013).

Los estudios internacionales confirman esta diversidad. Se han reportado valores de $1.12/m³ en maíz de High Plains (Ziolkowska, 2015); de $0.22 a $3.18 en cítricos de Entre Ríos (Pagliettini *et al*., 2021);

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$20.46 en olivares españoles (Mesa-Jurado *et al*., 2010), y de $10.64 a $33.56 en horticultura intensiva de la cuenca del Segura (Calatrava & Martínez-Granados, 2012). En síntesis, el VEA es bajo en cultivos extensivos con riego por gravedad y alto en horticultura intensiva, lo que refleja el papel decisivo de la tecnología y del mercado en la rentabilidad del agua.

Los estudios internacionales sobre valoración económica del agua específicamente en fresa son escasos. El estudio más sólido fue el realizado en la región de Huelva, España, donde Salmoral *et al*. (2011) —citados en García-Morillo (2015)— estimaron una productividad del agua en fresa de unos 237 MXN/m³, valor notablemente superior al de cítricos y otros frutales de la misma región. En un contexto más amplio, estudios sobre horticultura intensiva bajo invernadero en el Mediterráneo reportan productividades económicas del agua entre 166 y 436 MXN/m³, frente a un promedio de apenas 33 MXN/m³ en cultivos a cielo abierto (Gallardo *et al*., 2007; Fernández *et al*., 2007). Este contraste confirma que la tecnología de producción protegida, macrotúneles e invernaderos es el factor determinante del retorno hídrico, patrón consistente con los valores elevados del VEA observados en los municipios exportadores de Michoacán frente a los municipios con riego tradicional. Asimismo, la expansión intensiva de fresa en Huelva ha generado sobreexplotación del acuífero que abastece el Parque Nacional de Doñana (García-Morillo, 2015), problema análogo al que enfrenta el Valle de Zamora, lo que sugiere que los desafíos de gobernanza hídrica en zonas agroexportadoras trascienden el contexto mexicano.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Datos y métodos

Método del valor residual

El valor económico del agua (VEA) en la producción de fresa se estimó mediante el método del valor residual (MVR), un enfoque ampliamente utilizado en la agricultura de riego (Berbel *et al*., 2007; Buttinelli *et al*., 2024; Conradie & Hoag, 2004; Speelman *et al*., 2008). El principio es sencillo: al agua se le asigna el valor que queda una vez descontados—del valor del producto agrícola— los costos de los demás insumos pagados a precios de mercado.

En este marco, el VEA se expresa como un precio sombra, es decir, un valor implícito o costo de oportunidad derivado de la contribución marginal del agua a la producción (Speelman *et al*., 2008; Upadhyaya *et al*., 2022). La elección del MVR responde a las condiciones de la agricultura de fresa en Michoacán: no existen mercados formales de agua con precios observables y las tarifas oficiales están distorsionadas por subsidios. Así, el MVR se vuelve una herramienta práctica para aproximar el valor sombra del agua, deduciendo su aporte residual en la producción (Berbel *et al*., 2007; Young, 2014).

Otras metodologías presentan limitaciones claras. Los precios de mercado no reflejan el costo real del recurso debido a los subsidios. La programación matemática positiva exige información de detalle y calibraciones que no están disponibles. Los precios hedónicos dependen de mercados de tierra poco transparentes, y la valoración contingente implica altos costos y riesgos de sesgo (Bate & Dubourg, 1997; Tiwari, 2000). Frente a esto, el MVR ofrece un equilibrio entre viabilidad empírica

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y solidez teórica para estimar el VEA en sistemas agrícolas especializados como la fresa.

Ahora bien, el método descansa en varios supuestos, a saber, que los mercados son competitivos para insumos distintos al agua y cuyos precios reflejan costos de oportunidad; el de rendimientos decrecientes del agua en la producción; el del uso eficiente y en proporciones óptimas de los demás insumos, y homogeneidad en la calidad del agua utilizada. Sus limitaciones también son importantes, por ejemplo, 1) atribuye todo el valor residual al agua, aunque parte puede deberse a la gestión agrícola o a factores edafoclimáticos; 2) exige datos homogéneos y detallados sobre costos y rendimientos; 3) en entornos con subsidios, el supuesto de mercados competitivos para los insumos se viola en la práctica. Bate y Dubourg (1997), al aplicar el análisis residual en East Anglia, concluyeron que sin los subsidios agrícolas, la actividad no habría sido rentable, lo que evidencia que el margen residual puede capturar la subvención gubernamental más que el valor real del recurso. En la misma dirección, Caballer-Mellado y Guadalajara-Olmeda (1998) —citados en Pagliettini *et al*. (2021)— sostienen que el precio del agua derivado por imputación residual solo representa un valor confiable cuando se calcula en un entorno de "neutralidad", es decir, sin subvenciones ni beneficios empresariales incorporados. Además, Speelman *et al*. (2008) advierten que en contextos de agricultura a pequeña escala, donde los mercados de insumos son disfuncionales o inexistentes, la ausencia de precios observables obliga a estimar precios sombra para factores como la tierra o la mano de obra familiar, lo que introduce sesgos en el cálculo residual. En el caso de la fresa en Michoacán, la tarifa eléctrica 9CU y la exención de pago de derechos de agua para uso agrícola constituyen subsidios que reducen de manera artificial los costos de producción y, por tanto, inflan

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el residuo atribuido al agua. Esta distorsión se analiza con detalle en la sección de discusión.

Fuente de datos y modelo operacional para el cálculo del VEA

Con base en el MVR, el VEA (VEAi,t) por unidad de volumen se estimó para el periodo 2003-2024 a partir de cuatro variables principales: 1) valor de la producción (VTPi,t) de la serie anual (2003-2024) del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2024); 2) superficie cosechada (SCi,t) de la serie anual (2003-2024) del SIAP (2024); 3) datos de costos de producción (Cotros) de los años 2007 (Flores-Lázaro *et al*., 2017), 2012, 2013, 2016-2022, 2023 y 2024 del Sistema de Agrocostos de Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura (FIRA, 2024) y completados mediante interpolación lineal para años faltantes (Tabla 1). Cabe advertir que 10 de los 22 años del periodo (2003-2006, 2008-2011, 2014 y 2015) corresponden a valores interpolados, por lo que los resultados del VEA en esos años deben tomarse con mayor precaución, pues la interpolación lineal no captura cambios abruptos en la estructura de costos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Estructura de costos de producción de fresa (costos/ha).

Año	Costo total de producción (CTP) (mdp)	Preparación del terreno (%)	Siembra (%)	Fertilización (%)	Labores culturales (%)	Riego (%)	Control de plagas, malezas y enfermedades (%)	Cosecha, selección y empaque (%)	Comercialización (%)	Diversos (%)
2007	167.0	ND	ND	ND	ND	5.0	ND	ND	ND	ND
2012	182.9	1.9	20.5	13.2	0.7	4.5	17.4	40.4	1.3	ND
2013	195.6	1.9	21.0	13.9	0.7	5.6	16.6	39.1	1.3	ND
2016	427.2	14.4	21.5	12.3	0.9	2.6	4.9	23.8	3.7	15.8
2017	498.5	13.6	18.2	10.9	ND	2.6	10.1	27.3	ND	17.3
2018	482.8	15.4	18.7	11.0	ND	2.7	6.9	30.8	ND	14.6
2019	518.9	14.3	28.2	9.5	ND	1.5	6.4	28.6	ND	11.4
2020	624.9	12.0	40.2	8.0	ND	1.3	4.3	24.7	ND	9.5
2021	696.1	5.2	36.6	7.6	ND	1.2	4.0	31.8	ND	13.7
2022	888.9	13.8	21.1	13.2	ND	4.0	4.0	19.9	ND	24.1
2023	1113.6	12.0	22.9	13.3	ND	5.9	3.9	30.9	ND	11.1
2024	1023.2	11.3	27.8	14.0	ND	6.1	4.3	23.6	ND	12.8

Fuente: elaboración propia con datos de Flores-Lázaro (2017) y FIRA (2024).

Finalmente, 4) para representar de forma confiable el consumo de agua en la producción de fresa en suelo en México, se tomó como valor central 7 300 m³/ha. Para obtenerlo, se reunieron valores reportados en la literatura para México y se aplicó un proceso de depuración en dos etapas. Primero, se excluyeron los valores no comparables con el sistema de producción en suelo, esto es, los sistemas hidropónicos (15 444 y 36 000 m³/ha) y un valor agregado de carácter normativo (40 000 m³/ha), que no corresponde a mediciones parcelarias directas. Sobre los cinco

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

valores restantes, todos correspondientes a fresa en suelo en México (Tabla 2), se calculó una media recortada al 20 %, que elimina el valor mínimo (4 850 m³/ha) y el máximo (12 546 m³/ha) antes de promediar. El resultado fue: (6 380 + 6 633 + 8 894) / 3 = 7 302 ≈ 7 300 m³/ha. Para evaluar la sensibilidad de los resultados, se usó un rango en torno a este valor: −30 % (5 110 m³/ha), −10 % (6 570 m³/ha), base (7 300 m³/ha), +10 % (8 030 m³/ha) y +30 % (9 490 m³/ha). Estas bandas permiten captar la incertidumbre operativa sin depender de cifras extremas y sirven para estimar el rango del VEA.

Tabla 2. Requerimientos hídricos en cultivos reportados en la literatura.

Fuente	Sistema/tecnología	Contexto geográfico	Valor (m³/ha)	Fuente del dato
(Soto-Franco *et al*. 2021)	Suelo riego localizado (goteo)	Hermosillo, Sonora, México (congreso COMEII)	6 633	Propio del autor
(Soto-Franco *et al*. 2021)	Suelo riego en suelo (recomendación)	Hermosillo, Sonora, México (congreso COMEII)	12 546	Propio del autor
(Labra-Concha, 2022)	Suelo goteo (cálculo ETc)	Lagunillas-Pátzcuaro, Michoacán, México	8 894.2	Propio del autor
(Iglesias-Pacheco, 2016)	Suelo (análisis económico)	México (documento académico)	6 380	Citado (reporta valores de otras fuentes)
(Ramírez-Gómez, 2011)	Suelo (alta densidad de plantación)	México (tesis en edafología)	4 850	Propio (medición experimental en invernadero)

La forma operacional del cálculo fue:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\mathrm{VEA_{i,t}} = \frac{\left(\frac{VTP_{i,t}^{2019}}{\mathrm{SC_{i,t}}}\right) - C_{otros}^{agua,2019}}{\mathrm{RH}}$$

Donde:

$VTP_{i,t}^{2019}$ = VEA (MXN/m³) en el municipio *i* en el año *t* (en pesos 2019).

$\mathrm{VTP_{i,t}}$ = valor total de la producción en pesos (MXN) (a precios constantes base 2019).

$\mathrm{SC_{i,t}}$ = superficie cosechada (ha).

$C_{otros}^{agua,2019}$ = costo de producción distintos al agua (MXN/ha) (en pesos 2019).

RH = requerimiento hídrico por hectárea (m³/ha).

A nivel estatal, la agregación se hizo sumando valores y superficies municipales y normalizando por hectárea. Es importante aclarar que todos los montos monetarios se expresan en pesos constantes de 2019. Para ello, se deflactaron los valores de producción (SIAP) y los costos por hectárea (FIRA/Agrocostos) con el Índice Nacional de Precios al Productor (INPP) del sector agrícola (INEGI, 2025). La conversión se aplicó con la fórmula:

$$X_t^{2019} = X_t^{corr} * \frac{INPP_{2019}}{INPP_t}$$

Usando promedios anuales del INPP. En los costos de años aislados, cada rubro se homogenizó primero al año reportado y luego se deflactó a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2019. Cuando fue necesario interpolar, la interpolación se aplicó sobre series ya deflactadas.

Etapas de presentación de resultados

Los resultados se organizan en tres etapas.

1. Primero, se calculó el valor económico promedio del agua en la producción de fresa considerando la superficie cosechada y el valor total de la producción en Michoacán. Aquí también se analizaron las tendencias en el tiempo, los rendimientos por hectárea y los cambios en ingresos y costos durante 2003–2024.

2. Después, se aplica el índice de Moran global (Sánchez-Peña, 2012), que mide la autocorrelación espacial entre valores similares de VEA. Un resultado positivo indica que los municipios con VEA alto (o bajo) tienden a agruparse en el territorio. Para detallar estos patrones, se emplearon los indicadores locales de asociación espacial (LISA) (Anselin, 1995), que permiten detectar agrupamientos significativos del tipo *High-High* (altos rodeados de altos), *Low-Low* (bajos rodeados de bajos), y valores atípicos como *High-Low* o *Low-High*. Este análisis se realizó en GeoDa (Anselin *et al*., 2006), donde se construyó una matriz de pesos espaciales de contigüidad *queen* de primer orden, que considera vecinos a todos los municipios que comparten frontera o vértice. La matriz fue estandarizada por filas, de modo que los pesos suman 1 por unidad y los índices son comparables entre municipios con distinto número de vecinos. La significancia estadística tanto del índice global de Moran como de los indicadores LISA se evaluó mediante 999 permutaciones aleatorias.

3. Finalmente se evaluó cómo varía el VEA bajo diferentes escenarios de requerimiento hídrico y estructura de costos. Este ejercicio

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

muestra la solidez de los resultados y permite observar qué componentes afectan más la rentabilidad hídrica. Los escenarios se presentan en gráficos y consideran variaciones de ±10 % y ±30 % tanto en el volumen de agua aplicado por hectárea como en los costos reales de producción, siempre expresados en precios constantes de 2019.

Resultados

Estimación del VEA a nivel estatal

La serie anual 2003-2024 muestra un comportamiento no lineal del valor económico del agua (VEA) en la producción de fresa en Michoacán. Se distinguen cuatro fases: una etapa inicial con pérdidas, un periodo de recuperación, años de máximos sostenidos y, por último, una caída que acerca los valores a cero o incluso a cifras negativas.

Al comparar estos resultados con la superficie sembrada, el volumen cosechado y el rendimiento por hectárea, aparecen trayectorias diferenciadas que ayudan a entender el patrón general. El VEA mide el valor marginal que la agricultura genera por encima del costo de los recursos utilizados, incluido el capital invertido. En otras palabras, refleja la capacidad de la producción para generar utilidades adicionales una vez cubiertos los costos operativos y el rendimiento esperado del capital.

Entre 2003 y 2006, el VEA se mantuvo en terreno negativo, con valores de –6.02 a –11.76 $/m³. En esos años, el rendimiento promedio rondó 25.73 t/ha (mínimo de 25.33 t/ha en 2003 y máximo de 26.16 t/ha en 2005). La superficie estatal se mantuvo en torno a 3 mil hectáreas y el volumen osciló entre 76 y 81 mil toneladas. Un VEA negativo implica que cada metro cúbico de agua generó ingresos insuficientes para cubrir

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

los costos totales, incluido el costo de oportunidad del capital, es decir, hubo pérdida económica.

La recuperación llegó entre 2007 y 2010. El VEA pasó a valores positivos de 4.08 a 6.09 $/m³ y el rendimiento promedio subió a 33.05 t/ha. En 2007, el rendimiento fue de 28.25 t/ha y en 2008 alcanzó 33.25 t/ha. La superficie se amplió ligeramente a un rango de 3.1 a 3.5 mil hectáreas, y el volumen aumentó entre 89 y 115 mil toneladas.

El periodo 2011-2019 concentró los máximos históricos. El VEA alcanzó 24.38 $/m³ en 2011 y 57.21 $/m³ en 2012. Los valores más altos se registraron en 2017 (66.65 $/m³), 2018 (64.73 $/m³) y, sobre todo, en 2019, con 67.10 $/m³. La superficie se expandió de 3 341 ha a 11 733.9 ha, un crecimiento de 3.5 veces; mientras que el volumen aumentó de 113 950.72 a 564 553.66 toneladas, es decir, cinco veces más (Tabla 3). El rendimiento medio del periodo fue de 44.5 t/ha, con un salto desde 34.11 t/ha en 2011 hasta 48.11 t/ha en 2019. En los años cercanos al máximo del VEA, los rendimientos se mantuvieron altos: 47.92 t/ha en 2017 y 45.80 t/ha en 2018.

Tabla 3. VEA en la producción de fresa en Michoacán, 2003-2024 (base = 2019, $/m³).

Año	Ingreso (miles de pesos) base = 2019	Superficie cultivada (miles de ha)	Volumen de producción (miles de ton)	Costo de producción (miles de pesos/ha) base = 2019	VEA ($)
2003	$354.46	3.00735	76.18081	$398.43	-6.02
2004	$310.79	3.7224	94.74648	$367.32	-7.74
2005	$256.83	2.66413	69.69897	$342.65	-11.76
2006	$284.54	3.11665	80.95153	$326.66	-5.77

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Año	Ingreso (miles de pesos) base = 2019	Superficie cultivada (miles de ha)	Volumen de producción (miles de ton)	Costo de producción (miles de pesos/ha) base = 2019	VEA ($)
2007	$332.82	3.15375	89.0953	$303.05	4.08
2008	$350.24	3.215	106.90585	$286.04	8.79
2009	$306.01	3.52	114.5585	$266.73	5.38
2010	$305.57	3.516	113.1604	$261.11	6.09
2011	$420.45	3.341	113.95072	$242.49	24.38
2012	$647.50	4.716	203.3139	$229.83	57.21
2013	$496.94	4.605	204.93715	$237.29	35.57
2014	$501.66	5.678	255.21	$329.43	23.59
2015	$706.24	5.8705	253.53655	$409.16	40.70
2016	$800.55	7.57643	341.12974	$465.22	45.94
2017	$996.51	10.1197	484.93621	$510.00	66.65
2018	$949.45	9.9336	454.95846	$476.91	64.73
2019	$1,000.68	11.7339	564.55366	$510.85	67.10
2020	$773.11	7.38817	329.18351	$599.98	23.72
2021	$773.95	7.29073	326.1911	$606.38	22.96
2022	$749.61	8.34356	354.04799	$657.78	12.58
2023	$693.34	9.572	401.79975	$764.54	-9.75
2024	$646.07	9.72	411.9274	$655.18	-1.25

Fuente: elaboración propia con datos de SIAP (2024) y FIRA (2024).

