



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias \bar{e} Agua



Parámetros de campo en entronque Río Chiquito, Guerrero, México. Foto: Acacio Castro Serrano.

Portada: toma de parámetros de campo en el entronque Río Chiquito, Guerrero, México. El agua es un recurso vital para el desarrollo de la vida en la Tierra, por lo que muchas personas, para cubrir sus necesidades, han establecido sus viviendas cerca de fuentes de agua, como ríos, lagos, lagunas; ello se ha convertido en una de las fuentes de afectación a la calidad del agua. El deterioro de la calidad del agua ocurre por procesos tanto naturales como antrópicos y genera como consecuencia que el agua contaminada no pueda utilizarse para consumo humano, en usos domésticos o recreativos, en la industria o en la agricultura. Ello conlleva a la reducción efectiva de la cantidad de agua disponible en una determinada zona. Ver el artículo “Calidad del agua superficial en la cuenca del río Atoyac, Guerrero, México / Surface water quality in the Atoyac River basin, Guerrero, Mexico” de Esther Madrid, Ma. Laura Sampedro, Ma. del Carmen Maganda, Ana Laura Juárez, Maximino Reyes y Justiniano González.

Foto: Acacio Castro Serrano.





Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dra. Patricia G. Herrera Ascencio
Directora General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Editor en Tratamiento del Agua
Dr. Miguel Ángel López Zavala
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

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

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

Coordinadora editorial
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

• **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 • **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**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, 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 • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vítório 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 • **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 • **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**, Universidad de Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de 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 • **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 Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontría**, consultor • **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 • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de 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 Verdusco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados • **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 • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de 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 • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •



Contenido
Artículos (originales)
Articles (original)

Geografías en conflicto: superposición de actividades extractivas en los humedales peruanos

Rosa Soto-Ceferino

Héctor Aponte

Ivan López-Guiop

Camila Delgado-Galván

Antony Apeño

Inmovilización de antraquinona-2-sulfonato en carbón activado granular para la biotransformación reductiva de contaminantes electrofílicos

Yasser Aleman

Lea Lopez

Denisse Serrano

Edna R. Meza

Luis H. Alvarez

Análisis de eventos torrenciales en el Valle de Aburrá, en los años 2010-2011 con la herramienta r.avaflow

Tania Grisales-Ospina

Victor Hugo Aristizabal-Tique

Juan Daniel Ríos-Arboleda

Study of teleconnection between hydrological variables and climatological variables in a headwater basin of the Maipo River for forecast model application

Javiera Montalva

Álvaro Ossandón

Lina Castro

Contaminación de sedimentos de un meandro del río Lerma, México

Ana V. Coria-Téllez

Diego A. Ríos-Pérez

Dhirendra Kumar Tiwari

María L. Merino-Solís

Modelo de gestión comunitaria de agua en Toluca: una aproximación táctica e integrada

Edgar Anzures-Valencia

Alejandro Tonatiuh Romero-Contreras

Carlos Díaz-Delgado

Aracely Rojas-López



Contents
Artículos (traducción)
Articles (translation)

Geographies in conflict: Overlapping extractive activities in Peruvian wetlands 01

Rosa Soto-Ceferino

Héctor Aponte

Ivan López-Guiop

Camila Delgado-Galván

Antony Apeño

Immobilization of anthraquinone-2-sulfonate on granular activated carbon for the reductive biotransformation of electrophilic contaminants 50

Yasser Aleman

Lea Lopez

Denisse Serrano

Edna R. Meza

Luis H. Alvarez

Analysis of torrential events in the Aburrá Valley, in the years 2010-2011 with the r.avaflow tool 80

Tania Grisales-Ospina

Victor Hugo Aristizabal-Tique

Juan Daniel Ríos-Arboleda

Estudio de teleconexión entre variables hidrológicas y climatológicas en una cuenca de cabecera del río Maipo para la aplicación de modelos de pronóstico 125

Javiera Montalva

Álvaro Ossandón

Lina Castro

Sediments contamination from a meander of the Lerma River, Mexico 181

Ana V. Coria-Téllez

Diego A. Ríos-Pérez

Dhirendra Kumar Tiwari

María L. Merino-Solís

Community water management model in Toluca: A tactical and integrated approach 225

Edgar Anzures-Valencia

Alejandro Tonatiuh Romero-Contreras

Carlos Díaz-Delgado

Aracely Rojas-López



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Calidad del agua superficial en la cuenca del río Atoyac, Guerrero, México

Esther Madrid

Ma. Laura Sampedro

Ma. del Carmen Maganda

Ana Laura Juárez

Maximino Reyes

Justiniano González

Perfil de susceptibilidad antimicrobiana de enterobacterias hidrotransmisibles aisladas en río Guamote, Chimborazo

Cristian Vázquez

Irene Lara

Indira Tipán

Notas (originales)

Notes (original)

Eficiencia en la provisión de agua potable: un análisis de frontera estocástica

Fanny Cabrera

Juan Pablo Sarmiento

Design of hydraulic structures in supercritical regime with sediments: A mathematical criterion to calculate bottom roughness

Jesús Gracia-Sánchez

Oscar Arturo Fuentes-Mariles

Judith Ramos



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Surface water quality in the Atoyac River basin, Guerrero, Mexico 283

Esther Madrid

Ma. Laura Sampedro

Ma. del Carmen Maganda

Ana Laura Juárez

Maximino Reyes

Justiniano González

Antimicrobial susceptibility profile of hydrotransmissible enterobacteria isolated from the Guamote River, Chimborazo 339

Cristian Vázquez

Irene Lara

Indira Tipán

Notas (traducción)

Notes (translation)

Efficiency in the provision of drinking water: A stochastic frontier analysis 373

Fanny Cabrera

Juan Pablo Sarmiento

Diseño de estructuras hidráulicas en régimen supercrítico con sedimentos: un criterio matemático para calcular la rugosidad del fondo 421

Jesús Gracia-Sánchez

Oscar Arturo Fuentes-Mariles

Judith Ramos

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-01

Artículos

Geografías en conflicto: superposición de actividades extractivas en los humedales peruanos

Geographies in conflict: Overlapping extractive activities in Peruvian wetlands

Rosa Soto-Ceferino¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9373-9167>

Héctor Aponte², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5249-9534>

Ivan López-Guiop³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8432-172X>

Camila Delgado-Galván⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-0939-8170>

Antony Apeño⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9321-411X>

¹Universidad Científica del Sur, Facultad de Ciencias Ambientales, Lima, Perú, rosa.soto.ceferino@gmail.com

²Universidad Científica del Sur, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Lima, Perú, haponte@cientifica.edu.pe

³Ministerio de Cultura, Lima, Perú, ivalogui12@gmail.com

⁴Ministerio de Cultura, Lima, Perú, janethgalvan1993@gmail.com

⁵CooperAcción, Lima, Perú, aapeno@cooperaccion.org.pe

Autora para correspondencia: Rosa Soto-Ceferino,
rosa.soto.ceferino@gmail.com

Resumen

El Perú cuenta con una gran diversidad de humedales, los cuales son de vital importancia para la adaptación frente al cambio climático. Estos ecosistemas se encuentran expuestos a variaciones en el uso del suelo y otros impactos causados por las actividades extractivas y la expansión urbana. Este estudio tiene como objetivo evaluar las presiones existentes en los sitios Ramsar y humedales peruanos provocadas por las actividades extractivas, la expansión urbana y la presencia de comunidades. Para lograr este propósito se emplearon sistemas de información geográfica que permiten determinar la superposición entre las concesiones mineras, forestales, lotes petroleros, expansión urbana y la distribución de los humedales. Los resultados indican que los humedales Ramsar presentan una alta superposición con las concesiones mineras (12 664.28 ha), los yacimientos de petróleo (3 744 897.37 ha), y la expansión urbana (28 979 ha). Se ha evidenciado una mayor superposición de concesiones mineras (403 885.31 ha) con los bofedales; mientras que la superposición de los lotes petroleros fue de 897 439.33 ha y es mayor en los pantanos arbustivos. En el Abanico del río Pastaza es común encontrar superposiciones frecuentes de actividades extractivas en áreas ocupadas por comunidades nativas. Además, 81 873.87 ha de bofedales y lagunas en territorios comunales campesinos se superponen con concesiones mineras. Se concluye que existen conflictos en los derechos de uso de los humedales y es prioritaria la protección de aquellos ubicados en áreas con mayor superposición. A pesar de la legislación actual, aún se requieren

avances significativos; por lo tanto, se proponen prácticas de colaboración para una gestión sostenible de los humedales peruanos.

Palabras clave: comunidades campesinas, concesiones forestales, concesiones mineras, conservación de humedales, lotes petroleros, superposición geográfica.

Abstract

Peru boasts a rich diversity of wetlands crucial for climate change adaptation. However, these ecosystems face growing threats from changes in land use, extractive activities, and urban expansion. This study aims to assess the pressures on Peruvian Ramsar sites and wetlands arising from extractive activities, urban expansion, and community presence. Geographic Information Systems (GIS) are employed to identify the overlap between mining concessions, forestry, oil fields, urban expansion, and wetland distribution. Results reveal significant overlaps of Ramsar wetlands with mining concessions (12 664.28 ha), oil fields (3 744 897.37 ha), and urban expansion (28 979 ha). A greater overlap of mining concessions (403,885.31 ha) with the wetlands has been evident, while the overlap of the oil lots was 897 439.33 ha, being greater on shrubby swamps. It is common to find frequent overlaps of extractive activities in areas occupied by native communities on the Abanico del Río Pastaza. In addition, 81 873.87 hectares of wetlands and lagoons in peasant communal territories overlap with mining concessions. It is concluded that there are conflicts in the rights to use wetlands, and wetlands with more superposition are the priority. Despite current

legislation, significant progress is still required; therefore, collaborative practices are proposed for sustainable wetland management in Peru.

Keywords: Forestry concessions, geographic overlap, mining concessions, oil fields, peasant communities, wetland conservation.

Recibido: 17/10/2023

Aceptado: 15/04/2024

Publicado *ahead of print*: 03/05/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

Los humedales son uno de los ecosistemas más importantes para los seres humanos, ya que brindan una variedad de servicios ecosistémicos y presentan diversas funciones ecológicas (Beuel *et al.*, 2016). En los últimos 150 años, más de la mitad de los humedales en el mundo se han modificado en su uso y se han degradado debido a actividades antrópicas (Jiang, Lv, Wang, Chen, & Liu, 2017; Sica, Quintana, Radeloff, & Gavier-Pizarro, 2016), lo que conduce a cambios en su dinámica hídrica, estabilidad estructural, y degradación de las funciones reguladoras naturales, como la fijación de carbono, retención de agua y procesamiento de nutrientes (Bai, Hao, Zhao, Liu, & Li, 2021).

En Perú se tienen investigaciones que evalúan el impacto de las actividades antrópicas sobre la conservación de los humedales en la costa (Gómez-Sánchez, Cuba, & Aponte, 2022; Rojas, Bartl, & Abad, 2021); en la selva (Zuta, 2018; Janovec *et al.*, 2013), y en la zona andina (Loza &

Taype, 2021; Maldonado, 2016). Entre los casos bien documentados encontramos la superposición de los humedales del río Pastaza-Marañón (PMFB) con lotes de exploración o extracción de petróleo designados (Baker *et al.*, 2019), y las reservas y tierras de propiedad de las comunidades nativas (Finer *et al.*, 2015). También existe el precedente legal para obtener permisos para establecer plantaciones en bosque primario, donde se evidencian humedales amazónicos (Roucoux *et al.*, 2017). Asimismo, los humedales costeros están amenazados por su cercanía con las poblaciones y las actividades industriales, por lo que se presentan distintos impulsores de cambio, como el crecimiento demográfico (urbanización) y la degradación por agricultura. Arrojar material del desmonte y desechos es el impulsor de cambio más frecuente en la capital peruana: Lima (Aponte, Gonzales, & Gomez, 2020). En los andes peruanos también se evidencia la reducción de los humedales debido a una falta de ordenamiento territorial que permita un adecuado aprovechamiento del suelo, con una agricultura y ganadería sostenible en Puno (Loza & Taype, 2021). Entre las consecuencias por la superposición del uso de suelo se encuentran los conflictos sociales (Canaza, 2018) por la contaminación a la que se verían expuestos los cuerpos de agua de los que dependen, al igual que los asociados con los efectos directos e indirectos de la minería (Oxfam, 2014).

En las regiones donde se hay humedales se han podido identificar distintos impulsores de cambio que ponen en riesgo su subsistencia: los proyectos de desarrollo, como la construcción de carreteras, líneas de transmisión y fabricas (Gerakis & Kalburtji, 1998); el drenaje para la obtención de tierras arables o urbanas, y la extracción de turba amenazan la función de los humedales (Asselen, Verburg, Vermaat, & Janse, 2013).

Los humedales aún no protegidos por mecanismos legales muestran una fuerte tendencia a cambios por la expansión urbana, inserción de cultivos agrícolas, siembra de pastos o eucaliptos, y el uso de recursos naturales (Amorim & De-Oliveira, 2014; Song, Wang, Du, & Liu, 2014). En el ámbito internacional existen análisis cuantitativos de los mecanismos que generan la degradación de los humedales desde diferentes perspectivas: políticas, económicas y sociales (Jiang, Cheng, Li, Zhao, & Huang, 2014; Jiang *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2015). En numerosas ocasiones, la falta de un adecuado ordenamiento territorial conduce a conflictos relacionados con las tierras agrícolas y el acceso al agua en áreas próximas a los humedales.

Para enfrentar estos problemas existen las técnicas integradas de teledetección y los sistemas de información geográfica (SIG) que proporcionan información precisa e importante sobre los cambios en el territorio a lo largo del tiempo (Nath, Niu, & Singh, 2018), lo cual las convierte en herramientas fundamentales para la comprensión de tales variaciones, y para el mapeo y monitoreo de los recursos de los humedales (Cano *et al.*, 2023; Lang & Bourgeau-Chavez, 2015). Junto a ello, los mapas e inventarios de humedales brindan información crucial para la conservación, restauración y manejo de estos ecosistemas (Qiusheng, 2017).

Considerando la problemática mencionada, la presente investigación busca proporcionar una descripción de la situación actual y los riesgos que amenazan a los humedales peruanos. El objetivo de este estudio es evaluar las presiones existentes causadas por actividades extractivas, y la expansión urbana relacionadas con otros derechos de uso en los sitios Ramsar y los humedales de Perú. Se examina la legislación

actual y se presentan casos que evidencian la preocupación y el interés por el uso de suelo con fines extractivos en diversos humedales peruanos.

Materiales y métodos

Área de estudio

La presente investigación abarcó los sitios Ramsar y humedales del Perú identificados por el Ministerio del Ambiente (Minam) (Minam, 2019), siguiendo las definiciones establecidas en la estrategia nacional de Humedales (Minam, 2015). Estos humedales incluyen una variedad de ecosistemas relacionados con el agua, como humedales costeros, manglares, bofedales, pantanos herbáceo-arbustivos, pantanos de palmeras, ríos, lagos y lagunas.

Por medio del desarrollo de mapas y cuadros se evaluó la superposición espacial de los lotes petroleros, las concesiones mineras y forestales, y la expansión urbana con los humedales mencionados (López, 2021). En la Tabla 1 se presentan las descripciones de los principales humedales del país.

Tabla 1. Definiciones de los principales humedales del Perú (según Minam, 2015).

Humedal	Característica	Ubicación
Humedal costero	Manglares*, lagunas, estuarios, albuferas, deltas, oasis, pantanos	Todo el litoral costero
Manglares	Estuarios establecidos en zonas intermareales de aguas salobres	Tumbes y Piura
Bofedales	Presente en lo Andes sobre suelos planos, en depresiones o ligeramente inclinados	Cajamarca, Piura, La Libertad, Ancash, Lima, Junín, Pasco, Huancavelica, Ayacucho, Apurímac, Arequipa, Cusco, Puno, Moquegua y Tacna
Pantanos herbáceo-arbustivos	Llanura aluvial amazónica; sobre depresiones de terreno en suelos de mal drenaje	Loreto, Ucayali y Huánuco
Pantanos de palmeras	Mayoritariamente en la llanura aluvial amazónica hasta aproximadamente 750 msnm	Loreto, Ucayali, San Martín, Madre de Dios, Amazonas, Huánuco, Pasco y Cusco
Laguna	Depósitos naturales de agua de menor profundidad que los lagos de régimen permanente o temporal	Se ubican en todo el país

*El ecosistema de manglar, debido a su singularidad y valor emblemático, ha sido **destacado de manera individual** en la leyenda del Mapa Nacional de Ecosistemas.

Análisis de la información

La metodología utilizada para el análisis se basó en el procesamiento de la información geográfica (Oxfam, 2014). Dicha metodología estuvo compuesta de las fases que se describen a continuación.

Obtención de capas e información geográfica

La información cartográfica de los humedales se recopiló de las bases de datos espaciales disponibles en los portales de las entidades del estado peruano y de cooperación (Martínez, Delgado, & Lopez, 2022). Se utilizaron capas de información actualizadas hasta junio de 2022; para la cartografía base se obtuvieron los límites internacionales, departamentales y provinciales. Para el caso de las capas relacionadas con el componente ambiental, como los humedales del Perú y los sitios Ramsar, se adquirieron del Geo Servidor (Minam, 2022a).

El Ministerio del Ambiente estableció una escala de 1:100 000 para la cartografía de humedales que cubre el territorio peruano, la cual se alinea con otros instrumentos cartográficos previamente desarrollados, como el Mapa Nacional de Cobertura Vegetal. Se realizaron ajustes cartográficos para los factores fisiográficos utilizando imágenes de alta resolución espacial (Lansat), con una unidad mínima cartográfica de cinco hectáreas. La información temática se georreferenció al sistema de coordenadas planas, con Proyección Universal Transversal de Mercator (UTM), zona 18, y se utilizó el Datum World Geodetic System 1984 (WGS-84).

Para el componente de actividades extractivas se emplearon las capas de concesiones mineras obtenidas del portal del GEOCATMIN (Ingemmet, 2022). Asimismo, las concesiones mineras se encuentran clasificadas según su estado: concesión minera titulada, en trámite, minera extinta, cantera afectada al estado, planta de beneficio (Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico, 2021, citado en López, 2021). Cabe señalar que la concesión de beneficio permite al titular extraer y procesar los minerales, separando la parte valiosa y llevando a cabo diferentes procesos físicos, químicos o físico-químicos para fundir, purificar o refinar los metales (Minem, 2022a).

Las capas de concesiones forestales se obtuvieron en el portal del GEO Serfor (Serfor, 2022). Una concesión implica el otorgamiento del derecho de aprovechamiento de un determinado recurso forestal para fines de producción de madera, así como para productos diferentes a las maderas, que incluye usos no extractivos, como el ecoturismo, y la conservación (Artículo 3 del Decreto Supremo N 014-2001 del Reglamento de la Ley Forestal N.º 27308).

La capa de lotes petroleros se obtuvo en el portal Geografías en Conflicto de Cooperación (Martínez *et al.*, 2022). La clasificación para los lotes petroleros se realizó según el tipo de convenio y lotes (Perúpetro, 2022). Para la expansión urbana se obtuvo la capa de lotes catastrales (INEI, 2022); cada unidad estuvo representada por manzanas (Mz), que son áreas de terreno o conjuntos de lotes que se encuentran delimitados por vías de tránsito y/o accidentes geográficos naturales (Congreso de la República, 2006).

Para los componentes sociales, la capa de las comunidades nativas fue descargada del portal del SICNA: Información sobre Comunidades de

la Amazonía (Instituto del Bien Común, 2022), estas comunidades tienen sus raíces en los grupos tribales de la selva y la ceja de selva; se componen de conjuntos de familias que comparten elementos fundamentales, como el idioma o dialecto, características culturales y sociales, así como la tenencia, y el uso conjunto y permanente de un mismo territorio, ya sea con asentamiento nucleado o disperso, según lo establecido en el Decreto-Ley 22175 (Congreso de la República, 1978).

Del Geo Portal se obtuvieron las capas de comunidades campesinas que se ubican en la costa y los Andes (Ministerio de Cultura, 2022); se trata de organizaciones de interés público, con existencia legal y personería jurídica, conformadas por familias que habitan y controlan territorios específicos, y que están unidas por vínculos ancestrales, sociales, económicos y culturales. Dichos vínculos se expresan a través de la propiedad comunal de la tierra, el trabajo comunal, la ayuda mutua y el gobierno democrático.

Los datos SIG se caracterizan por sus propiedades geométricas (ubicación espacial), sus atributos (características asociadas con cada objeto) y su topología (interrelación con otros objetos en el espacio) En esencia, estos datos permiten su ubicación en el espacio y pueden ser superpuestos, calculados, manipulados, visualizados y analizados en conjunto con otras capas de datos que utilizan el mismo sistema de coordenadas (Longley, Goodchild, Maguire, & Rhind, 1999; Burrough & McDonnell, 1998). En este estudio se trabajó con información cartográfica proyectada en UTM, datum WGS84, siguiendo las normativas establecidas por el Instituto Geofísico Nacional del Perú (IGN). Se emplearon los programas ArcGIS 10.4 (Esri, 2016) y el sistema de información geográfica cuántica (QGIS, 2016) para el procesamiento de las capas

vectoriales, organizándolas y sistematizándolas de manera jerárquica. Todas las características en la tabla de atributos se adaptaron y se le dio prioridad a los atributos relacionados con su superficie (en hectáreas) y origen.

Cálculo de áreas y generación de mapas

Se calculó la intersección geométrica de las áreas superpuestas entre todos los humedales peruanos y las actividades extractivas (concesiones mineras, forestales y lotes petroleros) con el *software* ArcGIS 10.4. Las entidades o partes de entidades que se superponen tanto en la capa de entrada como en la capa de superposición se registraron en la capa de salida. Antes de iniciar cualquier operación de superposición de polígonos es fundamental verificar y corregir la topología de la capa de entrada, según las recomendaciones de Esri (2023). Durante la superposición de polígonos es esencial agregar nuevas intersecciones y generar polígonos que representen una nueva topología.

Superposición de humedales y actividades extractivas

Los procedimientos de geoprocésamiento incluyen la intersección de áreas correspondientes a humedales Ramsar, tipos de humedales del Perú y actividades extractivas. Para llevar a cabo el geoprocésamiento, se empleó una operación de superposición que permite combinar los atributos de las entidades involucradas. En este caso, las capas de entrada son los humedales y las concesiones. A través de la operación de intersección se recortan los elementos de entrada de acuerdo con la capa

de intersección, lo cual genera una nueva capa que representa la combinación espacial de los diferentes elementos de ambas capas.

Superposición de humedales y espacios urbanizados

La superposición con espacios urbanizados se evaluó exclusivamente en los humedales Ramsar peruanos debido a consideraciones de eficiencia y manejo de datos en el análisis. Procesar toda la información sobre espacios urbanos a nivel nacional requeriría un procesamiento complejo que el *software* no permitía. Para la superposición de espacios urbanizados con humedales Ramsar se siguió el mismo procedimiento que en el ArcGis 10.4. Para verificar la precisión y calidad de los datos, se utilizaron imágenes satelitales de alta resolución (con zoom de 24) descargadas mediante el programa gratuito SAS GIS (SAS Planet Development Team, 2010). Esto permitió garantizar la correcta visualización y validación de los resultados obtenidos.

Superposición de humedales y actividades extractivas vs. comunidades

Se evaluó la superposición de actividades extractivas con componentes sociales. Se usó la función de superposición entre las comunidades campesinas y nativas con la de los humedales; posteriormente se evaluó la superposición entre las comunidades identificadas y las actividades extractivas.

La data obtenida de los *software* fue ordenada y comparada en una base de datos generada en el *software* Excel. Todos los datos se

representaron en mapas generados con el *software* ArcGis versión 10.4. Los mapas de superposiciones de concesiones mineras y lotes petroleros con humedales a nivel nacional se encuentran en una escala de 1:25 000 a 1:30 000, que depende de cada elemento geográfico a querer representar; como mapa base del Perú se usó una capa ráster. La información de las superposiciones se analizó agrupando los conflictos en a) humedales de categoría Ramsar; b) por tipo de humedal, y c) cuando presentaron superposición con las comunidades campesinas y nativas.

Resultados

Superposición en humedales Ramsar

La mayor superposición de concesiones mineras con los humedales Ramsar se identificó en la región costa, específicamente en el Estuario de Virrilá (83.37 %). En la región andina, los bofedales y la Laguna de Salinas (13.18 %) son los que presentan la mayor cantidad de concesiones; esto puede apreciarse en la Tabla 2 (las superposiciones más resaltantes se encuentran en la Figura 1). Los humedales Ramsar de la selva, representados por el Abanico del río Pastaza (30 468.26 ha) y Pacaya Samiria (137.00 ha), se encuentran superpuestas con concesiones forestales. A pesar de ser solo el 0.8 %, esto representa 30 605.26 ha de humedales Ramsar, tal como se señala en la Tabla 2.

Tabla 2. Superposición de concesiones mineras, concesiones forestales y lotes petroleros con humedales Ramsar.

Humedal		Núm. de concesiones mineras por categoría			SCM		Núm. de concesiones forestales por categoría		SCF		Núm. de lotes petroleros por categoría			SLP	
Nombre	Superficie (ha)	Tituladas	En trámite	Planta de beneficio	(ha)	(%)	Conservación	Fines maderables	(ha)	(%)	Lotes de contrato	Lotes proceso simplificado	Nuevas áreas de promoción	(ha)	(%)
Abanico del río Pastaza	3 827 225.95	2	4	-	609.42	0.02	1	9	30 468.26	0.80	3	-	25	3 705 673.67	96.82
Bofedales y Laguna de Salinas	17 710.05	50	-	3	2 334.26	13.18	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	14.82	0.49
Estuario de Virrilá	5 702.44	12	-	-	4 754.16	83.37	-	-	-	-	-	1	-	5 702.44	100.00
Humedal Lucre-Huacarpay	1 960.17	-	1	-	10.10	0.52	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Manglares de San Pedro de Vice	3 435.38	-	2	-	207.80	6.05	-	-	-	-	2	1	-	3 397.28	98.89
Reserva Nacional de Paracas	335 744.37	41	6	-	4 734.70	1.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Reserva Nacional de Junín	52 561.46	-	1.00	-	13.84	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pacaya Samiria	2 170 247.45	-	-	-	-	-	-	-	137	0.006	2	-	-	30 109.17	1.39
Total	6 414 587.27	105	14	3	12 664.28	0.20	1	9	30 605.26	0.48	5	2	26	3 714 788.20	57.91

SCM = superficie de las concesiones mineras

SCF = superficie de concesiones forestales

SLP = superficie de lotes petroleros

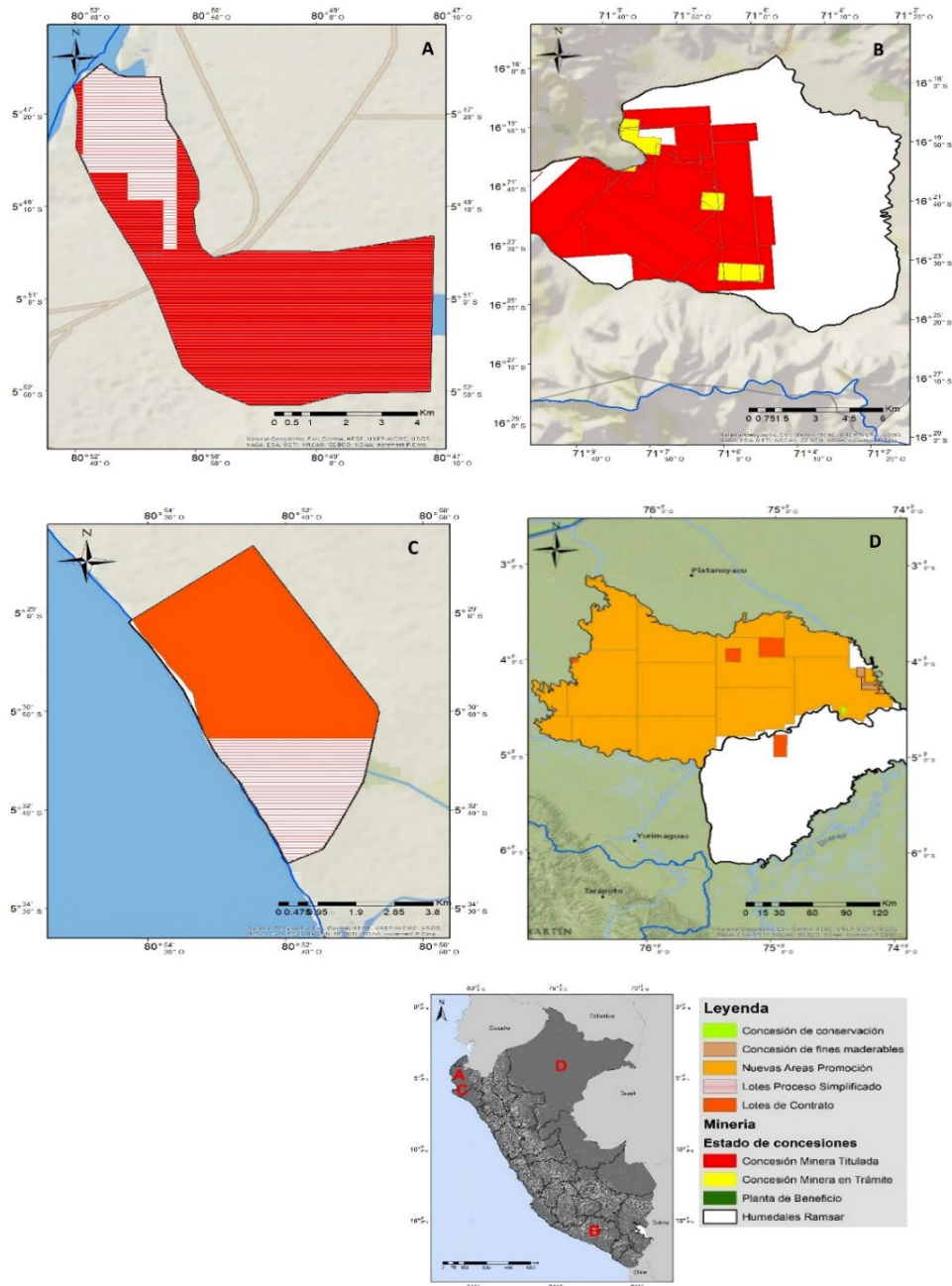


Figura 1. Mapa de las superposiciones más importantes en los humedales Ramsar peruanos: A) Estuario de Virrilá (Piura); B) bofedales y Laguna de Salinas (Arequipa); C) manglares de San Pedro de Vice (Piura); D) Abanico del río Pastaza (Loreto).

Seis de los 14 humedales Ramsar tienen áreas que se encuentran superpuestas con lotes petroleros, donde destaca el Estuario de Virrilá, cuyo territorio está totalmente concesionado (100 %); los manglares de San Pedro de Vice (98.89 %) y el Abanico del río Pastaza (96.82 %) también presentan áreas superpuestas. En contraste, el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes tiene la menor extensión de área concesionada, seguido de Pacaya Samiria, como se muestra en la Tabla 2.

Ocho humedales Ramsar presentan superposición con la superficie de espacios urbanizados. El Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, que se ubica en Lima (capital del Perú), presenta una considerable superposición con espacios urbanos (90.83 %). Al evaluarse con la imagen satelital se identificó que aún no hay construcciones dentro del humedal, pero la capa del Instituto Nacional de Estadística e informática muestra áreas lotizadas (Figura 2). El Humedal Lucre-Huacarpay tiene una superposición del 6.92 %; mientras que seis humedales se encuentran por debajo del 0.25 % de superposición, como se puede apreciar en la Tabla 3. Asimismo, existen 28 979 habitantes ubicados en los humedales Ramsar a nivel nacional, dato que se señala en la Tabla 3.