A partir de 2020, el VEA muestra una caída sostenida. En 2020 fue de 23.72 $/m³ y en 2021 de 22.96 $/m³. Para 2022 descendió a 12.58 $/m³ y en 2023 volvió a terreno negativo con –9.75 $/m³. En esos años

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la superficie osciló entre 7 388 y 9 572 hectáreas, mientras que el volumen se mantuvo en un rango de 329 a 402 mil toneladas (Figura 2). El rendimiento promedio del periodo fue de 43.9 t/ha, con registros de 44.56 t/ha en 2020, 44.74 t/ha en 2021, 42.43 t/ha en 2022 y 41.98 t/ha en 2023. Para 2024, la tendencia confirma la presión negativa, consolidando el fin de la etapa de máximos y revelando la vulnerabilidad estructural del indicador en un escenario de costos crecientes.

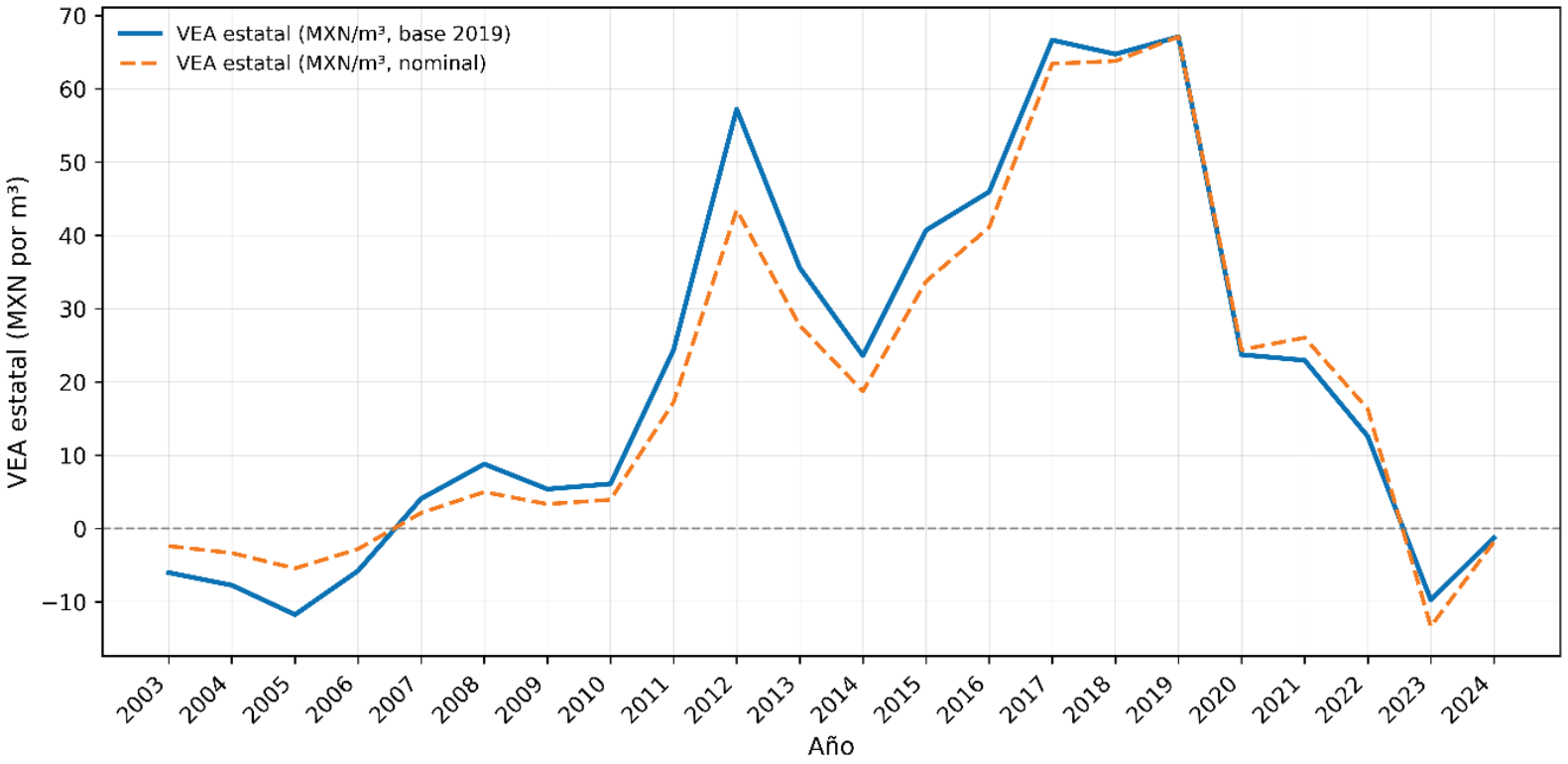


Figura 2. Tendencia del VEA en Michoacán, 2003-2024. Fuente: elaboración propia con datos de SIAP (2024) y FIRA (2024).

En general, la serie muestra un ciclo claro: valores negativos al inicio, máximos en la etapa intermedia y nuevamente negativos hacia el final del periodo, tendencia que se acelera a partir de la pandemia de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

COVID-19 en 2020 y se consolida con el incremento sostenido de los costos de producción en años posteriores.

Estimación del VEA a nivel municipal y distribución espacial

Para profundizar en la heterogeneidad espacial del VEA, el análisis municipal se organiza en dos apartados. En primer lugar, se presenta un análisis espacial que identifica patrones de concentración y agrupamientos significativos de municipios con valores altos o bajos de VEA. En segundo lugar, se examinan las trayectorias municipales a lo largo del tiempo, diferenciando entre casos de permanencia larga, intermedia o corta en la producción de fresa. Esta doble mirada permite reconocer tanto la dimensión geográfica de la rentabilidad hídrica como su persistencia o variabilidad durante el periodo 2003-2024.

Análisis espacial del VEA

El análisis espacial del VEA a nivel municipal en Michoacán se hizo con la mediana de los valores registrados entre 2003 y 2024.

Los resultados muestran una fuerte concentración espacial (Figura 3). El índice global de Moran alcanzó 0.8239, muy por encima del valor esperado bajo aleatoriedad (–0.0263). Con un valor *z* simulado de 6.28 y un valor *p* de 0.001, se rechaza la hipótesis nula y se confirma la existencia de autocorrelación espacial positiva significativa. En la práctica, esto significa que los municipios con niveles similares de VEA tienden a agruparse, formando zonas contiguas tanto de alta rentabilidad agrícola como de bajos retornos persistentes.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

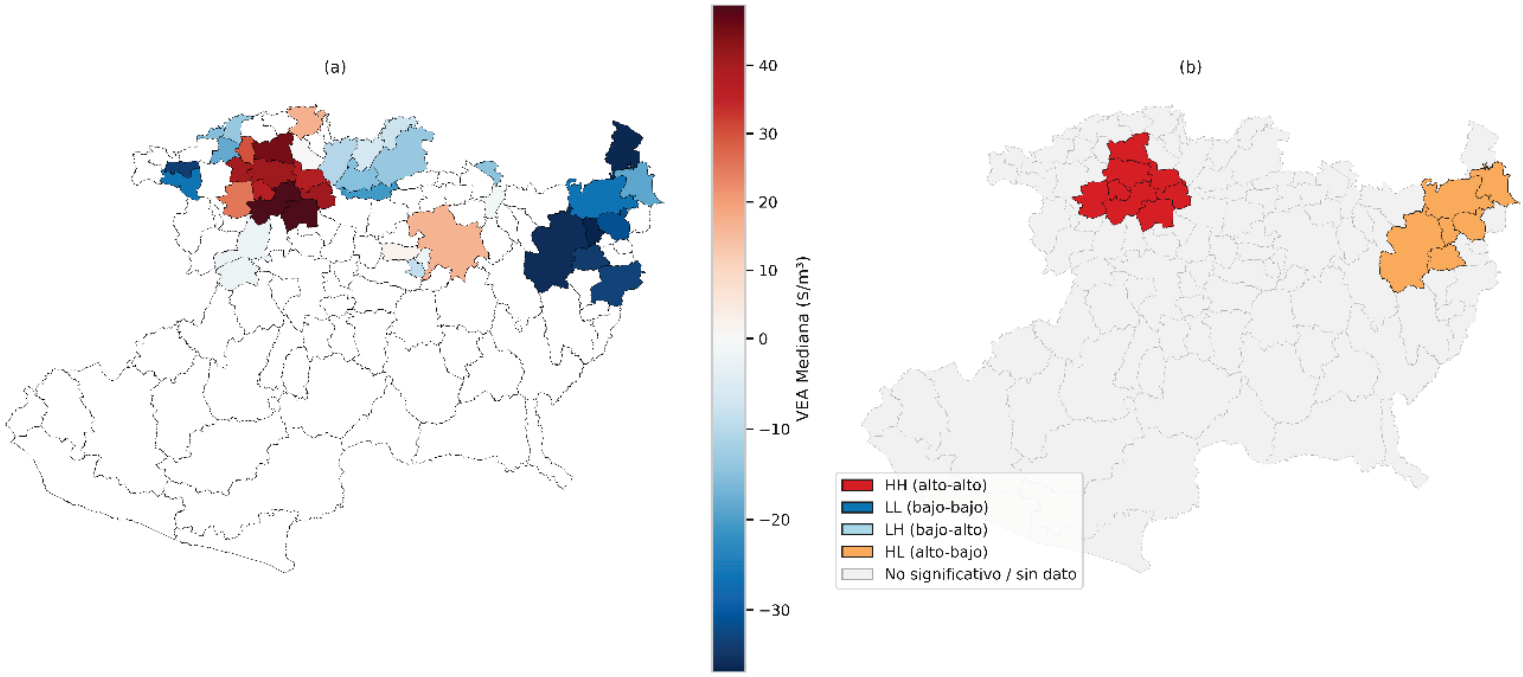


Figura 3. Distribución espacial del VEA municipal (Michoacán) ($/m^3, base = 2019); (a) distribución espacial del VEA (mediana); (b) clúster LISA (VEA mediana). Fuente: elaboración propia con datos de SIAP (2024) y FIRA (2024).

El análisis local con LISA permitió detallar estos patrones. Once municipios integran clústeres alto-alto (HH), con valores elevados de VEA rodeados de otros municipios igualmente rentables. Entre ellos están Chavinda, Chilchota, Churintzio, Ecuandureo, Ixtlán, Jacona, Purépero, Tangamandapio, Tangancícuaro, Tlazazalca y Zamora. En este grupo, la mediana del VEA oscila entre 25.5 y 48.8 MXN2019/m³, con mayor intensidad en Chilchota, Purépero y Tangancícuaro.

En contraste, seis municipios —Contepec, Hidalgo, Irimbo, Maravatío, Senguio y Tuxpan— conforman clústeres bajo–bajo (LL), con

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

medianas negativas entre –18.9 y –36.9 MXN2019/m³. La asociación es más marcada en Irimbo, Hidalgo y Tuxpan.

En suma, los resultados confirman la existencia de agrupamientos espaciales significativos de municipios con valores altos y bajos de VEA. Esto permite delimitar zonas con comportamientos homogéneos en la rentabilidad agrícola durante el periodo analizado.

Se distinguen tres regiones productoras: 1) la región de Zamora, donde conviven municipios con VEA alto y municipios periféricos con valores bajos; 2) la región de Zitácuaro-Maravatío, caracterizada por VEA bajo, y 3) la región de Morelia-Pátzcuaro, con valores bajos y medios, aunque en este caso sin significancia estadística en el análisis LISA.

Trayectorias municipales

El comportamiento municipal del VEA entre 2003 y 2024 permite distinguir tres grupos según su permanencia en la producción de fresa (Figura 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

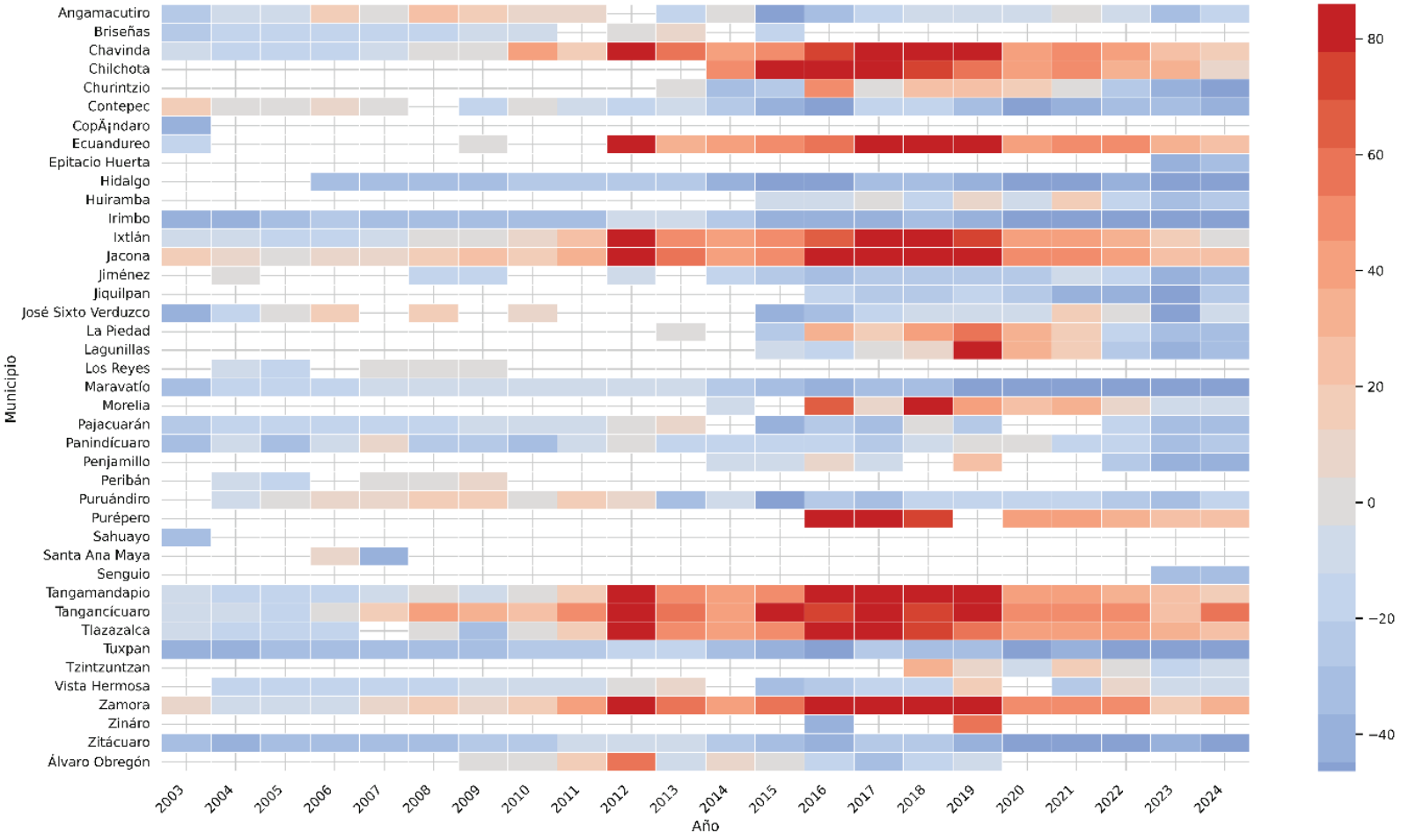


Figura 4. Tendencia temporal del VEA a nivel municipal. Fuente: elaboración propia con datos de SIAP (2024) y FIRA (2024).

El primer grupo corresponde a la larga permanencia (≥ 15 años). Reúne 22 municipios, entre ellos Zamora, Jacona, Tangancícuaro y Maravatío, que concentran cerca del 89 % de la superficie estatal a lo largo del periodo. Dentro de este grupo, las trayectorias son muy distintas. Zamora y Jacona alcanzan promedios altos (46.2 y 42.7 $/m³) y picos repetidos por encima de 100 $/m³ —117.5 en Jacona y 109.6 en Zamora—, sobre todo durante los años de auge de 2012 y 2016-2019. Tangancícuaro sigue un patrón similar, con un promedio de 46.1 $/m³ y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

máximos de hasta 137.5 $/m³. En el otro extremo, Maravatío y Zitácuaro registran promedios negativos en todo el horizonte (–29.3 y –32.6 $/m³), al igual que Tuxpan (–35.6 $/m³) e Irimbo (–38.6 $/m³).

El segundo grupo corresponde a la permanencia intermedia, con 11 municipios que se incorporaron entre 8 y 14 años, la mayoría después de 2009. Aquí las trayectorias son mixtas. Morelia, por ejemplo, alcanzó un máximo de 123.6 $/m³ en 2018, pero tras 2020 descendió a niveles cercanos a cero, e incluso negativos en 2022 y 2023. Lagunillas mantiene superficies de unas 250 ha por año, y Huiramba alrededor de 160 ha; en ambos casos, los promedios de VEA rondan valores nulos o negativos. En contraste, Chilchota exhibe un promedio alto con máximos de hasta 139.2 $/m³; mientras que La Piedad y Ecuandureo permanecen en rangos positivos, este último con picos cercanos a 100 $/m³.

El grupo de corta permanencia incluye 11 municipios con siete años o menos de presencia en la producción de fresa. Se trata de incorporaciones tardías o de registros puntuales con superficies reducidas. Entre ellos destaca Purépero, con valores persistentemente altos y picos por encima de 100 $/m³, a pesar de su escala limitada. Tzintzuntzan muestra valores modestos, alternando años positivos y negativos, mientras que Penjamillo tiende a mantener promedios negativos.

En términos de persistencia temporal, durante 2011-2019 mantuvieron VEA positivo de forma constante Zamora, Jacona, Tangancícuaro e Ixtlán, junto con Chilchota, Chavinda, Ecuandureo, Tangamandapio, Tlazazalca y Purépero. Zamora y Tangancícuaro, en particular, acumularon las mayores superficies del grupo en ese periodo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En contraste, municipios como Panindícuaro, Maravatío, Tuxpan, Hidalgo, Zitácuaro, Irimbo, Contepec, Jiménez, Jiquilpan y José Sixto Verduzco no registraron un solo año con VEA positivo en ese mismo lapso.

En suma, los municipios vecinos con VEA elevado tienden a mantenerse en esos rangos a lo largo del tiempo, mostrando persistencia espacial y temporal en la rentabilidad hídrica.

Análisis de sensibilidad del VEA: requerimientos Hídricos *vs*. costos de producción

El ejercicio de sensibilidad se centró en dos componentes clave. Por un lado, se modificó el requerimiento hídrico por hectárea, tomando como base 7 300 m³/ha y aplicando multiplicadores de 0.70, 0.90, 1.00, 1.10 y 1.30. Por el otro, se alteró el costo por hectárea en los mismos porcentajes, manteniendo constantes los demás elementos.

Al variar el requerimiento hídrico se observa una relación inversa con el VEA (Tabla 4). Con un 30 % menos de agua, el promedio sube a 30.34 $/m³ y la mediana a 25.38 $/m³, con un rango de –16.79 a 95.86 $/m³ y 16 de 22 años en positivo. Con una reducción más moderada de 10 %, el promedio alcanza 23.59 $/m³ y la mediana 19.74 $/m³, con un rango de –13.06 a 74.56 $/m³ y el mismo número de años positivos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 4. Resumen de métricas del análisis de sensibilidad.

Escenario RH / costo	VEA promedio ($/m³)	VEA mediana ($/m³)	VEA mínimo ($/m³)	VEA máximo ($/m³)	Años con VEA positivo (de 22)
RH −30% (0.70)	30.34	25.38	−16.79	95.86	16
RH −10% (0.90)	23.59	19.74	−13.06	74.56	16
Base (RH) (1.00)	21.23	17.77	−11.76	67.10	16
RH +10% (1.10)	19.30	16.15	−10.69	61.00	16
RH +30% (1.30)	16.33	13.67	−9.04	51.62	16
Costo −30% (0.70)	38.51	35.74	2.33	88.09	22
Costo −10% (0.90)	26.99	24.65	−7.06	74.10	18
Base (Costo) (1.00)	21.23	17.77	−11.76	67.10	16
Costo +10% (1.10)	15.48	9.76	−20.23	60.10	15
Costo +30% (1.30)	3.96	−2.46	−41.17	47.77	9

Fuente: elaboración propia con datos de SIAP (2024) y FIRA (2024).

En el escenario base, los valores son 21.23 y 17.77 $/m³, con extremos de −11.76 a 67.10 $/m³ y 16 años positivos. Al aumentar el requerimiento en 10 %, el promedio y la mediana bajan a 19.30 y 16.15 $/m³, con un rango de −10.69 a 61.00 $/m³. Con un 30 % adicional, los resultados caen a 16.33 y 13.67 $/m³, con extremos de −9.04 a 51.62 $/m³.

En todos los escenarios, el número de años con VEA positivo se mantiene constante en 16 de 22.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cuando la sensibilidad se aplica a los costos de producción, el efecto es mayor. Una reducción del 30 % eleva el promedio a 38.51 $/m³ y la mediana a 35.74 $/m³; elimina los valores negativos, y coloca el máximo en 88.09 $/m³, con 22 de 22 años positivos. Con una disminución del 10 %, el promedio llega a 26.99 $/m³ y la mediana a 24.65 $/m³; los valores extremos van de –7.06 a 74.10 $/m³, y los años positivos suman 18.

En el escenario base, los indicadores son 21.23 y 17.77 $/m³, con 16 años positivos. Al aumentar los costos en 10 %, el promedio baja a 15.48 $/m³ y la mediana a 9.76 $/m³, con un rango de –20.23 a 60.10 $/m³ y 15 años positivos. Con un incremento del 30 %, el promedio cae a 3.96 $/m³ y la mediana a –2.46 $/m³; los extremos van de –41.17 a 47.77 $/m³ y solo nueve años resultan positivos.

En conjunto, el VEA responde de manera monótona a los cambios en requerimientos hídricos, sin modificar la frecuencia de años positivos. En cambio, las variaciones en costos afectan tanto la magnitud del indicador como la proporción de años rentables. La comparación directa muestra que la sensibilidad a costos es más pronunciada que la sensibilidad al agua aplicada por hectárea dentro de los rangos analizados.

En términos generales, los valores del VEA sugieren diferencias regionales ligadas con la adopción tecnológica y con los mercados en los que se inserta la producción, ya sea nacional o internacional.

Discusión

Los resultados confirman que el VEA en la producción de fresa en Michoacán mostró un comportamiento cíclico entre 2003 y 2024, con variaciones significativas entre regiones. Este hallazgo coincide con la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

literatura internacional, que señala a los cultivos de alto valor como particularmente sensibles en la formación de precios sombra del agua debido a su rentabilidad diferencial frente a otros usos agrícolas (Young, 2014). En México, estudios empíricos reportan que el VEA puede superar hasta cuatro veces las tarifas pagadas por los agricultores, lo cual refleja la subvaloración del recurso hídrico en los esquemas actuales de tarificación (Rodríguez-Flores *et al*., 2019).

En el caso de Michoacán, la importancia de la fresa dentro de las exportaciones agroalimentarias ha incrementado la presión por asegurar volúmenes confiables de agua, aun en un contexto de escasez y competencia entre sectores (Zlolniski, 2011). La orientación exportadora ha impulsado una intensificación productiva que eleva el retorno marginal del agua en sistemas tecnificados.

Ahora bien, el análisis de sensibilidad muestra que las variaciones en el volumen de agua por hectárea afectan el VEA, pero las diferencias entre municipios no se explican principalmente por los requerimientos hídricos, sino por la estructura de costos. La evidencia sugiere que si la tecnología fuera homogénea, el VEA no sería tan dispar ni se observarían valores tan bajos en el agregado estatal. Esto indica la coexistencia de modelos tecnológicos diferenciados dentro del sistema productivo de fresa. Estudios empíricos respaldan esta hipótesis: incluso en contextos agroecológicos similares, las diferencias en tecnología generan valores marginales del agua sustancialmente distintos, lo que resalta el papel estructural de la innovación en la valoración del recurso (Medellín-Azuara *et al*., 2009; Medellín-Azuara *et al*., 2010).

Un ejemplo claro es la región de Zamora, donde municipios como Tangancícuaro y Jacona concentran más del 50 % de la producción estatal. Allí predomina una agricultura tecnificada con macrotúneles,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sistemas de goteo e invernaderos, que alcanzan rendimientos superiores a 50 t/ha. En contraste, regiones como Morelia, Maravatío o Zitácuaro dependen todavía de esquemas de cielo abierto y riego rodado, menos eficientes, que reducen rendimientos e incrementan el consumo de agua por tonelada.

La heterogeneidad tecnológica explica gran parte de las diferencias en eficiencia hídrica, más que los factores climáticos (Beuchelt *et al*., 2015). Esto coincide con estudios internacionales que subrayan la centralidad de la innovación (Young, 2014) y con evidencia del norte de México que muestra cómo los sistemas más tecnificados alcanzan valores del agua más elevados por su mayor eficiencia (Medellín-Azuara *et al*., 2009).

Otro factor clave es la orientación de mercado. En 2024, el SIAP registró una producción nacional de 696 113 toneladas de fresa, con un valor en campo de 17 198 millones de pesos. De esa cifra, 37.95 % del valor (6 526 millones) se reportó como "para exportación", aunque correspondió solo al 26.9 % del volumen físico (187 mil toneladas). Por su parte, el Banco de México (Banxico, 2025) contabilizó exportaciones de fresa fresca por USD 784 millones (≈13 830 millones de pesos), y el USDA (2025) informó importaciones de EUA desde México por 259 542 toneladas, con un valor de USD 1 170 millones (≈20 675 millones de pesos).

Estos datos sugieren que aunque solo un cuarto del volumen nacional se clasifica en origen como exportación, el flujo real hacia EUA es mayor y su valor internacional mucho más alto. Lejos de una inconsistencia, las diferencias responden a la metodología de cada fuente: el SIAP registra producción "para exportación" en campo; el Banxico

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

reporta el valor en frontera, y el USDA las importaciones efectivas en aduana.

La orientación exportadora implica mayores costos de producción asociados con la tecnificación y con los controles de inocuidad, pero también genera mayores retornos marginales del agua en sistemas intensivos. De hecho, estas inversiones han consolidado a México como uno de los principales exportadores mundiales de fresa (Arana-Coronado *et al*., 2019). En contraste, la producción para el mercado interno, con regulaciones menos estrictas, requiere menores inversiones, pero depende de tecnologías menos eficientes y presiona más a los acuíferos (Hartman *et al*., 2022).

El VEA estimado refleja una lógica de costos privados en un contexto de subsidios. Esto implica dos consecuencias importantes. Primero, un VEA positivo no garantiza rentabilidad social. Si se internalizaran los costos externos, tales como la sobreexplotación de acuíferos, contaminación por agroquímicos, pérdida de biodiversidad y degradación de suelos, el valor real del agua sería sistemáticamente inferior al estimado, y algunos municipios con VEA positivo moderado podrían mostrar un VEA social negativo. Segundo, los municipios con VEA ya negativo exhibirían pérdidas sociales aún mayores al incorporar estas externalidades. Dicho argumento refuerza la crítica al esquema actual de derechos de agua para uso agrícola, que no incorpora el costo de la sobreexplotación de acuíferos ni las externalidades de la contaminación difusa. En México, la tarifa eléctrica 9CU abarata el bombeo de agua subterránea y reduce artificialmente los costos de producción (Aboites, 2021; Conagua, 2022; OECD, 2021). Diversos estudios han mostrado que este subsidio, concebido como apoyo al campo, ha incentivado el excesivo desperdicio de agua y el uso de tecnologías ineficientes (Olavarrieta-

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Carmona *et al*., 2010). En tal sentido, la Ley de Energía para el Campo ha sido criticada por distorsionar los incentivos, al fomentar la sobreexplotación y captura de rentas sin mejorar la productividad (Andere, 2016).

Algo similar ocurre en otros países, donde los subsidios han reducido la eficacia de los precios sombra como herramienta de asignación eficiente (Johansson *et al*., 2002; OECD, 2021). En este contexto, los precios sombra no expresan la escasez real del agua desde una perspectiva social o ambiental, sino la rentabilidad privada de su uso en sistemas agrícolas muy heterogéneos.

En Michoacán, los valores del VEA reflejan sobre todo la lógica de los productores frente a sus costos y márgenes de ganancia, más que la disponibilidad relativa del recurso en la cuenca. Un VEA alto no significa de forma necesaria que el agua sea más escasa en términos sociales, sino que ciertos sistemas —altamente tecnificados, orientados al mercado de exportación y apoyados por subsidios— logran convertir cada metro cúbico en mayores beneficios económicos.

En cambio, municipios con tecnologías rezagadas o con mercados menos dinámicos muestran valores bajos o incluso negativos, aunque la presión sobre el recurso pueda ser igual o mayor. Así, el VEA, lejos de ser un indicador neutral de eficiencia, debe leerse como el resultado de la interacción entre incentivos económicos, estructuras de costos y políticas de subsidio que distorsionan el vínculo entre productividad privada y escasez social del agua.

La interacción entre tecnología, mercado y subsidios dibuja un panorama complejo. Los resultados no se explican solo por factores climáticos ni por los requerimientos hídricos, sino por estructuras de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

costos condicionadas por el acceso a tecnologías, la orientación exportadora o nacional de la producción, y los marcos institucionales de subsidios. Esto explica por qué la región de Zamora mantiene consistentemente altos valores del VEA; mientras que otras regiones con potencial productivo, pero rezagos tecnológicos, muestran valores bajos o irregulares.

Este escenario plantea un dilema ambiental. La producción tecnificada de exportación logra mayor eficiencia hídrica por tonelada, pero a costa de un consumo energético elevado. En cambio, la producción nacional con tecnologías simples usa menos energía, pero requiere más agua y genera mayores impactos ambientales.

En conclusión, los hallazgos subrayan la necesidad de avanzar hacia una valoración más integral del agua en cultivos de alto valor y alta demanda hídrica. Esto implica incorporar la diferenciación tecnológica (cielo abierto, macrotúneles, invernaderos) y la orientación de mercado, así como incluir los costos sociales del agua y de la energía.

Conclusiones

Este estudio confirma la pertinencia del método del valor residual (MVR) para estimar el VEA en la producción de fresa en Michoacán. Los resultados muestran que aunque a nivel estatal el VEA presenta un comportamiento cíclico entre 2003 y 2024, existe una fuerte variabilidad interanual y espacial que refleja la diversidad tecnológica y productiva de los municipios.

A diferencia de estudios transversales, este trabajo adopta un enfoque longitudinal que permite observar la evolución del VEA a lo largo del tiempo. Esto resulta crucial, pues evidencia que la rentabilidad del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agua no ha permanecido constante, sino que ha respondido a procesos de modernización agrícola y a cambios en los mercados de destino. En municipios con mayor adopción de tecnologías, como macrotúneles e invernaderos, el aumento de la productividad se traduce en VEA más altos, mientras que en zonas con riego tradicional y orientación a mercados locales se registran valores bajos o incluso negativos.

El enfoque metodológico, al basarse en datos de costos de producción estandarizados en sistemas tecnificados, permite identificar brechas productivas y tecnológicas. En el plano teórico contribuye a consolidar el VEA como un indicador de eficiencia relativa en cultivos de alto valor. En términos de política pública abre el debate sobre la necesidad de rediseñar subsidios y promover tecnologías más eficientes en el uso del agua. Los VEA negativos no deben interpretarse como pérdidas absolutas, sino como señal de esquemas menos eficientes que, aunque viables en mercados locales con menores exigencias de calidad, implican un uso menos rentable del recurso. Debe reconocerse, además, que el VEA aquí calculado es un precio sombra privado. Al no incluir los costos sociales y ambientales del uso del agua, los resultados representan un límite superior del valor real del recurso. Incorporar estas externalidades reduciría el VEA en todos los municipios y en algunos casos convertiría en negativo lo que aquí aparece como positivo. Así, el VEA aquí calculado funciona no solo como medida de rentabilidad marginal, sino también como un indicador de rezagos tecnológicos y de la necesidad de políticas diferenciadas.

En términos de política pública, los hallazgos apuntan a cuatro recomendaciones priorizadas. Primera, revisar gradualmente la tarifa eléctrica 9CU para reducir el subsidio implícito al bombeo de agua subterránea, comenzando por las unidades productivas con mayor

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

rentabilidad, donde el VEA alto confirma capacidad para absorber costos reales. Segunda, establecer cuotas volumétricas diferenciadas por municipio vinculadas con el balance hídrico local, de modo que las tarifas por derechos de agua reflejen la escasez relativa del recurso en cada acuífero. Tercera, canalizar los ahorros fiscales derivados de la reducción de subsidios hacia programas de tecnificación en municipios con VEA bajo o negativo, priorizando la conversión de riego rodado a goteo. Cuarta, fortalecer el registro y monitoreo del volumen real extraído en pozos agrícolas, condición indispensable para que cualquier esquema tarifario funcione como señal de precio efectiva.

En este sentido, los hallazgos subrayan la importancia de adoptar tecnologías adecuadas y de implementar medidas que mejoren la eficiencia en el uso del agua. No se trata solo de garantizar la sostenibilidad del recurso, sino también de incrementar la competitividad agrícola. Al mismo tiempo, el reconocimiento de que los subsidios al agua y a la energía distorsionan los costos reales obliga a interpretar el VEA como una señal económica parcial, más vinculada con la lógica privada que con el valor social del recurso.

No obstante, debe reconocerse que la dependencia de costos interpolados en 10 de los 22 años analizados introduce incertidumbre en las estimaciones, lo que obliga a interpretar los resultados como aproximaciones de orden de magnitud y no como estimaciones precisas para cada año.

Por último, este estudio sienta las bases para futuras investigaciones que incorporen explícitamente las diferencias tecnológicas, los costos ambientales y sociales del agua y la orientación de los mercados. Una aproximación integral permitirá consolidar el VEA como una herramienta útil tanto para el análisis académico como para la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

formulación de políticas públicas orientadas al manejo sostenible del agua en la agricultura de alto valor.

Agradecimientos

Agradecimiento al Programa de Becas Posdoctorales de la UNAM por financiar la estancia de investigación, así como al proyecto PAPIIT IN223824 "Deterioro socioambiental del agua y el suelo por la expansión de la agricultura de exportación en Michoacán" coordinado por la Dra. Mayra Elena Gavito Pardo.

Financiamiento

Esta investigación contó con financiamiento del Programa de Becas Posdoctorales de la UNAM para la estancia de investigación y del proyecto PAPIIT IN223824 "Deterioro socioambiental del agua y el suelo por la expansión de la agricultura de exportación en Michoacán".

Declaración de conflictos de interés

Las personas autoras declaran que no existe conflicto de interés relacionado con este artículo.

Declaración de uso de IA

Se utilizó *Claude*, herramienta de asistencia de inteligencia artificial (IA), como apoyo editorial para la revisión de las normas editoriales, asegurando que el artículo se ajustara a dichos lineamientos. Asimismo, se empleó para hacer ajustes gramaticales del documento. El primer autor verificó los resultados generados por la IA y su integración final al artículo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Referencias

Aboites, L. (2021). *El agua de la nación: una historia política de México (1888-1946)*. Fondo de Cultura Económica.