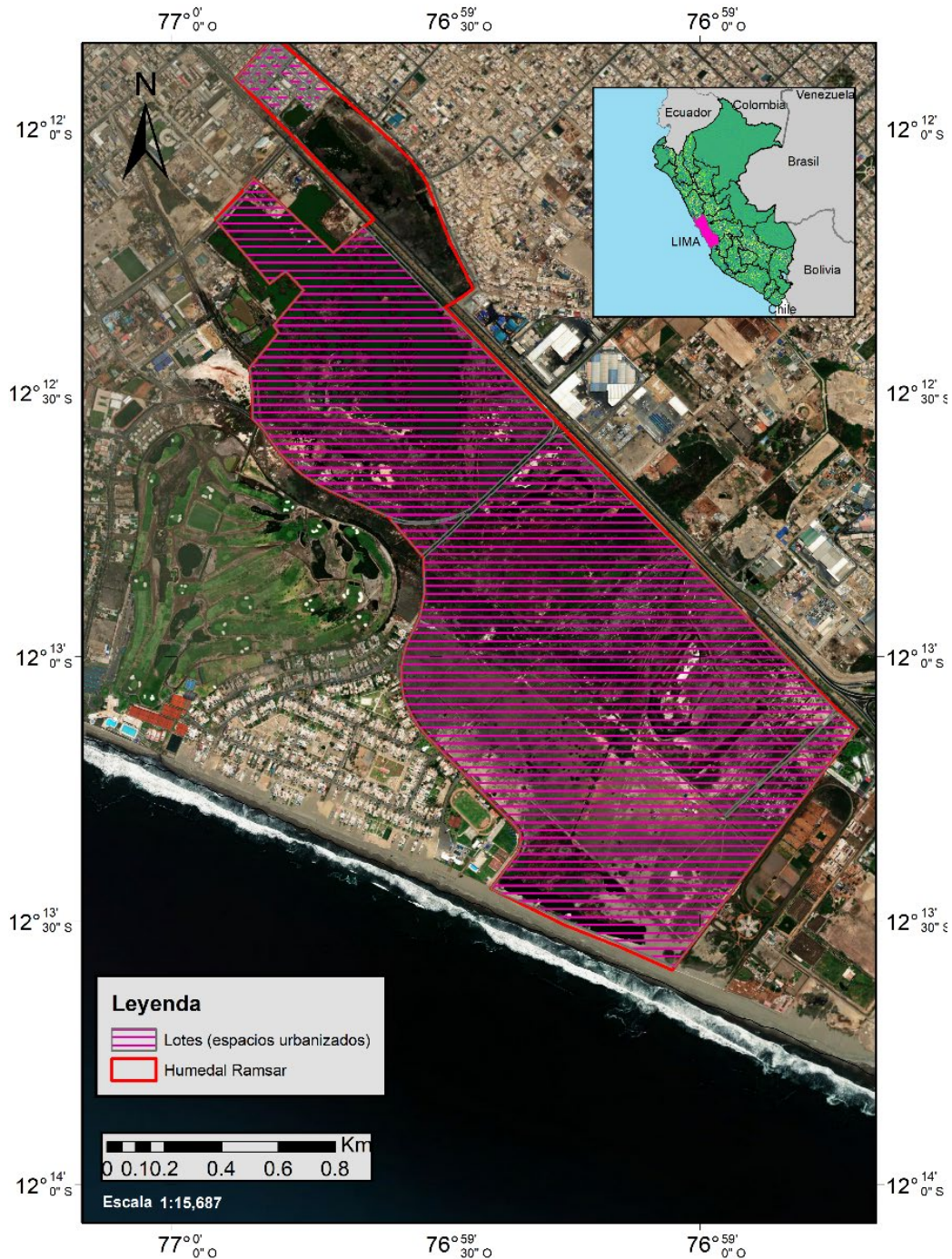


Figura 2. Superposición de espacios urbanizados y el humedal Ramsar Los Pantanos de Villa (Lima).

Tabla 3. Superposición de espacios urbanizados con humedales Ramsar.

Nombre del humedal Ramsar	Ubicación política	Superficie (ha)	Superficie de manzana (Mz) superpuestas (ha)	Cantidad de Mz	Población Total x Mz	% superpuesto
Abanico del río Pastaza	Loreto	3 827 225.95	453.17	371	14 271	0.01
Bofedales y Laguna de Salinas	Arequipa	17 710.05	1.30	2	42	0.01
Humedal Lucre-Huacarpay	Cusco	1 960.17	135.73	62	2 478	6.92
Lago Titicaca	Puno	474 363.41	112.46	127	5 261	0.02
Pacaya Samiria	Loreto	2 170 247.45	119.43	88	4 844	0.01
Reserva Nacional de Paracas	Ica	335 744.37	15.46	19	425	0.00
Reserva Nacional de Junín	Junín	52 561.46	13.36	22	135	0.03
Zona Reservada Los Pantanos de Villa	Lima	263.22	239.08	19	1 523	90.83
Total		6 880 076.08	10 899.88	710	28 979	0.16

Superposición por tipo de humedal

Respecto a los distintos tipos de humedales en el territorio peruano, la superposición con las concesiones mineras tuvo un total de 4.87 %. Los humedales costeros tuvieron el mayor porcentaje, 72.10 % de su área (equivalente a 41 298.12 ha). Los bofedales fueron los que presentaron

la mayor área superpuesta (229 500.56 ha), tal como se puede verificar en la Tabla 4 (las superposiciones más resaltantes se encuentran en la Figura 3).

Tabla 4. Superposición de concesiones mineras, concesiones forestales y lotes petroleros con tipos de humedales a nivel Nacional.

Humedal		Núm de concesiones mineras por categoría				SCM		Núm de concesiones forestales por categoría			SCF		Núm de lotes petroleros por categoría						SLP	
Tipo	Superficie (ha)	Titulada	En trámite	Cantera afectada al estado	Planta de beneficio	(ha)	(%)	Conservación	Ecoturismo	Fines maderables	(ha)	(%)	Convenio de evaluación técnico	Convenio de evaluación técnico de contrato	Lotes de contrato	Lotes en negociación y consulta	Lotes en proceso simplificado	Nuevas áreas de promoción	(ha)	(%)
Humedal Costero	57 281.92	140	34	1	4	41 298.12	72.1	-	-	-	-	-	-	-	19	-	16	18	49 066.41	85.66
Pantano de palmeras	5 527 523.4	218	149	0	0	15 136.82	0.27	67	11	316	317 337	5.74	12	33	-	-	-	-	34 685.77	0.63
Pantano arbustivo	795 586.08	1	0	0	0	374.65	0.05	14	25	1	51 342.85	6.45	-	1	-	3	-	432	621 327.01	78.1
Bofedales	548 176.13	7116	3555	29	72	229 500.56	41.87	3	-	-	441	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-
Lagunas	1 344 074.5	10506	3103	13	189	117 575.16	8.75	246	24	207	7 560.47	0.56	7	25	11	46	50	2356	188 825.07	14.05
Manglar	6 427.61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	1	11	3 535.07	55
Total	8 279 069.64	17 981	6 841	43	265	403 885.31	4.88	330	60	524	376 681.4	4.59	19	59	37	49	67	2817	897 439.33	11.61

SCM = superficie de las concesiones mineras en humedales

SCF = superficie de concesiones forestales en humedales

SLP = superficie de lotes petroleros en humedales

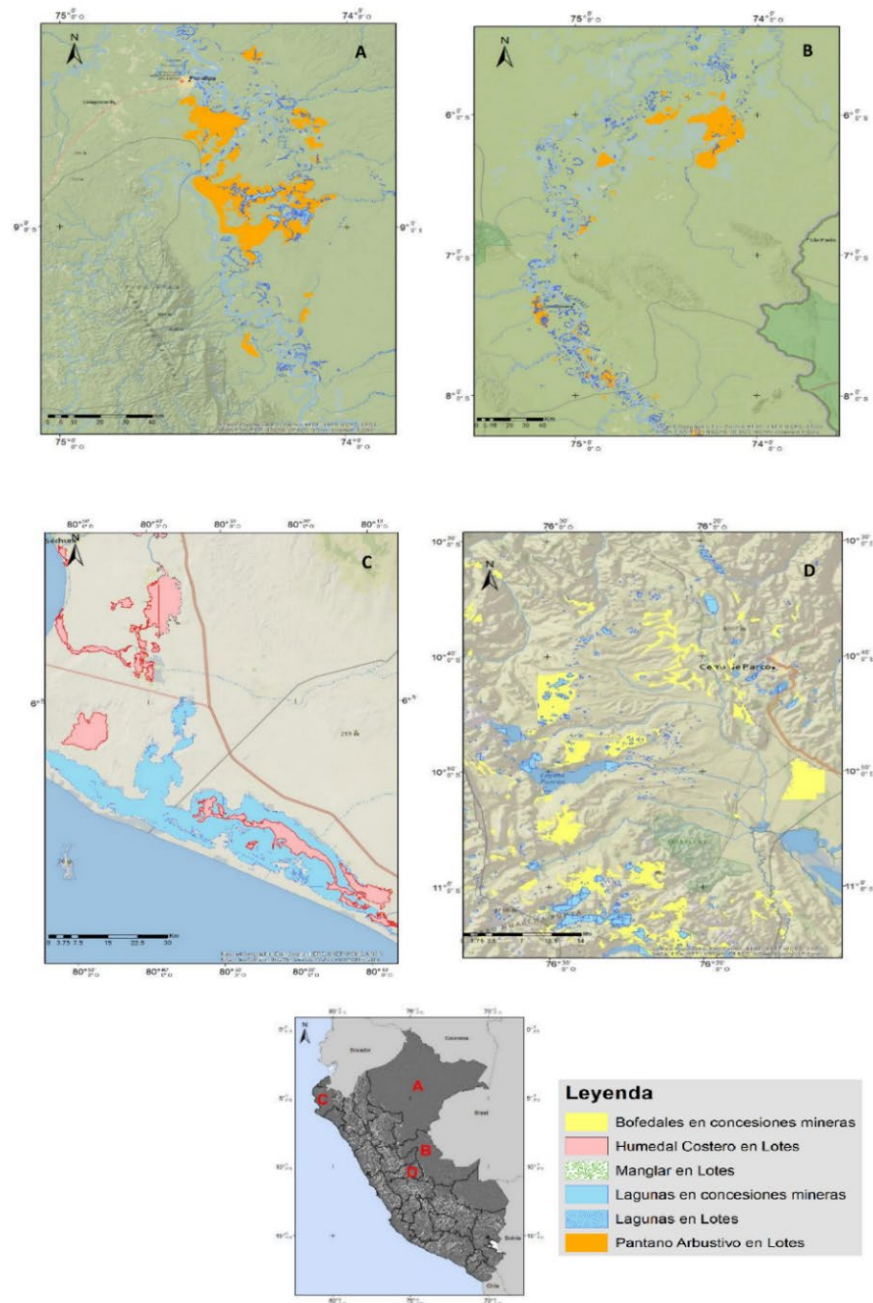


Figura 3. Mapa de las mayores superposiciones de concesiones mineras y lotes petroleros con humedales a nivel nacional. A) pantano arbustivo (Loreto); B) pantano arbustivo y lagunas (Ucayali); C) bofedales y lagunas (Pasco); D) humedales costeros (Piura).

Un 4.59 % de los humedales peruanos (376 681.36 ha) presenta superposición con concesiones forestales. Los pantanos arbustivos tienen la mayor superficie concesionada, pero los pantanos de palmeras tienen la mayor cantidad de concesiones con fines maderables, tal como se puede apreciar en la Tabla 4.

Las áreas de humedales que se encuentran superpuestas con los lotes petroleros corresponden a un total del 11.61 % (897 439.33 ha) destacando los pantanos arbustivos (78.10 %) (621 327.01 ha) y los humedales costeros (85.66 %) (49 066.41 ha), estando presentes lotes también en los manglares, pantanos de palmeras y lagunas (Tabla 4 y Figura 3).

Superposición de actividades extractivas con comunidades campesinas y nativas de los humedales

Se identificó que un 23.04 % de las concesiones mineras (4 079.51 ha) se encuentra en comunidades campesinas presentes en los humedales Ramsar; 34.07 ha de las concesiones forestales están en comunidades nativas, y un 27.32 % (1 045 612.21 ha) de los lotes petroleros se encuentra en comunidades nativas presentados en la Tabla 5 (el caso más resaltante se presenta en la Figura 4).

Tabla 5. Superposición de comunidades en humedales Ramsar con concesiones mineras, concesiones forestales y lotes petroleros.

Tipo de humedal	Tipo de comunidad	SCM por categoría				SCM		SCF por categoría		SCF		SLP por categoría					SLP	
		Concesión minera titulada	Concesión minera en trámite	Cantera afectada al estado	Planta de beneficio	(ha)	(%)	Conservación	Fines maderables	(ha)	(%)	Convenio de evaluación técnico	Lotes de contrato	Lotes en negociación y consulta	Lotes en proceso simplificado	Nuevas áreas de promoción	(ha)	(%)
Pantano de palmeras	N	257.41	485.22	-	-	742.63	0.01	732.76	870.80	1 603.56	0.03	1 989.07	53 285.21	4 603.32	-	775 554.78	835 432.39	15.11
Pantano arbustivo	N	-	-	-	-	-	-	-	101.88	101.88	0.01	-	-	-	-	126 994.89	126 994.89	15.96
Laguna	N	28.81	0.02	-	-	28.83	0.00	-	443.93	443.93	0.03	4.22	75.55	154.75	17.11	13 467.03	1 3718.65	1.02
Bofedal	C	46 729.21	16 294.74	5.62	41.33	63 070.90	11.51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Laguna	C	12 452.26	5 545.58	3.36	30.31	18 031.51	1.34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total		59 467.69	22 325.55	8.99	0.00	81 802.23	0.86	732.76	1 416.60	2 149.36	0.03	1 993.29	53 360.76			916 016.70	971 370.76	12.67

SCM = superficie de las concesiones mineras en humedales

SCF = superficie de concesiones forestales en humedales

SLP = superficie de lotes petroleros en humedales

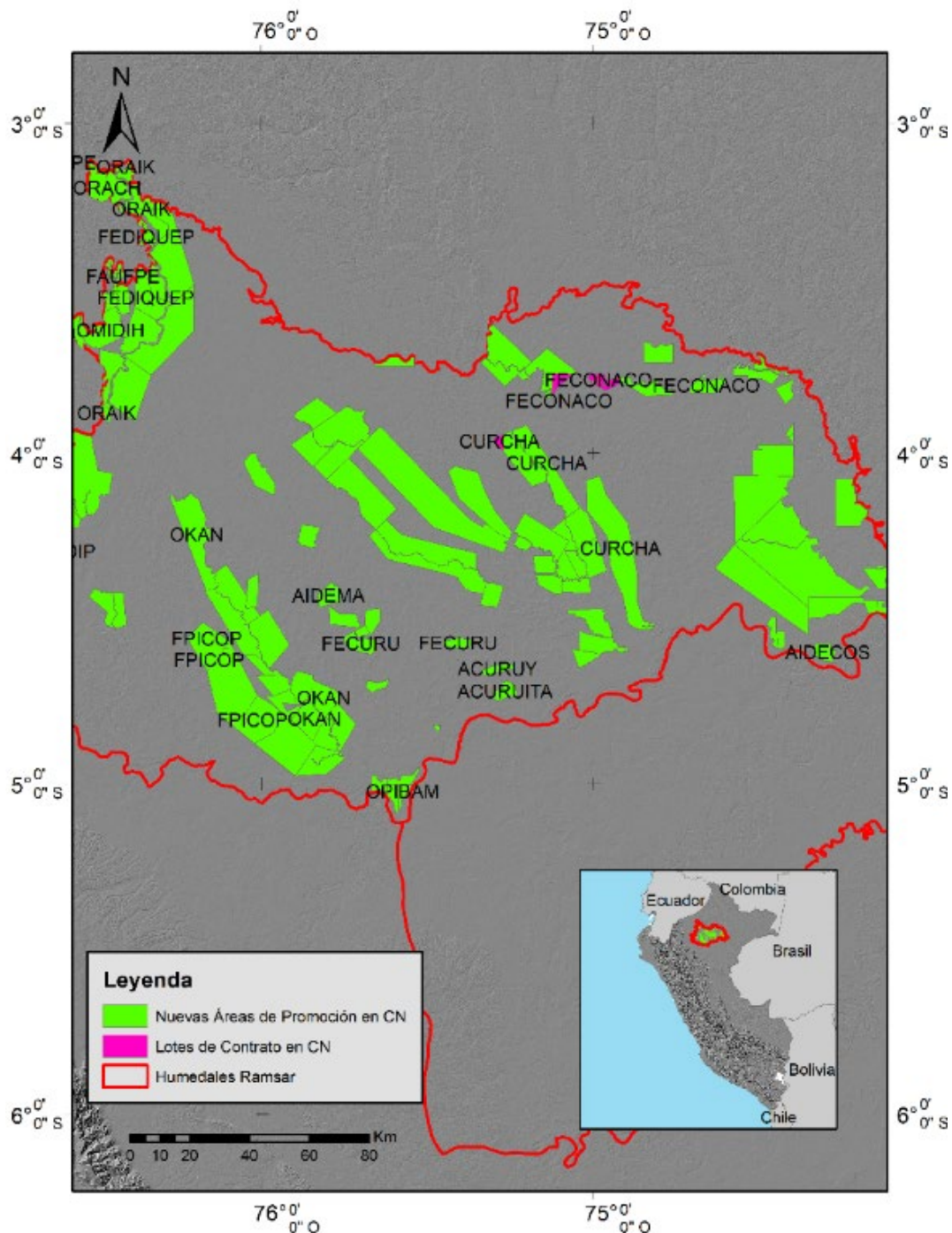


Figura 4. Mapa de superposición de lotes petroleros (nuevas áreas de promoción y lotes de contrato) con comunidades en humedales del Abanico del río Pastaza.

En bofedales, el 11.51 % del área ocupada por concesiones mineras se superpone con el territorio de las comunidades campesinas, mientras que en el caso de las concesiones forestales se tuvo un porcentaje bajo de superposición. En los pantanos arbustivos, pantanos de palmeras y lagunas, el 12.67 % de áreas ocupadas por los lotes petroleros se superponen con el total de territorio de las comunidades nativas; los datos se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Superposición de comunidades con tipos de humedales a nivel nacional y concesiones.

Humedal		Tipo de comunidad	SCM por categoría		Área total superpuesta		SCF por categoría	Área total superpuesta		SLP por categoría		Área total superpuesta	
Nombre	Superficie (ha)		Concesión minera titulada	Concesión minera en trámite	(ha)	(%)	Fines maderables	(ha)	(%)	Lotes de contrato	Nuevas áreas de promoción	(ha)	(%)
Abanico del río Pastaza	3 827 225.95	Nativa	-	-	-	-	34.07	34.07	0.00	9 402.71	1 036 209.49	1 045 612.20	27.32
Bofedales y Laguna de Salinas	17 710.05	Campesina	3 768.52	310.99	4 079.51	23.04	-	-	-	-	-	-	-
Total	3 827 225.95				4 079.51	23.04		34.07	0.00			1 045 612.20	27.32

SCM = superficie de las concesiones mineras en humedales

SCF = superficie de concesiones forestales en humedales

SLP = superficie de lotes petroleros en humedales

Discusión

Análisis de superposición: humedales vs. actividades extractivas y espacios urbanizados

El análisis geoespacial muestra una notoria superposición entre las concesiones de hidrocarburos y los humedales de la selva tropical en el Perú, así como de las concesiones mineras con los humedales altoandinos (Figura 1 y Figura 3). Esto coincide con el informe presentado por Oxfam (2014), que reporta que en los humedales del Perú se observa una significativa superposición con otros tipos de uso, donde destaca la superposición de concesiones mineras en los humedales altoandinos y concesiones de hidrocarburos en las zonas de selva.

En relación con la superposición de concesiones mineras en la costa, estudios como el de Romero, Méndez y Smith (2012), y Newton *et al.* (2020) han documentado la presencia de actividades mineras en áreas de alto valor ecológico, y han destacado la necesidad de tomar medidas para proteger los humedales costeros. De igual forma, en el último inventario de los bofedales se ha descubierto que casi el 41.8 % de todos ellos se encuentra ubicado dentro de concesiones mineras; dicho porcentaje concuerda con los resultados obtenidos (Tabla 4). Sin embargo, es importante mencionar que en dicho inventario se ha registrado una superficie total mayor respecto al presente estudio (1 052 210.6 hectáreas) (Inaigem, 2023), al igual que la superficie correspondiente a concesiones. Una de las principales diferencias entre ambos estudios es que el Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (Inaigem) presenta una mayor concentración y extensión de

humedales en los altiplanos de Puno y Cusco, superpuestos con concesiones mineras, lo cual se atribuye a la última actualización de su inventario. Es de vital importancia que esta información esté disponible públicamente, pues fomentará la investigación en tales regiones, donde hasta la fecha se ha registrado una escasa cantidad de estudios (Romero-Mariscal *et al.*, 2023). A pesar de que la información geoespacial del Minam usada en la presente investigación presenta una desactualización, es relevante destacar que tal información proporciona una aproximación que brinda una idea de las condiciones de los humedales.

El presente estudio destaca la preocupante situación de la concesión de actividades en los humedales Ramsar, los cuales deberían ser protegidos según su designación por esta convención (Tabla 2 y Figura 1). Dicha situación plantea cuestionamientos en relación con la gestión y toma de decisiones sobre protección ambiental. Se observa cómo se están otorgando concesiones en áreas naturales protegidas (ANP) y zonas de amortiguamiento, lo cual podría evidenciar una falta de coordinación entre los diferentes ministerios involucrados (Giraldo-Malca, Sabogal-Dunin-Borkowski, Facho-Bustamante, Mori-Reaño, & Giraldo-Armas, 2023).

La superposición de actividades extractivas con los humedales es otro punto que genera gran preocupación por los impactos que pueden tener en estos ecosistemas; en la selva se ha observado una extensión significativa de áreas de promoción de lotes petroleros (Figura 4), donde aún no se ha iniciado la explotación. Es importante resaltar que en estas áreas se superponen extensas zonas de pantanos de palmera y arbustivos (Tabla 4); en varios humedales se han detectado evidencias de contaminación petrogénica al agua y suelo (Yusta-García, Orta-Martínez,

Mayor, González-Crespo, & Rosell-Melé, 2017). En ese sentido, es relevante mencionar que el primer tramo del oleoducto pasa de manera subterránea en el Abanico del río Pastaza en Loreto, pero se ha creado un canal de flotación para contener derrames de petróleo (Indeci, 2022). En la Reserva Nacional Pacaya Samiria (RNPS), según su plan maestro, las zonas actualmente en recuperación podrían ser utilizadas para nuevas perforaciones o mejoras, lo que las convertiría en nuevas áreas de uso especial (Sernanp, 2017).

En cuanto la presencia de lotes urbanos sobrepuestos a humedales, un caso interesante es el de Los Pantanos de Villa (Lima). Este humedal costero tiene su administración a nivel local (por medio de la municipalidad de Lima, como Prohvilla) y nacional (al ser parte del sistema de áreas protegidas por el Estado, bajo la jurisdicción del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, Sernanp). Debido al proceso histórico normativo del área, su zona de amortiguamiento tiene una gran cantidad de lotes urbanos (Figura 3). Cabe señalar que en las últimas décadas, el paisaje ha experimentado transformaciones significativas tanto debido a factores naturales como a la influencia humana (Pulido-Capurro & Bermúdez-Díaz, 2018). Esto implica que áreas importantes de humedales tienen un alto riesgo de desaparecer o que disminuya el tamaño de sus cuerpos de agua. Como resultado, los servicios ecosistémicos, la biodiversidad y las poblaciones que dependen de ellos se verían gravemente afectados.

Conflictos con comunidades campesinas y nativas

El presente trabajo muestra las áreas de superposición con espacios de jurisdicción comunal; se trata de zonas de potenciales conflictos debido a la importancia que las comunidades campesinas e indígenas dan a los cuerpos de agua (Jara, 2019) y por la dependencia de estas comunidades al recurso hídrico (Canaza, 2018; Ugarte-Cornejo, 2020); así, se evidencia el problema de la superposición de otros derechos de uso sobre los humedales y las implicaciones que esto tiene en relación con la conservación de su integridad ecológica. Ejemplo de ello es lo ocurrido en el proyecto minero Conga, Cajamarca, donde la preocupación de la población paralizó las operaciones (Pinto-Herrera, 2015).

Existen diversas investigaciones que muestran que los más afectados frente al extractivismo son las comunidades nativas, afrodescendientes y campesinas (Pérez-Rincón, Vargas-Morales, & Martínez-Alier, 2019), lo cual es fuente de conflicto. Por ejemplo, durante marzo de 2023 se reportaron 142 conflictos socioambientales en el Perú (Defensoría del Pueblo, 2023), de los cuales gran parte corresponden a denuncias por contaminación en lagunas, o incumplimiento de acuerdos contra unidades mineras y petroleras por la afectación del abastecimiento de agua (Minam, 2022b). El informe de la Defensoría del Pueblo señala la existencia de conflictos latentes en zonas como Pasco, Junín, Apurímac y Huancavelica, donde se ubican bofedales y lagunas. Precisamente en esta investigación se ha identificado una mayor superposición de concesiones mineras con humedales en la región de Pasco (Figura 3) y comunidades campesinas (Tabla 6).

En la Figura 4 se evidencia la presencia de federaciones indígenas de las cuencas, como la Federación Indígena Quechua del Pastaza (Fediquep) y la Federación de Comunidades Nativas del Corriente (Feconaco), en las áreas correspondientes a los lotes petroleros. Es importante destacar que la operación petrolera en esta área ha sido objeto de controversia y ha generado múltiples denuncias por parte de las comunidades nativas (Suárez, 2014); estos conflictos han resultado en enfrentamientos entre la policía y las distintas comunidades. En este contexto, es relevante mencionar el caso del derrame de hidrocarburos en el tramo del Oleoducto Nor Peruano cercano al humedal del Abanico del río Pastaza, que ocasionó la contaminación del río Marañón, que afectó a diversas comunidades cercanas (Defensoría del Pueblo, 2022). Asimismo, el Minam (2023) ha identificado un caso crítico en Loreto debido a la reactivación petrolera en los lotes 192 y 8.

El presente trabajo abarcó una amplia extensión espacial, incluyendo distintos tipos de humedales a nivel nacional, a excepción de los ríos. Se utilizó información de las capas de los portales de entidades estatales, aunque se identificaron limitaciones, como el acceso a datos actualizados sobre la distribución de la infraestructura petrolera. Los resultados del estudio ofrecen una evaluación inicial que puede orientar la planificación de acciones enfocadas en la gestión y prevención de conflictos ambientales. Es importante mantener y actualizar continuamente los esfuerzos como este en el tiempo, que incluyen iniciativas como Cartocritica (2021) e InfraAmazonia (2021).

Pasos a seguir

Los resultados del presente estudio nos muestran una propuesta de las rutas a seguir para algunos humedales específicos. Por ejemplo, el humedal de Salinas y Aguada Blanca requiere que las unidades mineras incluyan en su plan ambiental todos los posibles daños futuros; a la fecha, esto no ha sido verificado (Minem, 2022b), y se requiere un enfoque multidisciplinario y la colaboración de los gobiernos locales para una adecuada implementación. Las normas y los organismos existentes carecen de articulación efectiva, lo que lleva a duplicación de funciones en lugar de coordinación interinstitucional, como es el caso de Pantanos de Villa (León-Sulca, 2020). Es necesario trabajar en la articulación de actividades entre los actores y promover la participación de otros municipios en la conservación para lograr una colaboración sinérgica (Salinas & Yarlequé, 2021).

Para minimizar los impactos sociales y ecológicos futuros, las autoridades —a través de sus órganos descentralizados— deben trabajar de manera conjunta con el gobierno central, los gobiernos regionales y el sector privado, a fin de alcanzar una gestión ambiental integral y sostenible que considere las necesidades de las comunidades locales, y asegure la conservación de los humedales y los recursos hídricos (Finer *et al.*, 2015). Con base en lo descrito, se deben priorizar las áreas identificadas, donde las actividades extractivas y las comunidades están simultáneamente presentes (Figura 1 y Figura 4) para prevenir los conflictos y potenciar actividades de conservación. Esta superposición ha sido usada en otros países para identificar áreas críticas y tomar medidas de conservación en humedales, tal como lo han hecho en Colombia (Diaz,

2017). En el contexto del proyecto científico-político más ambicioso sobre humedales en Colombia, el mapeo y la clasificación de estos ecosistemas constituyen la base para establecer nuevos lineamientos que determinarán las oportunidades y los desafíos en la conservación de los humedales (Ricaurte *et al.*, 2017).

En otros países, la superposición se ha utilizado para identificar áreas críticas y adoptar medidas de conservación en humedales como se ha hecho en Colombia (Diaz, 2017). Dentro del marco del proyecto científico-político más ambicioso sobre humedales en Colombia, el mapeo y la clasificación de estos ecosistemas son fundamentales para establecer nuevos lineamientos que definirán las oportunidades y los desafíos en la conservación de los humedales (Ricaurte *et al.*, 2017). En Canadá, presentan un Web-GIS, sistema para realizar una evaluación rápida de la condición de los humedales, lo que puede mejorar la toma de decisiones de los administradores de ecosistemas (Siles, Charland, Voirin, & Bénié, 2019) siguiendo las directrices del Gobierno de Quebec para la protección del hábitat natural. Los esfuerzos se centran en el mantenimiento y/o la restauración de las funciones de los entornos naturales, y en el desarrollo de medidas apropiadas para incrementar la resiliencia ecológica de los ecosistemas y la biodiversidad.

Análisis legal en el Perú y la región

Aunque en Latinoamérica existen algunos avances a nivel legislativo, como la Ley 21.202 para la protección de los humedales urbanos en Chile (Minam, 2020), la política nacional para humedales interiores de Colombia (República de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, & Consejo

Nacional Ambiental, 2002), a través de la integración de los humedales del país en los procesos de planificación del uso del espacio físico, se ha demostrado que las leyes de protección de humedales son ineficaces debido a una combinación de factores, como la falta de recursos y voluntad política, la desconexión entre leyes y realidad, y la ausencia de participación ciudadana.

En Argentina, por ejemplo, el proyecto de ley de humedales ha estado estancado en el Congreso durante casi una década debido a las fuertes oposiciones y conflictos de interés. En el caso del Perú, aunque su marco normativo en protección de humedales es débil (Toledo, Aponte, & Gil, 2023), se han logrado avances significativos en la conservación de los humedales. Uno de ellos es el decreto supremo 006-2021-MINAM, que promueve la gestión multisectorial y descentralizada de los humedales, que establece roles y competencias claras entre las entidades involucradas como el Ministerio del Ambiente; el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (Serfor); la Autoridad Nacional del Agua (ANA), y el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). Actualmente, están en comisión proyectos de ley que podrían contribuir a una mayor protección en caso de ser aprobados (Minam, 2022c). El reglamento de las áreas naturales protegidas establece que la explotación de los recursos naturales no renovables dentro de estas zonas solo está permitida si se contempla en su plan maestro, lo que da cabida a la superposición. Por lo tanto, es esencial avanzar en la implementación de los instrumentos de ordenamiento territorial que garanticen que no haya superposición en los derechos de uso del territorio, procesos como la zonificación, ecológica y económica (ZEE).

La participación ciudadana es clave para la protección de los humedales, pero en muchos casos la población no está suficientemente informada ni tiene la oportunidad de participar en la toma de decisiones. La falta de participación ciudadana puede conducir a la imposición de soluciones que no tienen en cuenta sus necesidades y pueden resultar en conflictos. En muchos países en desarrollo, la integración de la conservación y el desarrollo sostenible de los humedales es un gran desafío que involucra cuestiones de gobernanza, la participación de partes interesadas, la conservación efectiva y la implementación de respuestas adecuadas (Lynch, Kalumanga, & Ospina, 2016).

En este escenario, las asociaciones público-privadas y empresas comprometidas con la conservación y el uso sostenible de los humedales son clave. Esto quiere decir también que el método de extracción y esquemas asociados de restauración deben ser debidamente planificados, implementados, monitoreados y supervisados por las entidades competentes. Ejemplo de ello es el caso de la laguna Conchalí (Chile), un humedal artificial costero que se encuentra dentro de la propiedad de la Minera Los Pelambres, que se comprometió a su protección, por lo que se logró (fruto de un trabajo articulado con el sector público) su designación como Santuario de la Naturaleza (WCS, 2016). En Perú también se pueden encontrar casos de buena sinergia en beneficio de los humedales. Un ejemplo es la participación de la empresa Cementos Pacasmayo (Departamento de Piura), en el Comité de Gestión del Humedal Ramsar Estuario de Virilla. Esta empresa es uno de los actores con grandes aportes financieros y técnicos para el área de conservación ambiental y, a pesar de que gran porcentaje del área se encuentra concesionada (Tabla 3), la empresa Cementos Pacasmayo estableció liberar de sus operaciones

al humedal. Existen otras empresas funcionando en el estuario de Virrilá, por ello se sugiere involucrarlas activamente, para asegurar un trabajo conjunto de conservación.