Andere, J. L. (2016). Ley de energía para el campo: análisis de incentivos y propuestas de reforma. *Revista de Economía*, *33*(86), 45-85. https://doi.org/10.33937/reveco.2016.61

Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical Analysis*, *27*(2), 93-115. https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x

Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2006). GeoDa: An introduction to spatial data analysis. *Geographical Analysis*, *38*(1), 5-22. https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x

Arana-Coronado, J. J., Trejo-Pech, C. O., Aguilar-Candelas, O. J., Martínez-Damián, M. Á., & Mondragón-Hernández, R. (2019). Crecimiento potencial de las exportaciones de fresa (Fragaria) mexicana. *Agrociencia*, *53*(3), 417-431. https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/1793

Banxico, Banco de México. (2025). Balanza de productos agropecuarios, Ene 1993–Jun 2025 (CE122) [conjunto de datos]. Sistema de Información Económica. https://www.banxico.org.mx/SieInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?accion=consultarCuadro&idCuadro=CE122&locale=es

Bate, R. N., & Dubourg, W. R. (1997). A net-back analysis of irrigation water demand in East Anglia. *Journal of Environmental Management*, 49(3), 311-322. https://doi.org/10.1006/jema.1996.9986

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Berbel, J., Calatrava, J., & Garrido, A. (2007). Water pricing and irrigation: A review of the European experience. En: Molle, F., & Berkoff, J. (eds.). *Irrigation water pricing: The gap between theory and practice* (pp. 295-327). CAB International. https://doi.org/10.1079/9781845932923.0295

Beuchelt, T. D., Camacho-Villa, C. T., Göhring, L., Hernández-Rodríguez, V. M., Hellin, J., Sonder, K., & Erenstein, O. (2015). Social and income trade-offs of conservation agriculture practices on crop residue use in Mexico's central highlands. *Agricultural Systems*, 134, 61-75. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.09.003

Buttinelli, R., Cortignani, R., & Caracciolo, F. (2024). Irrigation water economic value and productivity: An econometric estimation for maize grain production in Italy. *Agricultural Water Management*, 295, 108757. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.108757

Caballer-Mellado, V., & Guadalajara-Olmeda, N. (1998). *Valoración económica del agua de riego*. Mundi-Prensa.

Calatrava, J., & Martínez-Granados, D. (2012). El valor del uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 12(1), 5-32. https://doi.org/10.7201/earn.2012.01.01

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Estadísticas del agua en México 2022*. https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/Descargas/pdf/EAM2023_f.pdf

Conradie, B. I., & Hoag, D. L. (2004). A review of mathematical programming models of irrigation water values. *Water SA*, *30*(3), 287-292. https://doi.org/10.4314/wsa.v30i3.5076

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Dağdelen, N., Yılmaz, E., Sezgin, F., & Gürbüz, T. (2006). Water-yield relation and water use efficiency of cotton (Gossypium hirsutum L.) and second crop corn (Zea mays L.) in western Turkey. *Agricultural Water Management*, *82*(1-2), 63-85. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.05.006

Escobar-Jaramillo, L. A., & Gómez-Olaya, Á. P. (2007). El valor económico del agua para riego: un estudio de valoración contingente. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (6), 16-32. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=231120826002

FAO, Food and Agriculture Organization. (2025). FAOSTAT: cultivos y productos de ganadería [conjunto de datos]. https://www.fao.org/faostat/es/#data/QC

Fernández, M. D., González, A. M., Carreño, J., Pérez, C., & Bonachela, S. (2007). Analysis of on-farm irrigation performance in Mediterranean greenhouses. *Agricultural Water Management*, *89*(3), 251-260. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.02.001

FIRA, Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura. (2024). Agrocostos interactivo: costos de producción agrícola [conjunto de datos]. https://www.fira.gob.mx/agrocostosApp/AgroApp.jsp

Florencio-Cruz, V., Valdivia-Alcalá, R., & Scott, C. A. (2002). Productividad del agua en el Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma. *Agrociencia*, *36*(4), 483-493. https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/201

Flores-Lázaro, N., Saldivar-Valdez, A., Hernández-Madrigal, V. M., & Pérez-Veyna, O. (2017). Valoración del agua de riego agrícola en el valle de Zamora, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *8*(4), 811-823. https://doi.org/10.29312/remexca.v8i4.9

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Galafton, C., Maga, D., Sonnemann, G., & Thonemann, N. (2023). Life cycle assessment of different strawberry production methods in Germany with a particular focus on plastic emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *28*, 611-625. https://doi.org/10.1007/s11367-023-02167-9

Gallardo, M., Fernández, M. D., Thompson, R. B., & Magán, J. J. (2007). Productividad del agua en cultivos bajo invernadero en la costa mediterránea. *Vida Rural*, (259), 48-51. https://publicacionescajamar.es/series-tematicas/centros-experimentales-las-palmerillas/productividad-del-agua-en-cultivos-bajo-invernadero-en-la-costa-mediterranea/

García-Morillo, J. (2015). *Hacia el riego de precisión en el cultivo de fresa en el entorno de Doñana* [tesis doctoral]. Universidad de Córdoba.

Godínez-Montoya, L., García-Salazar, J. A., Fortis-Hernández, M., Mora-Flores, J. S., Martínez-Damián, M. A., Valdivia-Alcalá, R., & Hernández-Martínez, J. (2007). Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 51-59. https://www.redalyc.org/pdf/573/57311513007.pdf

Gómez-Santiz, F., & Guerrero-Rojas-García, H. (2014). El análisis institucional en el campo de la gestión de los recursos naturales: bienes comunes e instituciones. *Economía y Sociedad*, *18*(30), 67-86. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5821817

Hartman, S., Hoogesteger, J., Doelman, J., & Vos, J. (2022). Mapping the expansion of berry greenhouses onto Michoacan's ejido lands, Mexico. *Environmental Research Letters*, *17*(11), 115004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac9ac8

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hodgdon, E. A., Conner, D. S., McDermott, L. G., Pritts, M. P., Handley, D. T., Orde, K. M., & Sideman, R. G. (2024). A current view on strawberry production practices and trends in the Northeastern United States and Canada. *HortTechnology*, *34*(5), 574-584. https://doi.org/10.21273/HORTTECH05457-24

Iglesias-Pacheco, K. (2016). *Fresa (Fragaria) hidropónica como alternativa rentable para productores de Texcoco, Estado de México* [tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. COLPOS DIGITAL. http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/handle/10521/4019

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2025). Índice Nacional de Precios al Productor (INPP): sector agrícola [conjunto de datos]. https://www.inegi.org.mx/temas/inpp/

Jo, W. J., Kim, D. S., Sim, H. S., Ahn, S. R., Lee, H. J., Moon, Y. H., & Kim, S. K. (2021). Estimation of evapotranspiration and water requirements of strawberry plants in greenhouses using environmental data. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, 684808. https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.684808

Johansson, R. C., Tsur, Y., Roe, T. L., Doukkali, R., & Dinar, A. (2002). Pricing irrigation water: A review of theory and practice. *Water Policy*, *4*(2), 173-199. https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00026-0

Krutilla, J. V. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review*, *57*(4), 777-786. https://nmwrri.nmsu.edu/footer_pages/nm-wrri-library-database-files/wrri-library-pdfs/wrrilibrary5/005238.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kulikov, I. M., Aytzhanova, S. D., Andronova, N. V., Borisova, A. A., & Tumaeva, T. A. (2020). Модель промышленного сорта земляники садовой для условий средней полосы России (A model of a commercial strawberry variety for the conditions of central Russia). *Sadovodstvo i Vinogradarstvo*, (3), 5-10. https://doi.org/10.31676/0235-2591-2020-3-5-10

Labra-Concha, C. A. (2022). *Expansión del monocultivo de fresa y sus impactos socioambientales en el corredor agrícola "Morelia-Pátzcuaro" en el estado de Michoacán, México* [tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio de la Dirección General de Bibliotecas y Servicios Digitales de Información. https://hdl.handle.net/20.500.14330/TES01000825744

Liverman, D. M., & Vilas, S. (2006). Neoliberalism and the environment in Latin America. *Annual Review of Environment and Resources*, *31*, 327-363. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.102403.140729

López, T., Cid, G., González, F., Herrera, J., & Chaterlán, Y. (2011). Modelación de la eficiencia del uso del agua en maíz y frijol en diferentes condiciones de suelos y disponibilidad hídrica. *Revista Ingeniería Agrícola*, *1*(2), 41-47. https://www.redalyc.org/pdf/5862/586262033004.pdf

Medellín-Azuara, J., Howitt, R. E., Waller-Barrera, C., Mendoza-Espinosa, L. G., Lund, J. R., & Taylor, J. E. (2009). A calibrated agricultural water demand model for three regions in northern Baja California. *Agrociencia*, *43*(2), 83-96. https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/699

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Medellín-Azuara, J., Harou, J. J., & Howitt, R. E. (2010). Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation. *Science of the Total Environment*, *408*(23), 5639–5648. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.013

Mesa-Jurado, M. A., Berbel, J., Orgaz, F., & Fernández, M. D. (2010). Estimation marginal value of water for irrigated olive grove with the production function method. *Spanish Journal of Agricultural Research*, *8*(2), 197-206. https://doi.org/10.5424/sjar/201008S2-1362

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2021). *Agricultural policy monitoring and evaluation 2021: Addressing the challenges of sustainable productivity growth*. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/2d810e01-en

Olavarrieta-Carmona, M. V., Watts-Thorp, C. J., & Saiz-Hernández, J. A. (2010). Beneficios de la cuota energética. Estudio de caso de la Costa de Hermosillo, Sonora, México, 2006-2007. *Región y Sociedad*, *22*(47), 145-164. https://doi.org/10.22198/rys.2010.47.a449

Ostrom, E. (2003). How types of goods and property rights jointly affect collective action. *Journal of Theoretical Politics*, *15*(3), 239-270. https://doi.org/10.1177/0951692803015003002

Pagliettini, L., Domínguez, J., & Villegas-Peña, A. (2021). Componentes del valor del agua a considerar en la determinación de las tarifas de riego en la zona citrícola de Villa del Rosario, provincia de Entre Ríos, Argentina. *Agroalimentaria*, *27*(53), 33-46. https://doi.org/10.53766/Agroalim/2021.27.53.03

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Peniche-Camps, S. (2010). *Agua y economía fresera en la cuenca del río Duero. La transformación del modelo hidroagrícola mexicano* [tesis doctoral, El Colegio de Michoacán]. Repositorio COLMICH. https://colmich.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1016/1419

Ramírez-Barraza, B. A., González-Estrada, A., Valdivia-Alcalá, R., Salas-González, J. M., & García-Salazar, J. A. (2019). Tarifas eficientes para el agua de uso agrícola en la Comarca Lagunera. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *10*(3), 539-550. https://doi.org/10.29312/remexca.v10i3.1295

Ramírez-Gómez, H. (2011). *Sistemas de producción de fresa de altas densidades* [tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. COLPOS DIGITAL. http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/handle/10521/506

Reyes-Martínez, A., & Castro-Ramírez, J. C. (2023). Manejo del agua y conservación de obras de riego en el D.R. 011, Guanajuato. *Entreciencias: Diálogos en la Sociedad del Conocimiento*, *11*(25). https://doi.org/10.22201/enesl.20078064e.2023.25.84872

Riera, P., Kristrom, B., & Brannlund, R. (2005). *Manual de economía ambiental y de los recursos naturales*. Ediciones Paraninfo.

Ríos-Flores, J. L., Torres-Moreno, M., Torres-Moreno, M. A., & Cantú-Brito, J. E. (2017). Eficiencia y productividad del cultivo de frijol en un sistema de riego por bombeo en Zacatecas, México. *Ciencia ergo-sum*, *24*(2), 152-163. https://doi.org/10.30878/ces.v24n2a7

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rodríguez-Flores, J. M., Medellín-Azuara, J., Valdivia-Alcalá, R., Arana-Coronado, O. A., & García-Sánchez, R. C. (2019). Insights from a calibrated optimization model for irrigated agriculture under drought in an irrigation district on the Central Mexican High Plains. *Water*, *11*(4), 858. https://doi.org/10.3390/w11040858

Sánchez-Peña, L. (2012). Alcances y límites de los métodos de análisis espacial para el estudio de la pobreza urbana. *Papeles de Población*, *18*(72), 147-180. https://rppoblacion.uaemex.mx/article/view/8434

SIAP, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2024). Cierre de la producción agrícola (2003–2024) [conjunto de datos]. https://nube.agricultura.gob.mx/cierre_agricola/

Solís, L. (2005). La escasez, el costo y el precio del agua en México. *Economía UNAM*, *2*(6), 24-42. https://repositorio.unam.mx/contenidos/30178

Soto-Franco, L., Barrios-Díaz, J. M., Morales-Fernández, S. D., & Barrios-Díaz, B. (2021, junio). *Productividad del agua en dos sistemas de producción para el cultivo de fresa* [presentación de escrito]. Sexto Congreso Nacional de Riego, Drenaje y Biosistemas (COMEII-2021), Hermosillo, Sonora, México.

Speelman, S., Farolfi, S., Perret, S., D'Haese, L., & D'haese, M. (2008). Irrigation water value at small-scale schemes: Evidence from the North West Province, South Africa. *International Journal of Water Resources Development*, *24*(4), 621-633. https://doi.org/10.1080/07900620802224536

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tiwari, D. N. (2000). Sustainability criteria and cost-benefit analysis: An analytical framework for environmental–economic decision making at the project level. *Environment and Development Economics*, *5*(3), 259-288. https://doi.org/10.1017/S1355770X00000176

Trout, T. J., & Gartung, J. (2004). Irrigation water requirements of strawberries. *Acta Horticulturae*, (664), 665-671. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.664.84

Trujillo-Murillo, J., & Perales-Salvador, A. (2022). Precio sombra y costo real del agua para riego en Acámbaro, Guanajuato. *Tecnología y ciencias del agua*, *13*(5), 326-349. https://doi.org/10.24850/j-tyca-13-05-09

Upadhyaya, A., Jeet, P., Singh, A., Kumari, A., & Sundaram, P. (2022). Efficacy of influencing factors in the decision-making of irrigation water pricing: A review. *Water Policy*, *24*(6), 963-979. https://doi.org/10.2166/wp.2022.004

USDA, United States Department of Agriculture. (2025). Fruit and tree nuts data: Trade and prices by category and commodity [conjunto de datos]. https://www.ers.usda.gov/data-products/fruit-and-tree-nuts-data/

Valdés-de-Hoyos, E. I. P., & Uribe-Arzate, E. (2016). El derecho humano al agua: una cuestión de interpretación o de reconocimiento. Cuestiones Constitucionales. *Revista Mexicana de Derecho Constitucional*, *1*(34), 3-25. https://doi.org/10.1016/j.rmdc.2016.07.001

Wriedt, G., Van der Velde, M., Aloe, A., & Bouraoui, F. (2009). Estimating irrigation water requirements in Europe. *Journal of Hydrology*, *373*, 527-544. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.05.018

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Xiao, X., Fan, L., Li, X., Tan, M., Jiang, T., Zheng, L., & Jiang, F. (2019). Water-use efficiency of crops in the arid area of the middle reaches of the Heihe River: Taking Zhangye City as an example. *Water*, *11*(8), 1541. https://doi.org/10.3390/w11081541

Young, R. A. (2014). *Determining the economic value of water: Concepts and methods* (2nd ed.). Routledge. https://doi.org/10.4324/9780203784112

Zetina-Espinosa, A., Mora-Flores, J., Martínez-Damián, M., Cruz-Jiménez, J., & Téllez-Delgado, R. (2013). Valor económico del agua en el distrito de riego 044, Jilotepec, Estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, *10*(2), 139-156. https://doi.org/10.22231/asyd.v10i2.1132

Ziolkowska, J. (2015). Shadow price of water for irrigation—A case of the High Plains. *Agricultural Water Management*, *153*, 20-31. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.01.024

Zlolniski, C. (2011). Water flowing north of the border: Export agriculture and water politics in a rural community in Baja California. *Cultural Anthropology*, *26*(4), 565-588. https://doi.org/10.1111/j.1548-1360.2011.01112.x

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-06-10

Artículos

Evaluación hidroambiental integrada de una microcuenca andina mediante CWQI, ACP y SIG

Integrated hydroenvironmental assessment of an Andean microbasin using CWQI, PCA, and GIS

Edgar Uquillas-Romo[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0008-3262-6311

Andrés Beltrán-Dávalos[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6005-8915

Luis Patiño-Pomavilla[3], ORCID: https://orcid.org/0009-0006-0774-7029

[1]Escuela Superior Politécnica de Chimborazo-Grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas, Riobamba, Ecuador, edgar.uquillas@espoch.edu.ec

[2]Escuela Superior Politécnica de Chimborazo-Grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas, Riobamba, Ecuador, andres.beltran@espoch.edu.ec

[3]Escuela Superior Politécnica de Chimborazo-Grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas, Riobamba, Ecuador, luis.patinio@espoch.edu.ec

Autor para correspondencia: Edgar Uquillas, edgar.uquillas@espoch.edu.ec

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

Las cuencas andinas enfrentan crecientes presiones hidroambientales urbanas, agrícolas e industriales. La microcuenca del río Pachanlica (MCP) en Ecuador es un caso representativo regional, en la que se evaluó la calidad del agua superficial mediante el índice canadiense de calidad del agua (CWQI) para uso agrícola en 10 puntos de monitoreo (PM) durante los periodos hidrológicos de estiaje y lluvia. Se analizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, incluidos pH, conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl^-), NO_3^-, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), coliformes fecales (CF) y metales traza (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn), mediante análisis de componentes principales (ACP) y evaluación multicriterio en sistemas de información geográfica (SIG). En estiaje se registraron concentraciones elevadas de CF, CE y SDT por la baja capacidad de dilución del sistema fluvial. En época lluviosa, aunque los parámetros convencionales mejoraron, el Fe y Mn superaron los criterios de calidad (CCA) en la mayoría de los puntos, mientras que el Cr y Cd destacaron en la zona baja. La integración de metales en el CWQI redujo el índice a categorías marginales (61) y pobres (44), evidenciando el efecto de metales persistentes. El ACP identificó dos gradientes de variabilidad: un eje microbiológico-fisicoquímico asociado con descargas domésticas, y otro metálico relacionado con procesos geogénicos y presiones industriales (curtiembres y textiles). Los patrones espaciales confirman que la zona baja concentra la mayor vulnerabilidad. Estos resultados fundamentan la gestión integrada del recurso hídrico (GIRH) en cuencas andinas bajo presiones múltiples.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: calidad del agua, contaminación del agua, gestión de los recursos hídricos, sistema de información geográfica, SIG, análisis multivariado, cuenca, Ecuador.