Los humedales protegidos por el Estado tienen un gran potencial para mantener la biodiversidad, al priorizar la conservación y el uso sostenible sobre el desarrollo económico. Que las empresas extractivas participen de esa gestión también representa una gran oportunidad para fomentar su colaboración en la planificación y protección de estos espacios protegidos. Un ejemplo es la participación de empresas como Inkabor y Cemento Pacasmayo en los comités de las áreas protegidas del humedal de Salinas y Aguada Blanca (Arequipa) y Estuario de Virrilá (Piura), respectivamente (Sernanp, 2016). Esta colaboración permite a las empresas tener un papel activo en la toma de decisiones y la implementación de medidas de conservación ambiental en estas áreas, al tiempo que les da la oportunidad de contribuir al desarrollo sostenible de las comunidades locales. Se debe resaltar que esta colaboración debe estar basada en el respeto a las normas y regulaciones ambientales, y en la promoción de prácticas responsables y sostenibles por parte de las empresas extractivas.

Conclusiones

Mediante un análisis de la superposición entre los humedales, la expansión urbana y las actividades extractivas, la investigación logró evaluar las presiones existentes, e identificar posibles conflictos con las comunidades campesinas y nativas en diversas regiones, incluyendo la selva, Andes y costa. Los resultados ofrecen una guía clara para tomar

medidas concretas y priorizar la protección de los humedales que se encuentren más expuestos a amenazas. En este contexto, se propone una acción coordinada entre las autoridades locales, regionales y el gobierno central para abordar de manera efectiva los desafíos identificados. El fortalecimiento del marco legal en materia de conservación se vuelve esencial para brindar una protección sólida a estos valiosos ecosistemas y al agua de la cual dependen las comunidades. Asimismo, se destaca la importancia de involucrar a asociaciones público-privadas y empresas comprometidas con la conservación y el uso sostenible de los humedales.

Se sugiere profundizar en la comprensión de los efectos ambientales y sociales de las actividades extractivas en los humedales. Algunos estudios podrían incluir la evaluación de impacto ambiental y el nivel de contaminación ambiental en los humedales; estudios socioeconómicos (para analizar los efectos de las actividades extractivas en las comunidades cercanas a los humedales); estudios para identificar las opciones para restaurar y mitigar los daños causados a los humedales por las actividades extractivas), y generar la construcción de modelos de simulación para predecir el impacto de las actividades extractivas en los humedales (evaluando diferentes escenarios para la gestión de recursos naturales). Es importante tener en cuenta que estos trabajos de investigación deben realizarse con colaboración interdisciplinaria, involucrando a las comunidades y a las partes interesadas en todas las etapas.

Agradecimientos

Agradezco a mi familia y amigos por su motivación y confianza. Finalmente, agradecemos a todas aquellas personas dedicadas a la conservación de los humedales por su compromiso con el medio ambiente.

Referencias

- Amorim, R. R., & De-Oliveira, R. C. (2014). Zoneamento ambiental, subsídio ao planejamento no uso e ocupação das terras da costa do descobrimento. *Revista de Geografia da UFC*, 12(29), 211-231.
- Aponte, H., Gonzales, S., & Gomez, A. (2020). Impulsores de cambio en los humedales de América Latina: el caso de los humedales costeros de Lima. *South Sustainability*, 1(2), Article 2. DOI: 10.21142/SS-0102-2020-023
- Asselen, S., Verburg, P., Vermaat, J., & Janse, J. (2013). Drivers of wetland conversion: A global meta-analysis. *PLoS ONE*, 8(11). DOI: 10.1371/journal.pone.0081292
- Bai, X., Hao, Y., Zhao, Z., Liu, X., & Li, K. (2021). Valuation of ecosystem services of coastal wetlands in Qinhuangdao, China. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 22(2). DOI: 10.1080/14634988.2019.1635422

- Baker, T., Del-Castillo-Torres, D., Honorio, E., Lawson, I., Martín, M., Montoya, M., & Roucoux, K. (2019). The challenges for achieving conservation and sustainable development within the wetlands of the Pastaza-Marañon basin, Peru. In: *Deforestation in times of climate change* (pp. 155-175). Copenhagen, Denmark: International Work Group for Indigenous Affairs (IWGIA).
- Beuel, S., Alvarez, M., Amler, E., Behn, K., Kotze, D., Kreye, C., Leemhuis, C., Wagner, K., Willy, D. K., Ziegler, S., & Becker, M. (2016). A rapid assessment of anthropogenic disturbances in East African wetlands. *Ecological Indicators*, 67, 684-692. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.03.034
- Burrough, P. A., & McDonnell, R. A. (1998). *Principles of geographical information systems*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Canaza, F. A. (2018). Justicia ambiental vs. capitalismo global. Experiencias, debates y conflictos en el Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 20(3), 369-379. DOI: 10.18271/ria.2018.400
- Cano, D., Crispin, A., Custodio, M., Chanamé, F., Peñaloza, R., & Pizarro, S. (2023). Space-time quantification of aboveground net primary productivity service supply capacity in high Andean bofedales using remote sensors. *Journal of Water and Land Development*, 56, 172-181. DOI: 10.24425/jwld.2023.143758
- Cartocritica, M. (2021). *CartoCrítica: investigación, mapas y datos para la sociedad civil*. Recuperado de <http://cartocritica.org.mx/>

Congreso de la República. (2006). *Reglamento nacional de edificaciones*. Recuperado de <http://www.transparencia.munlima.gob.pe/images/descargas/gobierno-abierto/transparencia/mml/planeamiento-y-organizacion/normas-legales-tupa/01-Gerencia-de-Desarrollo-Urbano/Edificaciones/26.%20DS%2011-06-VIV%20Reglamento%20Nacional%20de%20Edificaciones.pdf>

Congreso de la República. (1978). *Ley de Comunidades Nativas y de Desarrollo Agrario de la Selva y de Ceja de Selva*. Recuperado de [https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con3_uibd.nsf/0D41EC1170BDE30A052578F70059D913/\\$FILE/\(1\)leydecomunidadesnativasley22175.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con3_uibd.nsf/0D41EC1170BDE30A052578F70059D913/$FILE/(1)leydecomunidadesnativasley22175.pdf)

Defensoría del Pueblo. (2022). *Reporte mensual de conflictos sociales N.º 222-agosto 2022*. Recuperado de <https://www.gob.pe/institucion/pcm/informes-publicaciones/3466835-reporte-de-conflictos-sociales-agosto-2022>

Defensoría del Pueblo. (2023). *Reporte mensual de conflictos sociales N.º 229-marzo 2023*. Recuperado de <https://www.defensoria.gob.pe/wp-content/uploads/2023/04/Reporte-Mensual-de-Conflictos-Sociales-N-229-Marzo-2023.pdf>

Díaz, D. M. L. (2017). *El enfoque socioecosistémico aplicado a la evaluación de conflictos en los humedales interiores de Colombia*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

Esri. (2016). *ArcGIS Desktop: versión 10.4*. Recuperado de <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/>

- Esri. (2023). *Overlay layers (standard feature analysis)*. Recuperado de <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.0/tool-reference/feature-analysis/overlay-layers.htm>
- Finer, M., Babbitt, B., Novoa, S., Ferrarese, F., Pappalardo, S. E., Marchi, M. D., Saucedo, M., & Kumar, A. (2015). Future of oil and gas development in the western Amazon. *Environmental Research Letters*, 10(2), 024003. DOI: 10.1088/1748-9326/10/2/024003
- Gerakis, A., & Kalburtji, K. (1998). Agricultural activities affecting the functions and values of Ramsar wetland sites of Greece. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 70(2-3), 119-128. DOI: 10.1016/S0167-8809(98)00119-4
- Giraldo-Malca, U. F., Sabogal-Dunin-Borkowski, A., Facho-Bustamante, N., Mori-Reaño, M. J., & Giraldo-Armas, J. M. (2023). Alluvial gold mining, conflicts, and state intervention in Peru's southern Amazonia. *The Extractive Industries and Society*, 13, 101219. DOI: 10.1016/j.exis.2023.101219
- Gómez-Sánchez, R., Cuba, D., & Aponte, H. (2022). Sobre la necesidad de descentralización y diversificación de la investigación en humedales costeros peruanos. *The Biologist*, 20(1), 121-150. DOI: 10.24039/rtb20222011311
- Inaigem, Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña. (2023). *Inventario nacional de bofedales del Perú 2023*. Recuperado de <https://repositorio.inaigem.gob.pe/items/61d605a3-5bba-4357-a1fc-a716d595af8a>

Indeci, Instituto Nacional de Defensa Civil. (2022). *Derrame de hidrocarburos en el distrito de Pastaza-Loreto*. Recuperado de <https://portal.indeci.gob.pe/wp-content/uploads/2022/09/REPORTE-COMPLEMENTARIO-N%C2%BA-7436-19SEP2022-DERRAME-DE-HIDROCARBUROS-EN-EL-DISTRITO-DE-PASTAZA-LORETO-6.pdf>

INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2022). *Sistema de consulta de centros poblados*. Recuperado de <http://sige.inei.gob.pe/test/atlas/>

InfraAmazonia. (2021). *Mapa interactivo de derrames de petróleo*. Recuperado de <https://inframazonia.com/geovisor-hidrocarburos/>

Ingemmet, Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. (2022). *Catastro minero nacional*. Recuperado de <https://www.ingemmet.gob.pe/>

Instituto del Bien Común. (2022). *SICNA: información sobre comunidades de la amazonía*. Recuperado de <https://ibcperu.org/servicios/sicna/>

Janovec, J., Householder, E., Tobler, M., Valega, R., Von May, R., Araujo, J., Zelski, S., Shearer, C., Jiménez, M., Wells, J., Chambi, B., Herrera, F., & Perez-Quijano-de-Janovec, M. (2013). *Humedales de Madre de Dios, Perú. Impactos y amenazas en aguajales y cocha*. Recuperado de https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/informe_final_humedales.pdf

Jara, R. (2019). *Nuevas amenazas sobre el humedal más grande complejo del Perú, el Abanico del Pastaza*. Recuperado de <https://dar.org.pe/nuevas-amenazas-sobre-humedal-mas-grande-y-complejo-del-peru-el-abanico-del-pastaza-foto/>

- Jiang, P., Cheng, L., Li, M., Zhao, R., & Huang, Q. (2014). Analysis of landscape fragmentation processes and driving forces in wetlands in arid areas: A case study of the middle reaches of the Heihe River, China. *Ecological Indicators*, 46, 240-252. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.06.026
- Jiang, W., Lv, J., Wang, C., Chen, Z., & Liu, Y. (2017). Marsh wetland degradation risk assessment and change analysis: A case study in the Zoige Plateau, China. *Ecological Indicators*, 82, 316-326. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.059
- Lang, M., & Bourgeau-Chavez, L. (2015). Advances in remotely sensed data and techniques for wetland mapping and monitoring. In: *Remote sensing of wetlands* (pp. 79-116). DOI: 10.1201/b18210-7
- León-Sulca, G. M. (2020). Gobernanza ambiental y conservación: las gestiones del SERNANP y PROHVILLA en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. *Revista Argumentos*, 1(1), 119-124. DOI: 10.46476/ra.vi1.20
- López, H. (2021). *Reporte de evolución de concesiones mineras. Primer Semestre 2021*. Recuperado de <https://cooperacion.org.pe/wp-content/uploads/2021/09/REPORTE-DE-CONCESIONES-MINERAS-2021-I-SEMESTRE.pdf>
- Longley, P., Goodchild, M. F., Maguire, D. J., & Rhind, D. W. (eds.). (1999). *Geographical Information Systems: Principles, techniques, applications and management*. Volume 1 (2nd ed.). New York, USA: Wiley.

- Loza, A., & Taype, I. (2021). Análisis multitemporal de asociaciones vegetales y cambios de uso del suelo en una localidad altoandina, Puno-Perú. *Uniciencia*, 35(2), 1-19. DOI: 10.15359/ru.35-2.3
- Lynch, A. J. J., Kalumanga, E., & Ospina, G. A. (2016). Socio-ecological aspects of sustaining Ramsar wetlands in three biodiverse developing countries. *Marine and Freshwater Research*, 67(6), 850. DOI: 10.1071/MF15419
- Maldonado, M. (2016). *Comportamiento de la vegetación de bofedales influenciados por actividades antrópicas*. Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Martínez, D., Delgado, J., & Lopez, H. (2022). *Geografías en conflicto*. Recuperado de <https://cooperacion.giscloud.com/>
- Minam, Ministerio del Ambiente. (2020). *Ley 21.202 modifica diversos cuerpos legales con el objetivo de proteger los humedales costeros*. Recuperado de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1141461>
- Minam, Ministerio del Ambiente. (2015). *Estrategia nacional de humedales*. Recuperado de <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/01/Anexo-Decreto-Supremo-Nº-004-2015-Minam2.pdf>
- Minam, Ministerio del Ambiente. (2022a). *Geo Servidor*. Recuperado de <https://geoservidor.minam.gob.pe/recursos/intercambio-de-datos/>
- Minam, Ministerio del Ambiente. (2022b). *Guía de prevención y gestión: conflictos socioambientales*. Recuperado de <https://sinia.minam.gob.pe/dialogos-socioambientales>

Minam, Ministerio del Ambiente. (2023). *Informe N° 03-2023-OGASA sobre conflictos socioambientales (03-2023)*. Recuperado de <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/informe-ndeg-03-2023-ogasa-conflictos-socioambientales>

Minam, Ministerio del Ambiente. (2019). *Mapa nacional de ecosistemas del Perú*. Recuperado de <https://sinia.minam.gob.pe/mapas/mapa-nacional-ecosistemas-peru>

Minem, Ministerio de Energía y Minas. (2022a). *Texto único ordenado de la Ley General de Minería*. Recuperado de <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3456895/LGM2022.pdf>

Minem, Ministerio de Energía y Minas. (2022b). *Resolución N° 621-2022-MINEM/CM*. Recuperado de <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3895756/621%20BORACITA.pdf>

Ministerio de Cultura. (2022). *Geo Portal. Ministerio de Cultura*. Recuperado de <https://geoportal.cultura.gob.pe/mapa/portal>

Nath, B., Niu, Z., & Singh, R. (2018). Land use and land cover changes, and environment and risk evaluation of Dujiangyan City (SW China) using remote sensing and GIS techniques. *Sustainability*, 10(12), 4631. DOI: 10.3390/su10124631

- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Perillo, G. M. E., Turner, R. E., Ashan, D., Cragg, S., Luo, Y., Tu, C., Li, Y., Zhang, H., Ramesh, R., Forbes, D. L., Solidoro, C., Béjaoui, B., Gao, S., Pastres, R., Kelsey, H., Taillie, D., & Kuenzer, C. (2020). Anthropogenic, direct pressures on coastal wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 144. DOI: 10.3389/fevo.2020.00144
- Oxfam. (2014). *Geografías de conflicto: superposiciones de mapas de usos de la tierra para industrias extractivas y agricultura, en Ghana y en el Perú*. Recuperado de https://cng-cdn.oxfam.org/peru.oxfam.org/s3fs-public/file_attachments/Geografias-de-conflicto-1_4.pdf
- Pérez-Rincón, M., Vargas-Morales, J., & Martínez-Alier, J. (2019). Mapping and analyzing ecological distribution conflicts in Andean countries. *Ecological Economics*, 157, 80-91. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.11.004
- Perúpetro. (2022). *Mapa de Lotes de contrato*. Recuperado de <https://perupetro.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=cc883917c55a4264a01debfa02585e2e>
- Pinto-Herrera, H. (2015). Estudio de impacto ambiental del Proyecto Minero Conga. *Investigaciones Sociales*, 18(32), 185-200. DOI: 10.15381/is.v18i32.10952
- Pulido-Capurro, V. M., & Bermúdez-Díaz, L. (2018). Estado actual de la conservación de los hábitats de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Arnaldoa*, 25(2), 679-702. DOI: 10.22497/arnaldoa.252.25219

- Qiusheng, W. (2017). GIS and remote sensing applications in wetland mapping and monitoring. In: *Comprehensive Geographic Information Systems* (pp. 140-157). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. DOI:10.1016/B978-0-12-409548-9.10460-9
- QGIS. (2016). *Sistema de Información Geográfica QGIS*. Open Source Geospatial Foundation (OSGeo). Recuperado de <https://qgis.org/>
- República de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, & Consejo Nacional Ambiental. (2002). *Política nacional para humedales interiores de Colombia*. Recuperado de [https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/E4CF58587AEF774A05257CED00769466/\\$FILE/PoliticaNacionalHumedales_int_Colombia.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/E4CF58587AEF774A05257CED00769466/$FILE/PoliticaNacionalHumedales_int_Colombia.pdf)
- Ricaurte, L., Olaya, M., Cepeda, J., Lara, D., Arroyave, J., Max-Finlayson, C., & Palomo, I. (2017). Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in Colombia. *Global Environmental Change*, 44, 158-169. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001
- Rojas, T. V., Bartl, K., & Abad, J. D. (2021). Assessment of the potential responses of ecosystem services to anthropogenic threats in the Eten wetland, Peru. *Ecosystem Health and Sustainability*, 7(1), 1942224. DOI: 10.1080/20964129.2021.1942224
- Romero, H., Méndez, M., & Smith, P. (2012). Mining development and environmental injustice in the Atacama Desert of Northern Chile. *Environmental Justice*, 5(2), 70-76. DOI: 10.1089/env.2011.0017

- Romero-Mariscal, G., Garcia-Chevesich, P. A., Morales-Paredes, L., Arenazas-Rodriguez, A., Ticona-Quea, J., Vanzin, G., & Sharp, J. O. (2023). Peruvian wetlands: National survey, diagnosis, and further steps toward their protection. *Sustainability*, 15(10), 8255. DOI: 10.3390/su15108255
- Roucoux, K. H., Lawson, I. T., Baker, T. R., Del-Castillo-Torres, D., Draper, F. C., Lähteenoja, O., Gilmore, M. P., Honorio-Coronado, E. N., Kelly, T. J., Mitchard, E. T. A., & Vriesendorp, C. F. (2017). Threats to intact tropical peatlands and opportunities for their conservation. *Conservation Biology*, 31(6). DOI: 10.1111/cobi.12925
- Salinas, C., & Yarlequé, L. (2021). El rol de los gobiernos locales en la conservación de los humedales costeros: el caso del sitio Ramsar Los Pantanos de Villa en Lima, Perú. *South Sustainability*, 2(2), e040-e040. DOI: 10.21142/SS-0202-2021-pb002
- SAS Planet Development Team. (2010). *SAS PLANET*. Recuperado de <http://www.sasgis.org/sasplaneta/>
- Serfor, Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre. (2022). *Geo Serfor*. Recuperado de <https://geo.serfor.gob.pe/visor/>
- Sernanp, Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. (2016). *Plan Maestro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, 2016-2020*. Recuperado de [https://old.sernanp.gob.pe/sernanp/archivos/baselegal/Resoluciones_Presidenciales/2016/RP%20257-2016-SERNANP-ilovepdf-compressed%20\(1\).pdf](https://old.sernanp.gob.pe/sernanp/archivos/baselegal/Resoluciones_Presidenciales/2016/RP%20257-2016-SERNANP-ilovepdf-compressed%20(1).pdf)

- Sernanp, Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. (2017). *Plan Maestro de la Reserva Nacional Pacaya Samiria 2017-2021*. Recuperado de https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/509828/RP_273-2017.pdf
- Sica, Y., Quintana, R., Radeloff, V., & Gavier-Pizarro, G. (2016). Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 568, 967-978. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.200
- Siles, G., Charland, A., Voirin, Y., & Bénié, G. B. (2019). Integration of landscape and structure indicators into a web-based geoinformation system for assessing wetlands status. *Ecological Informatics*, 52, 166-176. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2019.05.011
- Song, K., Wang, Z., Du, J., & Liu, L. (2014). Wetland degradation: Its driving forces and environmental impacts in the Sanjiang Plain, China. *Environmental Management*, 54, 255-271. DOI: 10.1007/s00267-014-0278-y
- Suárez, R. M. (2014). *Cuarenta años de impactos de las actividades petroleras en las cuencas de los ríos Pastaza, Tigre, Corrientes y Marañón, región Loreto: análisis sobre caso del lote 192 (Ex 1AB)*. Recuperado de https://repositorio.dar.org.pe/bitstream/handle/20.500.13095/223/Revista_Latinoamericana_No-4-49-65.pdf

- Toledo, S., Aponte, H., & Gil, F. (2023). La conservación de los humedales peruanos: un análisis de su legislación, sanciones y consecuencias. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 11, A-004. DOI: 10.18800/kawsaypacha.202301.A004
- Ugarte-Cornejo, M. A. (2020). Gestión estatal del conflicto socio-ambiental de "Tía María" en Perú. *Análisis Político*, 33(99), 24-40. DOI: 10.15446/anpol.v33n99.90935
- WCS, Wildlife Conservation Society. (2016). *Plan de manejo santuario de la naturaleza y sitio Ramsar Laguna Conchalí*. Recuperado de https://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/20.500.13082/31692/PdM_Laguna_Conchali.pdf
- Yusta-García, R., Orta-Martínez, M., Mayor, P., González-Crespo, C., & Rosell-Melé, A. (2017). Water contamination from oil extraction activities in Northern Peruvian Amazonian rivers. *Environmental Pollution*, 225, 370-380. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.02.063
- Zhang, L., Wu, B., Yin, K., Li, X., Kia, K., & Zhu, L. (2015). Impacts of human activities on the evolution of estuarine wetland in the Yangtze Delta from 2000 to 2010. *Environmental Earth Sciences*, 73(1), 435-447. DOI: 10.1007/s12665-014-3565-2
- Zuta, M. (2018). *Influencia del proceso de urbanización en el humedal del centro poblado Pomacochas-Amazonas 2017*. Recuperado de https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UNTR_98bf5eba2e81e267551490b881f6e2bc/Details

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-02

Artículos

Inmovilización de antraquinona-2-sulfonato en carbón activado granular para la biotransformación reductiva de contaminantes electrofílicos

Immobilization of anthraquinone-2-sulfonate on granular activated carbon for the reductive biotransformation of electrophilic contaminants

Yasser Aleman¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-3361-4365>

Lea Lopez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-2776-1771>

Denisse Serrano³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7797-1038>

Edna R. Meza⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4620-6541>

Luis H. Alvarez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1809-9304>

¹Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), Departamento de Biotecnología y Ciencias Alimentarias, Ciudad Obregón, México, yasser.aleman@hotmail.com

²Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez (ITT), Departamento de Ingeniería Bioquímica, Tuxtla Gutiérrez, México, lopz_fly@outlook.com

³Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Ciudad Obregón, México, denisse.serrano@itson.edu.mx



⁴Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Ciudad Obregón, México, edna.meza@itson.edu.mx

⁵Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), Departamento de Biotecnología y Ciencias Alimentarias, Ciudad Obregón, México, luis.alvarez@itson.edu.mx

Autor para correspondencia: Luis H. Alvarez, luis.alvarez@itson.edu.mx

Resumen

En este estudio se utilizó carbón activado granular (CAG) como material de soporte para inmovilizar antraquinona-2-sulfonato (AQS) para ser aplicado como mediador redox (MR) en fase sólida durante la biotransformación reductiva del colorante naranja de metilo (NM) y Cr(VI), usando lodo anaerobio. La modificación del CAG se realizó mediante la reacción de Lucas y se alcanzó una capacidad de adsorción de 0.447 mmol/g. El material modificado (CAG-Q) mejoró la tasa de reducción del NM y Cr(VI) en comparación con el control con lodo anaerobio libre de CAG-Q. Los resultados cinéticos indican que la tasa de reducción del NM con el lodo + CAG-Q fue 4.6- y 2.2- veces más alta que las tasas observadas por los cultivos con lodo anaerobio y con lodo + CAG, respectivamente. Además, la eficiencia de reducción en el cultivo con CAG-Q alcanzó 89.7 %; con el lodo anaerobio en ausencia de MR fue 24.9 %, lo cual evidencia que la reducción indirecta catalizada con el MR en fase sólida fue el mecanismo utilizado. Para el Cr(VI), la tasa de reducción más alta fue en el cultivo con lodo + CAG, seguida del cultivo con lodo +

CAG-Q, alcanzando incrementos de 4.4- y 1.3- veces comparado con el lodo anaerobio, respectivamente. Sin embargo, además de los procesos de reducción directa e indirecta, el proceso de adsorción también fue responsable de la eliminación de Cr(VI). Los resultados indican que el uso de materiales modificados con MR representa una estrategia promisoría para el tratamiento de contaminantes electrofílicos descargados en efluentes de diferentes sectores industriales.

Palabras clave: mediador redox, biotransformación reductiva, lodo anaerobio, contaminantes electrofílicos.

Abstract

In this study the granular activated carbon (GAC) was used as supporting material to immobilize anthraquinone-2-sulfonate (AQS) to be applied as solid-phase redox mediator (RM) during the reductive biotransformation of methyl orange (MO) and Cr(VI), using anaerobic sludge. The modification of GAC was conducted using the Lucas reaction, achieving an adsorption capacity of 0.447 mmol/g. The modified material (GAC-Q) improved the reduction rate of both MO and Cr(VI), compared to the control with anaerobic sludge lacking GAC-Q. The kinetics results indicate that the reduction rate of MO with sludge + GAC-Q were 4.6- and 2.2-fold higher than the reduction rates of anaerobic sludge and with sludge + GAC, respectively. In addition, the reduction efficiency in the culture with sludge + GAC-Q achieved 89.7 %, and with the anaerobic sludge lacking RM was 24.9 %, evidencing that the indirect reduction catalyzed with the solid-phase RM was the main mechanism. For the Cr(VI), the highest reduction rate was achieved in the culture with sludge + GAC,

followed by the culture with sludge + GAC-Q, with increments of 4.4- and 1.3- fold compared to the anaerobic sludge, respectively. Nonetheless, the adsorption process was also responsible for the Cr(VI) removal in addition to the direct and indirect reduction processes. The results indicate that the use of modified materials con RM represents a promissory strategy for the treatment of electrophilic pollutants discharged in effluents of different industrial sectors.

Keywords: Redox mediator, reductive biotransformation, anaerobic sludge, electrophilic contaminants.

Recibido: 22/03/2023

Aceptado: 06/05/2024

Publicado *ahead of print*: 21/05/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

Aunado al beneficio económico de los diferentes sectores industriales, se genera una gran cantidad de contaminantes tóxicos y recalcitrantes que son descargados en las aguas residuales. Algunos contaminantes descargados por la industrias química, petroquímica y textil, como colorantes azo, nitroaromáticos, polihalogenados y metaloides, son susceptibles reducirse; es decir, aceptan electrones debido a los grupos funcionales electrofílicos de su estructura (Van der Zee & Cervantes, 2009; Watanabe, Manefield, Lee, & Kouzuma, 2009). La naturaleza electrofílica de dichos compuestos limita su tratamiento por métodos

aerobios convencionales, pero bajo condiciones anaerobias, los compuestos pueden sufrir una biotransformación reductiva y generar productos que pueden ser tratados aeróbicamente en una etapa siguiente (Field, Stams, Kato, & Schraa, 1995). Sin embargo, aun cuando la biotransformación anaerobia es viable para este tipo de contaminantes, la velocidad del proceso puede ser baja por la toxicidad de los compuestos sobre los microorganismos anaerobios (Cervantes, Lopez-Vizcarra, Siqueiros, & Razo-Flores, 2008) o bien por limitaciones de transferencia de electrones, que eventualmente ocasionan un desempeño ineficiente o el colapso de los biorreactores anaerobios (Rodgers & Bunce, 2001; Van der Zee, Bouwman, Strik, Lettinga, & Field, 2001).

La adición de sustancias húmicas o sus análogos quinona han sido utilizados como mediadores redox (MR) durante la biotransformación reductiva de contaminantes recalcitrantes electrofílicos. El proceso de reducción microbiológica de un contaminante mediado con quinonas o sustancias húmicas presenta un proceso de óxido-reducción bajo los siguientes pasos: 1) oxidación anaerobia de un sustrato orgánico por acción microbiana, con la subsecuente liberación de electrones; 2) las bacterias utilizan los MR (p. ej, quinonas) como un aceptor de electrones intermediario, lo cual promueve una reacción de reducción; 3) los MR se reoxidan o ceden los electrones al contaminantes electrofílico, lo cual promueve su reducción y la generación de productos cuya estructura química es distinta al compuesto contaminantes inicial (Figura 1).

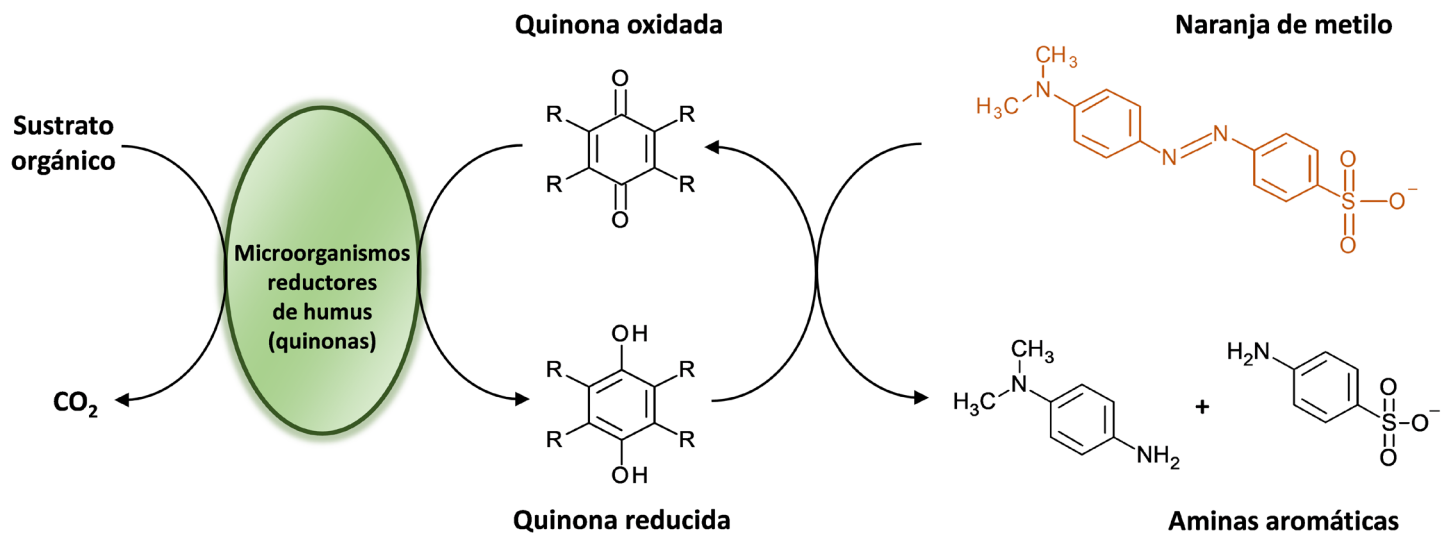


Figura 1. Decoloración reductiva de naranja de metilo por microorganismos mediada con quinonas. La reducción puede ocurrir en ausencia de la quinona, en donde los microorganismos transfieren directamente los electrones al naranja de metilo.

La adición de MR ayuda a contrarrestar las limitaciones de toxicidad y de transferencia de electrones, y se observa un incremento en las velocidades del proceso en varios ordenes de magnitud (Van der Zee & Cervantes, 2009). A pesar de las ventajas de usar MR en procesos de biotransformación reductiva, su aplicación en sistemas de tratamiento de aguas residuales es limitada debido a la solubilidad que presentan, lo cual implicaría la adición continua de dosis para mantener la capacidad catalítica, lo que incrementaría el costo. Para prevenir el lavado de los MR y mantener sus capacidades catalíticas en los biorreactores se han aplicado diferentes materiales no solubles o estrategias de inmovilización.