Abstract

Andean watersheds face increasing urban, agricultural, and industrial hydroenvironmental pressures. The Pachanlica River microwatershed (PRM) in Ecuador is a representative regional case study, in which surface water quality was assessed using the Canadian Water Quality Index (CWQI) for agricultural use at ten monitoring points (MP) during the low-flow and rainy seasons. Physicochemical and microbiological parameters were analyzed, including pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), chlorides (Cl^-), NO_3^-, biochemical oxygen demand (BOD_5), fecal coliforms (FC), and trace metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) were analyzed using principal component analysis (PCA) and multi-criteria evaluation in geographic information systems (GIS). During low water flow, high concentrations of FC, EC, and TDS were recorded due to the low dilution capacity of the river system. During the rainy season, although conventional parameters improved, Fe and Mn exceeded quality criteria (QCC) at most points, while Cr and Cd stood out in the lower zone. The integration of metals into the CWQI reduced the index to marginal (61) and poor (44) categories, highlighting the effect of persistent metals. PCA identified two gradients of variability: A microbiological-physicochemical axis associated with domestic discharges and a metallic axis related to geogenic processes and industrial pressures (tanneries and textiles). Spatial patterns confirm that the lower zone is the most vulnerable. These results support integrated water resource management (IWRM) in Andean basins under multiple pressures.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keywords: water quality, water pollution, water resources management, geographical information systems, GIS, multivariate analysis, basins, Ecuador.

Recibido: 16/12/2025

Aceptado: 19/03/2026

Publicado *ahead of print*: 13/04/2026

Versión final: 01/11/2026

Introducción

El agua es un recurso esencial para el bienestar humano y el funcionamiento de los ecosistemas, con su origen asociado con ríos, lagos, glaciares, acuíferos y precipitación (Tyagi *et al*., 2020). Además de su importancia para el consumo, sustenta actividades productivas, como agricultura, ganadería e industria. En países en desarrollo, su calidad se ve comprometida por descargas urbanas, industriales y agrícolas que superan la capacidad de autodepuración de los ríos, especialmente en tramos medios y bajos, lo cual genera riesgos sanitarios (Farzadkia *et al*., 2015; Guzmán-Colis *et al*., 2011).

Tradicionalmente, los monitoreos de calidad del agua se comunicaron mediante reportes técnicos dirigidos sobre todo a especialistas, lo que dificultó su apropiación social debido a la complejidad técnica y la fragmentación de los datos (Swain, 2024). En respuesta a esta necesidad de simplificación, surgieron índices integrados que transforman información fisicoquímica y microbiológica en métricas sintéticas capaces de comunicar el estado ecológico del agua de manera clara y comparable (Devetac *et al*., 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cada cuerpo hídrico requiere niveles de protección diferenciados según su carga contaminante y características ecológicas. La identificación de fuentes puntuales y difusas constituye un paso crítico para el cálculo de índices integrados (Swain, 2024). *El Water Quality Index* (WQI) original fue pionero en sintetizar múltiples parámetros en un valor adimensional, pero su rigidez metodológica limitó su aplicación en ecosistemas heterogéneos (Lumb *et al*., 2011). A diferencia del índice clásico de Brown, la propuesta del Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) integra el alcance, frecuencia y amplitud de los incumplimientos normativos, otorgándole mayor sensibilidad (Panagopoulos *et al*., 2022).

Si bien diversos estudios en cuencas andinas han aplicado índices de calidad del agua y análisis multivariado con sistemas de información geográfica (SIG) de manera independiente, son escasas las investigaciones que integran de forma simultánea el índice de calidad del agua canadiense (CWQI, por sus siglas en inglés), el análisis de componentes principales (ACP) y el SIG con una salida operativa priorizando los tramos críticos para la gestión (Farzadkia *et al*., 2015).

En este contexto, la microcuenca del río Pachanlica (MCP), en la provincia de Tungurahua, Ecuador, constituye un sistema estratégico para el abastecimiento agrícola y la actividad económica. No obstante, la intensificación agrícola, el crecimiento urbano y la presencia industrial han provocado una degradación progresiva de la calidad del agua, comprometiendo su uso para consumo humano y riego, y poniendo en riesgo la seguridad hídrica local por la presencia de metales traza, como Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn. Esta situación es representativa de muchos sistemas andinos, donde la presión humana supera la capacidad natural de resiliencia (Drenkhan & Castro-Salvador, 2023).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua en la MCP mediante el índice CWQI a partir de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos medidos en dos épocas hidrológicas contrastantes. El CWQI se integró con ACP y modelación espacial en SIG para identificar parámetros dominantes, relacionar los sitios de monitoreo con sus fuentes potenciales de aporte y priorizar sectores críticos de la MCP. Dicho enfoque aporta evidencia para la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) y contribuye al ODS 6 sobre agua limpia y saneamiento.

Materiales y métodos

Área de estudio

La MCP ubicada en la región andina de la provincia de Tungurahua, Ecuador, nace en las estribaciones de los volcanes Carihuairazo, Chimborazo y nudo Igualata. El cauce principal inicia en las coordenadas 1° 14' 8" S y 78° 32' 57" W y desemboca en el río Ambato en 1° 27' 1" S y 78° 44' 52" W, recorriendo 43.29 km (Figura 1). Su red de drenaje integra los ríos Mocha y Quero antes de adoptar el nombre de Pachanlica.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

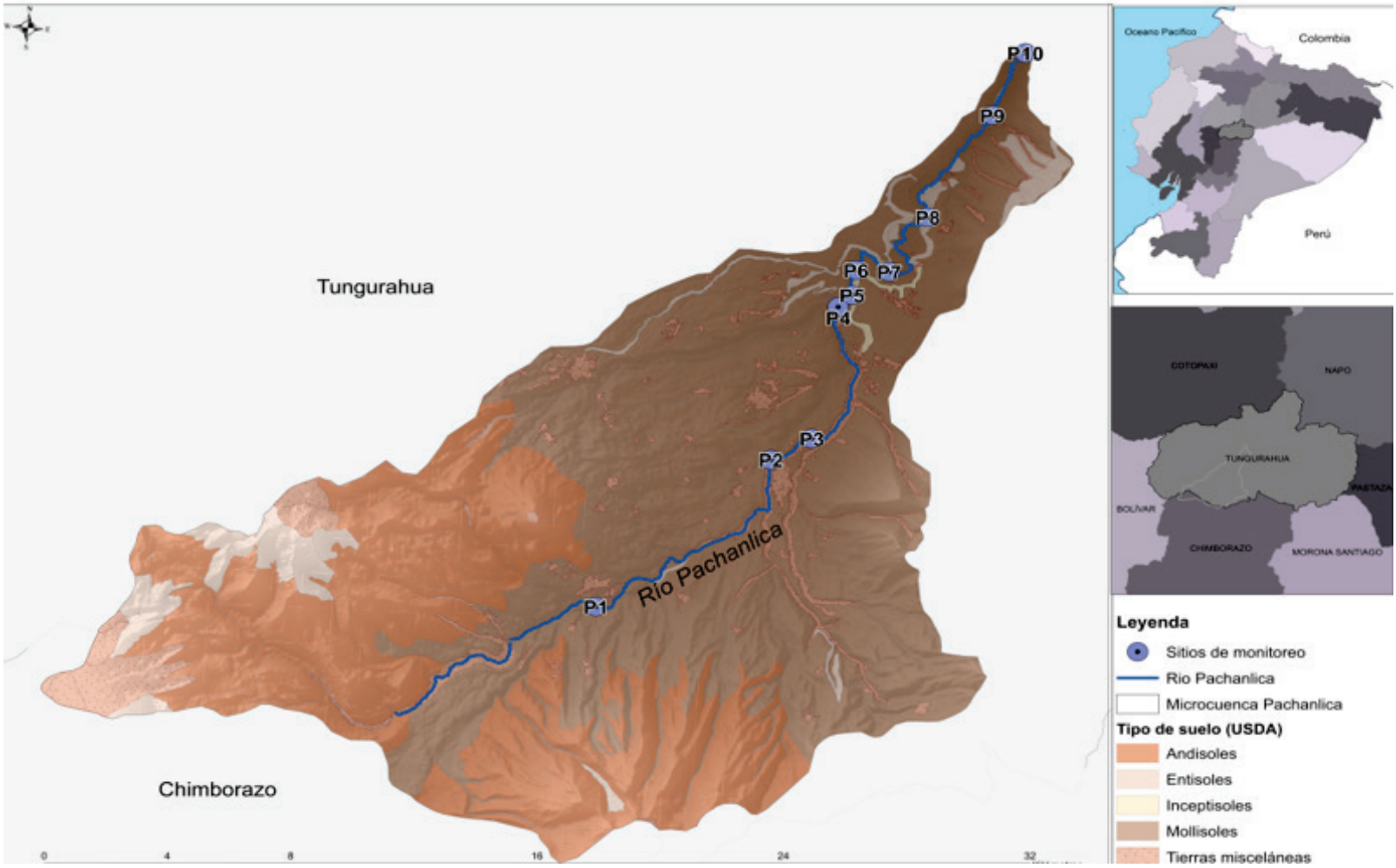


Figura 1. Área de estudio en la MCP.

Las características morfométricas de la MCP incluyen una superficie de 397.60 km^2, un perímetro de 110.41 km y un cauce principal de 39.20 km de longitud. El gradiente altitudinal oscila desde los 2 200 y 6 200 m.s.n.m, con cobertura vegetal de bosque montano alto y páramo arbustivo (Caranqui & Ortíz, 2021). Litoedáficamente destaca el predominio de materiales volcánicos (77 %), depósitos fluviales (6 %) y glaciares (6 %). Esta configuración geológica, respaldada por cartografía oficial (IGM, 2025), ha condicionado la formación de suelos tipo mollisoles

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(53 %) y andisoles (34 %), caracterizados por una avanzada meteorización de minerales primarios (Gaviria *et al*., 2023).

El clima se define como templado-húmedo andino. Según los promedios multianuales de la estación M0258 (Querochacha-UTA), para el periodo 1994-2013 (INAMHI, 2025), la zona presenta una precipitación media anual de 604 mm, temperatura media de 12.8 °C y evaporación de 1 180.7 mm. El régimen pluviométrico es estacional, con un periodo lluvioso entre febrero y julio, y un periodo de estiaje entre agosto y enero (HGPT, 2019).

El río Pachanlica recibe descargas de aguas residuales domésticas provenientes de los cantones Mocha, Quero, Cevallos, Ambato, Tisaleo y Pelileo, cuyos centros poblados suman más de 71 266 habitantes (INEC, 2022). Asimismo, recibe vertidos industriales de los rubros de curtiembre, alimentos, plásticos y textiles (Silva & Salinas-Morales, 2022).

Recolección y análisis de las muestras

Los puntos de monitoreo (PM) se seleccionaron considerando cinco criterios principales: accesibilidad, fuentes de contaminación, rasgos geomorfológicos e hidrológicos, y factibilidad operativa. La identificación se realizó mediante visitas técnicas y análisis cartográfico en SIG. Se establecieron 10 PM distribuidos en la zona media (3) y zona baja (7) a lo largo del cauce principal (Tabla 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Coordenadas y zona de los PM en la MCP.

PM	Coordenadas	Altitud (msnm)	Ubicación	Zona
1	1° 22' 27" S 78° 36' 42" W	2 901	Cevallos-Quero	Media
2	1° 21' 59" S 78° 36' 01" W	2 809	Cevallos-Quero	Media
3	1° 20' 27" S 78° 35' 28" W	2 684	Cevallos-Benítez	Media
4	1° 19' 24" S 78° 35' 47" W	2 651	Totoras-Salasaca	Baja
5	1° 19' 08" S 78° 35' 34" W	2 623	Totoras-Salasaca	Baja
6	1° 18' 39" S 78° 35' 32" W	2 610	Picaihua-Salasaca	Baja
7	1° 18' 38" S 78° 34' 57" W	2 571	Picaihua-Salasaca	Baja
8	1° 17' 31" S 78° 34' 22" W	2 485	Picaihua-El Rosario	Baja
9	1° 15' 27" S 78° 33' 25" W	2 348	Picaihua-Chiquicha	Baja
10	1° 14' 11" S 78° 32' 57" W	2 265	Picaihua-Chiquicha	Baja

Nota: las coordenadas están expresadas en grados, minutos y segundos (GMS).

Las campañas de monitoreo se realizaron en noviembre de 2024 (estiaje) y abril de 2025 (época lluviosa), periodos representativos de la estacionalidad hidrológica de la MCP (INAMHI, 2025). El muestreo, preservación y transporte de agua superficial cumplió con la norma técnica nacional NTE INEN 5667-1 relativa a técnicas de muestreo y preservación de aguas superficiales (INEN, 2022). Las muestras puntuales fueron recolectadas en el cauce principal a una profundidad de 0.30 m, evitando zonas de remanso o interferencias laterales.

Los parámetros para el cálculo del CWQI incluyeron pH, coliformes fecales (CF), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl^-), NO_3^- y demanda biológica de oxígeno (DBO_5), seleccionados según los criterios de calidad ambiental (CCA) para agua de riego de la normativa ecuatoriana. Se integraron metales traza (Cd,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cr, Cu, Fe, Pb, Mn y Zn) acordes con los CCA y la presión antrópica identificada. El muestreo de metales se priorizó en época lluviosa para maximizar la detección de contaminantes movilizados por escorrentía superficial y lixiviación de efluentes industriales. Las mediciones *in situ* de pH, SDT y CE se efectuaron con un multiparámetro HANNA HI98199, mientras que el caudal (Q) se determinó mediante el método área-velocidad con una sonda Global Water FP11.

Los análisis de laboratorio se realizaron conforme al *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al*., 2017). Los NO_3^- se determinaron por espectrofotometría visible mediante reducción de cadmio en un equipo HACH DR3900. Los Cl^- se cuantificaron por el método colorimétrico con tiocianato de mercurio. La DBO_5 se midió por técnica respirométrica con un sistema HACH DBO Trak II, mientras que los CF se determinaron con la técnica de número más probable (NMP).

Para el análisis de metales traza, las muestras se acidificaron con HNO_3 suprapuro hasta un pH < 2 y se sometieron a digestión ácida aplicando el método 3030-F (APHA *et al*., 2017). La matriz se concentró de 1 000 a 50 ml para incrementar la sensibilidad del análisis. La cuantificación se realizó por espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS) en un equipo Thermo Scientific iCE 3500, empleando estándares certificados de Merck/Supelco.

Los límites de detección (LD) obtenidos en mg/l fueron Cd (0.005), Cu (0.02), Fe (0.05), Mn (0.01), Pb (0.05) y Zn (0.01). El control de aseguramiento de la calidad analítica incluyó blancos de reactivos y análisis por duplicado en cada lote de 10 muestras (10 %). La exactitud se validó mediante materiales de referencia certificados (MRC), con porcentajes de recuperaciones entre 92 y 108 %, cumpliendo los criterios de aceptabilidad para agua dulce.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cálculo del índice de calidad del agua

El CWQI se calculó según la metodología del CCME (2017), utilizando los CCA del agua para uso agrícola del texto unificado de legislación secundaria del medio ambiente (TULSMA) del Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) (MAE, 2018). El índice integra tres factores adimensionales: alcance (F1), frecuencia (F2) y amplitud (F3).

F1 representa el porcentaje de parámetros que incumplieron la normativa al menos una vez; F2, el porcentaje de pruebas fallidas, y F3 es la magnitud desviación respecto al CCA, estimada mediante el índice de severidad (nse). El valor final se obtuvo mediante la Ecuación (1):

$$CWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732}\right) \quad (1)$$

El índice se determinó por PM y por época (estiaje y lluvia), clasificando los resultados acordes con las categorías del CCME (Tabla 2).

Tabla 2. Rangos de referencia para el estado del agua según CWQI.

Clases	Calidad del agua	Rango	Comentario
C5	Excelente	95-100	Niveles cercanos a condiciones naturales o prístinas
C4	Buena	80-94	Desviación infrecuente de los niveles deseables
C3	Regular	65-79	Desviación ocasional de los niveles deseables
C2	Marginal	45-64	Desviación frecuente de los niveles deseables
C1	Pobre	0-44	Incumplimiento persistente de los niveles deseables

Nota: en la tabla se indica los valores del CWQI; tomado y adaptado del CCME (2017).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Análisis espacial y modelación de vulnerabilidad mediante SIG

El análisis espacial se ejecutó empleando el *software ArcGis 10.4*, integrando resultados del CWQI en un marco territorial que permitiera identificar sectores críticos desde una perspectiva de GIRH. Se emplearon insumos cartográficos oficiales del IGM (2025): red hídrica, modelo digital de elevación (MDE) de 30 m de resolución, cobertura y uso de suelo, núcleos poblados e industrias georreferenciadas. Todas las capas se estandarizaron al mismo sistema de referencia espacial y se verificó su consistencia geométrica.

A partir de estos insumos, se definieron factores de presión antrópica y condicionantes físicos (Tabla 3): proximidad a industrias, proximidad a núcleos poblados, uso de suelo agrícola y pendiente del terreno. Los factores se reclasificaron en una escala ordinal (1: baja a 5: muy alta). Para el uso del suelo se aplicó una valoración discreta: valor 5 para áreas agrícolas y valor 1 para superficies no agrícolas.

Tabla 3. Ponderación y criterios de reclasificación de los factores de vulnerabilidad espacial.

Factor	Peso (%)	Criterio de reclasificación	Escala
Proximidad a industrias contaminantes	30	Distancia euclidiana a polígonos industriales	1-5
Proximidad a poblados grandes	25	Distancia a centros poblados grandes	1-5
Proximidad a industrias medias	15	Distancia a industrias aisladas	1-5
Proximidad a poblados pequeños	10	Distancia a asentamientos rurales	1-5
Uso del suelo agrícola	10	Agrícola = 5; no agrícola = 1	Discreta
Pendiente topográfica	10	Reclasificación por rangos de pendiente	1-5

Nota: la tabla presenta la normalización de factores de presión en una escala de 1-5.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La ponderación de factores se determinó mediante juicio de expertos y revisión bibliográfica, priorizando las presiones antrópicas sobre los condicionantes físicos, con una suma total normalizada al 100 %. El índice de vulnerabilidad espacial (IVE) se calculó mediante combinación lineal ponderada (CLP), generando un modelo continuo reclasificado en cuatro niveles: bajo, medio, alto y muy alto. La robustez del modelo se validó mediante un análisis de sensibilidad con variaciones de ±10 % en los pesos, demostrando estabilidad espacial en las clases de vulnerabilidad alta y muy alta.