Algunos ejemplos de materiales con capacidad de transferencia de electrones son materiales a base de carbón (Pereira *et al.*, 2010; Van Der Zee, Bisschops, Lettinga, & Field, 2003); humina (Zhang *et al.*, 2014a), y planta de henna (Huang *et al.*, 2015). Dentro de las estrategias de inmovilización de MR se han utilizado carbón activado (Alvarez *et al.*, 2017a; Alvarez, Del Angel, & García-Reyes, 2017b); espuma de poliuretano (Zhou *et al.*, 2015); alginato de bario y calcio (Guo *et al.*, 2007; Rodriguez *et al.*, 2019); resinas de intercambio iónico (Cervantes, Garcia-Espinosa, Moreno-Reynosa, & Rangel-Mendez, 2010); fieltro de carbón activado (Li *et al.*, 2009); tela de carbón activado (Amezquita-Garcia, Rangel-Mendez, Cervantes, & Razo-Flores, 2016; Castañon *et al.*, 2019) y óxidos metálicos (Alvarez, Perez-Cruz, Rangel-Mendez, & Cervantes, 2010; Alvarez, Jimenez-Bermudez, Hernandez-Montoya, & Cervantes, 2012; Alvarez & Cervantes, 2012). El uso de estos materiales demostró diferentes capacidades durante la biotransformación reductiva de contaminantes electrofílicos, principalmente en la reducción de colorantes azo, en tanto los estudios de reducción de metales y específicamente con Cr(VI) son escasos. Las estrategias de inmovilización sobre los distintos materiales incluyen sobre todo procesos físicos como adsorción, encapsulación e intercambio iónico, los cuales presentan la desventaja de no mantener la capacidad catalítica durante largos periodos debido al desprendimiento o desorción de los MR (Alvarez & Cervantes, 2011). Por otro lado, estrategias de inmovilización de MR por enlaces covalentes han mostrado mantener alta capacidad catalítica durante largos periodos en biorreactores anaerobios para biotransformar colorantes azo (Alvarez *et al.*, 2017a). El objetivo de este estudio es inmovilizar químicamente la antraquinona-2-sulfonato (AQS) en carbón

activado granular (CAG) mediante la reacción de Lucas. Una vez modificado, se evaluará la capacidad catalítica del CAG durante la biotransformación reductiva de naranja de metilo (NM) y Cr(VI) en pruebas en lote, utilizando lodo anaerobio.

Materiales y métodos

Lodo anaerobio y carbón activado

El lodo granular anaerobio empleado como inóculo se colectó de un reactor anaerobio de flujo ascendente (reactor UASB) instalado en una industria cervecera en Ciudad Obregón, México. El lodo se mantuvo en refrigeración (4 °C) hasta su uso y nunca fue previamente adaptado a condiciones similares a las que se usaron en este estudio. Previamente a su uso, el lodo granular se lavó con agua destilada y disgregado con un tamiz de 0.4 mm, para su posterior uso como inóculo en los experimentos cinéticos. El CAG utilizado para inmovilizar la AQS (Sigma Aldrich) es de origen mineral y fue adquirido en Clarimex (carbón 8 X 30); se tamizó para obtener partículas entre 0.7 y 1.0 mm; posteriormente se lavó con agua destilada para eliminar polvos finos, y finalmente se secó a 70 °C.

Modificación del carbón activado

Para la modificación del CAG con AQS se usó en un primer paso el reactivo de Lucas. El reactivo se preparó disolviendo 25 g de $ZnCl_2$ en 250 ml de HCl concentrado; a esta solución se adicionaron 10 g de CAG y se dejó reaccionar en agitación constante durante 24 h para promover el

intercambio de los grupos $-OH$ presentes en el CAG por los grupos $-Cl$ del reactivo de Lucas. Después, las partículas de CAG-Cl se agregaron a una solución acuosa 7.5 mM de AQS a pH 7.0, permitiendo reaccionar durante 24 h para promover el intercambio de los grupos $-Cl$ del CAG-Cl por los grupos sulfonato de la AQS, para finalmente obtener el CAG modificado (CAG-Q). El cálculo de la capacidad de adsorción se realizó mediante un balance de masa a partir de los datos experimentales, utilizando la siguiente ecuación:

$$q = \frac{(C_o - C_e) V}{m}$$

Donde:

q = capacidad de adsorción (mmol/g)

C_o y C_e = concentración inicial y en equilibrio, respectivamente, de AQS (mmol)

V = volumen de solución de AQS (l)

m = masa de CAG (g)

Además, para evaluar la fuerza de inmovilización de la AQS, el material modificado se sometió a tres ciclos de lavado con el medio mineral empleado en los experimentos cinéticos, con lo cual se podría identificar un posible desprendimiento de la molécula AQS. Después de

cada lavado se determinó la capacidad de adsorción resultante, la cual se debe a una posible desorción (q_d), mediante la ecuación:

$$q_d = q - \frac{C_e V}{m}$$

Experimentos cinéticos

Se prepararon dos ensayos experimentales para evaluar el efecto del CAG-Q sobre la biotransformación reductiva de los contaminantes NM (Sigma Aldrich) y $K_2Cr_2O_7$ (Fermont), equivalente a Cr(VI). Ambos ensayos se prepararon con las mismas condiciones experimentales que se describen a continuación. Se utilizaron botellas serológicas de 120 ml con un volumen de trabajo de 50 ml de medio mineral compuesto por (g/l): $NaHCO_3$ (3), NH_4Cl (0.3), K_2HPO_4 (0.2), $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (0.03), $CaCl_2$ (0.01) y 1 ml/l de elementos traza. La solución de elementos traza consistió en (g/l): $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ (2), H_3BO_3 (0.05), $ZnCl_2$ (0.05), $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ (0.04), $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (0.5), $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ (0.05), $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ (0.09), $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (2), $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ (0.09), $Na_2SeO \cdot 5H_2O$ (0.16), EDTA (1) y 1 ml/l de HCl (36 %). El CAG-Q se añadió a una concentración de 1.12 g/l, que equivale a 0.5 mM de AQS inmovilizada, 0.1 g SSV/l de lodo anaerobio disgregado como inóculo y 1 g/l de glucosa como fuente de energía. El colorante NM y Cr(VI) se añadieron a partir de soluciones *stock* para tener concentraciones experimentales de 150 y 50 mg/l, respectivamente. Las botellas se sellaron con tapón de hule y arillo de aluminio, tras lo cual se crearon condiciones anaerobias con nitrógeno. Además, se prepararon los controles con CAG, CAG-Q sin lodo y con lodo

anaerobio en ausencia de MR. Las botellas fueron puestas en incubación a 30 °C y 150 rpm.

Las constantes cinéticas de reducción de primer orden fueron calculadas con la siguiente ecuación:

$$C_t = C_o \cdot e^{-kt}$$

Donde:

C_o y C_t = concentración (mg/l) del contaminante al inicio y a un tiempo dado, respectivamente

k (h^{-1}) = constante cinética de primer orden

t (h) = tiempo

Los valores de k se calcularon con el coeficiente de determinación (r^2) máximo observado, considerando al menos seis puntos experimentales. Además, los valores de k se analizaron mediante un análisis de varianza y prueba Tukey utilizando Minitab 19 para determinar diferencias entre las medias ($p < 0.05$).

Métodos analíticos

La cuantificación de AQS, NM y Cr(VI) se hizo espectrofotométricamente a las longitudes de onda de 310, 460 y 540 nm. Para la determinación de NM y Cr (IV) se tomaron 0.5 ml de muestra, que se diluyó con *buffer* de

fosfatos (10.86 g/l $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; 5.38 g/l $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) previo a su análisis. La determinación de SSV se hizo siguiendo el procedimiento estándar (APHA, 2005).

Resultados y discusión

Inmovilización de AQS sobre CAG

La inmovilización de AQS sobre el CAG utilizando la reacción de Lucas permitió alcanzar una capacidad de adsorción de 0.447 mmol/g (Figura 2). Después de los tres ciclos de lavado, la cantidad de AQS desorbida no fue considerable, evidenciado por una baja disminución de la capacidad de adsorción de 0.001 %, que indica que el método de inmovilización es apropiado. La capacidad de adsorción de AQS es similar al valor reportado previamente de 0.469 mmol/g (Alvarez *et al.*, 2017a), que es 1.96 veces mayor a la capacidad de adsorción alcanzada mediante un método físico de adsorción (Alvarez *et al.*, 2017b), en donde no se utilizó el reactivo de Lucas.

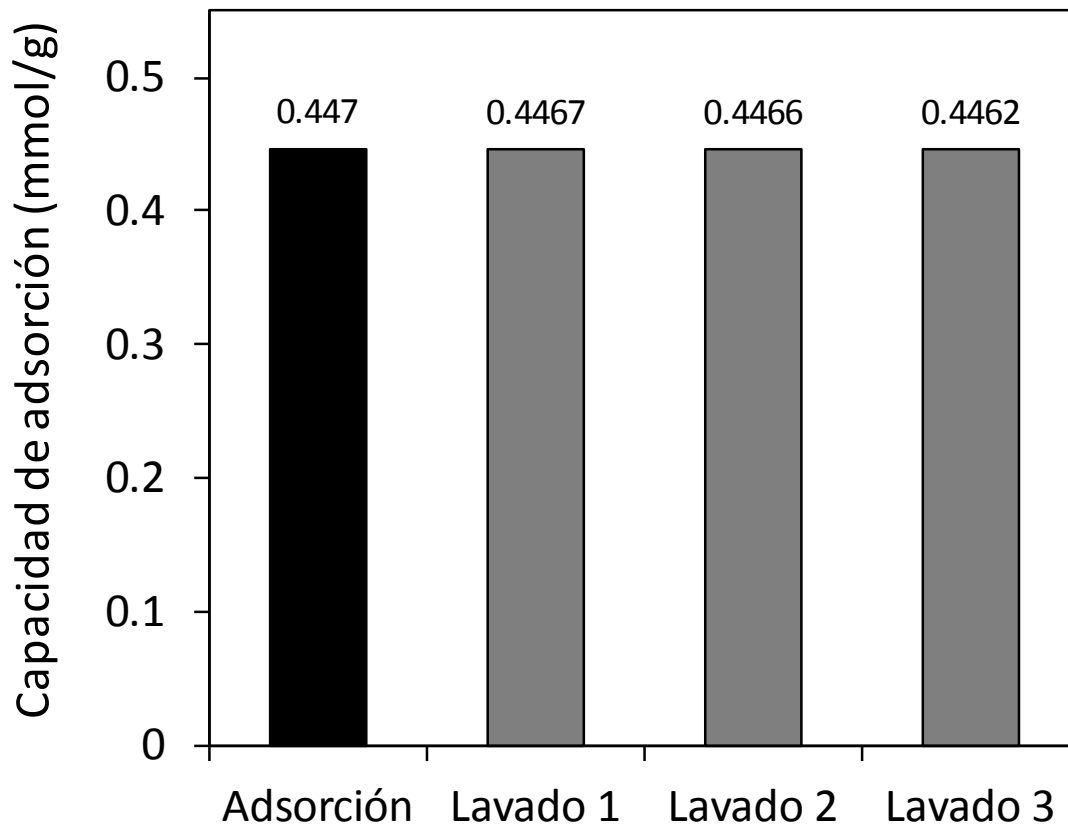


Figura 2. Capacidad de adsorción de AQS sobre CAG antes y después de tres ciclos de lavado.

Decoloración de NM con CAG-Q

La capacidad de CAG-Q de actuar como MR en fase sólida durante la decolorización de NM se evidenció con los resultados cinéticos obtenidos después de 13 h de incubación (Figura 3). Los resultados indican que los cultivos con lodo + CAG-Q alcanzaron una eficiencia de decoloración de 89.7 %, que es 1.9 y 3.6 veces más alta que las eficiencias de los cultivos con CAG sin modificar y con lodo anaerobio en ausencia de MR,

respectivamente (Tabla 1). El control con CAG-Q sin lodo, en donde no hay un proceso de reducción debido a la ausencia de microorganismos, la decoloración se debe a un proceso de adsorción, en donde se alcanzó la eficiencia de eliminación más baja (22.8 %). Esto indica que la eficiencia de decoloración con lodo + CAG (89.7 %) se debe a los procesos de reducción con eficiencia de 66.9 %, que representa la diferencia con respecto a la eficiencia de adsorción con CAG-Q.

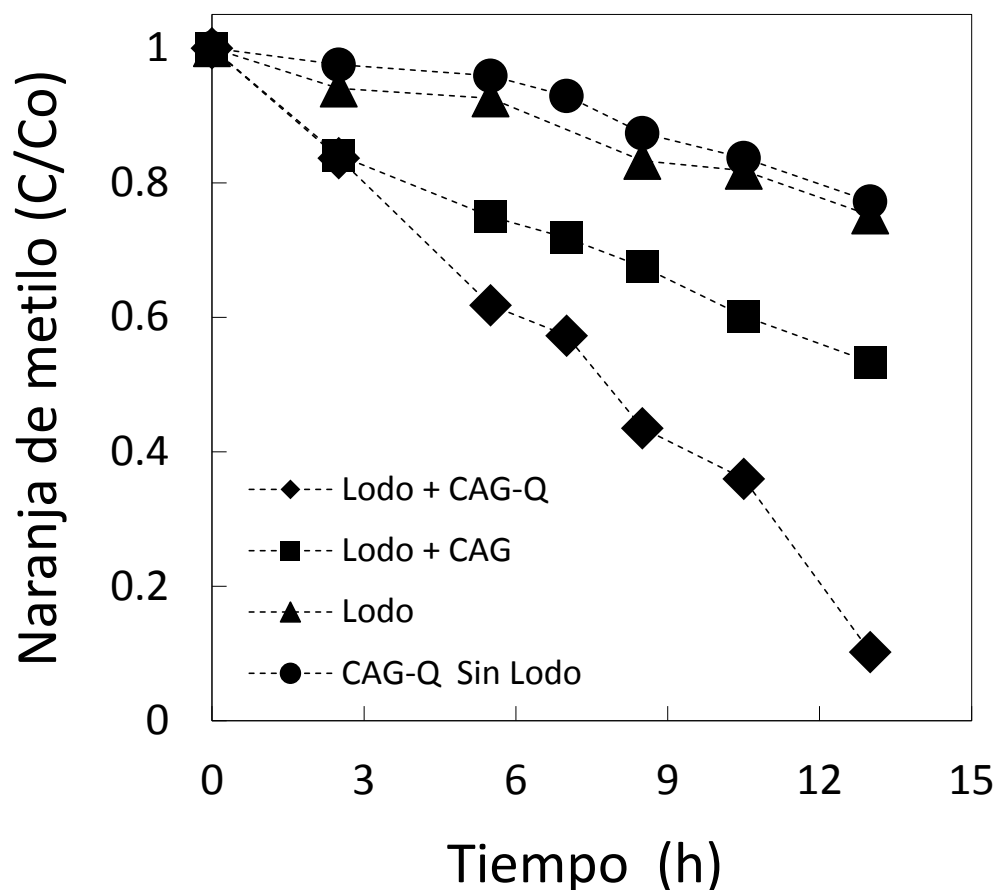


Figura 3. Cinéticas de reducción de NM en sistemas en lote bajo las distintas condiciones experimentales.

Tabla 1. Tasas de reducción de primer orden (k) y eficiencias de reducción de naranja de metilo.

Tratamiento	k (h^{-1}) ^a	r^2 ^b	Incremento en k ^c	Decoloración (%)
Lodo	0.021 ± 0.001 a	0.9661	---	24.9 ± 0.6 a
Lodo + CAG	0.046 ± 0.003 b	0.9899	2.2 ± 0.13 a	46.6 ± 3.8 b
Lodo + CAG-Q	0.098 ± 0.005 c	0.9825	4.6 ± 0.23 b	89.7 ± 5.4 c

Los valores representan el promedio \pm desviación estándar.

Letras diferentes después de cada valor indican diferencia significativa en las medias ($P < 0.05$).

^aConstante de tasa de reducción de primer orden (k).

^bCoefficiente de determinación para las cinéticas de primer orden.

^cIncremento en k respecto al control (k de CA o CAQ/ k de control).

La adsorción puede atribuirse a una atracción electrostática entre la carga negativa del naranja de metilo localizada en el grupo sulfonato (SO_3^-) y cargas positivas en la superficie del CAG. Las tasas de decoloración del NM indican diferencias significativas entre los principales tratamientos. Por ejemplo, con lodo + CAG-Q se observó la tasa más alta, seguida del cultivo con lodo + CAG y por último el cultivo con lodo sin material (Tabla 1). Las tasas observadas con CAG-Q y CAG (inoculados) fueron 4.6 y 2.2 veces más altas a la tasa observada por el control con lodo anaerobio. Estos resultados confirman que la AQS mantuvo su capacidad catalítica después de ser inmovilizada en el CAG, considerando que las tasas y eficiencias de reducción más bajas se obtuvieron en los

cultivos con CAG y lodo anaerobio. Además, los resultados también indican que la producción de equivalentes electrónicos a partir de la oxidación microbiana del sustrato es la principal responsable del proceso de decoloración y que el proceso de adsorción de NM sobre el CAG-Q no fue relevante.

La decolorización de colorantes azo está fundamentada en la reducción del enlace azo ($R - N = N - R$) que ocurre bajo condiciones anaerobias. La reducción de los enlaces azo produce aminas aromáticas que pueden ser posteriormente tratadas bajo condiciones aerobias de manera efectiva (Chen, Xu, Qin, Lan, & Hsueh, 2014; Venkata-Mohan, Suresh-Babu, Naresh, Velvizhi, & Madamwar, 2012). Además, se ha demostrado que la velocidad de reducción de los colorantes azo mejora con el uso de MR, al incrementar la velocidad de transferencia de electrones desde el donador primario de electrones hasta el aceptor final (grupo azo) (Van der Zee & Cervantes, 2009). Por tal motivo, la inmovilización de MR es una estrategia que se ha usado en los últimos años como un tratamiento potencial de aguas residuales que contengan colorantes azo (Martinez, Alvarez, Celis, & Cervantes, 2013; Ren *et al.*, 2022), ya que permite mantener sus capacidades catalíticas en procesos de reducción de contaminantes electrofílicos. La Tabla 2 muestra los resultados de la biotransformación de colorantes azo utilizando MR inmovilizados por métodos químicos en diferentes soportes. El incremento en la tasa de reducción de NM que se alcanzó en este estudio, que fue 4.6 veces mayor, es más alto al valor de la mayoría de los resultados reportados en la Tabla 2, pero con valores similares a los incrementos reportados por Lu *et al.* (2010) y Lu *et al.* (2015), quienes alcanzaron incrementos de 4.0 y 5.0 veces respecto a los controles sin MR.

Tabla 2. Impacto de la inmovilización química/covalente de mediadores redox en diferentes materiales sobre la biotransformación de colorantes azo.

Mediador redox ¹	Material de soporte ²	Método de inmovilización	Contaminante	Resultado ³	Referencia
AQS	EPU	Covalente	Rojo ácido 27	+ 5.0 TD	(Lu <i>et al.</i> , 2010)
AQS	EPU	Covalente	Rojo reactivo X-3B	+ 4.0 ED	(Lu <i>et al.</i> , 2015)
AQS	PET	Químico	Rojo ácido 18 Rojo ácido 27 Rojo reactivo 2 Rojo ácido 73 Amarillo ácido 36	+ 1.6 a 3.7 TD	(Zhang <i>et al.</i> , 2014b)
Riboflavina	Celulosa	Químico	Amarillo reactivo 17	+ 1.5 TD	(Martins, Baêta, Gurgel, De Aquino, & Gil, 2015)
AQS	Ceramsita	Covalente	Amarillo reactivo 36 Rojo reactivo 2 Rojo ácido 27 Naranja ácido 7	98 % ED	(Yuan <i>et al.</i> , 2012)
AQS	rOG-EPU	Covalente	Rojo ácido 18	+75 % ED	(Zhou <i>et al.</i> , 2018)
AQS	TCA	Covalente	Rojo reactivo 2	+3.3 TD	(Castañon <i>et al.</i> , 2019)
AQS	CAG	Covalente	Rojo Congo	+2.7 TD	(Alvarez <i>et al.</i> , 2017a)
AQS	CAG	Químico	Naranja de metilo	+ 4.6 TD	Este estudio

¹AQS: antraquinona-2-sulfonato.

²EPU: espuma de poliuretano; PET: polietileno tereftalato; rOG: óxido de grafeno reducido; TCA: tela de carbón activado; CAG: carbón activado granular.

³+ "X" es el número de veces que se incrementó la TD (tasa de decoloración) o ED (eficiencia de decoloración) respecto a los controles sin mediador redox.

Distintos MR han sido inmovilizados bajo estrategias que incluyen encapsulamiento en alginato de calcio, alcohol polivinílico y agar (Guo *et al.*, 2007), adsorción en nanopartículas de óxidos metálicos (Alvarez *et al.*, 2010) y resinas de intercambio iónico (Cervantes, Gonzalez-Estrella, Marquez, Alvarez, & Arriaga, 2011). Bajo estos métodos de inmovilización, los MR se han desprendido de los materiales, por lo que también se pierde la capacidad catalítica y eventualmente los biorreactores disminuyen su eficiencia, imposibilitando su aplicación en sistemas de tratamiento a largo plazo (Alvarez & Cervantes, 2011). Sin embargo, la inmovilización de AQS por el método de Lucas empleado en este estudio ha demostrado ser efectiva en biorreactores en continuo durante 250 días operación, durante la decolorización de rojo Congo acoplada a la oxidación de *p*-cresol (Alvarez *et al.*, 2017a).

Reducción y eliminación de Cr(VI) con CAG-Q

Los resultados cinéticos indican que el cultivo con lodo + CAG alcanzó la eficiencia de eliminación de Cr(VI) más alta, seguido por los cultivos con lodo + CAG-Q y lodo sin material (Figura 4). La eficiencia de eliminación de Cr(VI) alcanzada con lodo + CAG fue del 96.5 % después de 195 h de incubación, que representa incrementos de 1.9 y 2.5 veces mayores a las eficiencias alcanzadas por los cultivos lodo + CAG-Q y lodo anaerobio, respectivamente. De manera similar a la eficiencia, la tasa de reducción más alta fue en los cultivos con lodo + CAG, alcanzando 0.0102 h^{-1} ; con el lodo + CAG-Q, el valor fue 0.003 h^{-1} ; en ambos casos, las tasas fueron

superiores a la tasa obtenida por el control sin lodo anaerobio, logrando incrementos de hasta 4.4 y 1.3 veces, respectivamente (Tabla 3).

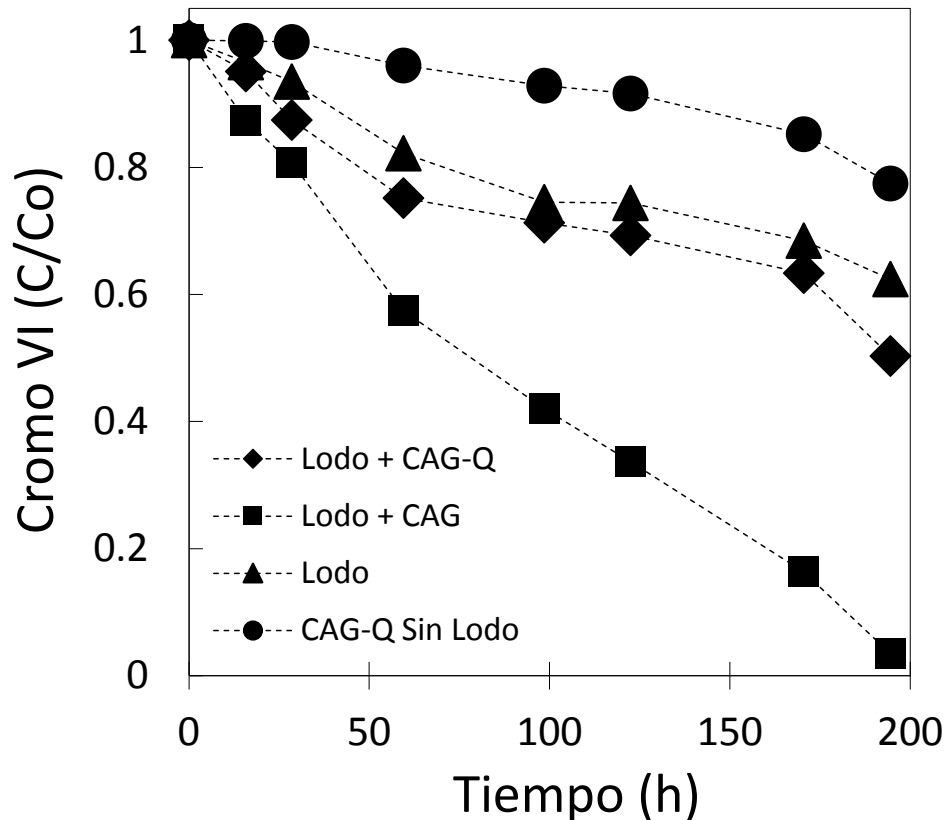


Figura 4. Cinéticas de reducción de Cr(VI) en sistemas en lote bajo las distintas condiciones experimentales.

Tabla 3. Tasas de eliminación de primer orden (k) y eficiencias de eliminación de Cr(VI).

Tratamiento	k (h^{-1}) ^a	r^{2b}	Incremento en k^c	Eliminación (%) ^d
Lodo	0.0023 \pm 0.0001 a	0.9704	---	37.6 \pm 2.6 a
Lodo + CAG	0.0102 \pm 0.0007 b	0.9844	4.4 \pm 0.13 a	96.5 \pm 2.8 b
Lodo + CAG-Q	0.0030 \pm 0.0001 c	0.9394	1.3 \pm 0.23 b	49.7 \pm 3.9 c

Letras diferentes después de cada valor indican diferencia significativa en las medias ($P < 0.05$).

^aConstante de tasa de reducción de primer orden (k).

^bCoefficiente de determinación para las cinéticas de primer orden.

^cIncremento en k respecto al control (k de CA o CAQ/ k de control).

^dEficiencia de eliminación del contaminante por reducción/adsorción.

A diferencia de la biotransformación reductiva observada con el colorante NM, en donde el efecto catalítico del CAG-Q tuvo un papel relevante, los resultados con Cr(VI) sugieren que se presentaron tres procesos que incluyen adsorción, reducción directa y reducción indirecta. La eliminación de Cr(VI) en el cultivo con lodo + CAG alcanzó una eficiencia de 96.5 % debido en parte a la reducción directa por el lodo anaerobio, pero también al proceso de adsorción sobre el CAG. Considerando que en el cultivo con el lodo anaerobio en ausencia de CAG se alcanzó una reducción de Cr(VI) de 37.6 % (Tabla 3), podemos entonces asumir que la contribución del proceso de adsorción fue responsable de eliminar 58.9 % del Cr(VI). En tanto, la eficiencia de eliminación de Cr(VI) en el cultivo con el CAG-Q sin lodo anaerobio fue

baja (~20 %) y se atribuye a un proceso de adsorción. En el cultivo con lodo anaerobio y CAG-Q, la eficiencia aumentó a 49.7 % y puede atribuirse a los tres mecanismos, en donde la reducción indirecta mediada por la AQS inmovilizada participa con 12.1 %.

La adsorción de Cr(VI) sobre el CAG no es un mecanismo aislado. En un reporte previo se documentó que la reducción de Cr(VI) a Cr(III) puede ocurrir como paso posterior a la adsorción, en función de las características del material adsorbente. Inicialmente el Cr(VI) es adsorbido por atracción electrostática a través de los grupos funcionales aniónicos presentes en la superficie del CAG, seguido por un proceso de reducción de Cr(VI) por acción de los grupos funcionales ácidos del CAG, que actúan como donadores de electrones para que se produzca el Cr(III) (Valentín-Reyes, García-Reyes, García-González, Soto-Regalado, & Cerino-Córdova, 2019). Se observó además que la tasa de adsorción de Cr(VI) sobre el CAG fue más alta durante las primeras horas del experimento cinético, alcanzando la concentración de equilibrio en poco menos de dos días (Valentín-Reyes *et al.*, 2019), que coincide con el resultado de este estudio, en donde la concentración de Cr(VI) bajó ~40 % en ese mismo tiempo (Figura 4). Por otro lado, la conversión de Cr(VI) a Cr(III) vía reducción directa puede llevarse por una gran variedad de microorganismos que usan el Cr(VI) como aceptor final de electrones a través de enzimas intracelulares o extracelulares como cromato reductasas. Algunas enzimas cromato reductasas no solo reducen el Cr(VI), sino que también tienen la capacidad de reducir otros compuestos como colorantes azo, V(V), Mo(VI) (Ahmad *et al.*, 2021). Además, la reducción de Cr(VI) puede potencialmente ocurrir por otras especies reductoras, como ácidos

orgánicos, aminoácidos, Fe(II) y sulfuro (Pradhan, Sukla, Sawyer, & Rahman, 2017; Wani, Wani, & Wahid, 2018).

Conclusiones

La inmovilización de AQS sobre el CAG mediante el reactivo de Lucas permitió mantener la capacidad catalítica del MR para la biotransformación reductiva del NM y Cr(VI). La decoloración del NM ocurrió vía indirecta mediante la reducción del enlace azo debido a la capacidad redox de la AQS inmovilizada, alcanzando tanto la tasa de reducción (0.098 h^{-1}) como la eficiencia de decoloración (89.7 %) más altas. Por otro lado, aun cuando el proceso de adsorción de Cr(VI) sobre el CAG no modificado tuvo un papel relevante en su eliminación, también se observó que la actividad catalítica del MR inmovilizado participó mediante la reducción indirecta, y alcanzó una tasa de reducción 1.3 veces mayor al control sin MR. Estos resultados demuestran que los MR inmovilizados permiten la reducción de contaminantes electrofílicos, incluyendo contaminantes metálicos como el Cr(VI).

Agradecimientos

Al Instituto Tecnológico de Sonora por el respaldo financiero otorgado para la realización de este estudio mediante el Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI-2024).

Referencias

- Ahmad, W. A., Venil, C. K., Nkhalambayausi-Chirwa, E. M., Wang, Y. T., Sani, M. H., Samad, A. F. A., Kamaroddin, M. F. A., Donati, E. R., Urbietta, M. S., & Zakaria, Z. A. (2021). Bacterial reduction of Cr(VI): Operational challenges and feasibility. *Current Pollution Reports*, 7, 115-127. DOI: 10.1007/S40726-021-00174-8/METRICS
- Alvarez, L. H., Arvizu, I. C., García-Reyes, R. B., Martínez, C. M., Olivo-Alanis, D., & Del Angel, Y.A. (2017a). Quinone-functionalized activated carbon improves the reduction of congo red coupled to the removal of p-cresol in a UASB reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 338, 233-240. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.05.032
- Alvarez, L. H., Del Angel, Y. A., & García-Reyes, B. (2017b). Improved microbial and chemical reduction of direct blue 71 using anthraquinone-2,6-disulfonate immobilized on granular activated carbon. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228. DOI: 10.1007/s11270-016-3212-5
- Alvarez, L. H., & Cervantes, F. J. (2012). Assessing the impact of alumina nanoparticles in an anaerobic consortium: Methanogenic and humus reducing activity. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 95. DOI: 10.1007/s00253-011-3759-4
- Alvarez, L. H., & Cervantes, F. J. (2011). (Bio)nanotechnologies to enhance environmental quality and energy production. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86. DOI: 10.1002/jctb.2697

- Alvarez, L. H., Jimenez-Bermudez, L., Hernandez-Montoya, V., & Cervantes, F. J. (2012). Enhanced dechlorination of carbon tetrachloride by immobilized fulvic acids on alumina particles. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223. DOI: 10.1007/s11270-011-0994-3
- Alvarez, L. H., Perez-Cruz, M. A., Rangel-Mendez, J. R., & Cervantes, F. J. (2010). Immobilized redox mediator on metal-oxides nanoparticles and its catalytic effect in a reductive decolorization process. *Journal of Hazardous Materials*, 184. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.08.032
- Amezquita-Garcia, H. J., Rangel-Mendez, J. R., Cervantes, F. J., & Razo-Flores, E. (2016). Activated carbon fibers with redox-active functionalities improves the continuous anaerobic biotransformation of 4-nitrophenol. *Chemical Engineering Journal*, 286, 208-215.
- APHA, American Public Health Association. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater*. Recuperado de <https://www.scirp.org/reference/ReferencesPapers?ReferenceID=1870039>
- Castañón, D., Alvarez, L. H., Peña, K., García-Reyes, R. B., Martínez, C. M., & Pat-Espadas, A. (2019). Azo dye biotransformation mediated by AQS immobilized on activated carbon cloth in the presence of microbial inhibitors. *Environmental Pollution*, 252. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.06.050

Cervantes, F. J., Garcia-Espinosa, A., Moreno-Reynosa, M. A., & Rangel-Mendez, J. R. (2010). Immobilized redox mediators on anion exchange resins and their role on the reductive decolorization of azo dyes. *Environmental Science & Technology*, 44, 1747-1753. DOI: 10.1021/es9027919

Cervantes, F. J., Gonzalez-Estrella, J., Marquez, A., Alvarez, L. H., & Arriaga, S. (2011). Immobilized humic substances on an anion exchange resin and their role on the redox biotransformation of contaminants. *Bioresource Technology*, 102, 2097-2100. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.08.021

Cervantes, F. J., Lopez-Vizcarra, M. I., Siqueiros, E., & Razo-Flores, E. (2008). Riboflavin prevents inhibitory effects during the reductive decolorization of reactive orange 14 by methanogenic sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 83, 1703.