Procesamiento de datos

El análisis estadístico descriptivo incluyó el cálculo de valores máximos (máx), mínimos (mín), desviación estándar (DE) y coeficiente de variación (CV) para cada parámetro en los 10 PM, diferenciando las épocas de estiaje y lluvia mediante el *software XLSTAT* (Addinsoft, 2025). Para evaluar diferencias significativas entre épocas, se verificó la normalidad de las diferencias con la prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965). Cuando las diferencias cumplieron el supuesto de normalidad se aplicó *t* de *Student* para muestras pareadas; caso contrario, se utilizó la prueba no paramétrica de rangos con signo de Wilcoxon (Nahm, 2016).

Posteriormente, se ejecutó un ACP independiente para cada época hidrológica a partir de matrices de correlación estandarizadas. Se retuvieron los componentes con eigenvalores > 1 (Kaiser, 1960). La interpretación factorial se centró en variables con cargas absolutas ≥ 0.60, priorizando la varianza explicada por los dos primeros ejes (Jolliffe & Cadima, 2016).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Resultados

Índice de calidad del agua

Durante la época de estiaje, los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos mostraron variabilidad espacial entre los 10 PM. Mientras el pH se mantuvo dentro de los rangos permitidos, los CF, la CE y los SDT superaron los CCA en 2 de 10 puntos, ambos localizados en la zona baja (PM5 y PM6). Asimismo, la DBO_5 registró incrementos en sitios de menor caudal, lo cual indica mayores cargas orgánicas en este periodo. En contraste, las concentraciones de Cl^- y NO_3^- se mantuvieron por debajo de los límites establecidos para uso agrícola (Tabla 4). El análisis de metales pesados no se incluyó en este periodo, conforme a los criterios expuestos en la metodología.

Tabla 4. Parámetros monitoreados en época de estiaje en la MCP.

Variable	Unidad	PM										CCA
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
pH	u.pH	8.0	7.9	8.3	7.2	7.9	8.0	7.9	8.1	8.3	8.0	6.0-9.0
CF	NMP/100 ml	240	210	93	93	2 400*	1 100*	20	21	15	7	≤ 1 000
CE	dS/m	0.2	0.7	0.4	0.5	1.3*	1.0*	0.7	0.6	0.7	0.6	≤ 0.7
SDT	mg/l	99	335	183	255	659*	512*	333	321	339	316	≤ 450
Cl^-	meq/l	0.6	1.8	1.1	0.7	3.2	2.7	1.1	1.0	1.0	1.0	≤ 4.0
NO_3^-	mg/l	0.7	0.5	2.1	1.4	1.2	1.0	1.0	1.8	2.6	2.9	≤ 5.0
DBO_5	mg/l	4	11	16	7	8	7	7	6	9	10	-
Q	m^3/s	0.7	0.1	0.3	0.8	0.1	0.6	0.7	0.4	1.4	1.5	-

Nota: *valores que exceden los CCA; - no presenta valores de CCA.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la época de lluvia, los parámetros fisicoquímicos presentaron menor variabilidad espacial. El pH permaneció estable y los NO_3^- no registraron excedencias. La DBO_5 mostró valores menores respecto al estiaje, coincidiendo con los mayores caudales registrados.

Respecto a los metales pesados (Tabla 5), el Fe y el Mn superaron los CCA en 10 de 10 puntos, mientras que el Cr presentó excedencias en 8 de 10 PM. El Cd solo sobrepasó el límite en PM8. En contraste, Cu y Zn se mantuvieron dentro de los CCA en todos los sitios, mientras que Pb permaneció por debajo del LD del equipo en 9 de 10 PM.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 5. Parámetros monitoreados en época de lluvia en la MCP.

Variable	Unidad	Punto de Monitoreo										CCA
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
pH	u.pH	8.2	8.0	7.9	8.0	8.1	8.0	8.2	8.3	8.6	8.5	6.0-9.0
CF	NMP/100 ml	11	548	137	165	188	191	322	113	105	122	≤ 1 000
CE	dS/m	0.2	0.1	0.2	0.5	0.6	0.6	0.01	0.6	0.6	0.6	≤ 0.7
SDT	mg/l	90	74	77	252	307	314	304	294	288	295	≤ 450
Cl^-	meq/l	0.3	0.4	0.6	0.7	1.0	1.1	1.0	0.9	1.0	1.3	≤ 4.0
NO_3^-	mg/l	0.6	0.7	0.7	1.3	1.1	1.4	1.3	1.8	2.4	2.3	≤ 5.0
Cd	mg/l	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.03	0.06*	0.01	0.02	≤ 0.05
Cr	mg/l	0.1	0.2*	0.1	0.2*	0.2*	0.3*	0.3*	0.3*	0.2*	0.5*	≤ 0.1
Cu	mg/l	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.05	0.1	0.1	≤ 0.2
Fe	mg/l	29.4*	40.8*	33.8*	26.9*	36.9*	35.4*	31.7*	28.1*	40.3*	73.9*	≤ 5.0
Pb	mg/l	<LD	<LD	<LD	<LD	0.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	≤ 5.0
Mn	mg/l	0.9*	1.0*	0.5*	0.5*	0.7*	0.8*	0.7*	0.5*	0.7*	1.4*	≤ 0.2
Zn	mg/l	0.2	0.7	0.4	0.3	0.2	0.6	0.4	0.3	0.3	0.9	≤ 2.0
DBO_5	mg/l	2	1	2	7	10	9	7	5	7	6	-
Q	m^3/s	2.8	3.1	2.5	1.3	1.6	1.3	1.8	1.3	2.1	5.9	-

Nota:

<LD indica valores bajo el límite de detección del método. El valor del LD para Pb fue de 0.05 mg/l

*valores que exceden los CCA

- = no presenta valores de CCA.

El análisis comparativo evidenció diferencias significativas entre épocas para CE (p = 0.036) y SDT (p = 0.002) mediante la prueba de Wilcoxon para muestras pareadas (p < 0.05). En contraste, el pH, CF, Cl^-, NO_3^- y DBO_5 no mostraron variaciones estacionales significativas (p >

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

0.05). La CE y los SDT registraron valores máximos durante el estiaje y una reducción en la época lluviosa, lo que coincide con el registro de mayores valores de Q en este último periodo (Tabla 4 y Tabla 5).

La variación espacial del CWQI se presenta en la Figura 2. Los valores del índice reflejaron la influencia de la carga metálica en la clasificación global. En estiaje, 8 de 10 puntos se clasificaron como excelentes, mientras que PM6 presentó calidad marginal y PM5 calidad pobre. El valor global del periodo fue marginal (CWQI = 61). En la época de lluvia, el CWQI calculado con parámetros convencionales fue de 100 en los 10 PM. Sin embargo, al incorporar los metales pesados, la clasificación se modificó a 2 puntos con calidad justa, 7 marginal y 1 pobre, con un mínimo de 44 en PM10 y un valor global marginal de 55 para el periodo ampliado (Figura 3 y Figura 4).

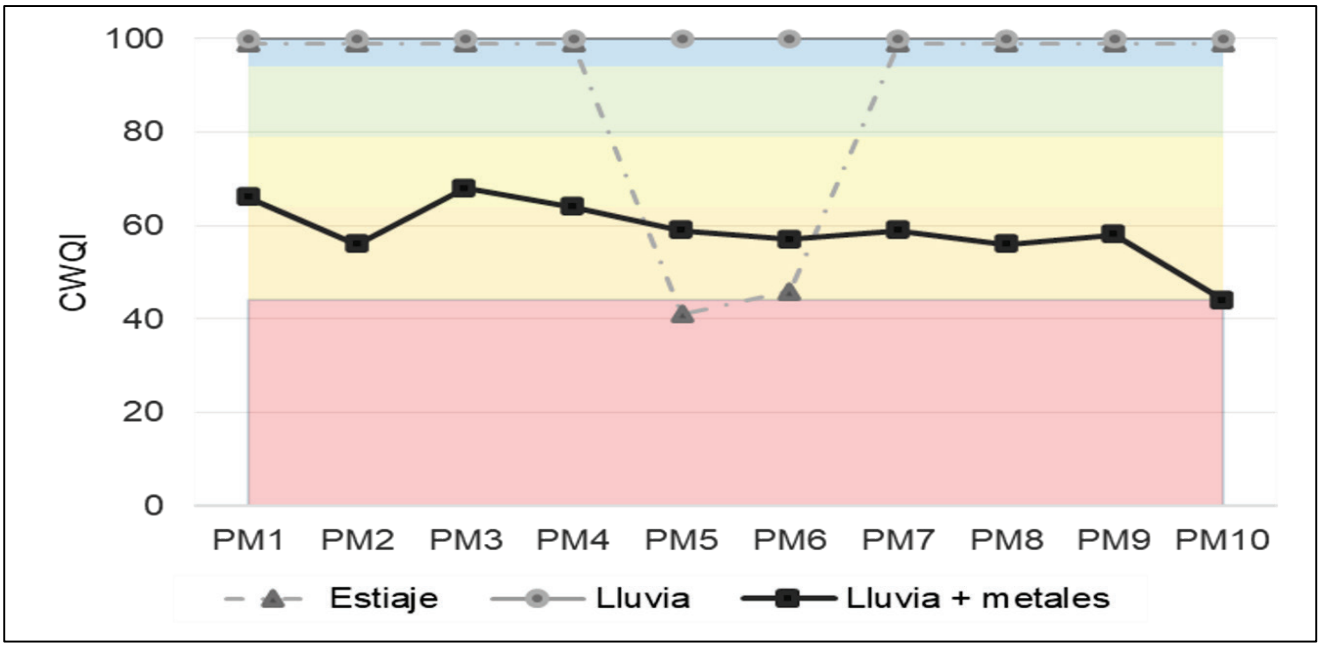


Figura 2. Variación estacional del CWQI en la MCP.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

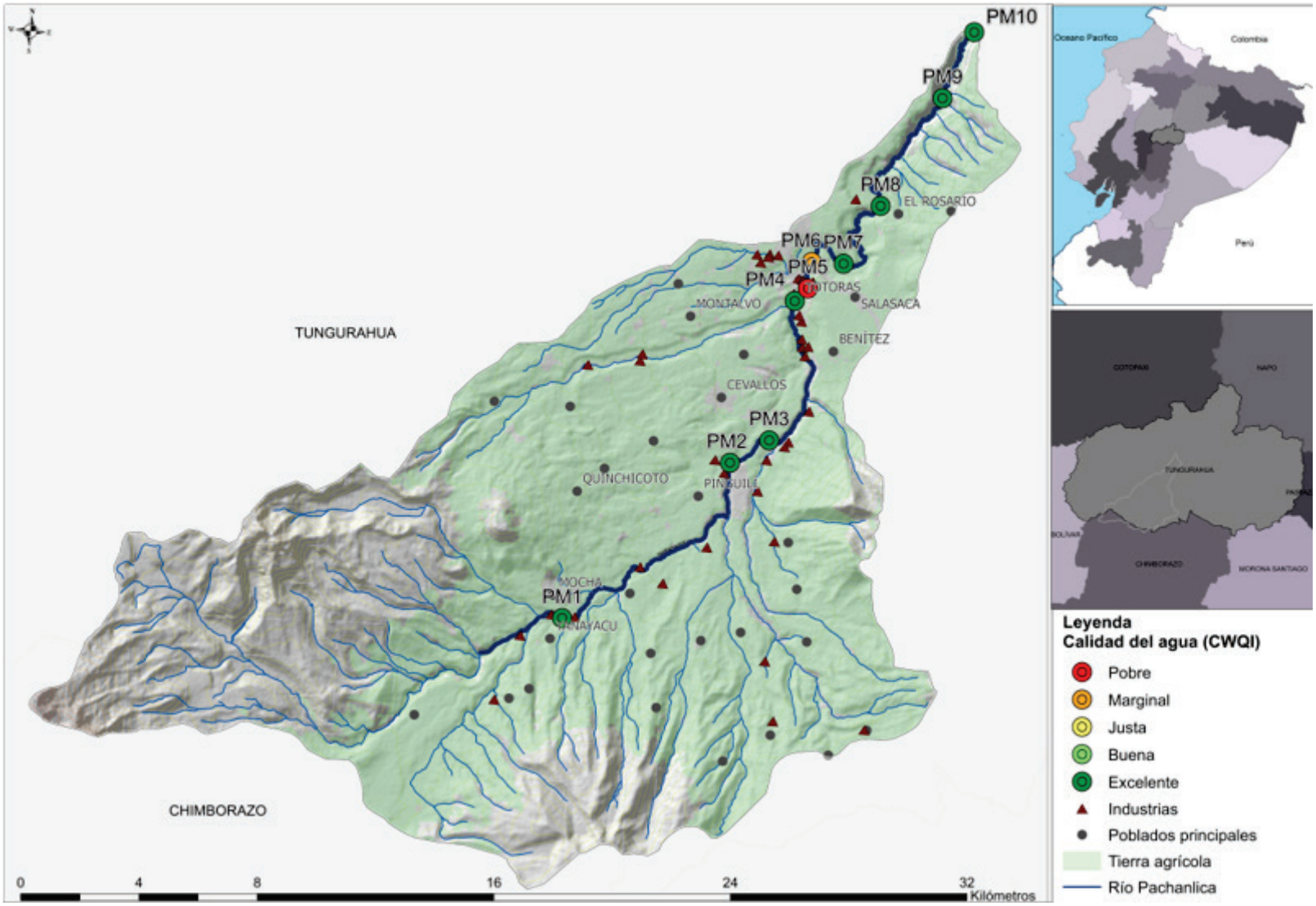


Figura 3. Distribución espacial del CWQI en la MCP durante estiaje.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

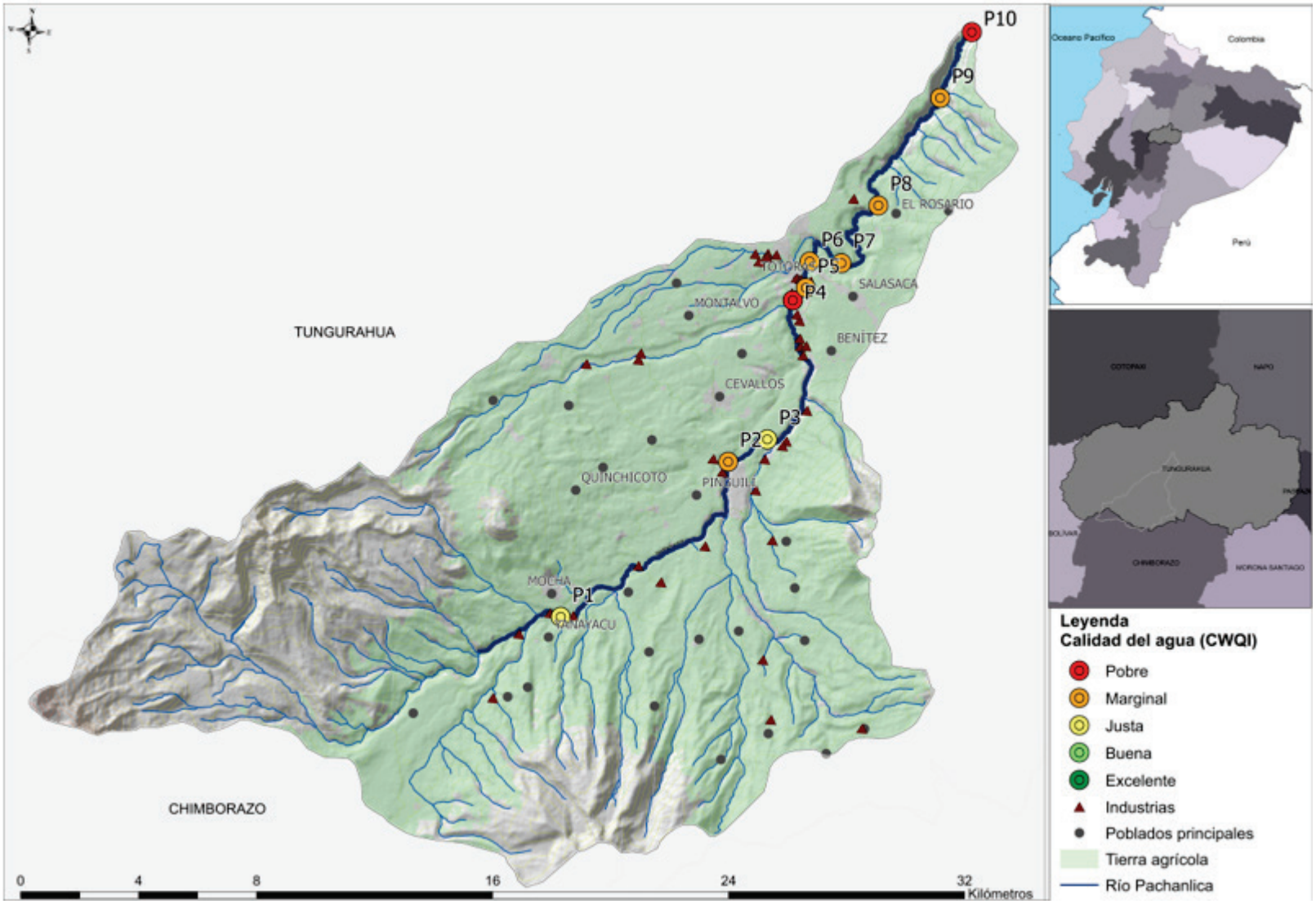


Figura 4. Distribución espacial del CWQI en la MCP durante época lluviosa + metales.