Chen, B. Y., Xu, B., Qin, L. J., Lan, J. C. W., & Hsueh, C. C. (2014). Exploring redox-mediating characteristics of textile dye-bearing microbial fuel cells: Thionin and malachite green. *Bioresource Technology*, 169, 277-283. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.06.084

Field, J. A., Stams, A. J. M., Kato, M., & Schraa, G. (1995). Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in cocultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia. *Antonie Van Leeuwenhoek Journal of Microbiology*, 67, 47-77. DOI: 10.1007/bf00872195

Guo, J., Zhou, J., Wang, D., Tian, C., Wang, P., Salah-Uddin, M., & Yu, H. (2007). Biocatalyst effects of immobilized anthraquinone on the anaerobic reduction of azo dyes by the salt-tolerant bacteria. *Water Research*, 41, 426-432. DOI: 10.1016/j.watres.2006.10.022

- Huang, J., Wu, M., Chen, J., Liu, X., Chen, T., Wen, Y., Tang, J., & Xie, Z. (2015). Enhanced azo dye removal in a continuously operated up-flow anaerobic filter packed with henna plant biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 299, 158-164.
- Li, L., Zhou, J., Wang, J., Yang, F., Jin, C., & Zhang, G. (2009). Anaerobic biotransformation of azo dye using polypyrrole/anthraquinonedisulphonate modified active carbon felt as a novel immobilized redox mediator. *Separation and Purification Technology*, 66, 375-382. DOI: 10.1016/j.seppur.2008.12.019
- Lu, H., Wang, J., Lu, S., Wang, Y., Liu, G., Zhou, J., & Quan, Z. (2015). Influence of azo dye concentration on activated sludge bacterial community in the presence of functionalized polyurethane foam. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 175, 2574-2588. DOI: 10.1007/S12010-014-1452-7
- Lu, H., Zhou, J., Wang, J., Si, W., Teng, H., & Liu, G. (2010). Enhanced biodecolorization of azo dyes by anthraquinone-2-sulfonate immobilized covalently in polyurethane foam. *Bioresource Technology*, 101, 7185-7188. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.04.007
- Martinez, C. M., Alvarez, L. H., Celis, L. B., & Cervantes, F. J. (2013). Humus-reducing microorganisms and their valuable contribution in environmental processes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97. DOI: 10.1007/s00253-013-5350-7

- Martins, L. R., Baêta, B. E. L., Gurgel, L. V. A., De Aquino, S. F., & Gil, L. F. (2015). Application of cellulose-immobilized riboflavin as a redox mediator for anaerobic degradation of a model azo dye Remazol Golden Yellow RNL. *Industrial Crops and Products*, 65, 454-462. DOI: 10.1016/j.indcrop.2014.10.059
- Pereira, L., Pereira, R., Pereira, M. F. R., Van der Zee, F. P., Cervantes, F. J., & Alves, M. M. (2010). Thermal modification of activated carbon surface chemistry improves its capacity as redox mediator for azo dye reduction. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 931-939.
- Pradhan, D., Sukla, L. B., Sawyer, M., & Rahman, P. K. S. M. (2017). Recent bioreduction of hexavalent chromium in wastewater treatment: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 55, 1-20. DOI: 10.1016/J.JIEC.2017.06.040
- Ren, Z., Ma, P., Lv, L., Zhang, G., Li, W., Wang, P., Liu, X., & Gao, W. (2022). Application of exogenous redox mediators in anaerobic biological wastewater treatment: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 372, 133527. DOI: 10.1016/J.JCLEPRO.2022.133527
- Rodgers, J. D., & Bunce, N. J. (2001). Treatment methods for the remediation of nitroaromatic explosives. *Water Research*, 35, 2101-2111. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00505-4

- Rodriguez, S. Y., Cantú, M. E., Garcia-Reyes, B., Garza-Gonzalez, M. T., Meza-Escalante, E. R., Serrano, D., & Alvarez, L. H. (2019). Biotransformation of 4-nitrophenol by co-immobilized *Geobacter sulfurreducens* and anthraquinone-2-sulfonate in barium alginate beads. *Chemosphere*, 219-225. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.041
- Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R. B., García-González, A., Soto-Regalado, E., & Cerino-Córdova, F. (2019). Adsorption mechanisms of hexavalent chromium from aqueous solutions on modified activated carbons. *Journal of Environmental Management*, 236, 815-822. DOI: 10.1016/J.JENVMAN.2019.02.014
- Van Der Zee, F. P., Bisschops, I. A. E., Lettinga, G., & Field, J. A. (2003). Activated carbon as an electron acceptor and redox mediator during the anaerobic biotransformation of azo dyes. *Environmental Science & Technology*, 37, 402-408.
- Van der Zee, F. P., Bouwman, R. H. M., Strik, D. P. B. T. B., Lettinga, G., & Field, J. A. (2001). Application of redox mediators to accelerate the transformation of reactive azo dyes in anaerobic bioreactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 75, 691-701. DOI: 10.1002/bit.10073
- Van der Zee, F. P., & Cervantes, F. J. (2009). Impact and application of electron shuttles on the redox (bio)transformation of contaminants: A review. *Biotechnology Advances*, 27, 256-277. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2009.01.004

- Venkata-Mohan, S., Suresh-Babu, P., Naresh, K., Velvizhi, G., & Madamwar, D. (2012). Acid azo dye remediation in anoxic-aerobic-anoxic microenvironment under periodic discontinuous batch operation: Bio-electro kinetics and microbial inventory. *Bioresource Technology*, 119, 362-372. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2012.05.125
- Wani, P. A., Wani, J. A., & Wahid, S. (2018). Recent advances in the mechanism of detoxification of genotoxic and cytotoxic Cr (VI) by microbes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6, 3798-3807. DOI: 10.1016/J.JECE.2018.05.042
- Watanabe, K., Manefield, M., Lee, M., & Kouzuma, A. (2009). Electron shuttles in biotechnology. *Current Opinion in Biotechnology*, 20, 633-641.
- Yuan, S. Z., Lu, H., Wang, J., Zhou, J. T., Wang, Y., & Liu, G. F. (2012). Enhanced bio-decolorization of azo dyes by quinone-functionalized ceramsites under saline conditions. *Process Biochemistry*, 47, 312-318. DOI: 10.1016/J.PROCBIO.2011.11.015
- Zhang, D., Zhang, C., Li, Z., Suzuki, D., Komatsu, D. D., Tsunogai, U., & Katayama, A. (2014a). Electrochemical stimulation of microbial reductive dechlorination of pentachlorophenol using solid-state redox mediator (humins) immobilization. *Bioresource Technology*, 164, 232-240. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.04.071

- Zhang, H., Lu, H., Zhang, S., Liu, G., Li, G., Zhou, J., & Wang, J. (2014b). A novel modification of poly(ethylene terephthalate) fiber using anthraquinone-2-sulfonate for accelerating azo dyes and nitroaromatics removal. *Separation and Purification Technology*, 132, 323-329. DOI: 10.1016/J.SEPPUR.2014.05.042
- Zhou, Y., Lu, H., Wang, J., Li, J., Zhou, J., & Jin, R. (2015). Catalytic performance of functionalized polyurethane foam on the reductive decolorization of Reactive Red K-2G in up-flow anaerobic reactor under saline conditions. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 38, 137-147.
- Zhou, Y., Lu, H., Wang, J., Zhou, J., Leng, X., & Liu, G. (2018). Catalytic performance of quinone and graphene-modified polyurethane foam on the decolorization of azo dye Acid Red 18 by *Shewanella* sp. RQs-106. *Journal of Hazardous Materials*, 356, 82-90. DOI: 10.1016/J.JHAZMAT.2018.05.043

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-03

Artículos

**Análisis de eventos torrenciales en el Valle de Aburrá,
en los años 2010-2011 con la herramienta r.avaflow**
**Analysis of torrential events in the Aburrá Valley, in the
years 2010-2011 with the r.avaflow tool**

Tania Grisales-Ospina¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-2648-6579>

Victor Hugo Aristizabal-Tique², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7880-5883>

Juan Daniel Ríos-Arboleda³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4863-9968>

¹Universidad Cooperativa de Colombia, Medellín, Colombia,
tania.grisales@campusucc.edu.co

²Universidad Cooperativa de Colombia, Medellín, Colombia,
victor.aristizabalt@campusucc.edu.co

³Universidad Cooperativa de Colombia, Medellín, Colombia,
juan.riosar@campusucc.edu.co

Autor para correspondencia: Juan Daniel Ríos-Arboleda,
juan.riosar@campusucc.edu.co

Resumen

En el presente trabajo se analizaron dos eventos torrenciales ocurridos en el Valle de Aburrá durante el periodo húmedo 2010-2011, donde se presentó una fuerte fase fría del fenómeno ENSO, en la cual las precipitaciones aumentaron de manera significativa en relación con los años anteriores y posteriores, detonando gran cantidad de movimientos en masa, y posteriores flujos de lodos y escombros en las quebradas El Cedro (Copacabana) y La Bermejala (La Estrella). Como producto del análisis hidrológico se obtuvieron las condiciones y umbrales necesarios para el desencadenamiento de los flujos de lodos y escombros. Por otro lado, se realizó la simulación o propagación del flujo con la herramienta r.avaflow; se concluyó que la longitud de propagación está asociada con las altas pendientes y se validó la capacidad de la herramienta para representar dichos fenómenos.

Palabras clave: Avenidas torrenciales, debris flows, mud flows, La Niña 2010-2011, Valle de Aburrá.

Abstract

In the present work, two (2) torrential events that occurred in the Valley of Aburrá during the wet period 2010-2011 are analyzed, where a strong cold phase of the ENSO occurred, in which rainfall increased significantly in relation to the previous and subsequent years, triggering a large number of mass movements and subsequent mud and debris flows in the El Cedro (Copacabana) and La Bermejala (La Estrella) streams. As a product of the hydrological analysis, the conditions and thresholds necessary for the triggering of mud and debris flows were obtained. On

the other hand, the simulation or propagation of the flow was carried out with the *r.avaflow* tool, concluding that the propagation length is associated with high slopes and validating the ability of the tool to represent these phenomena.

Keywords: Torrential floods, debris flows, mud flows, La Niña 2010-2011, Valley of Aburrá.

Recibido: 19/12/2022

Aceptado: 09/05/2024

Publicado *ahead of print*: 05/12/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

Las avenidas torrenciales (*debris flow*) son un flujo compuesto por la mezcla de agua y sedimentos poco o nada consolidados, que transita por cauces permanentes o intermitentes con pendientes longitudinales altas, típico de regiones montañosas (Acosta, 2012; Aristizábal, Arango, & García, 2020; García *et al.*, 2015; Medina, Hürlimann, & Bateman, 2008; Rickenmann, Laigle, McArdell, & Hübl, 2006; Tommaso, Mergili, & D'Agostino, 2021), las cuales se caracterizan por ser uno de los fenómenos naturales con más capacidad destructiva debido a su gran magnitud, corta duración y altas velocidades alcanzadas por el flujo, además de las violentas fuerzas de impacto (Cheng, Huang, Zhang, & Xu, 2022; Garzon, Becerril, & Garrote, 2009; Montoya, Silvia, & González, 2009; Tommaso *et al.*, 2021; Zhang, Lyu, & Li, 2022). En el contexto

tropical, generalmente son detonadas por lluvias (Slaymaker, 1988; Wieczorek & Glade, 2005); por lo tanto, muchos estudios han intentado vincular este factor con flujos torrenciales proponiendo umbrales críticos de precipitación. Por ejemplo, Zhao *et al.* (2022) analizaron umbrales de lluvia mediante el desarrollo de un algoritmo de procesamiento de datos de precipitaciones y establecieron modelos de predicción que permiten evaluar la probabilidad de ocurrencia de avenidas torrenciales en China Central. Asimismo, Guerrero y Aristizábal (2019) determinaron umbrales de lluvia críticos detonantes de estos eventos en el Valle de Aburrá, a partir del método RTI (índice de lluvia detonante) desarrollado en Taiwán (Guerrero & Aristizábal, 2019). Además, Marulanda (2017) evaluó este mismo factor de precipitación aplicado a los flujos torrenciales desencadenados en Manizales (Colombia) y Mocoa (Colombia).

En Colombia se registraron 1 643 avenidas torrenciales entre los años 1920 y 2017 según la base de datos DesInventar, donde la región más afectada fue la Andina, con el 72 % de los recuentos; tan solo en el departamento de Antioquia se presentaron 28 % de los eventos, de los que 187 corresponden al Valle de Aburrá (Guerrero & Aristizábal, 2019). Estos últimos están relacionados con lluvias de alta intensidad y poca duración presentadas en las diferentes cuencas; además, dependen de factores como las condiciones geomorfológicas, topográficas y climáticas de la zona (Acosta, 2012).

Debido a la complejidad del fenómeno, se han desarrollado herramientas de análisis basadas en la aplicación de modelos computacionales necesarios para la gestión de riesgos de desastres naturales, en los que se evalúan parámetros de amenaza y vulnerabilidad (Medina *et al.*, 2008; Rickenmann *et al.*, 2006; Tommaso *et al.*, 2021;

Vera & Albarracín, 2017; Wang, Yu, Gong, & Yuan, 2020). En las últimas dos décadas se han analizado estos eventos con modelos bidimensionales, como: (1) FLATModel, el cual ha sido utilizado por Bateman, Medina, Hürlimann y Velasco (2007) en el estudio de diferentes flujos de alta pendiente en cuencas de la región pirenaica, reproduciendo el comportamiento de propagación de este fenómeno (Bateman *et al.*, 2007); por su parte, Medina *et al.* (2008) usan esta herramienta para generar mapas de comportamiento de tres avenidas torrenciales en el noreste de la península Ibérica (Medina *et al.*, 2008), y Papa, Sarno, Vitiello y Medina (2018) estudiaron un evento de esta misma índole en la costa de Amalfi (Italia), reconstruyendo el proceso de distribución de flujo mediante el modelo de Voellmy ejecutado por el simulador (Papa *et al.*, 2018); (2) FLO-2D, esta herramienta ha sido aplicada a eventos presentados en zonas como Taiwán (Chen & Wang, 2017; Hsin, Fei, & Chin, 2013) y Guatemala (Salas, Sellés, Plaza, & Girón, 2019), para evaluar parámetros de profundidad y velocidad del flujo, estimando las áreas afectadas por las fuerzas de impacto (Kim, Kwak, & Kim, 2018). Ahora bien, en el contexto local se ha evaluado la eficiencia del código computacional FLO-2D para analizar zonas susceptibles a la amenaza por avenidas torrenciales en diferentes zonas del departamento de Cundinamarca (Sierra, 2018); (3) RAMMS, usado para el estudio de flujos torrenciales presentados en el Valle de la Sionne (Suiza) (Christen, Kowalski, & Bartelt, 2010) y Mocoa (Colombia) (Reyes *et al.*, 2018), en los cuales se caracterizaron variables como la lámina de flujo, magnitud de velocidad y volumen depositado en el área de estudio, lo que permite crear mapas de zonas de riesgo. Asimismo, se utiliza otro tipo de simuladores, como el r.avaflow, el cual se basa en modelos multifásicos,

que representan con mayor precisión el fenómeno de propagación y arrastre, a expensas del aumento de la complejidad de la herramienta y costo computacional (Mergili, Fischer, Krenn, & Pudasaini, 2017; Pudasaini & Mergili, 2019), y ha sido empleado en la modelación de avenidas torrenciales, al reproducir con precisión el proceso de propagación y la formación del abanico aluvial (Tommaso *et al.*, 2021).

En este trabajo se evalúan las capacidades de la herramienta de simulación r.avaflow para reproducir dos avenidas torrenciales ocurridas en el Valle de Aburrá durante el periodo húmedo 2010-2011, donde se presentó una fuerte fase fría del fenómeno ENSO (El Niño-Southern Oscillation); en detalle, se obtienen los campos de presiones y profundidades de flujo, los cuales son necesarios para el diseño de obras de contención que mitiguen los efectos de este fenómeno; de igual forma, se simula el proceso de propagación del flujo, lo que permite crear mapas de riesgo analizando zonas de vulnerabilidad. El análisis parte de la detección de los umbrales de precipitación que detonaron los eventos torrenciales en las cuencas tropicales de análisis y termina con la modelación de los eventos, por lo que aporta una metodología simple, pero efectiva para el análisis de este tipo de fenómenos en ambientes tropicales.

Zonas de estudio

El Valle de Aburrá es un valle interandino localizado en Sudamérica, al noroccidente de Colombia, con elevaciones entre 1 300 y 2 800 msnm, tal como se muestra en la Figura 1. Hoy en día se encuentra densamente habitado con cerca de cuatro millones de habitantes; sus laderas son

objeto de desarrollo constante debido a la necesidad de unidades habitacionales. El Valle se caracteriza por una ladera occidental, donde se localiza la cuenca de la quebrada La Bermejala (ver municipio La Estrella en la Figura 1), de menor pendiente que la ladera oriental, donde se localiza la cuenca de la quebrada El Cedro (ver municipio Copacabana en la Figura 1). Los drenajes en ambas laderas tributan sus aguas y sedimentos al denominado Río Aburrá-Medellín.

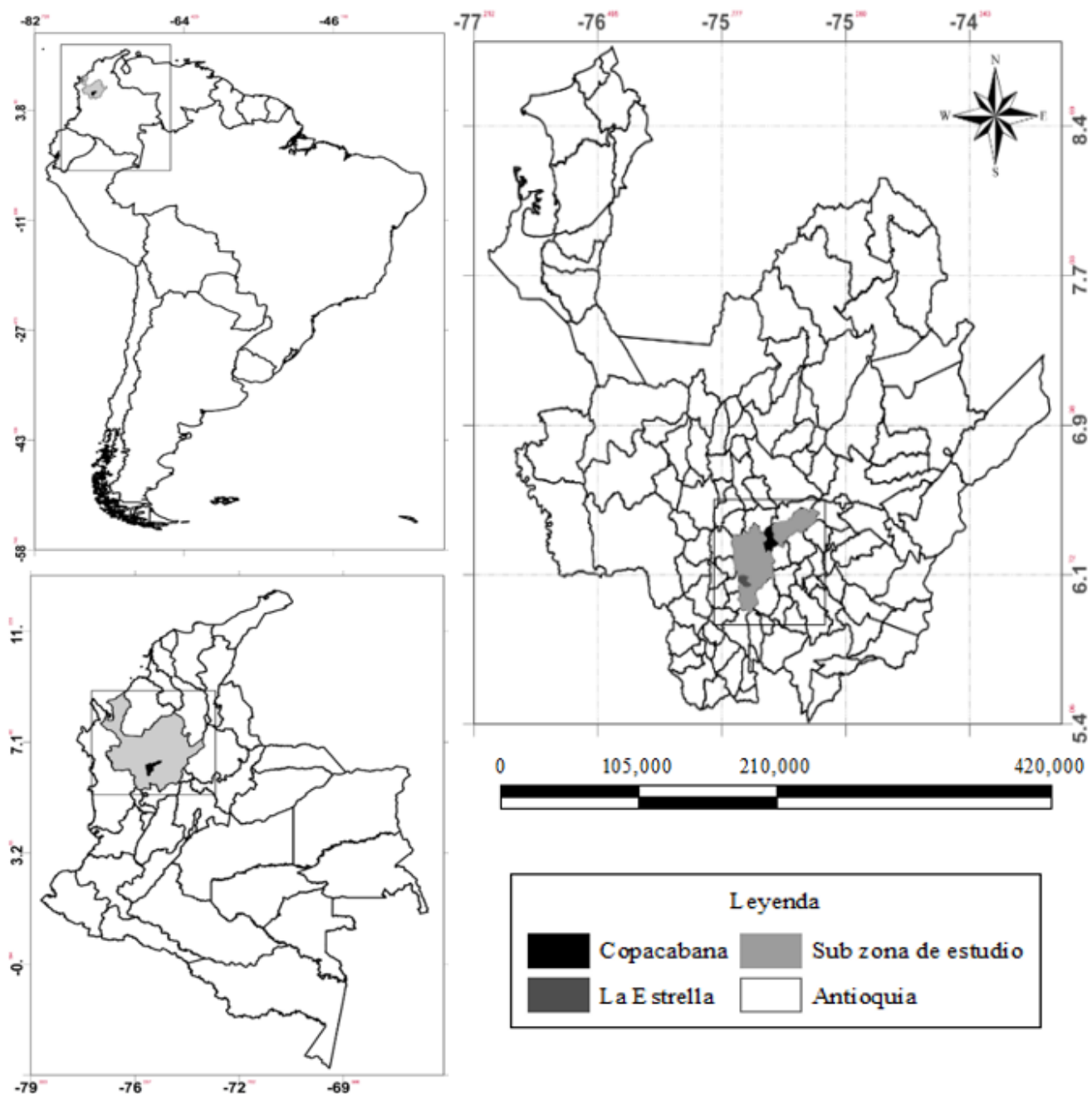


Figura 1. Localización de las zonas de estudio de Copacabana y La Estrella. La ubicación de la zona de estudio se muestra en el continente sudamericano (figura superior izquierda), en Colombia (figura inferior izquierda), y en el departamento de Antioquia (figura superior derecha).

La climatología local se caracteriza por exhibir dos temporadas secas y dos temporadas de lluvias condicionadas por el paso de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) sobre el territorio (Siata, 2018). Las temporadas secas ocurren durante los trimestres diciembre-enero-febrero y junio-julio-agosto, mientras que las temporadas de lluvia suceden durante los meses intermedios, es decir, marzo-abril-mayo y septiembre- octubre-noviembre. Por otro lado, los eventos torrenciales aquí analizados se han presentado en las temporadas de lluvia durante la tarde o noche, pues el régimen pluviométrico está caracterizado por lluvias convectivas de gran intensidad y de corta duración que ocurren principalmente en horas de la tarde, y lluvias estratiformes en las horas de la madrugada. La precipitación promedio anual en las cuencas de estudio supera los 1 000 mm/año (Tabla 1). Además, estas cuencas se caracterizan por tener altas pendientes, una geología predominante de rocas metamórficas, y una alta tasa de urbanización. A continuación se presenta una breve descripción de cada una de las cuencas.

Tabla 1. Características físicas y climatológicas de las cuencas de estudio.

Cuenca	Área (km ²)	Pendiente media (%)	Geología predominante	Precipitación promedio multianual (mm/año)
El Cedro	0.408	55	Metamórfica	1 413.7
La Bermejala	0.037	63	Metamórfica	2 490.7

Quebrada La Bermejala

Este afluente se localiza en el sur del Valle de Aburrá, en el municipio de La Estrella. La litología de la cuenca está compuesta por esquistos cuarzo sericíticos del Grupo Ayurá-Montebello, rocas volcánicas sedimentarias de la formación Quebradagrande, gabros, dunitas serpentinizada y suelos transportados. En superficie se encuentran depósitos de ladera, aluviones, suelos residuales y algunos afloramientos rocosos. Las elevaciones en la cuenca varían entre 972.45 y 1 955.07 msnm y las pendientes entre 0 y 88.56 % (Figura 2).

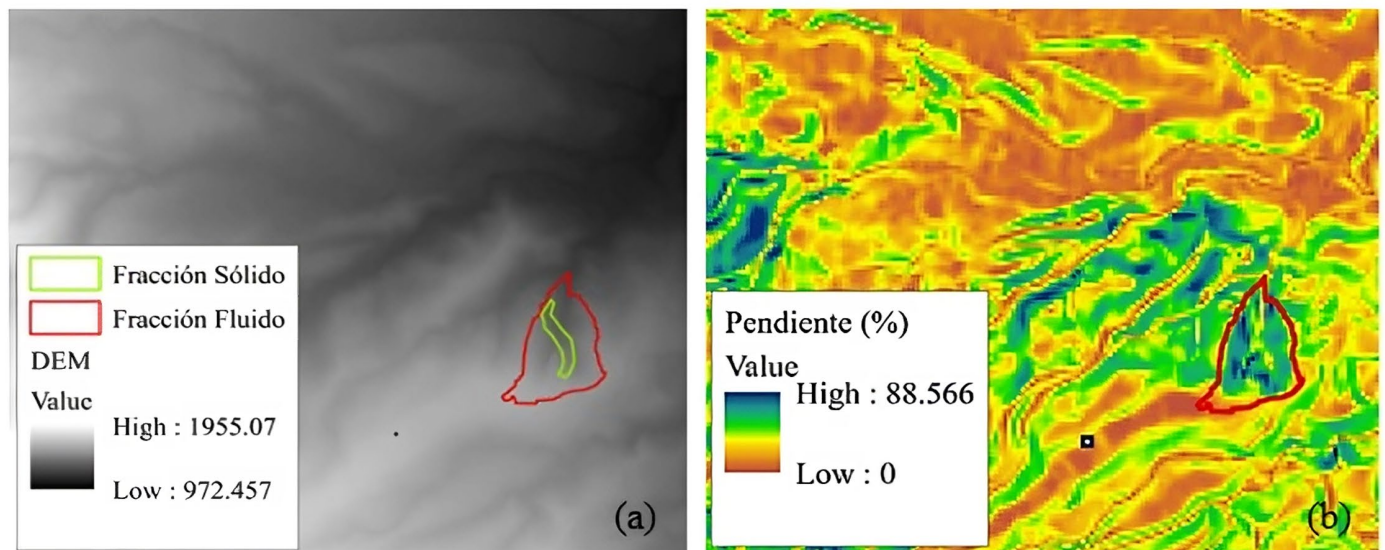


Figura 2. (a) Modelo de elevación digital y delimitación de la cuenca La Bermejala; (b) mapa de pendientes de la cuenca La Bermejala.

Quebrada El Cedro

Este afluente se localiza en el norte del Valle de Aburrá, en el municipio de Copacabana, y se caracteriza por depósitos cuaternarios que reposan sobre un basamento de roca tipo anfibolita, en algunos casos cubiertos por material antrópico y ceniza volcánica. Las elevaciones en la cuenca varían entre 1 378 y 2 044.75 msnm, y las pendientes entre 0 y 80.12 % (Figura 3).

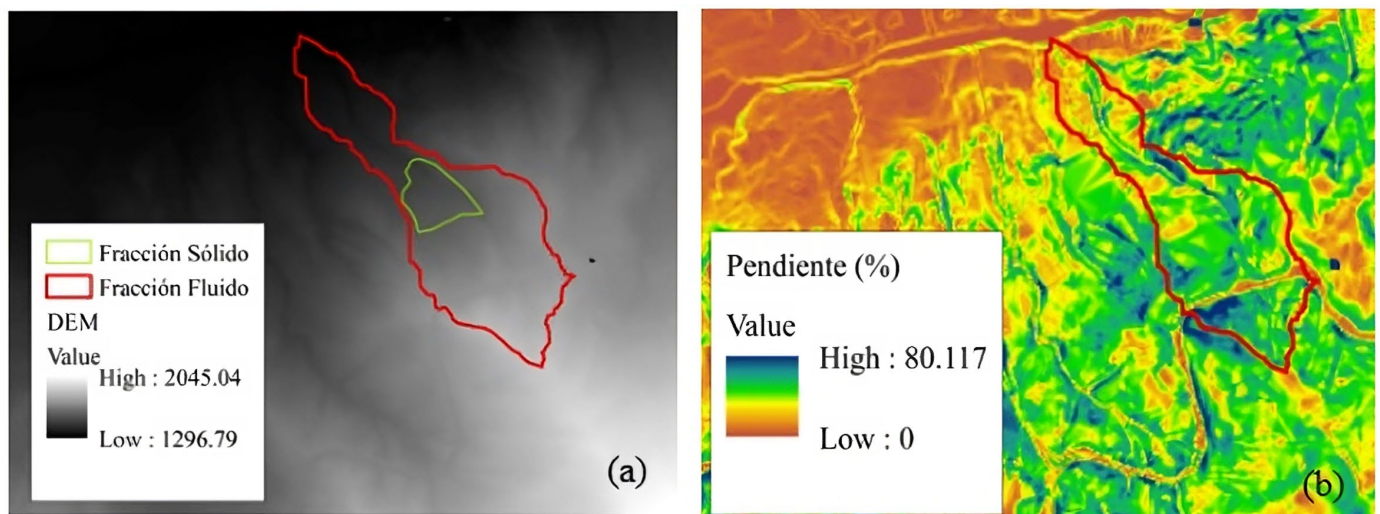


Figura 3. (a) Modelo de elevación digital y delimitación de la cuenca El Cedro; (b) mapa de pendientes de la cuenca El Cedro.

Descripción de los eventos

El fenómeno oceanoatmosférico ENSO (El Niño-Oscilación del Sur), ocurre en el trópico sudamericano (Poveda & Mesa, 1996), y está compuesto por dos fases opuestas: una de calentamiento denominada "El Niño" (en Colombia está asociada con sequías) y otra de enfriamiento conocida

como “La Niña” (en Colombia es sinónimo de lluvias intensas relacionadas con inundaciones, avenidas torrenciales y crecientes súbitas).

Según el análisis realizado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) y por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), el episodio calificado como el más violento e intenso en el último siglo de la fase La Niña fue el registrado en los años 2010-2011, donde los excesos de humedad se presentaron entre abril de 2010 y mayo de 2011. Esta crisis invernal afectó a miles de personas y ocasionó tanto pérdidas civiles como económicas.

De acuerdo con lo anterior, el efecto climático de La Niña trajo consigo eventos torrenciales como los registrados el 21 de noviembre de 2010 (Figura 4a) en el municipio de La Estrella, que fue generado por la creciente súbita de la quebrada La Bermejala; este evento dejó una persona muerta y ocasionó la reubicación de 14 familias. De manera similar, el 27 de abril de 2011 se presentó un movimiento de masa de aproximadamente 20 000 m³ (ver Figura 4b), el cual destruyó siete viviendas y dejó en riesgo de colapso otras cinco; este evento interrumpió la vía Machado, en jurisdicción del municipio de Copacabana, afectando el flujo vehicular de la autopista Medellín-Bogotá y obligó a la reubicación de más de 20 familias.



Figura 4. Registro fotográfico aéreo del terreno después del evento presentando (a) en La Estrella (21 de noviembre de 2010) y (b) en Copacabana (27 de abril de 2011).

Datos y métodos

Los datos de precipitación con **resolución diaria** fueron obtenidos de los registros de las estaciones del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM). En la Tabla 2 se presentan las coordenadas de ubicación de las estaciones de medición empleadas.

Tabla 2. Estaciones de precipitación.

Código	Nombre	Longitud (°)	Latitud (°)	Municipio
27015260	La Salada	-75.62	6.04	Caldas
27015090	Tulio Ospina	-75.55	6.31	Bello

Por otra parte, se utilizó la cartografía a escala 1:2000 del proyecto SIGMA para generar los modelos de elevación digital (DEM, por sus siglas en inglés). Asimismo, se utilizaron los datos geotécnicos de las zonas producto de los estudios de suelos y estabilización, en particular el ángulo de fricción interno del material, que para los casos de las cuencas El Cedro y La Bermejala correspondieron a 29.00° y 20.72°, respectivamente.

Etapa 1: análisis hidrológico

El análisis inicial se encaminó a verificar qué tan elevadas fueron las precipitaciones de los años 2010-2011 con respecto a los promedios multianuales (ciclo anual) registrados en cada una de las estaciones de análisis para los periodos 1984-2023 (La Salada) y 1950-2023 (Tulio

Ospina). Utilizando esta información se obtuvieron las curvas comparativas entre las precipitaciones en los meses de cada evento con respecto a los promedios multianuales (Figura 7).

Después se analizaron los registros del día del evento y de los días previos, a fin de detectar patrones emergentes en cuanto a las condiciones de precipitación acumulada antecedente y el umbral de lluvia que desencadenó los eventos; para esto, se graficó la curva de precipitación diaria acumulada de los meses de cada evento, es decir, para noviembre de 2010 y abril de 2011 (Figura 8).

Luego se acumuló la precipitación con un ventaneo de 30 días, desplazándose día por día de la siguiente manera:

$$y_{n+30} = \sum_{i=n}^{n+30} x_i$$

Con $n = 0, 1, 2, 3, \dots$, donde $y_{(n + 30)}$ es la precipitación acumulada en los últimos 30 días en el día $n + 30$ (Figura 9), aplicando esta operación en los años en los que se presentó los eventos y los años inmediatamente anteriores a estos (2009, 2010, 2011), con el fin de identificar comportamientos atípicos en los registros de precipitaciones y seleccionar regiones anómalas que pudieron ser factores determinantes en la detonación de los eventos torrenciales (Figura 9). Finalmente, se construyen curvas de masa anuales para conocer la distribución temporal anual de las precipitaciones entre los años 2009 y 2011 (Figura 10).

Etapa 2: simulación y calibración del proceso de propagación

El análisis de la propagación de los flujos de cada uno de los eventos se realizó a través del *software* r.avaflow, el cual es una herramienta computacional que emplea el esquema numérico NOC-TVD (Wang, Hutter, & Pudasaini, 2004) y basado en sistemas de información geográfica (GIS, por sus siglas en inglés) de código abierto utilizado para la simulación de flujos de masa complejos sobre topografías arbitrarias. El r.avaflow fue desarrollado por Martin Mergili y Shiva P. Pudasaini, utiliza los lenguajes de programación Python para procesos de administración, preprocesamiento y posprocesamiento de datos; el lenguaje de programación C para la reproducción de la propagación de los flujos, y lenguaje R para cálculo estadístico y gráficos empleados en la validación y visualización (Mergili & Pudasaini, 2021). Esta herramienta de simulación incluye dos modelos: uno es el modelo monofásico denominado Voellmy y el otro es el modelo de Pudasaini (utilizado en este trabajo), en el cual se consideran flujos multifásicos mediante la mezcla de sólidos y fluidos que interactúan entre sí, considerando explícitamente el arrastre y parada del material hasta llegar a la zona de depositación (Mergili *et al.*, 2017).

Con referencia al modelo bifásico de Pudasaini, se determina que se emplea para analizar la dinámica de los flujos de masa que se mueven desde un área de liberación definida (por lo que es necesario asignar alturas de sólidos y fluidos) a través de un DEM. La evolución espacio-temporal del flujo sobre la topografía definida se aproxima mediante ecuaciones de balance de masa (considerando sólido y fluido) y de

momento (Pudasaini, 2012). Las entradas esenciales de este modelo reológico son las siguientes: (1) un DEM que representa la elevación de la superficie basal antes del evento que se está investigando; (2) mapas de distribución espacial de las alturas de los sólidos y fluidos (para este caso, los desechos de los eventos torrenciales se consideran componentes sólidos y el umbral definido a partir del análisis hidrológico se considera la fracción de fluido), y (3) un conjunto de parámetros que describen la reología del flujo (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros reológicos del flujo utilizados para la simulación.

Símbolo	Parámetro físico	Unidad	Valor (La Bermejala)	Valor (El Cedro)
ρ_s	Densidad del material sólido	kg m ⁻³	2 700	
ρ_f	Densidad del material fluido	kg m ⁻³	1 000	
φ	Ángulo de fricción interno	Grados	20.72	29.00
δ	Ángulo de fricción basal	Grados	20.00	18.00

Datos de entrada para la simulación

1. Parámetros reológicos del flujo (Tabla 3).

Es importante señalar que los valores utilizados en las densidades son iguales, ello se debe a que no se encontraron registros de estos parámetros para los eventos de análisis, por lo que se emplearon los que por defecto propone el simulador.

2. Modelo de elevación digital (DEM):

Se construyó a partir de la cartografía de cada una de las cuencas de estudio (El Cedro, La Bermejala), utilizando el *software* QGIS 3.12, con una resolución de pixel de 2 x 2 m (Figura 2 y Figura 3).

3. Mapas ráster de la distribución espacial de las alturas del fluido:

Empleando el *software* de uso libre QGIS 3.12 se trazaron las cuencas hidrográficas de estudio (El Cedro y La Bermejala), con lo cual se obtuvieron los drenajes afectados por las avenidas torrenciales (Figura 2a y 3a). En seguida se generaron los mapas ráster de alturas de fluido para cada evento (en el que su altura máxima corresponde al umbral determinado en el análisis hidrológico), suponiendo que la precipitación es uniforme sobre el área de drenaje (Figura 5) y fuera de esta zona se considera una elevación cero y un tamaño de pixel igual al del modelo de elevación digital.

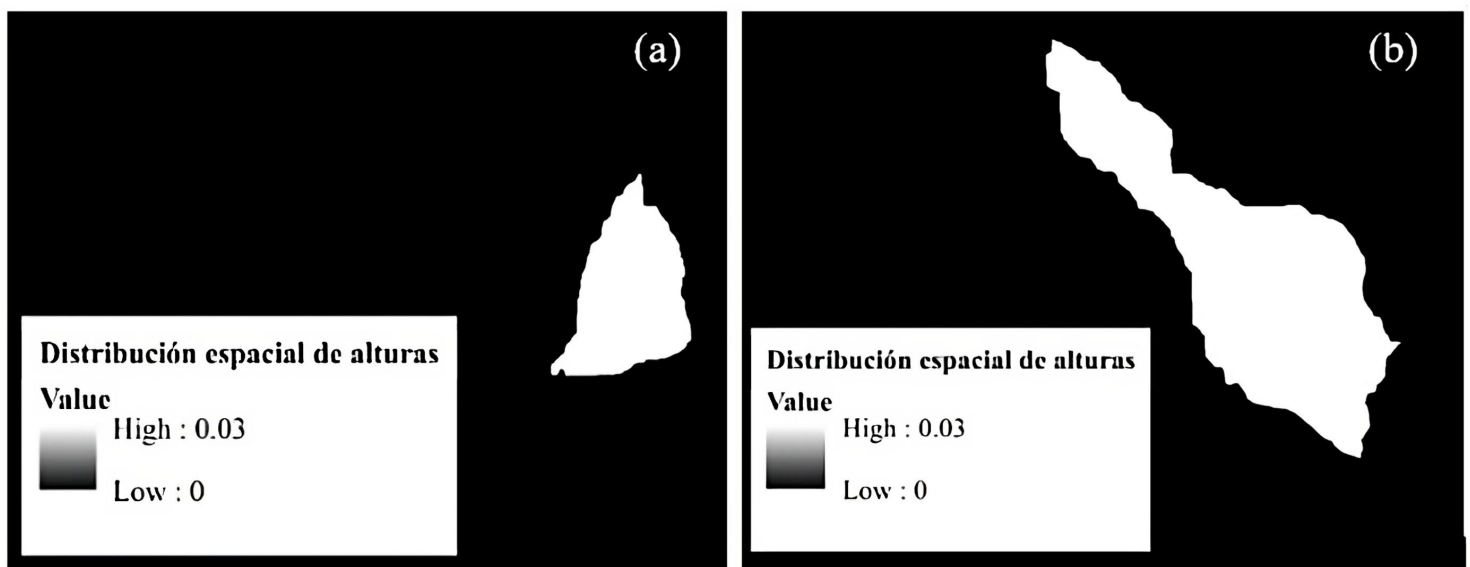


Figura 5. (a) Alturas de fluido, cuenca La Bermejala; (b) alturas de fluido, cuenca El Cedro.

4. Mapas ráster de la distribución espacial de las alturas del sólido:

Para el mapa ráster del sólido fue necesario delimitar previamente una fracción de las cuencas analizadas, que se consideró el área que se desprendió del terreno generando la avenida torrencial (Figura 2a y 3a); se realizó mediante análisis visual en un recorrido espacio temporal de la zona mediante el *software* Google Earth; después se generaron los mapas ráster. Cabe resaltar que para analizar la sensibilidad del simulador respecto a la altura del sólido se varió la elevación de este entre 0.1 y 1.0 m, es decir, se generaron 10 mapas ráster, cada uno con elevaciones diferentes dentro del área removida y fuera de este con una elevación cero, con una extensión y un pixel igual al del modelo de elevación digital (Figura 6).

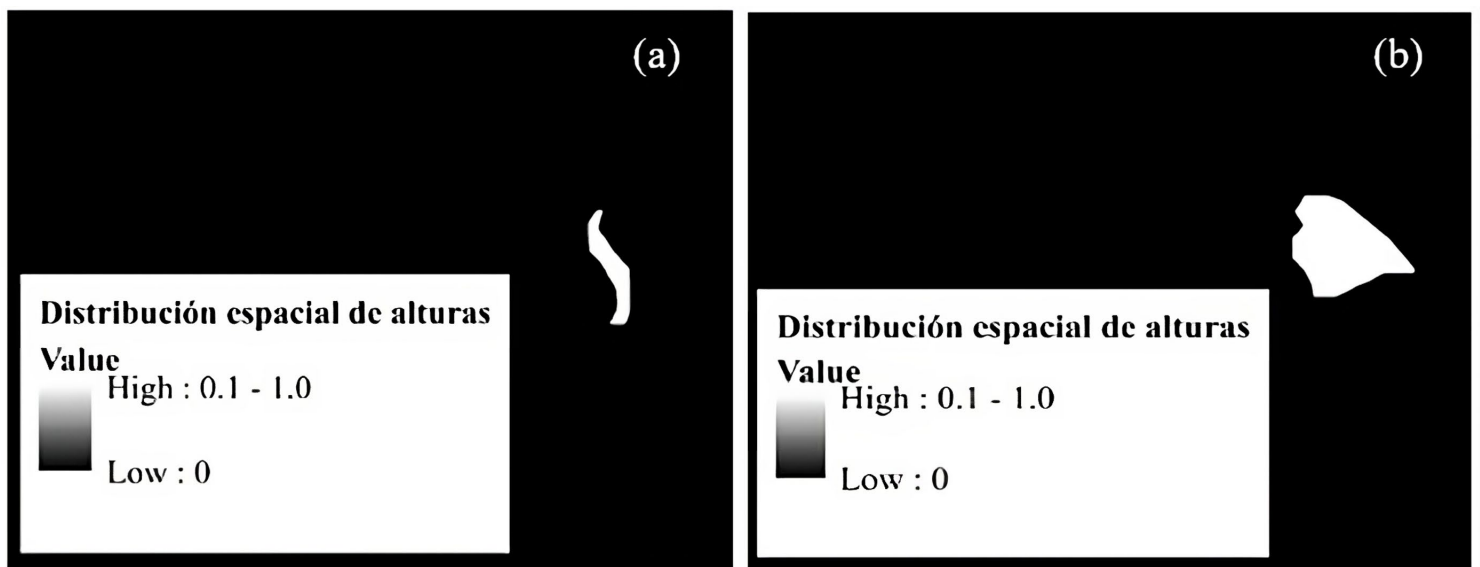


Figura 6. (a) Alturas de sólido, cuenca La Bermejala; (b) alturas de sólido, cuenca El Cedro.

Al tener estos parámetros de entrada, los mapas ráster se convirtieron a formato ASCII y se inició el proceso de modelación en el r.avaflow. En total se llevaron a cabo 10 corridas en cada una de las cuencas, con un tiempo de simulación $t = 10$ s, con el fin de evaluar la sensibilidad del modelo al variar el espesor del área removida.

Etapa 3: comparación de datos

A fin de validar la capacidad de la herramienta r.avaflow se compararon las morfologías obtenidas en las 10 corridas del modelo con los registros satelitales de cada evento (Figura 4); por otro lado, el proceso de calibración se hizo variando las alturas de la fracción de sólido de cada una de las cuencas desde 0.1 hasta 1.0 m para finalmente comparar el volumen entregado por la herramienta versus el volumen de material desprendido reportado para los eventos.

Resultados

Análisis hidrológico

Del ciclo anual contrastado con los años 2010-2011, se identifica que en efecto las precipitaciones en los meses de cada evento (noviembre de 2010 y abril de 2011) fueron superiores al promedio multianual del periodo 1984-2023 para la cuenca La Bermejala y del periodo 1950-2023 para la cuenca El Cedro (Figura 7). En particular, se observa una gran diferencia en los registros de la estación Tulio Ospina durante abril de

2011 (Figura 7b), lo que también se refleja en la magnitud del evento ocurrido en Copacabana, donde el área afectada fue mucho mayor (Figura 4b).

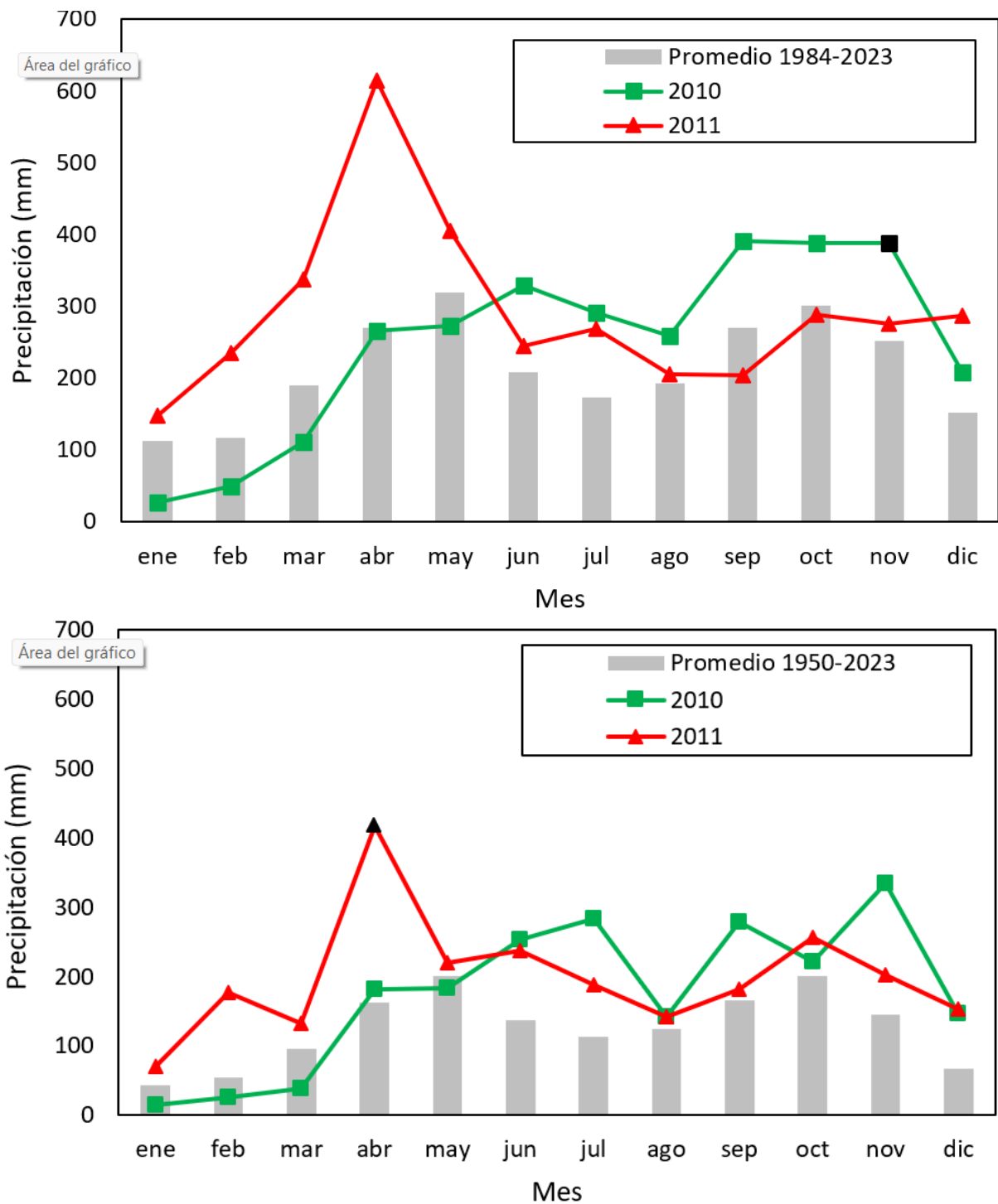


Figura 7. Ciclo anual y precipitación mensual 2010-2011, estación La Salada (arriba) y Tulio Ospina (abajo).

Del análisis de las condiciones de precipitación acumulada antecedente al día del evento tanto en Caldas (Figura 8, izquierda) como en Copacabana (Figura 8, derecha) se observa que los eventos se presentaron después de superado el umbral de los 200 mm de precipitación acumulada, lo que permite tener un valor de referencia para el sistema de gestión del riesgo, y que podría ser incorporado al Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (Siata), con el fin de prever condiciones de tipo torrencial en otras cuencas hidrográficas del Valle de Aburrá (Colombia).

Por otro lado, con relación a la precipitación diaria, se observa que ambos se presentaron luego de superado el umbral de los 30 mm (ver Figura 8) (este valor será considerado en la modelación como la altura del fluido sobre toda la cuenca, es decir, el *input* de lluvia que genera el flujo torrencial). Por último, es necesario indicar que no se realizan análisis de las intensidades de lluvia, pues los registros diarios tienden a suavizar los valores de intensidad real.

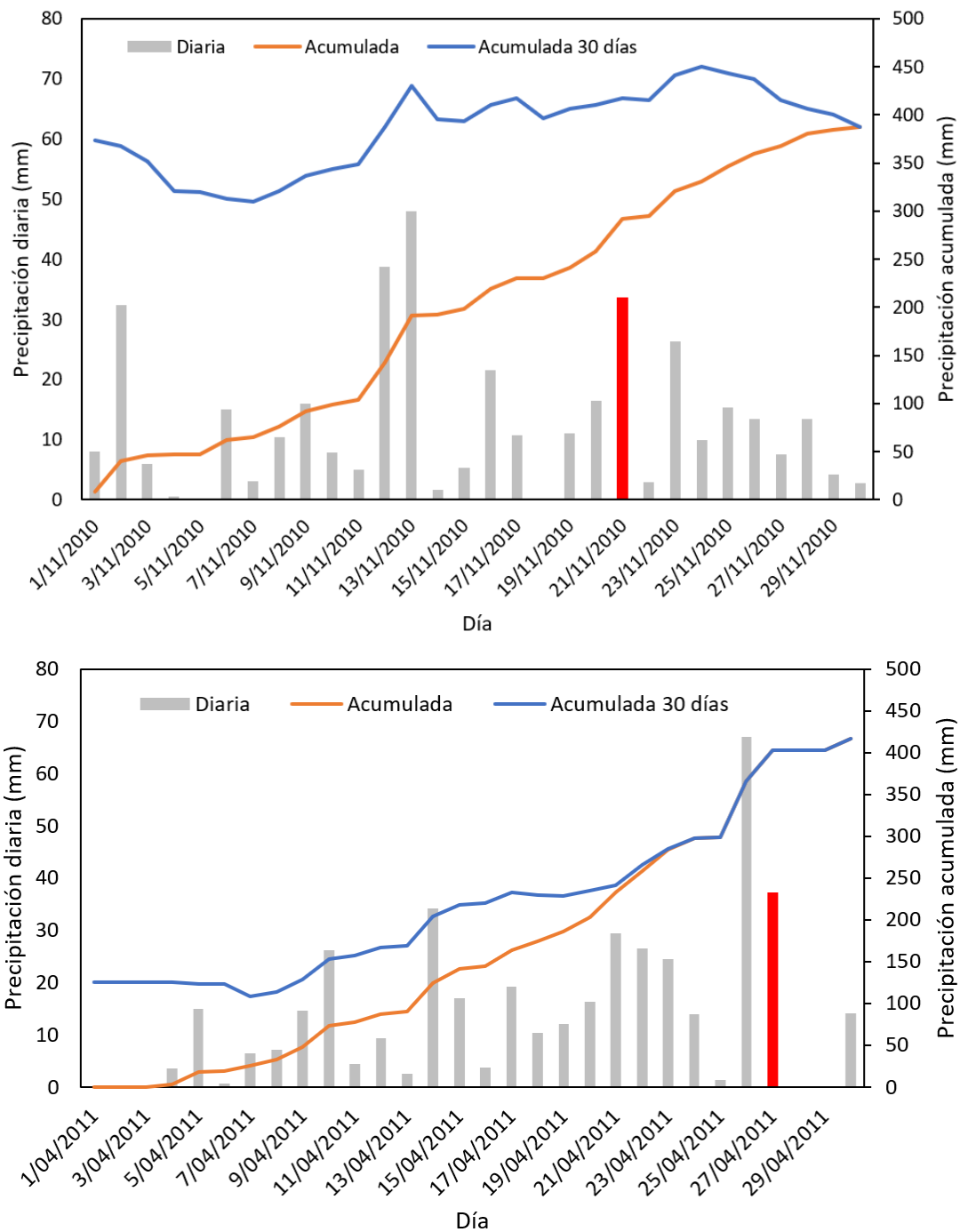


Figura 8. Registros de lluvia diaria, mes del evento de La Estrella (21 de noviembre de 2010) (arriba) y Copacabana (27 de abril de 2011) (abajo).

De la convolución realizada a los registros de lluvia se determina que en los años estudiados (2010, 2011), la magnitud (mm) de las precipitaciones aumentaron entre 50 y 150 % con respecto a los años anteriores (Figura 9); específicamente en los meses de noviembre de 2010 (Figura 9a) y abril de 2011 (Figura 9b) se reportaron las precipitaciones más altas (de 403 a 417 mm) en relación con los demás meses del año.

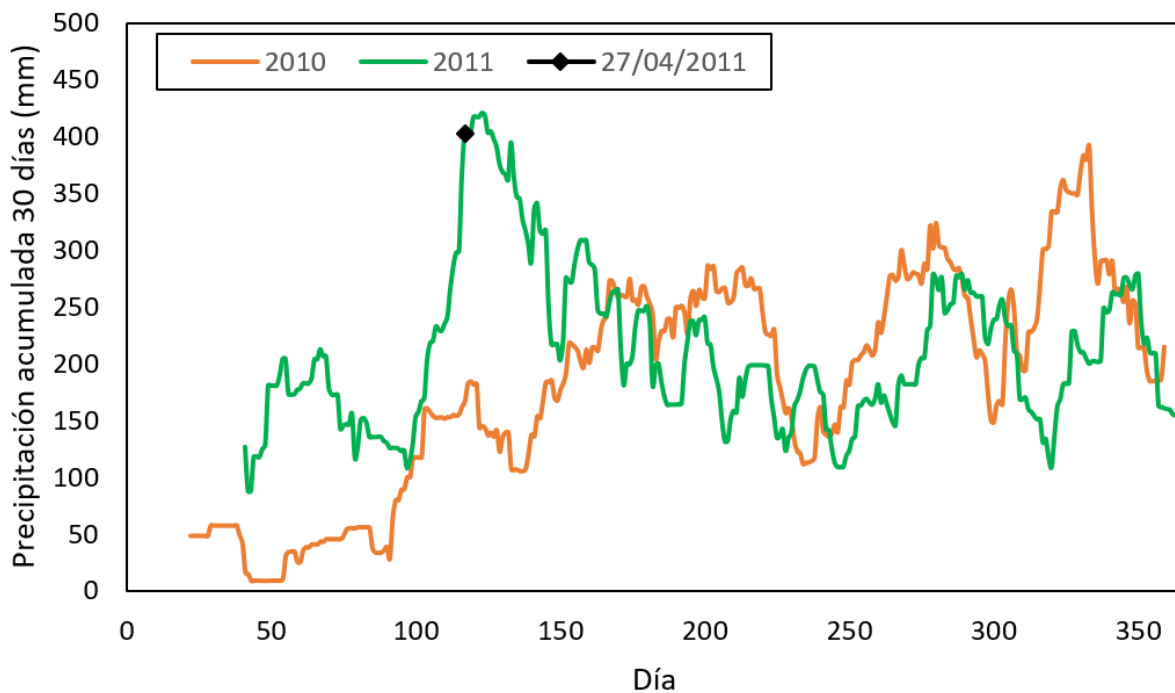
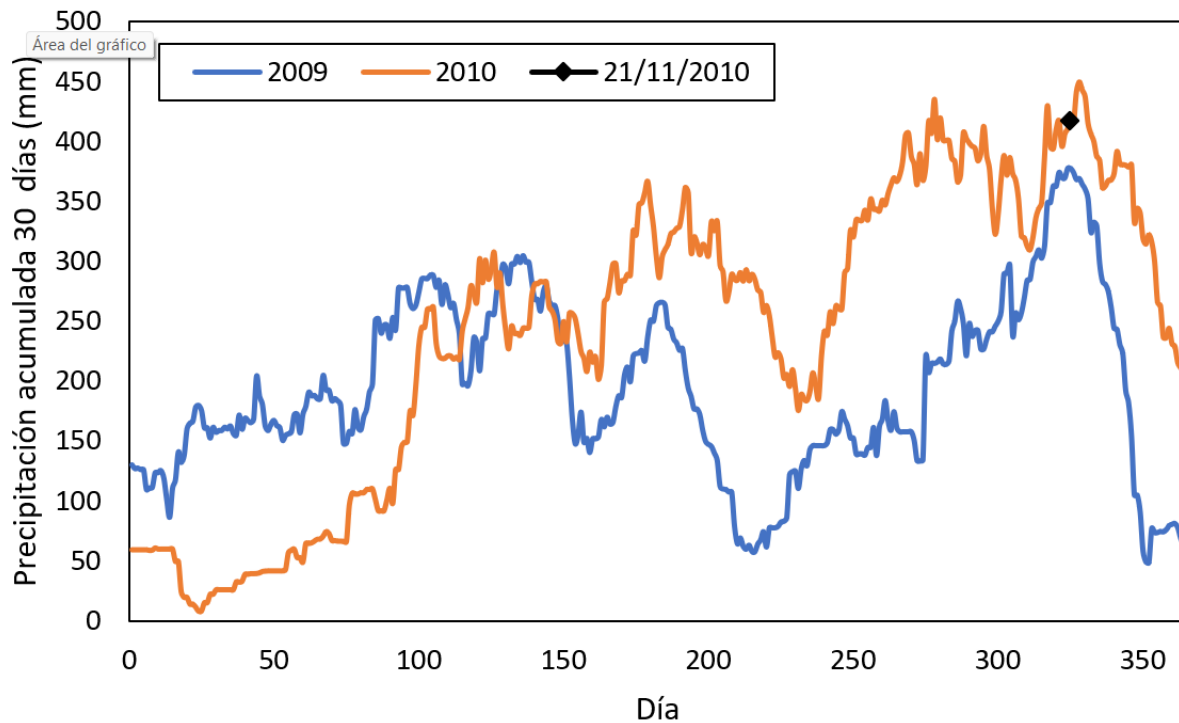


Figura 9. Precipitación acumulada en 30 días (arriba) La Estrella (21 de noviembre de 2010) y (abajo) Copacabana (27 de abril de 2011).

Ahora bien, al comparar los eventos se identifica que en el caso de Copacabana (27 de abril de 2011) se presenta un cambio más abrupto entre el registro de lluvia del día en el que ocurrió la avenida torrencial y los días anteriores (Figura 9b), lo que demuestra un comportamiento anómalo relacionado con la magnitud del evento y es proporcional al área de afectación registrada en los reportes satelitales (Figura 4b).

Finalmente, de las curvas de masa anuales (Figura 10) de los años 2009 a 2011 se identifica que efectivamente los años 2010-2011 fueron más lluviosos que los años antecedentes y además se observa el comportamiento de la distribución temporal de la precipitación.

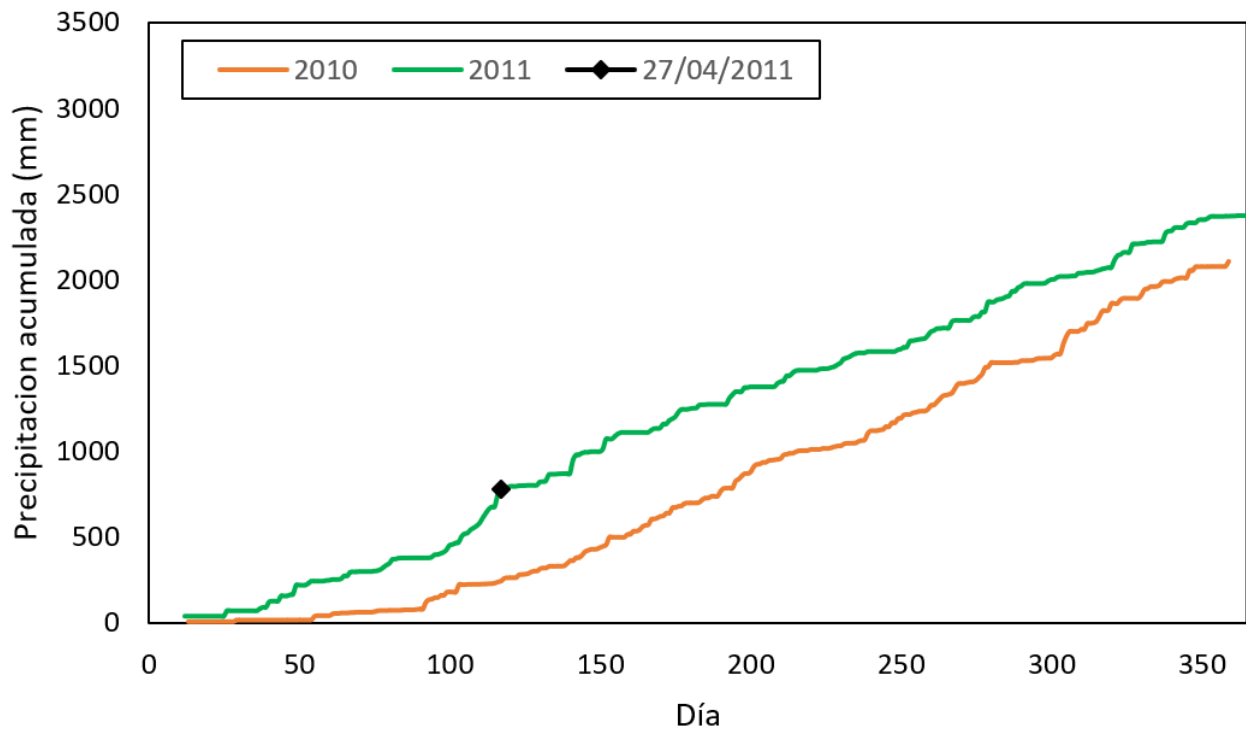
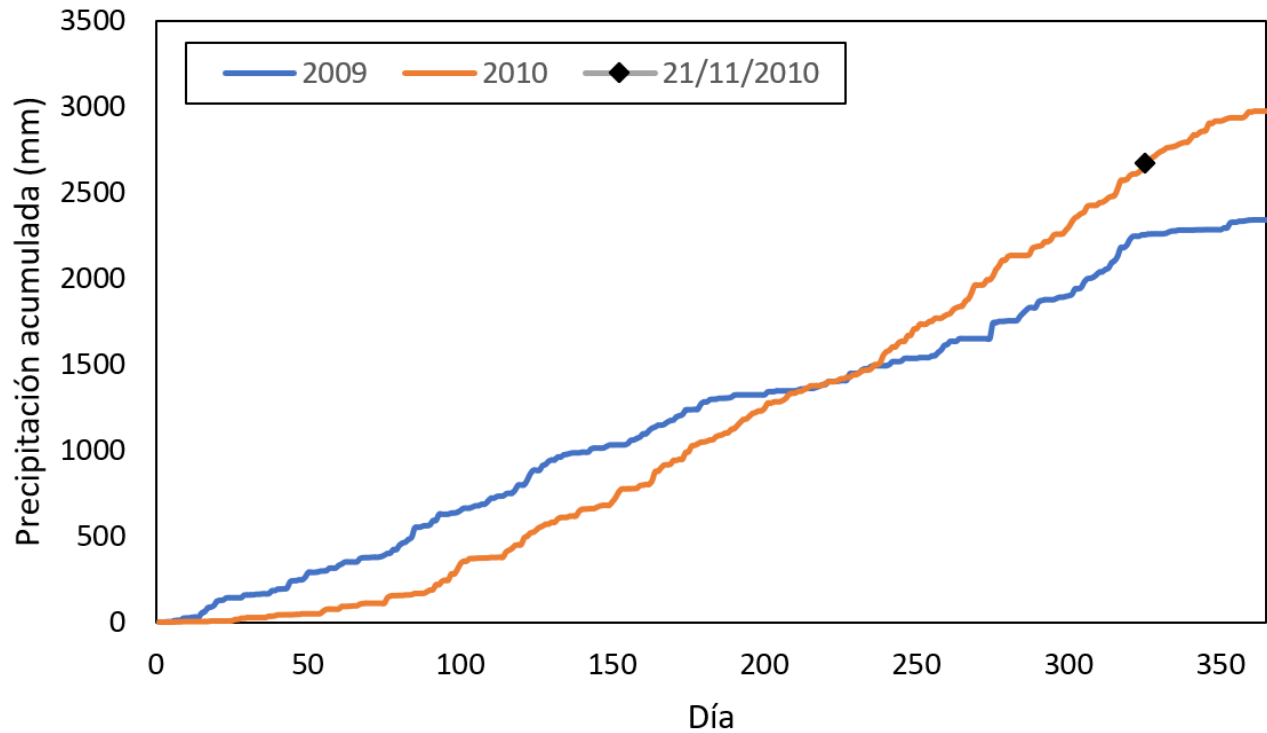


Figura 10. Curvas de masas anuales para las estaciones La Salada (arriba) y Tulio Ospina (abajo).