Análisis espacial y modelación de vulnerabilidad mediante SIG

El modelo de vulnerabilidad hidroambiental mostró una zonificación asociada con el gradiente altitudinal de la MCP (Figura 5). La categoría de vulnerabilidad muy alta se localizó exclusivamente en la zona baja (100

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

%), mientras que la vulnerabilidad alta se distribuyó entre la zona baja (53 %) y media (47 %). Por su parte, la vulnerabilidad moderada se concentró de forma mayoritaria en la zona media (84 %) y la vulnerabilidad baja se situó de manera predominante en la zona alta de la MCP (87 %).

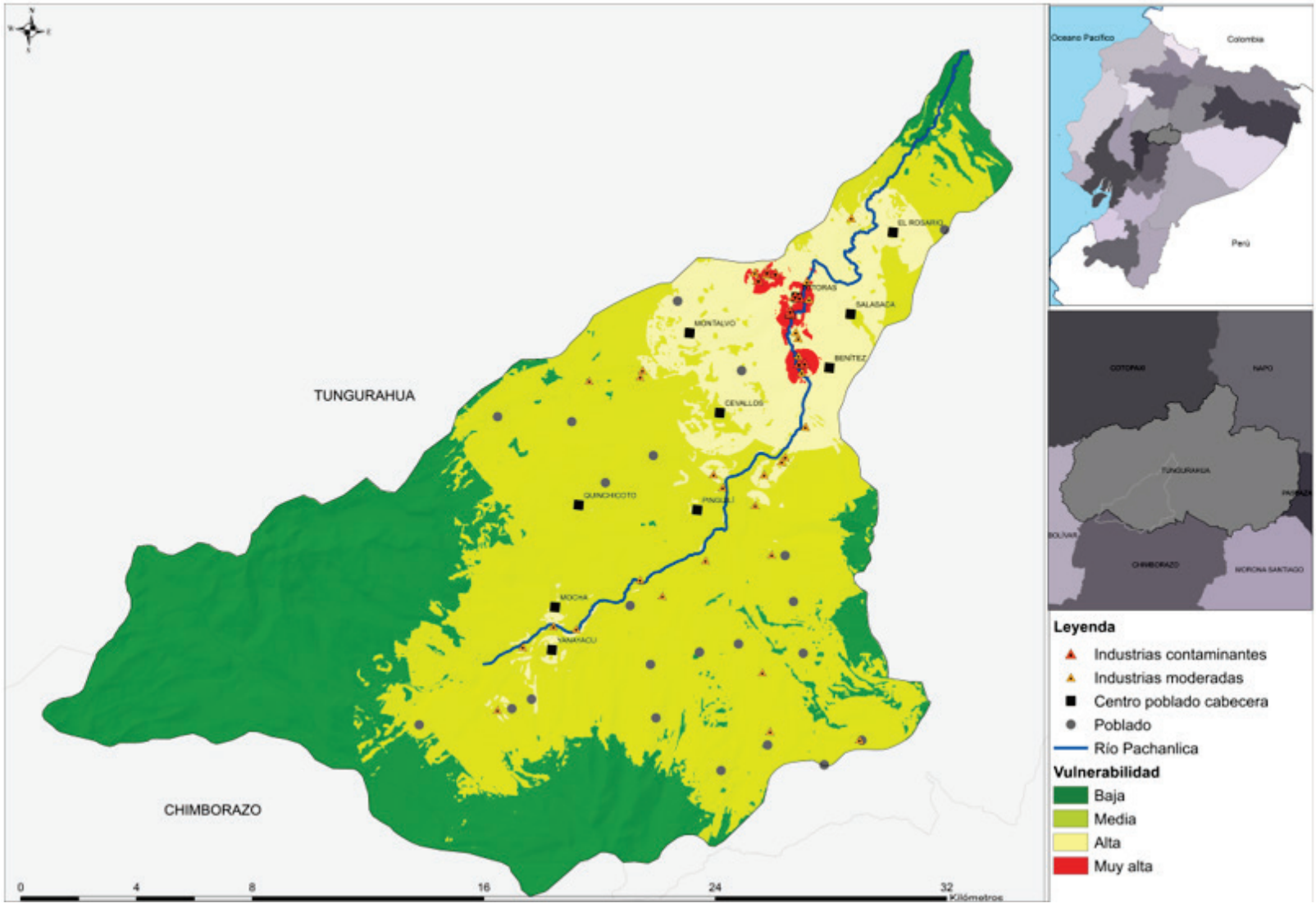


Figura 5. Vulnerabilidad hidroambiental modelado con SIG en la MCP.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La integración de la vulnerabilidad con el CWQI permitió identificar la presión dominante por sitio de monitoreo (Tabla 6). Los puntos PM4, PM5 y PM6 (zona baja), bajo presiones de origen industrial, coincidieron con niveles de vulnerabilidad alta a muy alta y registraron los valores mínimos de CWQI. En contraste, los puntos PM1, PM2 y PM3 (zona media) presentaron vulnerabilidad media, y una calidad entre excelente y justa, bajo presiones urbanas y agrícolas. Finalmente, en el cierre de la MCP (PM9 y PM10), se observó vulnerabilidad baja y presión dominante natural, aunque con una disminución del CWQI durante la época de lluvia, incorporando metales.

Tabla 6. Relación entre vulnerabilidad hidroambiental, calidad del agua (CWQI) y presión dominante en los PM de la MCP.

PM	Zona	Vulnerabilidad	CWQI estiaje	CWQI lluvia + metales	Presión dominante
PM1	Media	Media	Excelente	Justa	Urbana
PM2	Media	Media	Excelente	Marginal	Agrícola
PM3	Media	Media	Excelente	Justa	Agrícola
PM4	Baja	Muy alta	Excelente	Marginal	Industrial
PM5	Baja	Muy alta	Pobre	Pobre	Industrial
PM6	Baja	Alta	Marginal	Marginal	Industrial
PM7	Baja	Alta	Excelente	Marginal	Agrícola
PM8	Baja	Alta	Excelente	Marginal	Agrícola
PM9	Baja	Baja	Excelente	Marginal	Natural
PM10	Baja	Baja	Excelente	Pobre	Natural

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Procesamiento de datos

El análisis estadístico descriptivo permitió caracterizar la variabilidad de los parámetros fisicoquímicos, químicos y microbiológicos en ambas épocas de estudio (Tabla 7). La mayor dispersión se registró durante el estiaje, particularmente en los CF y algunos parámetros iónicos, reflejando una mayor heterogeneidad en condiciones de bajo caudal. Durante la época de lluvia se observó una reducción en los valores medios y en la dispersión relativa, con excepción de metales como Cd (CV = 86.8 %) y el Zn (CV = 53.8 %), que mantuvieron una alta variabilidad.

Tabla 7. Síntesis estadística de parámetros de calidad del agua en la MCP.

Parámetros		**Estiaje**	**Lluvia**
pH	Máx	8.3	8.6
	Mín	7.2	7.9
	Media	8.0 ± 0.10	8.2 ± 0.08
	DE	0.31	0.23
	CV (%)	3.85	2.81
CF	Máx	2 400	548
	Mín	7	11
	Media	420 ± 243.29	190 ± 47.0
	DE	769.34	148.64
	CV (%)	183.22	78.23

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Parámetros		Estiaje	Lluvia
CE	Máx	1.3	0.6
	Mín	0.2	0.01
	Media	0.7 ± 0.10	0.4 ± 0.08
	DE	0.31	0.24
	CV (%)	45.62	61.18
SDT	Máx	659	314
	Mín	99	74
	Media	335 ± 49.67	230 ± 32.99
	DE	157.09	104.34
	CV (%)	46.86	45.46
Cl-	Máx	3.2	1.3
	Mín	0.6	0.3
	Media	1.4 ± 0.28	0.8 ± 0.10
	DE	0.87	0.32
	CV (%)	61.55	38.54
NO3-	Máx	2.9	2.4
	Mín	0.5	0.6
	Media	1.5 ± 0.26	1.4 ± 0.20
	DE	0.81	0.64
	CV (%)	53.07	47.04
DBO5	Máx	16.00	10.00
	Mín	4.00	1.00
	Media	8.50 ± 1.05	5.60 ± 0.97
	DE	3.31	3.06
	CV (%)	38.92	54.68

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Parámetros		Estiaje	Lluvia
Cd	Máx	-	0.060
	Mín	-	0.004
	Media	-	0.019 ± 0.005
	DE	-	0.017
	CV (%)	-	86.81
Cr	Máx	-	0.5
	Mín	-	0.1
	Media	-	0.2 ± 0.04
	DE	-	0.12
	CV (%)	-	48.91
Cu	Máx	-	0.10
	Mín	-	0.005
	Media	-	0.09 ± 0.010
	DE	-	0.030
	CV (%)	-	33.20
Fe	Máx	-	73.9
	Mín	-	26.9
	Media	-	37.7 ± 4.30
	DE	-	13.59
	CV (%)	-	36.02
Mn	Máx	-	1.4
	Mín	-	0.5
	Media	-	0.8 ± 0.09
	DE	-	0.28
	CV (%)	-	36.24

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Parámetros		Estiaje	Lluvia
Zn	Máx	-	0.9
	Mín	-	0.2
	Media	-	0.4 ± 0.07
	DE	-	0.23
	CV (%)	-	53.76
Q	Máx	1.50	5.90
	Mín	0.10	1.30
	Media	0.66 ± 0.15	2.37 ± 0.44
	DE	0.48	1.40
	CV (%)	73.26	59.04

Nota: los valores no presentados se indican con un guion (-).

En la época de estiaje, el ACP identificó dos componentes que explicaron el 73.71 % de la varianza total (CP1 = 53.89 % y CP2 = 19.82 %). El primer componente (CP1) estuvo dominado por CF, CE, SDT y Cl^-, con cargas positivas ≥ 0.92, mientras que el CWQI presentó una carga negativa de -0.94. El segundo componente (CP2) se asoció principalmente con NO_3^-, pH y DBO_5, con cargas positivas ≥ 0.60 (Figura 6).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

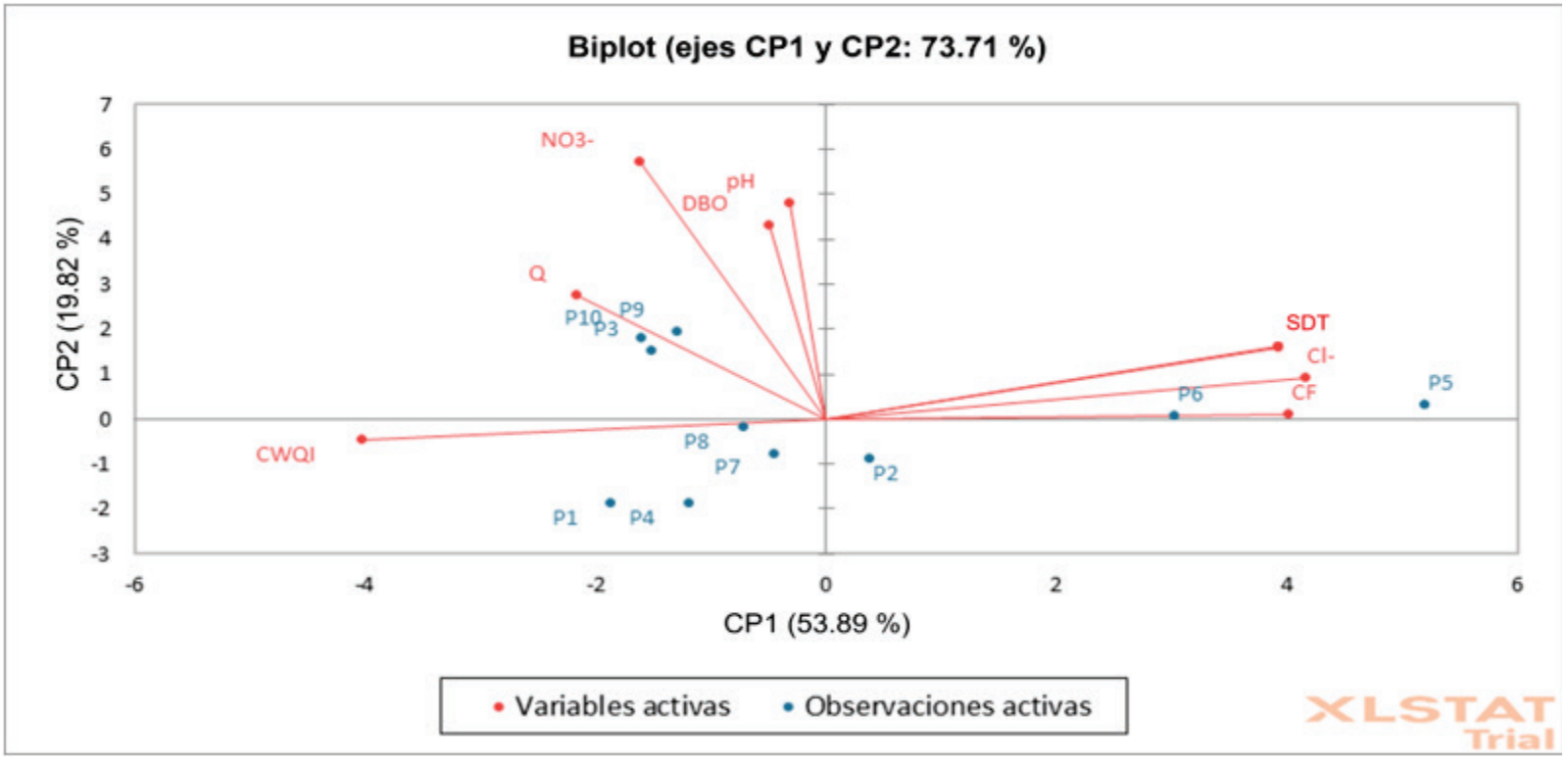


Figura 6. Biplot del ACP para la época de estiaje en la MCP.

Durante la época de lluvia, los dos primeros componentes concentraron el 73.56 % de la varianza total (CP1 44.30 % y CP2 29.26 %). El CP1 se caracterizó por cargas negativas elevadas en los metales Cr, Fe, Mn y Zn, en contraste con la carga positiva del CWQI (0.96), además de aportes moderados de NO_3^- y Q. El CP2 integró variables fisicoquímicas como DBO_5, CE y SDT, con cargas positivas (Figura 7).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

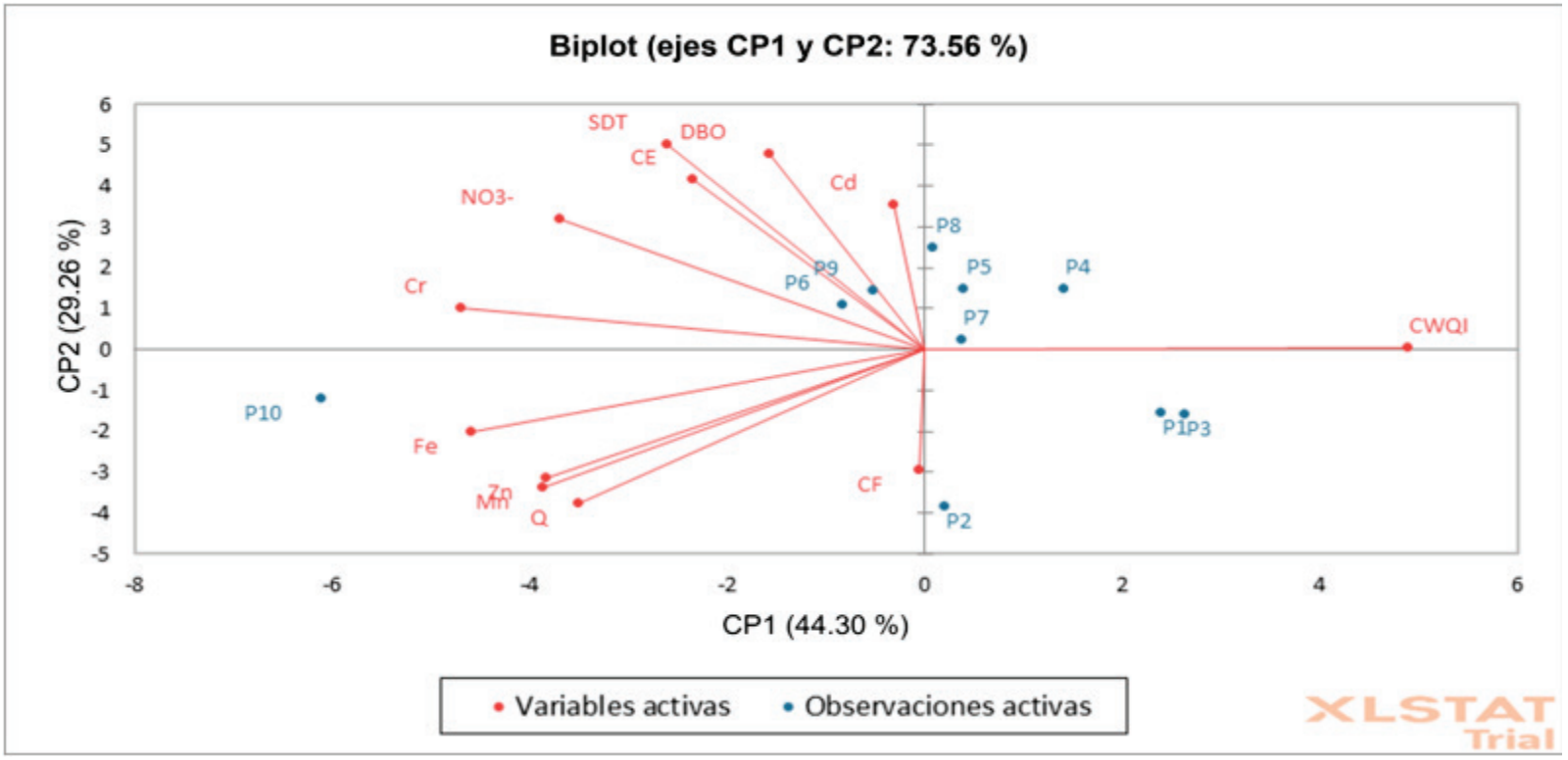


Figura 7. Biplot del ACP para la época de lluvia en la MCP.