Modelación hidráulica

Como resultado de la modelación de la propagación de los flujos, se obtuvieron campos de profundidad y presiones para ambos eventos, de los que se logra reportar tres momentos particulares del flujo, los cuales son los siguientes: (1) estado inicial, (2) estado máximo alcanzado y (3) estado final. El primero está asociado con el tiempo cero ($t = 0$ segundos) de la simulación y el tercero representa el tiempo máximo, el cual corresponde a $t = 10$ segundos.

Es importante resaltar que el proceso de calibración de los modelos se realizó específicamente en la simulación del evento presentado en Copacabana en la cuenca El Cedro debido a que se contaba con el reporte de volumen que permitía generar un valor de referencia para la modelación; quiere decir que se escogió la fracción de sólido (la cual variaba de 0.1 a 1.0) que más aproximó el volumen modelado (21 240 m³) al volumen reportado en campo (20 000 m³) por los organismos que atendieron la emergencia.

En el caso de La Bermejala, se consideró la misma fracción de sólido utilizada en El Cedro (0.45 m), ya que se carece de reportes de volúmenes que sirvan como referencias para el proceso de calibración; en este caso, el proceso fue netamente visual, mediante las imágenes satelitales (Figura 4a) y los registros de manchas obtenidos en los resultados (Figura 11).

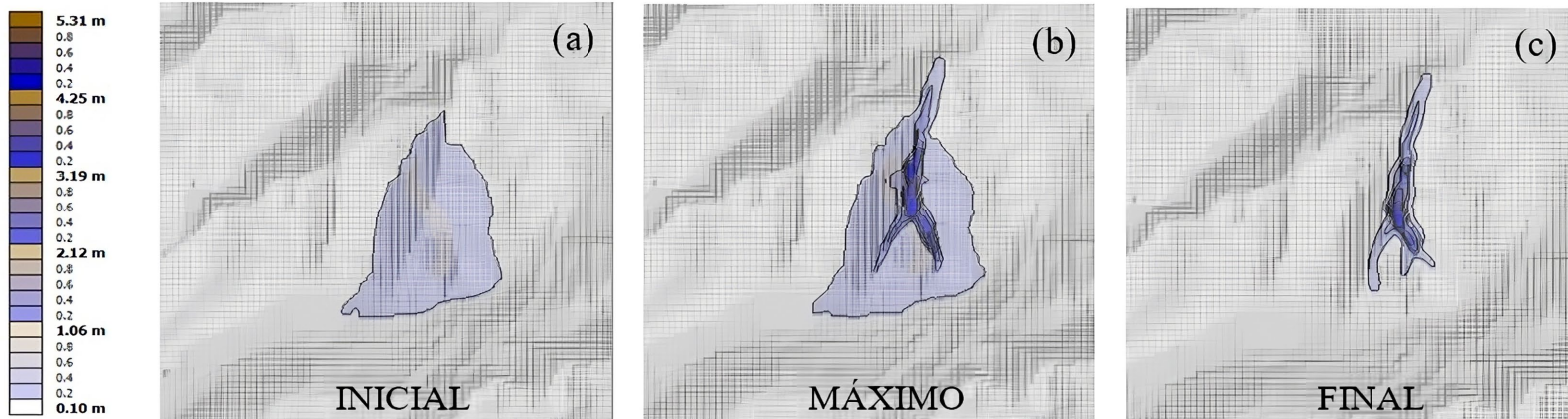


Figura 11. Profundidad del flujo en la cuenca La Bermejala.

- Evento La Estrella (cuenca La Bermejala, 21 de noviembre de 2010)

Las profundidades obtenidas (Figura 11) demuestran un estado inicial (Figura 11a) en el que la cuenca estudiada reporta profundidades de flujo mínimas, que varían de 0.10 a 1.06 m; en este caso, el *software* de simulación asume que el evento torrencial apenas inicia, por lo que la mancha presentada corresponde a la delimitación de la cuenca, considerada en este caso como la distribución espacial del fluido (Figura 5a).

Asimismo, los resultados reportan un momento en el que el flujo alcanza profundidades máximas (Figura 11b), con un rango de 0.10 m a 5.31 m, en este estado interactúan el mapa de distribución del fluido (Figura 5a) con el del sólido (Figura 6a), evidenciando que el mayor rango de profundidad (4.25 m a 5.31) se presenta en la zona considerada como fracción de sólido o área desprendida.

Finalmente, al llegar al tiempo máximo ($t = 10$ segundos), el *software* considera que el evento torrencial terminó, por lo que muestra

un mapa con la morfología creada a partir del arrastre del material (Figura 11c); en este caso la profundidad varía de 0.10 a 4.25 m y se observa que adquiere una forma similar a los reportes satelitales (Figura 4a).

Ahora bien, al analizar las presiones obtenidas (Figura 12) se muestra cómo la distribución espacial de sólido (Figura 6a) interactúa desde el momento inicial ($t = 0$ segundos) con la distribución espacial de fluido (Figura 5a), generándose unas presiones mínimas que varían en un rango de 10 a 107.36 kPa (Figura 12a).

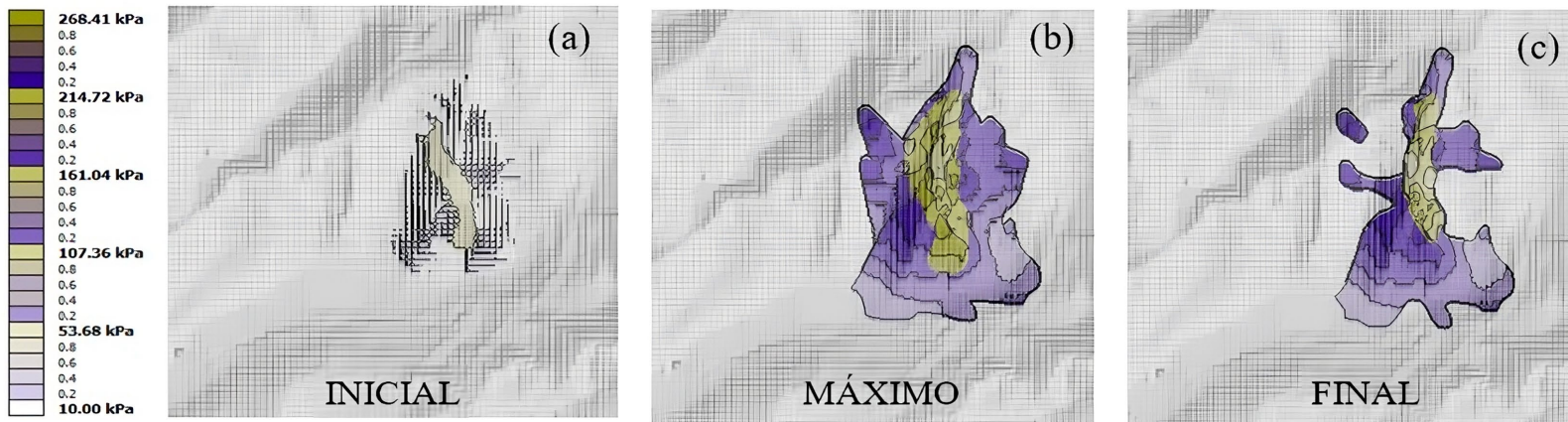


Figura 12. Presión del flujo en la cuenca La Bermejala.

Por otro lado, cabe señalar que el *software* considera que el momento en el que las profundidades del flujo son máximas (Figura 11b), también lo son las presiones (Figura 12b), consideración favorable para el análisis; en este caso, el flujo alcanza un rango de presiones máximo de 53.68 a 268.41 kPa, en donde la mayor presión está representada por la zona considerada como área desprendida (fracción de sólido).

Por último, la simulación arroja unas presiones finales (Figura 12c) que varían en un rango de 53.68 a 214.72 kPa. Es importante anotar que el mapa de presiones muestra una morfología final de abanico aluvial en el que la mayor presión (161.04 a 214.72 kPa) se genera en el centro de la mancha y se distribuye a lo largo de su morfología disminuyendo su magnitud (Figura 12c) debido al impacto generado por el arrastre del material.

- Evento Copacabana (cuenca El Cedro, 27 de abril de 2011)

Los resultados de profundidades (Figura 13) demuestran que para este evento desde el momento inicial ($t = 0$ segundos) interactúan el mapa de distribución espacial de sólido (Figura 6b) con el de fluido (Figura 5b); en este primer estado (Figura 13a), las profundidades del flujo varían de 0.77 a 1.54 m, y reporta mayor profundidad la zona considerada como fracción de sólido (área removida).

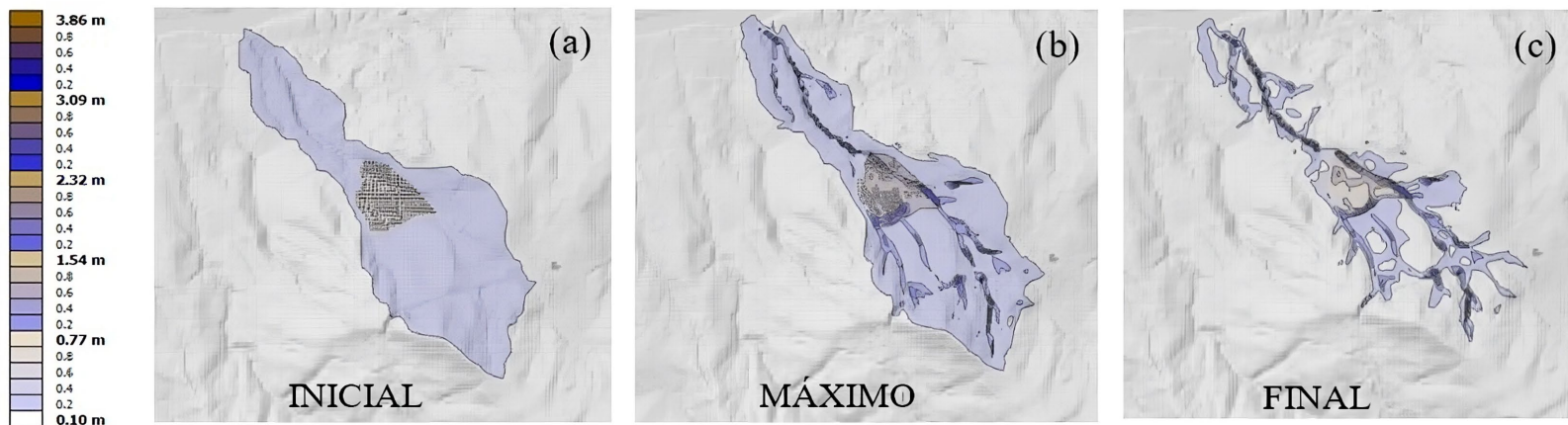


Figura 13. Profundidad del flujo en la cuenca El Cedro.

Al analizar la Figura 13b, se observa cómo el flujo recorre toda el área de drenaje de la cuenca y alcanza profundidades máximas de 3.09 a 3.86 m en la zona central de la mancha; además se aprecia cómo se expande a través del modelo de elevación digital del terreno (DMT) con profundidades que varían de 0.77 a 3.09 m.

A partir de la modelación se logra obtener un volumen de 21 240 m³, con una fracción sólida de 0.45 m, por lo que se detiene la modelación en $t = 10$ segundos, pues el valor del volumen es aproximado al reportado en campo (20 000 m³). En este último escenario se alcanzan profundidades en un rango de 0.77 a 3.09 m (figura 13c) durante todo el recorrido del flujo. Es preciso mencionar que el proceso de arrastre adquiere una morfología de abanico aluvial.

Tras el análisis realizado a los mapas de presiones obtenidos en esta cuenca, se determina que al igual que en la cuenca La Bermejala, los mapas de distribución espacial (sólido y fluido) se relacionan desde $t = 0$ segundos (Figura 14a), y es en la delimitación de la fracción sólida donde se presenta una mayor presión (88.07 kPa), sin embargo, también durante toda la distribución del fluido las presiones varían de 10.00 a 44.03 kPa.

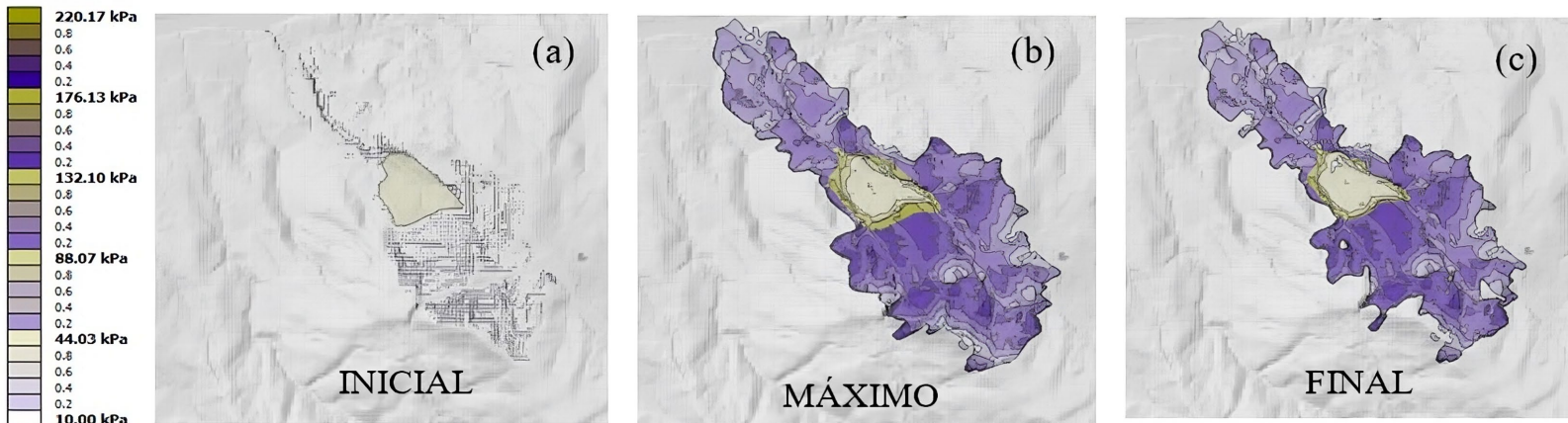


Figura 14. Presión del flujo en la cuenca El Cedro.

Por otro lado, se observa cómo el comportamiento de las presiones máximas (Figura 14b) varía de 44.03 a 220.17 kPa, donde la mayor presión (220.17 kPa) se genera alrededor de la zona que se considera área removida; además, es notorio que al paso que el flujo transita mantiene presiones en un rango de 132.10 a 176.13 kPa.

Por último, de acuerdo con el registro final de las presiones (Figura 14c) se determina que está dentro del mismo rango de variabilidad de las presiones máximas (de 44.03 a 220.17 kPa), sin embargo su morfología describe con mejor detalle la zona por la que transita el flujo, dejando como resultado final una mancha en forma de abanico aluvial similar a la observada en el evento real (Figura 4b).

Mediante el análisis realizado se identifica que en la cuenca La Bermejala (Figura 11 y Figura 12) la fracción sólida del flujo se propaga en una mayor longitud que en la quebrada El Cedro, especialmente en los escenarios finales (Figura 11c y 12c); asimismo, al comparar las profundidades y presiones, se observa cómo la quebrada La Bermejala

alcanza valores superiores (profundidad máxima = 5.31 m, presión máxima = 268.41 kPa) a los que se detallan en El Cedro (profundidad máxima = 3.86 m, presión máxima = 220.17 kPa), a pesar de que el umbral de precipitación (30 mm) empleado en las cuencas fue el mismo; estos comportamientos se asocian con la alta pendiente de la cuenca La Bermejala (63 %).

Discusión

Los resultados señalan que la herramienta de simulación r.avaflow es útil para reproducir fenómenos como las avenidas torrenciales, logrando por ejemplo porcentajes de error menores al 1 % en términos de volumen para la quebrada El Cedro (volumen simulado: 21 240 m³; volumen reportado: 20 000 m³). El proceso de modelación se desarrolló bajo un análisis de sensibilidad, en el que la fracción de sólido varió de 0.1 a 1.0 m; esta metodología es consistente con la utilizada por Mergili *et al.* (2017), quienes evaluaron la avenida torrencial "Acheron" bajo la simulación iterativa y la optimización de parámetros como ángulo de fricción y el contenido de sólido (variando de 0.5 a 0.9 m). Diversos estudios se han enfocado en señalar estos parámetros (ángulo de fricción y la fracción de sólido), como principales variables de ajuste en los procesos de simulación (Mergili, Frank, Fischer, Huggel, Pudasaini, 2018), sin embargo, otros han determinado que parámetros como el tiempo considerado en las corridas de la simulación interfieren en la precisión de resultados (Fischer *et al.*, 2020); en conformidad con esto, se señala que una posible causa en la variación de resultados esta atribuida al poco tiempo de simulación ($t = 10$ segundos), ya que en otros estudios (Mergili,

Jaboyedoff, Pullarello, & Pudasaini, 2020) se han logrado disminuir errores entre volúmenes simulados y reportados hasta un 0.04 %, considerando un tiempo de corrida de 180 segundos, lo cual requiere en muchos casos de un clúster, con el cual no se contaba.

La simulación de las avenidas torrenciales fue precedida por un análisis hidrológico en el que se detectaron que ambos eventos se desencadenaron luego de superar el umbral de 30 mm de precipitación acumulada, considerándolo posteriormente como la fracción de fluido en la modelación, en concordancia con autores como Tommaso *et al.* (2021), que analizaron una avenida torrencial a partir de la construcción de hidrogramas y detectaron un umbral de lluvia detonante de 0.11 m; estos autores logran simular para este evento un volumen de 13 215 m³, presentando un error entre volúmenes simulados y reportados de 0.02 %. Cabe señalar que pese a que la fracción de fluido (0.11 m) considerada por Tommaso *et al.* (2021) es superior a la establecida en el presente trabajo (0.03 m), la altura máxima de flujo simulada por Tommaso *et al.* (2021) (Hmax = 5.35 m) es similar a la presentada en la cuenca La Bermejala (Hmax = 5.31 m) (Figura 11); frente a este panorama, se analizaron características de las topografías de las zonas de estudio y se observó que la pendiente media del modelo de elevación digital de la Bermejala es 63 %, superior a la de la cuenca analizada por Tommaso *et al.* (2021), que corresponde a 42 %. Este análisis concuerda con el estudio realizado por Fischer *et al.* (2020), en el que señalan que también las incertidumbres topográficas en los parámetros de entrada pueden conducir a variaciones en los resultados de simulación.

Por otro lado, en Colombia, entidades como la Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres (UNGRD) ha utilizado la herramienta

de simulación r.avaflow para evaluar diferentes avenidas torrenciales, como la presentada en el municipio de Mocoa el 31 de marzo de 2017, para definir zonas críticas y sitios de implementación de nuevas estaciones de monitoreo para disminución de la incertidumbre en el sistema de alerta temprana (UNGRD, 2018). En este análisis se contemplaron variables como las presiones, obteniendo valores de 981 y 3236 Kpa para volúmenes de 1 562 420 y 1 471 020 m³, respectivamente. Este mismo análisis se desarrolló en el presente trabajo y debido a que los volúmenes de análisis son más pequeños se obtuvieron presiones máximas de flujo menores (Figura 12 y Figura 14) reportando en El Cedro una magnitud de 220 Kpa y en la Bermejala 268 Kpa.

Por último, resulta necesario mencionar que la versión del r.avaflow utilizada (ejecutable para Windows) no cuenta con la opción de cálculo de velocidades de flujo, por lo que no se utilizaron como parámetros de calibración; de igual forma, es pertinente mencionar que las cuencas de estudio carecen de instrumentación que permita conocer el caudal real de los eventos, su variación temporal y los volúmenes depositados, por lo que faltan datos para hacer comparaciones de validación, como es el caso de la cuenca La Bermejala. Así las cosas, es necesario indicar que los resultados obtenidos constituyen una primera aproximación al análisis de los eventos torrenciales.

Conclusiones

En este trabajo se evaluaron las capacidades de la herramienta de simulación r.avaflow para modelar dos avenidas torrenciales ocurridas al norte (El Cedro) y al sur (La Bermejala) del valle de Aburrá en el periodo

húmedo 2010-2011; se encontró que el r.avaflow reproduce con buena precisión (error del orden de 6.2 %) los eventos en términos de volúmenes, no se analiza aquí la precisión en términos de velocidades.

Tras el análisis realizado es pertinente afirmar que los resultados obtenidos de la simulación con el r.avaflow permiten generar mapas de amenaza por avenidas torrenciales, lo que aporta desde la academia a la gestión del riesgo; asimismo, se obtienen parámetros clave (mapas de presiones) para el diseño de obras de contención que permitan la mitigación de los efectos de estos eventos torrenciales.

Finalmente, se determina que a pesar de las nuevas herramientas disponibles sigue existiendo en el medio una falta importante de información que permita analizar y pronosticar fenómenos naturales como los analizados en el presente trabajo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Cooperativa de Colombia por su apoyo financiero mediante los proyectos de investigación INV3211 e INV2399.

Referencias

Acosta, J. H. C. (2012). Las avenidas torrenciales: una amenaza potencial en el Valle de Aburrá. *Gestión y Ambiente*, 14(3), 45-50.

- Aristizábal, E., Arango, M. I., & García, I. K. (2020). Definición y clasificación de las avenidas torrenciales y su impacto en los Andes Colombianos. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 29(1), 242-258. DOI: 10.15446/rcdg.v29n1.72612
- Bateman, A., Medina, V., Hürlimann, M., & Velasco, D. (2007). Modelo bidimensional para simulación de flujos detríticos: FLATModel. Aplicación a una cuenca del Pirineo Catalán. *Ingeniería Hidráulica en México*, 22(4), 5-20.
- Chen, C. Y., & Wang, Q. (2017). Debris flow-induced topographic changes: Effects of recurrent debris flow initiation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189:449. DOI: 10.1007/s10661-017-6169-y
- Cheng, H., Huang, Y., Zhang, W., & Xu, Q. (2022). Physical process-based runout modeling and hazard assessment of catastrophic debris flow using SPH incorporated with ArcGIS: A case study of the Hongchun gully. *Catena*, 212. DOI: 10.1016/j.catena.2022.106052
- Christen, M., Kowalski, J., & Bartelt, P. (2010). RAMMS: Numerical simulation of dense snow avalanches in three-dimensional terrain. *Cold Regions Science and Technology*, 63(1-2), 1-14. DOI: 10.1016/j.coldregions.2010.04.005
- Fischer, J. T., Kofler, A., Mergili, M., Huber, A., Fellin, W., & Oberguggenberger, M. (2020). Bayesian inference in snow avalanche simulation with r.Avaflow. *Geosciences (Switzerland)*, 10(5), 1-17. DOI: 10.3390/geosciences10050191

- García, J., Génova, M., Calvet, J., Furdada, G., Guinau, M., & Díez, A. (2015). Datación de avenidas torrenciales y flujos de derrubios mediante metodologías dendrogeomorfológicas (barranco de Portainé, Lleida, España). *Ecosistemas*, 24(2), 43-50. DOI: 10.7818/re.2014.24-2.00
- Garzon, M. G., Becerril, J. A., & Garrote, J. (2009). Las avenidas torrenciales en cauces efímeros: ramblas y abanicos aluviales. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, (17.3), 264-276.
- Guerrero, L. A., & Aristizábal, E. (2019). Estimación y análisis de umbrales críticos de lluvia para la ocurrencia de avenidas torrenciales en el Valle de Aburrá (Antioquia). *EIA*, 16, 97-111. DOI: 10.24050/reia.v16i32.1281
- Hsin, W. Y., Fei, L. K., & Chin, C. Y. (2013). Comparison between FLO-2D and Debris-2D on the application of assessment of granular debris flow hazards with case study. *Institute of Mountain Hazards and Environment*, 10(2), 293-304. DOI: 10.1007/s11629-013-2511-1
- Kim, I. M., Kwak, J. H., & Kim, B. S. (2018). Assessment of dynamic impact force of debris flow in mountain torrent based on characteristics of debris flow. *Environmental Earth Sciences*, 77(538), 1-15. DOI: 10.1007/s12665-018-7707-9

- Marulanda, A. (2017). *Lluvias intensas como detonante de deslizamientos y avenidas torrenciales - casos de estudio Manizales y Mocoa. Corpocaldas*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/319515742_LLUVIAS_INTENSAS_COMO_DETONANTE_DE_DESLIZAMIENTOS_Y_AVENIDAS_TORRENCIALES_-_CASOS_DE_ESTUDIO_MANIZALES_Y_MOCOA_ABRIL_DE_2017
- Medina, V., Hürlimann, M., & Bateman, A. (2008). Application of FLATModel, a 2D finite volume code, to debris flows in the northeastern part of the Iberian Peninsula. *Landslides*, 5(1), 127-142. DOI: 10.1007/s10346-007-0102-3
- Mergili, M., Fischer, J. T., Krenn, J., & Pudasaini, S. P. (2017). R.avaflow v1, an advanced open-source computational framework for the propagation and interaction of two-phase mass flows. *Geoscientific Model Development*, 10(2), 553-569. DOI: 10.5194/gmd-10-553-2017
- Mergili, M., Frank, B., Fischer, J. T., Huggel, C., & Pudasaini, S. P. (2018). Computational experiments on the 1962 and 1970 landslide events at Huascarán (Peru) with r.avaflow: Lessons learned for predictive mass flow simulations. *Geomorphology*, 322, 15-28. DOI: 10.1016/j.geomorph.2018.08.032
- Mergili, M., Jaboyedoff, M., Pullarello, J., & Pudasaini, S. P. (2020). Back calculation of the 2017 Piz Cengalo-Bondo landslide cascade with r.avaflow: What we can do and what we can learn. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20(2), 505-520. DOI: 10.5194/nhess-20-505-2020

- Mergili, M., & Pudasaini, S. (2021). *r.avaflow* (2.4). Recuperado de <https://www.landslidemodels.org/r.avaflow/>
- Montoya, L. J., Silvia, S. M., & González, J. E. (2009). Evaluación de zonas de amenaza por avenidas torrenciales utilizando metodologías cualitativas. Caso de aplicación a la quebrada Doña María. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 11-29.
- Papa, M. N., Sarno, L., Vitiello, F. S., & Medina, V. (2018). Application of the 2D depth-averaged model, FLATModel, to pumiceous debris flows in the Amalfi Coast. *Water (Switzerland)*, 10(9), 22. DOI: 10.3390/w10091159
- Poveda, G., & Mesa, Ó. J. (1996). Las fases extremas del fenómeno ENSO (El Niño y La Niña) y su influencia sobre la hidrología de Colombia. *Ingeniería Hidráulica en México*, 9(1), 21-37.
- Pudasaini, S. P. (2012). A general two-phase debris flow model. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 117(3). DOI: 10.1029/2011JF002186
- Pudasaini, S. P., & Mergili, M. (2019). A Multi-Phase Mass Flow Model. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 124(12), 2920-2942. DOI: 10.1029/2019JF005204
- Reyes, N., Barros, J. M., Fuentes, C., Barajas, C., Escobar, J., Prada, L. F., & Ramos, A. (2018). Simulación integrada comparativa de avenidas torrenciales. Caso de estudio: Mocoa-Colombia. *XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, Buenos Aires, Argentina.

- Rickenmann, D., Laigle, D., McArdell, B. W., & Hübl, J. (2006). Comparison of 2D debris-flow simulation models with field events. *Computational Geosciences*, 10, 241-264. DOI: 10.1007/s10596-005-9021-3
- Salas, S. P., Sellés, M. G., Plaza, J. B., & Girón, L. I. (2019). Susceptibilidad a inundación por flujos torrenciales a partir de la integración del método geomorfológico y de la modelización con FLO-2D, lago Atitlán, Guatemala. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 36(1), 64-75. DOI: 10.22201/cgeo.20072902e.2019.1.783
- Siata, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá. (2018). *Segunda temporada de lluvias*. Recuperado de https://siata.gov.co/sitio_web/index.php/noticia1
- Sierra, E. F. (2018). Zonificación de la amenaza por avenidas torrenciales para las quebradas El Chulo y El Tablón en la zona urbana del municipio de Gachetá, Cundinamarca. *Espacios*, 39(8), 13.
- Slaymaker, O. (1988). The distinctive attributes of debris torrents. *Hydrological Sciences Journal*, 33(6), 567-573. DOI: 10.1080/02626668809491290
- Tommaso, B., Mergili, M., & D'Agostino, V. (2021). Advances in the simulation of debris flow erosion: The case study of the Rio Gere (Italy) event of the 4th August 2017. *Geomorphology*, 381, 107664. DOI: 10.1016/j.geomorph.2021.107664

- UNGRD, Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres. (2018). *Definición de sectores críticos y sitios de implementación de nuevos monitoreos para disminución de la incertidumbre en la definición de los niveles del sistema de alerta temprana*. Bogotá, Colombia: Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres, Instituto Geofísico, Universidad Javeriana.
- Vera, J. M., & Albarracín, A. P. (2017). Metodología para el análisis de vulnerabilidad ante amenazas de inundación, remoción en masa y flujos torrenciales en cuencas hidrográficas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 27(2), 109-136. DOI: 10.18359/rcin.2309
- Wang, Y., Hutter, K., & Pudasaini, S. P. (2004), The Savage-Hutter theory: A system of partial differential equations for avalanche flows of snow, debris, and mud. *ZAMM - Journal of Applied Mathematics and Mechanics*, 84, 507-527. DOI: 10.1002/zamm.200310123
- Wang, J., Yu, Y., Gong, Q., & Yuan, S. (2020). Debris flow disaster risk analysis and modeling via numerical simulation and land use assessment. *Arabian Journal of Geosciences*, 13, 979. DOI: 10.1007/s12517-020-05958-8
- Wieczorek, G. F., & Glade, T. (2005). Climatic factors influencing occurrence of debris flows. In: *Debris-flow Hazards and Related Phenomena* (pp. 325-362). Berlin, Germany: Springer Berlin. DOI: 10.1007/b138657

- Zhang, Y., Lyu, L., & Li, P. (2022). An optimized volume of fluid method for modelling three-dimensional debris flows. Implementation in OpenFOAM, validation, and application in the Aiwa Watershed, Beijing. *Computers and Geotechnics*, 144. DOI: 10.1016/j.compgeo.2022.104651
- Zhao, Y., Meng, X., Qi, T., Li, Y., Chen, G., Yue, D., & Qing, F. (2022). AI-based rainfall prediction model for debris flows. *Engineering Geology*, 296. DOI: 10.1016/j.enggeo.2021.106456

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-04

Articles

Study of teleconnection between hydrological variables and climatological variables in a headwater basin of the Maipo River for forecast model application

Estudio de teleconexión entre variables hidrológicas y climatológicas en una cuenca de cabecera del río Maipo para la aplicación de modelos de pronóstico

Javiera Montalva¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-4781-1534>

Álvaro Ossandón², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2165-8736>

Lina Castro³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9260-0307>

¹Departamento de Obras Civiles, Universidad Técnica Federico Santa María, Santiago, Chile, jmontalvameza@gmail.com

²Departamento de Obras Civiles, Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile, alvaro.ossandon@usm.cl

³Departamento de Obras Civiles, Universidad Técnica Federico Santa María, Santiago, Chile, lina.castro@usm.cl

Corresponding author: Álvaro Ossandón, alvaro.ossandon@usm.cl

Abstract

This study conducts a teleconnection analysis of the seasonal streamflow during the dry season (winter and summer) at the Olivares River basin, a headwater of the Maipo River basin, with traditional climate indices (Antarctic Oscillation, Niño1+2, and Niño3.4), new indices obtained from sea surface temperature (SST) anomaly spatial fields, and in situ hydrometeorological variables from the previous season to identify potential predictors for implementing seasonal streamflow forecast models in the study area. To illustrate the potential of the predictors identified, we fit multiple linear regression models (MLRM) for seasonal streamflow forecast for 0- and 3-month lead times. The forecasts are validated using the leave-1-year-out cross-validation (LOOCV) approach and performance metrics such as the Pearson correlation coefficient (R), BIAS, Nash-Sutcliffe efficiency (NSE), and continuous rank probability skill score (CRPSS). Results show a good performance of the forecast model for cross-validation with R and NSE values ranging from 0.55 to 0.95 and from 0.28 to 0.88 for 0- and 3-month lead times during the dry season. This early implementation provides good perspectives for implementing probabilistic seasonal streamflow forecasting models, which can provide a powerful output to develop robust water management strategies to tackle water scarcity in the study area.