Discusión

Índice de calidad del agua

La calidad del agua en la MCP evidenció dependencia de la estacionalidad hidrológica, sintetizada por el CWQI. Durante el periodo de estiaje, la degradación de la calidad del agua registrada se vinculó con la reducción de caudal y con la limitada capacidad de dilución de contaminantes, comportamiento consistente con lo reportado por la World Health Organization (WHO, 2025) para ríos urbanos de alta vulnerabilidad.

Durante este periodo, el deterioro observado en los puntos PM5 y PM6 se explicó por su localización en tramos donde convergen descargas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

domésticas e industriales, alta densidad poblacional aguas arriba y uso intensivo del cauce para riego. Estas condiciones amplificaron las cargas orgánicas y salinas, incrementando las concentraciones de CF, CE y SDT, y superando la capacidad de autodepuración del sistema, patrón recurrente en cuencas andinas con presiones antrópicas similares (Uribe *et al*., 2023; Villamarín *et al*., 2014).

En contraste, durante la época de lluvia, se observó una mejora general de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, atribuible al efecto de dilución documentado en sistemas lóticos de alta montaña (Santamaría-Zárate *et al*., 2021). Este comportamiento estacional fue consistente con el análisis estadístico aplicado, donde las diferencias entre periodos resultaron significativas para parámetros asociados con la mineralización del agua, particularmente CE y SDT ($p < 0.05$), evidenciando el control del régimen hidrológico sobre la concentración de solutos en la MCP (Nahm, 2016).

Sin embargo, este comportamiento no implica una recuperación real del sistema fluvial, sino una mejora aparente asociada exclusivamente con los parámetros convencionales. Al incorporar los metales pesados, el índice CWQI reveló condiciones marginales persistentes debido a que el Cr, Fe y Mn superaron los CCA en la mayoría de los PM, incluso bajo condiciones de mayor caudal. La caída del índice refleja la lógica del CWQI, que penaliza simultáneamente el alcance, la frecuencia y la magnitud de los incumplimientos, por lo que pocos parámetros con excedencias sistemáticas dominan el índice (CCME, 2017; Swain, 2024).

La persistencia espacial de Fe y Mn, incluso en sectores de vulnerabilidad moderada, sugiere una contribución geogénica asociada con el predominio de materiales volcánicos y suelos andosólicos en la MCP (Custodio *et al*., 2020; Villamarín *et al*., 2014). La intensa meteorización

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de estos materiales favorece la liberación y movilización de cationes metálicos hacia los sistemas fluviales, fenómeno ampliamente documentado en cuencas andinas dominadas por litologías volcánicas y procesos de erosión relacionados con pendientes pronunciadas (Drenkhan & Castro-Salvador, 2023; Gaviria *et al*., 2023). En contraste, la presencia de Cr en la zona baja es compatible con presiones antrópicas puntuales, particularmente descargas industriales ligadas con curtiembres, agroindustria e industria textil, reconocidas como fuentes potenciales de contaminación metálica y orgánica en sistemas fluviales de países en desarrollo (Cabello-Torres *et al*., 2022; Silva & Salinas-Morales, 2022).

Un hallazgo relevante fue la detección de Cd en el PM8, con concentraciones superiores al CCA para uso agrícola. Esta señal constituye un indicador de alerta temprana, que justifica priorizar el monitoreo y control por riesgo sanitario y agroproductivo, dada la toxicidad y capacidad de acumulación de este metal en suelos y cultivos irrigados (Custodio *et al*., 2020; WHO, 2025). Tal excedencia contribuye a explicar la baja clasificación del CWQI en dicho punto, diferenciándolo de otros sitios con deterioro dominado por parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. En contraste, el deterioro observado en los puntos PM2 y PM10 se asocia principalmente con presiones difusas de origen doméstico y agrícola, patrón característico de cuencas andinas con uso intensivo del suelo (Ruiz-Ordóñez *et al*., 2023; Uribe *et al*., 2023).

El ACP confirmó esta diferenciación espacial al identificar dos ejes dominantes de variabilidad ambiental. En estiaje, el primer componente, se asoció principalmente con SDT, Cl^- y CF, reflejando la influencia de descargas domésticas y urbanas sobre la mineralización del agua (Gil-Marín & González, 2020). El segundo componente se relacionó con variables como NO_3^-, DBO_5 y pH, indicando procesos relacionados con

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

aportes orgánicos y dinámica biogeoquímica del sistema (Osorto-Nuñez *et al*., 2023). Durante la época lluviosa, la estructura del ACP evidenció un eje metálico dominado por Fe, Mn, Zn y Cr, lo que sugiere una combinación de aportes geogénicos derivados de la meteorización volcánica (Gaviria *et al*., 2023; Villamarín *et al*., 2014) y presiones antrópicas industriales en la cuenca (Silva & Salinas-Morales, 2022). Esta separación entre presiones fisicoquímicas y metálicas concuerda con lo observado en otras cuencas andinas sometidas a múltiples fuentes de contaminación (Armijos-Arcos *et al*., 2025; Domínguez-Franco *et al*., 2021).

Análisis espacial y modelación de vulnerabilidad mediante SIG

La integración del CWQI con el análisis espacial SIG permitió trascender la interpretación puntual y estacional de la calidad del agua, e incorporar una dimensión territorial clave para la GIRH. Este enfoque concuerda con marcos metodológicos donde la representación espacial de índices sintéticos facilita identificar gradientes de presión y sectores prioritarios de intervención, más allá de la variabilidad temporal de los parámetros individuales (Farzadkia *et al*., 2015; Panagopoulos *et al*., 2022).

La coincidencia espacial entre valores de CWQI clasificados como pobres y marginales, y las categorías de vulnerabilidad alta y muy alta en la zona baja de la MCP, particularmente en los puntos PM5 y PM6, evidencia la existencia de un núcleo de degradación hidroambiental persistente (Villamarín *et al*., 2014). Este patrón ha sido descrito en cuencas andinas donde la superposición de actividad urbana e industrial genera focos críticos de contaminación que no logran ser atenuados por

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la dilución hidrológica estacional (Ruiz-Ordóñez *et al*., 2023; Uribe *et al*., 2023). La coincidencia entre los valores bajos del índice y las categorías de vulnerabilidad confirma que el modelo SIG no constituye únicamente una herramienta cartográfica, sino un instrumento analítico para la jerarquización territorial del riesgo hidroambiental (Chidiac *et al*., 2023; Panagopoulos *et al*., 2022).

En contraste, la clasificación de los puntos PM9 y PM10 con presión dominante natural y baja vulnerabilidad, pese a registrar valores marginales y pobres de CWQI durante la época de lluvia al incorporar metales, refleja el comportamiento típico de tramos receptores en cuencas andinas. En estos sectores, la intensificación de Fe y Mn responde a aportes geogénicos, y a procesos de remoción y redistribución de sedimentos durante eventos de mayor caudal, aun en ausencia de presiones antrópicas locales directas, fenómeno ampliamente documentado en sistemas de alta energía hidrológica (Drenkhan & Castro-Salvador, 2023; Garate-Quispe *et al*., 2025).

Desde una perspectiva de la GIRH, la diferenciación espacial de presiones, desde aportes geogénicos dominantes en las secciones superiores hasta vertidos industriales persistentes en la zona baja, refuerza la necesidad de estrategias de monitoreo y control diferenciadas, evitando enfoques homogéneos que podrían resultar ineficientes (Armijos-Arcos *et al*., 2025; Custodio *et al*., 2020). En dicho sentido, el análisis espacial permitió traducir el CWQI en criterios territoriales concretos, alineados con el enfoque adaptativo de la gestión hídrica.

Finalmente, los patrones espaciales observados confirman que la degradación de la calidad del agua en la MCP responde a la superposición de presiones persistentes y a su expresión territorial, concentrándose en la zona baja de la microcuenca. Tales resultados respaldan un monitoreo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

periódico focalizado, estructurado como un sistema jerarquizado de seguimiento ambiental que priorice los sectores de mayor vulnerabilidad y fortalezca una vigilancia preventiva aguas arriba, en concordancia con el enfoque adaptativo promovido por el CCME (2017) y metas del ODS 6.

Conclusiones

El análisis de la calidad de agua en la MCP evidenció que la degradación hidroambiental responde a un proceso acumulativo donde interactúan presiones naturales y antrópicas. La estacionalidad hidrológica afectó en particular los parámetros convencionales CF, CE y SDT, cuyos valores disminuyeron durante la época de lluvia por el aumento del caudal y el efecto dilución. No obstante, esta mejora estacional no implicó una recuperación real del sistema, pues la incorporación de metales pesados en el cálculo del CWQI reveló condiciones marginales persistentes.

Las concentraciones elevadas de Fe y Mn se relacionan principalmente con aportes geogénicos derivados de la meteorización y movilización natural de metales desde la litología volcánica predominante en la MCP. En contraste, los valores elevados de Cr y la detección puntual de Cd en la zona baja se asocian con fuentes antrópicas vinculadas con actividades industriales de curtiembre, agroindustria e industria textil. La coincidencia espacial entre estos aportes y los valores más bajos del CWQI en los puntos PM5, PM6 y PM8 confirma que la zona baja, en especial el sector de Totoras, concentra las mayores presiones hidroambientales en la MCP.

La integración del CWQI con el ACP y la modelación espacial en SIG permitió identificar parámetros dominantes, asociar los sitios de monitoreo con sus fuentes potenciales de aporte y priorizar sectores

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

críticos de la MCP. Estos hallazgos aportan una base científica para priorizar estrategias de monitoreo y gestión del agua en cuencas andinas bajo múltiples presiones hidroambientales.

Agradecimientos

Los autores agradecen al grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) y a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) por todo el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación.

Financiamiento

El presente artículo es resultado del proyecto de investigación "Descontaminación del río Pachanlica de la Provincia de Tungurahua mediante técnicas integrales de restauración desde la planificación, al seguimiento y control" financiado íntegramente por la ESPOCH.

Declaración de conflicto de interés

Los autores declaran que no existieron conflictos de interés.

Declaración de uso de IA

Durante la preparación de este manuscrito se utilizó *ChatGPT* (*OpenAI*) como apoyo para mejorar la redacción y claridad del texto, así como para identificar literatura científica potencial y nuevas referencias bibliográficas. Todas las referencias sugeridas fueron verificadas y contrastadas con sus fuentes originales antes de ser incorporadas al manuscrito. El autor de correspondencia fue responsable de verificar los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

resultados generados por la herramienta de inteligencia artificial y de su posterior integración en el artículo. Los autores asumen la plena responsabilidad por la exactitud, integridad y contenido científico del presente trabajo.

Referencias

Addinsoft. (2025). *XLSTAT statistical and data analysis solution* (versión 2025) (software). https://www.xlstat.com

APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association. https://www.standardmethods.org/SOP

Armijos-Arcos, F., Salazar, C., Beltrán-Dávalos, A. A., Kurbatova, A. I., & Savenkova, E. V. (2025). Assessment of water quality and ecological integrity in an Ecuadorian Andean watershed. *Sustainability*, *17*(8), 3684. https://doi.org/10.3390/su17083684

Cabello-Torres, R. J., Flores-del-Pino, L., Del-Pilar-Salcedo, M., Alegría-Arnedo, M. C., Rodriguez-Rodriguez, M., & Valdiviezo-Gonzales, L. (2022). Cinética de descontaminación de aguas de curtiembre utilizando biofloculantes. *Tecnología y ciencias del agua*, *13*(6), 1-55. https://doi.org/10.24850/j-tyca-13-06-01

Caranqui, J., & Ortíz, M. (2021). Diversity and floristic composition in the analogous vegetation of Indiviso, Baquerizo Moreno, Tungurahua. *ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M.*, *1*(4), 1120-1128. https://doi.org/10.18502/espoch.v1i4.9503

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. (2017). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME water quality index, user's manual*. https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf

Chidiac, S., El Najjar, P., Ouaini, N., El Rayess, Y., & El Azzi, D. (2023). A comprehensive review of water quality indices (WQIs): History, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, *22*(2), 349-395. https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7

Custodio, M., Cuadrado, W., Peñaloza, R., Montalvo, R., Ochoa, S., & Quispe, J. (2020). Human risk from exposure to heavy metals and arsenic in water from rivers with mining influence in the Central Andes of Peru. *Water*, *12*(7), 1946. https://doi.org/10.3390/w12071946

Devetac, I. L., Diaz, B. G., Acuña, A., Quiroga, J. J., & Bertoni, O. (2025). Análisis comparativo de índices de calidad de agua (ICA) aplicados en la región hidrográfica del río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina). *Informes Científicos Técnicos-UNPA*, *17*(1), 91-120. https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v17.n1.1170

Domínguez-Franco, H., Custodio, M., Peñaloza, R., & De-la-Cruz, H. (2021). Application of multivariate statistical methods and water quality index for the evaluation of surface water quality in the Cunas River Basin, Peru. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, *18*(4), 19-27. https://doi.org/10.3233/AJW210039

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Drenkhan, F., & Castro-Salvador, S. (2023). Una aproximación hacia la seguridad hídrica en los Andes tropicales: desafíos y perspectivas. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, *12*, 1-21. https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202302.A006

Farzadkia, M., Djahed, B., Shahsavani, E., & Poureshg, Y. (2015). Spatio-temporal evaluation of Yamchi Dam basin water quality using Canadian water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, *187*(4), 168. https://doi.org/10.1007/s10661-015-4379-8

Garate-Quispe, J., Gonzales-Aliaga, R., & Ibañez-Quispe, V. (2025). Physicochemical characterization and metal content in water and sediments of affluents to a reservoir in the southeast Peruvian Andes. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, *28*(3). https://doi.org/10.56369/tsaes.6270

Gaviria, S., Hernández, O., & Vargas, O. (2023). Relación entre procesos de erosión y geoquímica de sedimentos y suelos de Checua, cuenca alta del río Bogotá. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *28*(109), 497-508. https://doi.org/10.18257/raccefyn.28(109).2004.2109

Gil-Marín, J. A., & González, A. (2020). Modelo de calidad del agua de un río mediante el uso combinado de análisis de componentes principales (ACP) y regresiones lineales múltiples (RLM). Caso de estudio: cuenca del río Guarapiche, Maturín, Monagas, Venezuela. *Anales Científicos*, *81*(1), 152-172. https://doi.org/10.21704/ac.v81i1.1586

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Guzmán-Colis, G., Thalasso, F., Ramírez-López, E. M., Rodríguez-Narciso, S., Guerrero-Barrera, A. L., & Avelar-González, F. J. (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *27*(2), 89-102. https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/25007

HGPT, Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua. (2019). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Tungurahua 2019-2023*. https://www.tungurahua.gob.ec/file/2020/07/PDyOT-TUNGURAHUA-2019-2023-Version-2.pdf

IGM, Instituto Geográfico Militar del Ecuador. (2025). *Cobertura geográfica nacional*. https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/

INAMHI, Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador. (2025). *Anuario meteorológico*. https://servicios.inamhi.gob.ec/Anuarios-Metereologicos/

INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos del Ecuador. (2022). *Boletín Técnico Nacional: Censo Ecuador 2022*. https://www.censoecuador.gob.ec/public/Boletin_Nacional.htm

INEN, Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2022). *Calidad del agua—Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de programas y técnicas de muestreo (NTE INEN-ISO 5667-1)*. https://drive.google.com/file/d/1QWa-ehEYAEzpfMLjyH_7WWqmXv6jh79-/view

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: A review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *374*(2065), 2-16. https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202

Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, *20*(1), 141-151. https://doi.org/10.1177/001316446002000116

Lumb, A., Sharma, T. C., Bibeault, J.-F., & Klawunn, P. (2011). A comparative study of USA and Canadian water quality index models. *Water Quality, Exposure and Health*, *3*(3-4), 203-216. https://doi.org/10.1007/s12403-011-0056-5

MAE, Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2018). *Texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente (TULSMA).* https://www.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-09/Documento_Texto-Unificaco-Legislacion-Secundaria-Medio-Ambiente.pdf

Nahm, F. S. (2016). Nonparametric statistical tests for the continuous data: the basic concept and the practical use. *Korean Journal of Anesthesiology*, *69*(1), 8. https://doi.org/10.4097/kjae.2016.69.1.8

Osorto-Núñez, M. H., Martínez-Rodríguez, D., & Merlo-Rodríguez, V. (2023). Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del Golfo de Fonseca, Honduras. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, *52*(1), 65-92. https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1181

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Panagopoulos, Y., Alexakis, D. E., Skoulikidis, N. T., Laschou, S., Papadopoulos, A., & Dimitriou, E. (2022). Implementing the CCME water quality index for the evaluation of the physicochemical quality of Greek rivers. *Water*, *14*(17), 2738. https://doi.org/10.3390/w14172738

Ruiz-Ordóñez, D. M., Solano-Correa, Y. T., Maysels, R., & Figueroa-Casas, A. (2023). Land-use dynamics and water quality in Andean basins. *Sustainability*, *15*(22), 15965. https://doi.org/10.3390/su152215965

Santamaría-Zárate, Y. L., Angulo-de-Castro, I., & Ordóñez-Díaz, M. M. (2021). Análisis multitemporal y estadístico de parámetros fisicoquímicos monitoreados en la cuenca alta del río Bogotá. *Revista UIS Ingenierías*, *20*(4), 13-26. https://doi.org/10.18273/revuin.v20n4-2021002

Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, *52*(3-4), 591-611. https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591

Silva, M. J., & Salinas-Morales, D. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, *9*(1), 69-80. https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427

Swain, L. G. (2024). The evolution of the Canadian (CCME) water quality index. *Water Quality Research Journal*, *59*(4), 342-346. https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.052

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2020). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, *1*(3), 34-38. https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3

Uribe, L. F., Reyes, A., & Hernández, L. (2023). Calidad del agua en ríos urbanos: caso del río Fucha, Bogotá, Colombia. *Tecnología y ciencias del agua*, *14*(5), 291-330. https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-05-07

Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *42*(5), 1072-1086. https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12

WHO, World Health Organization. (2025). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda* (4th ed.). World Health Organization. https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)