Keywords: Climate teleconnection, hydrometeorological variables, seasonal streamflow forecast, multiple linear regression model.

Resumen

En este estudio se realiza un análisis de teleconexión del caudal estacional durante la temporada seca (primavera y verano) de la cuenca del río Olivares, una cuenca de cabecera del río Maipo, con índices climáticos tradicionales (Oscilación Antártica, Niño1+2 y Niño3.4), nuevos índices obtenidos de campos espaciales de anomalías de temperatura de la superficie del mar (TSM) y variables hidrometeorológicas in situ de la temporada anterior con el fin de identificar potenciales predictores para la implementación de modelos de pronóstico de caudales estacionales en la zona de estudio. Para ilustrar el potencial de los predictores identificados, se ajusta modelo de regresión lineal múltiple para el pronóstico de caudal estacional para periodos de previsión de 0 y 3 meses. Los pronósticos se validan utilizando el enfoque de validación cruzada "leave-1-year-out cross-validation" (LOOCV) y métricas estadísticas tales como el coeficiente de correlación de Pearson (R), sesgo porcentual (BIAS), coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE), y *continuous rank probability skill score* (CRPSS). Los resultados muestran un buen desempeño del modelo de pronóstico para la validación cruzada con valores de R y NSE que oscilan entre 0.55 y 0.95, y entre 0.28 y 0.88 para un tiempo de pronóstico de 0 y 3 meses durante la temporada seca. El modelo implementado brinda una buena perspectiva para la implementación de modelos probabilísticos de pronóstico de caudales estacionales, lo que puede resultar en una herramienta útil para el desarrollo de estrategias sólidas de gestión del recurso hídrico durante el periodo de escasez hídrica en la zona de estudio.

Palabras clave: teleconexión climática, variables hidrometeorológicas, pronóstico de caudal estacional, modelos de regresión lineal múltiple.

Received: 18/01/2023

Accepted: 31/05/2024

Published *ahead of print*: 10/06/2024

Version of record: 01/07/2025

Introduction

Seasonal streamflow forecast (SSF) has the potential to underpin the long-term management and planning of water resources. For instance, it can be used to make strategic allocations for key sectors such as water supply, irrigation, hydropower generation, industry, mining operations, and navigation (Araya *et al.*, 2023); to create flood mitigation strategies (Paiva *et al.*, 2013; Kompur, Yoshikawa, & Kanae, 2020); and as a drought management tool (Chiew, Zhou, & McMahon, 2003; Sutanto, Wetterhall, & Van Lanen, 2020; Sutanto & Van Lanen, 2021). In several regions worldwide, vulnerable to water stress linked with the heightened intensity of the water cycle, adopting proactive water management has become essential (Mendoza *et al.*, 2017). This need has been intensified in recent years due to the evident global impact of climate change (Winsemius *et al.*, 2016; IPCC, 2022). These impacts are especially evident in Chile, which has experienced a significant rainfall deficit during the last decade (Garreaud *et al.*, 2017; Garreaud *et al.*, 2020) and an increase in the frequency of extreme events such as droughts and floods (Vicuña *et al.*, 2013; González-Reyes, 2016; Wilcox *et al.*, 2016; Serrano-Notivoli *et al.*, 2021). Therefore, producing skillful SSF to support water

supply operations and planning has been a long-lasting task for the operational hydrology community; however, it is challenging due to the multiple error sources involved, such as predicting and forcing data errors, model structure selection, and model parameter errors (Mendoza *et al.*, 2017).

In Chile, SSF is employed for agricultural irrigation and hydropower generation during the spring-summer (September-March) season. The current operational SSF for the irrigation season is conducted by the Chilean Water Directorate (Dirección General de Aguas, DGA). This forecast is limited to a single lead time, released on September 1 at the season's outset. It relies on statistical models that correlate streamflow volumes with on-site measurements of hydrometeorological variables from the previous season, including precipitation, temperature, and snow water equivalent, among other variables (DGA, 2022). For hydropower generation, the SSF is conducted by the National Electrical Coordinator of the Central Interconnected System (CDEC-SIC) and follows a methodology similar to DGA. This approach relies on a statistical regression that utilizes in situ hydrometeorological information up to August (CONIC-BF, 2023). While these forecasts have been relatively reliable using only local historical information, the evident effects of climate change, such as the increased frequency and magnitude of extreme events and the need for forecasts with longer lead times to enhance water resource management (available before September 1), make it necessary to explore new forecasting methodologies.

Methods for seasonal streamflow forecasting are divided into dynamical, statistical, or hybrid approaches (a combination of dynamical and statistical models) (Block & Rajagopalan, 2009; Yuan *et al.*, 2015).

Dynamical methods employ hydrological simulation models to represent hydrological processes and generate initial hydrological conditions (IHC). Then, these models are forced with either historical meteorology or inputs derived from seasonal climate forecasts (Araya *et al.*, 2023; Bradley, Habib, & Schwartz, 2015; Petry *et al.*, 2023; Wood, Kumar, & Lettenmaier, 2005). Dynamical models for SSF have been implemented in Africa (Block & Rajagopalan, 2009; Bradley *et al.*, 2015; Wijayarathne & Coulibaly, 2020), Europe (Ceron *et al.*, 2010; Singla *et al.*, 2012; Arnal *et al.*, 2018), Australia (Bennett *et al.*, 2016), North America (Clark & Hay, 2004; Wood *et al.*, 2005; Wijayarathne & Coulibaly, 2020) and South America (Araya *et al.*, 2023; Petry *et al.*, 2023). Araya *et al.* (2023) applied three conceptual rainfall-runoff models forced with historical meteorology ensembles to generate probabilistic SSF in Chile. They tested 12 different objective functions (OF) to calibrate and assess the skill of retrospective SSF in 22 catchments along the semiarid Andes Cordillera (28-37°S) for various lead times. Their findings revealed that hydrological consistency does not necessarily imply satisfactory SSF. However, using an OF that allows low and high flows to be considered simultaneously provides a reasonable balance between hydrological consistency and forecast performance. In the case of statistical approaches, they focus on identifying the empirical relationship between seasonal streamflow and large-scale climate variables and/or in situ watershed observations. Statistical approaches span from multiple linear regression (MLR) (Gaume & Gosset, 2003; Mendoza *et al.*, 2017), nonparametric regression such as local polynomial (Grantz *et al.*, 2005; Regonda *et al.*, 2006; Bracken *et al.*, 2010; Mendoza *et al.*, 2014), to machine learning techniques

(Callegari *et al.*, 2015; Zhu, Luo, Xu, & Ye, 2019; Wang, Wyatt, & Ochsner, 2023).

The success of the statistical approaches depends on the identification of useful predictors, which can be other hydrological variables or features or large-scale climate indices such as El Niño–Southern Oscillation (ENSO), the Pacific Decadal Oscillation (PDO), the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO), and the Antarctic Oscillation (AAO) among others. For example, in India, strong teleconnection between the Summer Monsoon Rainfall (SMR) and large-scale climate variables such as ENSO and the Indian Ocean Dipole (IOD) has been highly documented (Saji *et al.*, 1999; Curtis *et al.*, 2001; Kumar *et al.*, 2006). However, the influence of ENSO (IOD) on the ISMR was found to be weakened (strengthened) in recent decades (Hrudya, Varikoden, & Vishnu, 2020; Krishnaswamy *et al.*, 2015; Rajagopalan & Molnar, 2012). Several studies have reported strong correlations between annual flow and large-scale climate indices such as AMO, PDO, and ENSO in the Western U.S. (Hidalgo, 2004; Rajagopalan, Cook, Lall, & Ray, 2000; Redmond & Koch, 1991; Timilsena, Piechota, Tootle, & Singh, 2009; Tootle, Piechota, & Singh, 2005). Berri and Flamenco (1999), and Flamenco (2010) found teleconnections between sea surface temperature (SST) regions from previous months and October–March water volume at the Diamante River and Jachal River basins in Argentina. In the case of Chile, Rubio-Álvarez and McPhee (2010) found important correlations between annual and seasonal flow in southern Chile and ENSO, PDO, and AAO for the 1952–2003 period. A positive and significant correlation between the East Central Tropical Pacific SST index (Niño 3.4) and the summer (December–February) seasonal flow at the Aconcagua River

basin in Central Chile was reported by Martínez, Fernández and Rubio (2012). Recently, Hernandez, Mendoza, Boisier y Ricchetti (2022) confirmed a major influence of ENSO on the hydro climatological variability in rainfall-driven catchments in central and southern Chile (between 28° and 41°S) using streamflow-based signatures, but for snowmelt-driven and mixed regime catchments, the results showed that the way ENSO affects river hydrology depends on the complex interplay between local climate anomalies and catchment-scale characteristics. However, in Chile, there is no evidence of studies of teleconnection between seasonal flow and large-scale climate indices for forecasting purposes (indices from previous seasons or months).

Motivated by the need for skillful seasonal streamflow forecasts in Chile during the dry season (September-March) and the lack of studies on the teleconnections between large-scale climate indices and seasonal flow with predictive purposes, the goal of this study is to identify teleconnections between seasonal flow in the Olivares River basin (ORB) and climatic indices from previous seasons and test if these teleconnections can add predictive skill to a seasonal streamflow forecasting model. To do this, we will conduct a correlation analysis of seasonal streamflow with traditional large-scale climate indices, SST fields, and hydrological variables from the previous seasons (different lead times) to identify potential predictors, and then, we will implement a Multiple Linear Regression (MLR) for seasonal streamflow forecasting considering the potential predictors as inputs.

Materials and methods

Study area and data

This study focuses on the Olivares River basin (ORB), a sub-basin of the Upper Maipo River basin in central Chile (Figure 1a). The ORB has a drainage area of 544 km², a south-north orientation, and a length of approximately 50 km. Its drainage area flows into the Maipo River and has an elevation range from around 1 500 masl (outlet) to 6 000 masl (Figure 1b). The upper Maipo River basin has a snowmelt-dominated regime (Figure 1c), i.e., most of the precipitation is accumulated during the winter (June-August) in the form of snow, which melts during the spring and summer seasons (September-March), where the temperature increases (Figure 1d). Consequently, the ORB shows maximum flows during the summer (December to February; Figure 1e).

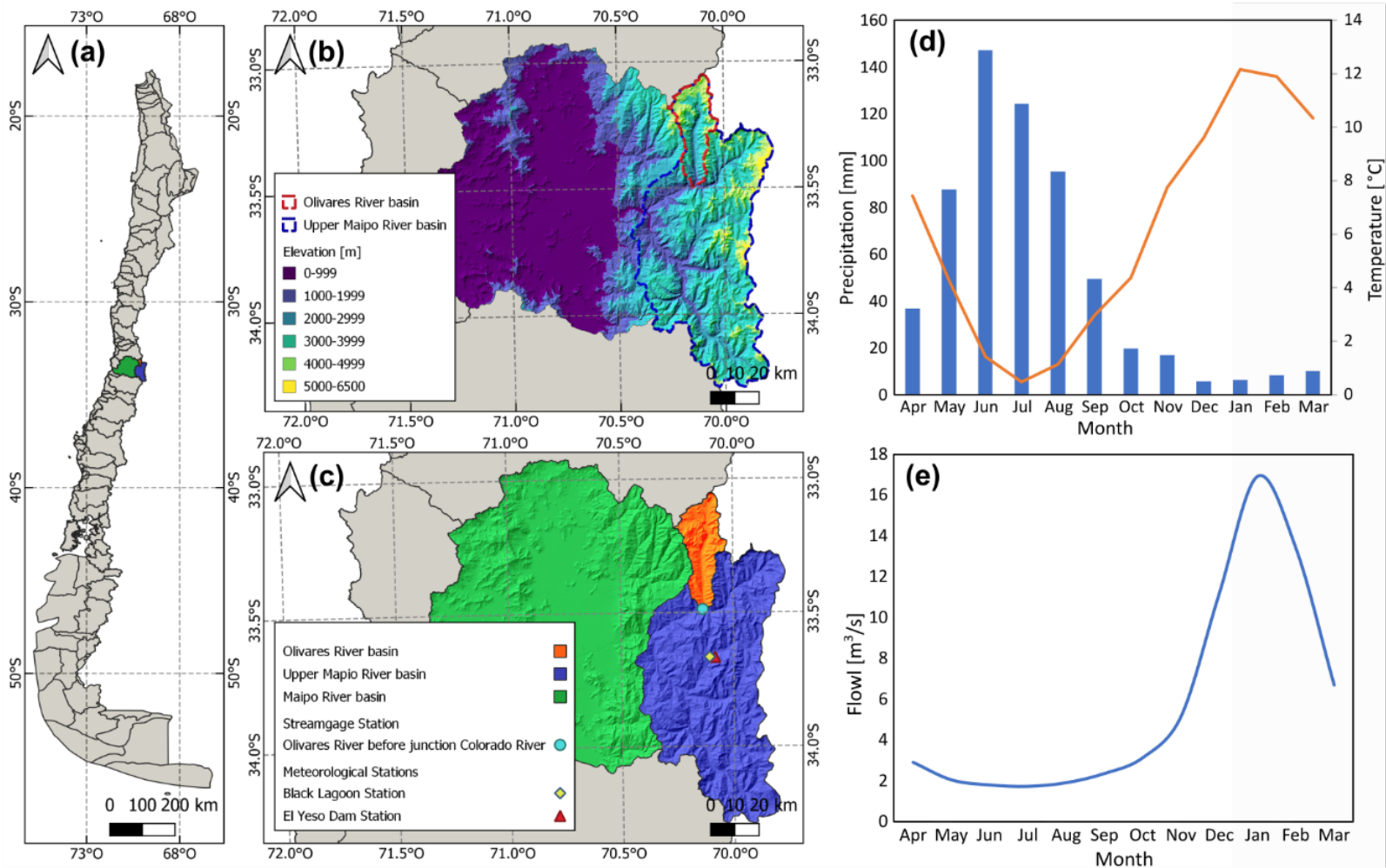


Figure 1. Map illustrating the location of the Olivares River basin (ORB) in central Chile and its hydro-climate regimes. (a) Map of Chile highlighting the location of the ORB. (b) The elevation map of the Maipo River basin. (c) Map of the Maipo River basin and the upper Maipo River basin highlighting the ORB and the location of the stream gage station considered for this study. (d) Average annual climograph for the period 1978-2019. Daily precipitation and temperature records were obtained from the Yeso Embalse and Laguna Negra stations. (e) streamflow monthly variation curves at ORB for the period 1978-2019.

The significance of the Maipo River basin, and all sub-basins within it, resides in that it is one of the most important water supply sources for Santiago, the highest population center in Chile (nearly 40 % of the population) delivering around 70 % of the demand for drinking water and contributing about 90 % of the irrigation demand for this city. In addition, the ORB is vital for hydroelectric power generation in the region.

We obtained the monthly average streamflow data from the Olivares River before the junction with the Colorado River station from the database of the CR2 climate explorer (<https://explorador.cr2.cl/>) for the period 1978-2019. This station is the terminal gauge of the Olivares River basin (ORB), located at 1500 masl, and 33.4878°S and 70.1367°W (Figure 1c). We selected the ORB station because it has a vast data record due to its strategic location, which does not have long periods of missing data. Then, we computed the seasonal daily average streamflow for the spring (SON, September to November) and summer (DJFM, December to March), which are considered the predictands of the forecasting model implementation.

Regarding meteorological variables, we obtained daily precipitation data from the "El Yeso Embalse" station (Figure 1c) from the database of the CR2 climate explorer (<https://explorador.cr2.cl/>) for 1978-2019. We selected this station because it is one of the few in the area with a long temporal record without long periods of missing data (no more than 15 % of consecutive days with missing values each month) and its closeness to the ORB station. Gridded global SST anomalies from 1978 to 2019 with 5° spatial resolution were obtained from the International Research Institute (IRI) for Climate and Society at Columbia University (Parker *et*

al., 1994; Reynolds & Smith, 1994; Kaplan *et al.*, 1998). were obtained monthly 500 mb geopotential height and horizontal and vertical wind components fields from 1978 to 2019 with 5° spatial resolution from the National Centers for Environmental Prediction (NCEP)-National Centers for Atmospheric Research (NCAR) reanalysis dataset (Kalnay *et al.*, 1996; Kistler *et al.*, 2001).

In the case of large-scale climatic indices, we obtained time series of Extreme Eastern Tropical Pacific SST Niño 1+2), East Central Tropical Pacific SST (Niño 3.4), and Antarctic Oscillation (AAO) anomalies from the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA; <https://psl.noaa.gov/data/climateindices/list/>) for the same period (1978-2019).

Lead times considered

For this study, we split the dry season into the spring (Sept-Nov) and summer (Dec-March) seasons and consider two lead times (0 and 3-month leads) for each season. By the lead time, we mean the forecast issuance. Figure 2 displays a schematic of the lead times considered for the two seasons. A seasonal spring streamflow forecast with a 0- (3-) month lead corresponds to forecast issuance on September 1 (June 1); thus, the forecast model considers mean seasonal or monthly variables from the previous winter (fall) as predictors (Figure 2a). Similarly, a seasonal summer forecast with a 0- (3-) month lead corresponds to forecast issuance on December 1 (September 1); thus, the forecast model considers the mean seasonal or monthly variables from the previous spring (winter) as predictors (Figure 2b).

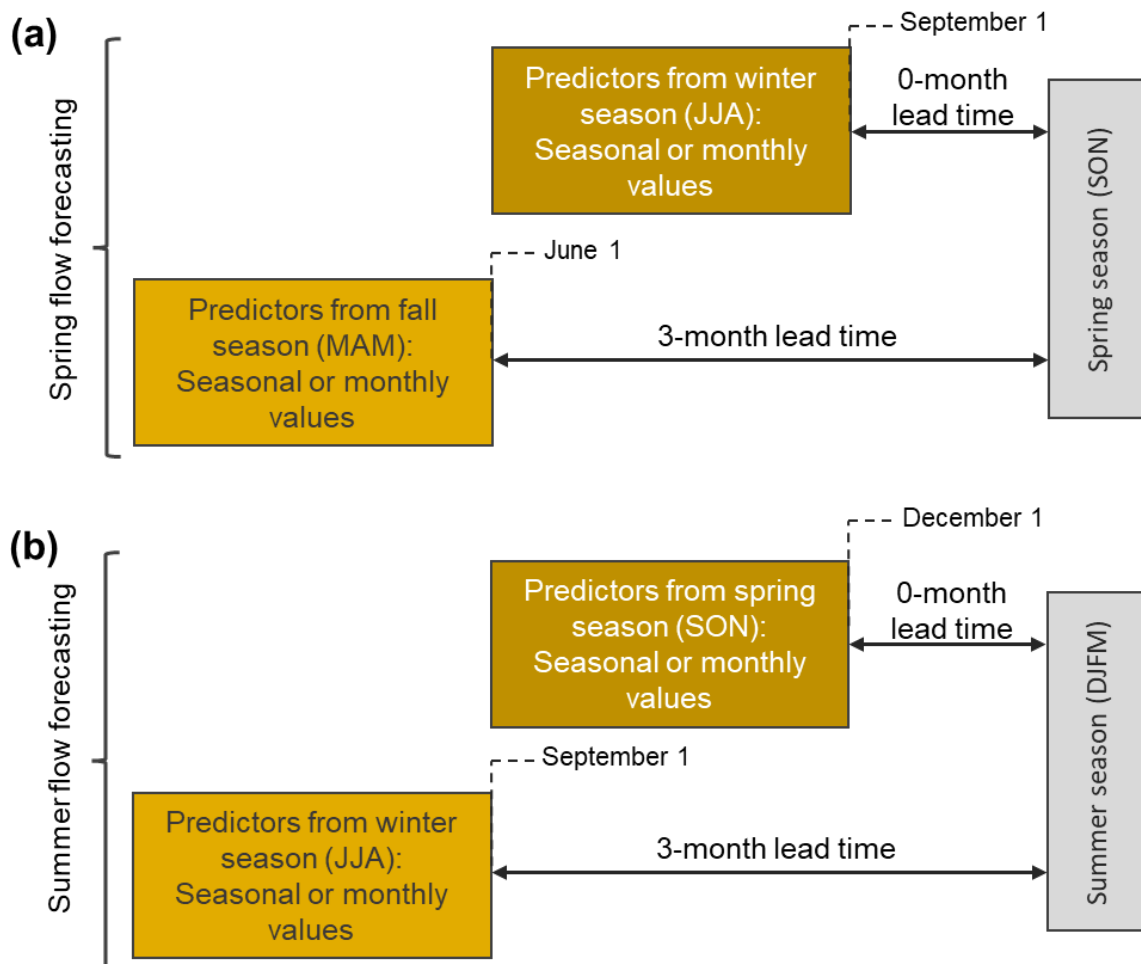


Figure 2. Schematic of the lead times for seasonal spring (a) and summer (b) streamflow forecasts.

Regarding potential predictors, we consider the fall-winter Cumulative Precipitation since the ORB corresponds to a snowmelt-dominated regime basin, and several studies have shown that the snow water equivalent (SWE) accumulated until the beginning of spring is one the most skillful predictors of spring–summer seasonal streamflow across

mountainous regions (e.g., Pagano, 2010; Livneh & Badger, 2020; Ossandón, Brunner, Rajagopalan, & Kleiber, 2022a), and the daily mean streamflow from the month previous to forecast issuance as a potential predictor due to the streamflow persistence reported in previous studies (Bennett et al., 2021; Li, Wang, Bennett, & Robertson, 2015; Li, Wang, Bennett, & Robertson, 2016; Li, Wang, Robertson, & Bennett, 2017). The large-scale climate indices Niño 1+2, Niño 3.4, and AAO are included as potential predictors because the link between these variables and seasonal streamflow in Chilean basins has been demonstrated in past studies (Rubio-Álvarez & McPhee, 2010; Martínez *et al.*, 2012).

In addition, we develop correlation maps between spring (summer) streamflows and Gridded global SST anomalies from the preceding fall and winter (winter and spring) months because there is possible the existence of SST regions of higher teleconnection with seasonal streamflow for the ORB than those predefined regions for the standard ENSO indices.

Methods

Detection of teleconnection of seasonal streamflow with climate and hydrological variables

To assess the correlation (teleconnection) between seasonal streamflow and potential predictors from the previous season (Table 1), we use Spearman's rank correlation coefficient (ρ) (Hollander, Wolfe, & Chicken, 2014). This metric is a nonparametric test that quantifies the behavior similarity between two variables, even though the normality is not verified

for those variables. The Spearman's rank correlation coefficient varies between -1 and 1, with a perfect negative or positive association for 1 or -1, respectively.

Table 1. Description of potential large-scale climate predictors considered for each season and lead time.

Season Potential predictor /Lead time	Spring (ρ)		Summer (ρ)	
	0-month	3-month	0-month	-3-month
AAO	May (-0.34)	May (-0.34)	November (0.33)	May (-0.34)
Niño 3.4	April (-0.15)	April (-0.15)	September (0.13)	August (0.11)
Niño 1+2	February (-0.15)	February (-0.15)	November (0.21)	--

Value in parentheses corresponds to the Spearman's rank correlation.

In the case of the gridded SST anomaly, we aim to identify areas or zones of high positive or negative correlation (ρ) between seasonal streamflow and SST anomaly (HCZ, High Correlation Zones) for each lead time. Next, we calculate new climate indices defined as the spatial mean anomaly of the corresponding SST zone (selected grid cells) and standardize them. In this way, the "new indices" represent areas with a potential predictability for seasonal streamflow.

To understand the physical mechanism behind the teleconnection found for large-scale climate indices and SST anomaly spatial fields, we obtain the composite fields of 500 mb geopotential height and vector winds for the top five wettest years (WY) and driest years (DY). The

wettest and driest were obtained based on the annual precipitation record.

Multiple Linear Regression Model

We implement a multiple linear regression model (MLRM) (Jobson, 1991) for seasonal streamflow forecasting, considering those variables or indices as potential predictors to demonstrate the predictive ability of the teleconnections identified. We use MLRM because of its easy implementation and interpretability, and they have been widely used in forecasting applications at different temporal scales (e.g., Mendoza et al., 2017; Papacharalampous & Tyrallis, 2018; Jozaghi *et al.*, 2021). Consider that $Q_j(t)$ for $t=1, \dots, N$ represents the mean seasonal streamflow (predictand) of the season j at a specific location for the year t . To forecast this variable, we assume that it could be expressed as a linear function of p predictors from k -month lead times as follows

$$Q_j(t) = \beta_o + \sum_{i=1}^p \beta_i X_{i,k}(t) + \epsilon \quad (1)$$

Where:

$X_{i,k}(t)$ = denotes the predictor i at the lead time k for the year t

β_o = the intercept

β_i = regression coefficient related to the predictor $X_{i,k}(t)$

ϵ = represents the model error, which is commonly assumed to have a normal probability distribution with mean 0 and standard deviation σ_ϵ

Note that transformed predictors can easily incorporate nonlinear relations between predictand and predictors into MLRM. For example, the power of two of one predictor can be incorporated as a new predictor. Predictors and predictand data are normalized before fitting the MLRM (i.e., z scores are computed using $z=(x-\mu)/\sigma$, where x represents the original variable, and μ and σ represent the mean and standard deviation of x , respectively). Thus, the MLRM is applied in standard-normal space for forecast generation; then, predictands are transformed back to streamflow space (i.e., apply $x=z\sigma+\mu$).

The regression coefficients are estimated using the Maximum Likelihood (ML) approach. We obtained the best MLRM for each lead time as the combination of predictors that resulted in the minimum Akaike Information Criteria (AIC) (Akaike, 1974). The AIC balances the goodness of fit of a model with its complexity, aiming to find the model that best describes the underlying data while penalizing overly complex models. The AIC is defined as:

$$\text{AIC} = -2 \cdot \ln(L) + N_p \quad (2)$$

Where:

L = is the likelihood of the MLRM fitted

N_p = is the number of parameters in the model

The AIC is computed for a suite of candidate models with various combinations of predictors. The model with the minimum AIC is selected to predict the basin's spring or summer maximum streamflow.

Figure 3 provides a general workflow with the sequence of methodological steps for implementing an MLRM for seasonal streamflow forecast at k-month lead time. The methodological steps include the teleconnection analysis, calibration of different MLRM candidates, and the selection of the best MRLR forecast model (set of best predictors).

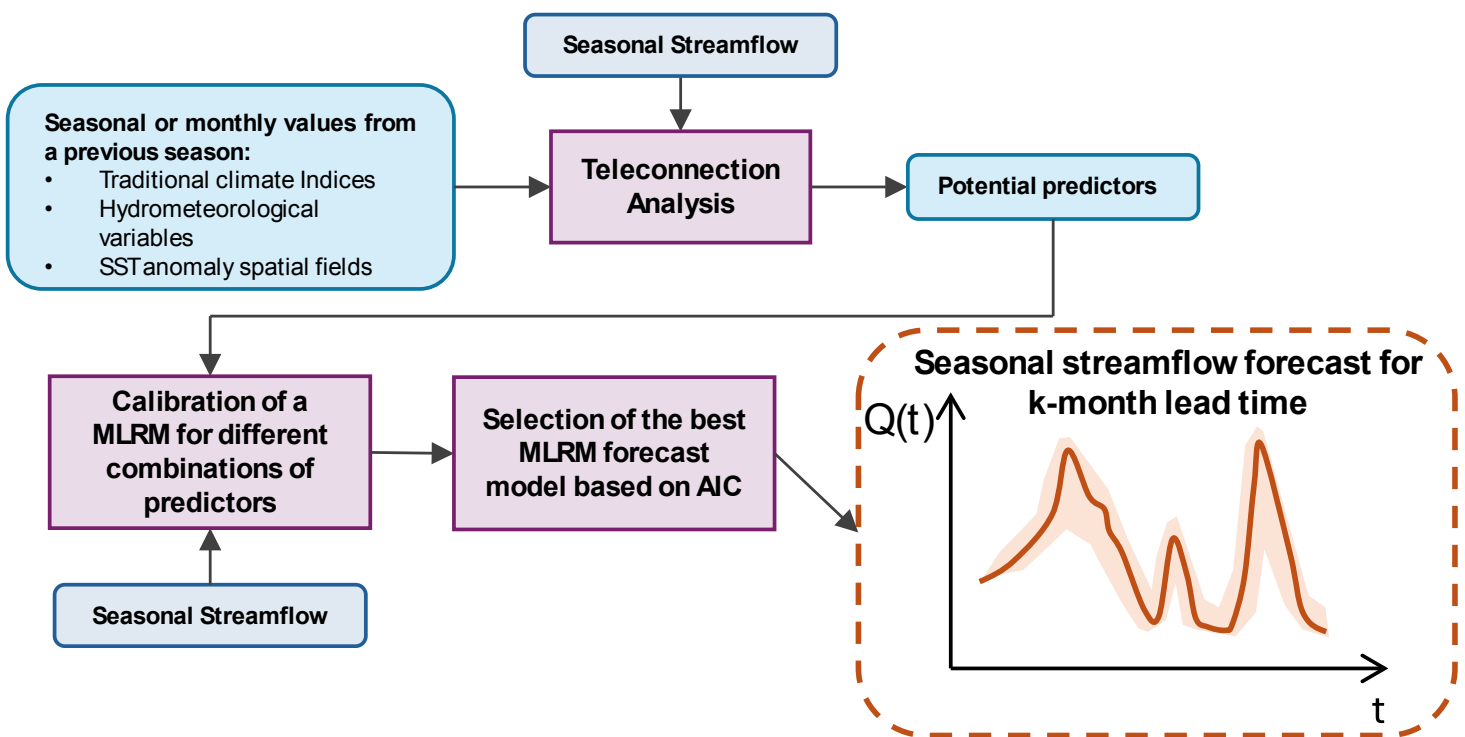


Figure 3. General workflow of implementation of an MLRM for seasonal streamflow forecast at a k-month lead time. Cyan and blue boxes denote the input data (predictors and predictand), purple boxes are the methodological steps, and orange box is the output (seasonal streamflow forecast).

Model cross-validation and verification metrics

To assess the out-of-sample predictability of the model, we perform the leave-1-year-out cross-validation (CV) by dropping one year from the record (1979–2019) and fitting the MLRM using the remaining years, which are also known as the calibration years. The fitted model is applied to provide estimates for the validation year. This cross-validation procedure was repeated N times, where N corresponds to the number of observations. For both calibration and cross-validation, we compute five deterministic metrics to assess their performance. The metrics are the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash & Sutcliffe, 1970), Pearson's correlation coefficient (R), the percentage bias (BIAS), and the root mean square error (RMSE). In addition, to provide un model uncertainty quantification, we generate streamflow forecast ensembles by simulating 1000 samples of the predicted residuals (ϵ) from a $N(0, \sigma_\epsilon)$ for each year, which are added to the MLRM forecasted value. σ_ϵ is computed from the residuals obtained after fitted the MLRM (Equation (1)). From these ensemble members, we compute the 50 and 99 % confidence intervals, and the continuous rank probability skill score (CRPSS) (Hersbach, 2000; Gneiting & Raftery, 2007). The CRPSS ranges from $-\infty$ to 1. CRPSS 0 indicates that the reference forecast has higher skill than the forecast model, CRPSS 0 implies equal skill, and CRPSS 0 implies that the forecast model has a higher skill, with CRPSS 1 being a perfect score. Here, we considered the climatology as the reference forecast model (i.e., for each year, forecast ensembles are drawn from the historical observed values).

Results

Teleconnection and correlation analysis

Traditional large-climatic indices

Figure 4 shows the correlation between the seasonal streamflow at the ORB and traditional large-scale climatic indices (AAO, Niño 3.4, and Niño 1+2) for different monthly delays. Regarding spring seasonal streamflow (Figure 4b), significant negative correlations with statistical significance are observed for AAO during January (-8 months, $\rho = -0.32$), April (-5 months, $\rho = -0.33$), and May (-4 months, $\rho = -0.34$). Conversely, other monthly delays, including the synchronous AAO time series (September), exhibit low and non-significant correlations. The correlation coefficients for Niño 1+2 and Niño 3.4 indices range from -0.15 to 0.12 and -0.15 to 0.08 across all monthly delays, indicating weak and non-significant teleconnections. For summer seasonal streamflow, the results reveal predominantly low and non-significant teleconnection values across almost all indices and monthly delays. Notably, AAO demonstrates significant correlations at time delays of -1 month (November, $\rho = 0.33$), -7 months (May, $\rho = -0.34$), and -8 months (April, $\rho = -0.27$).

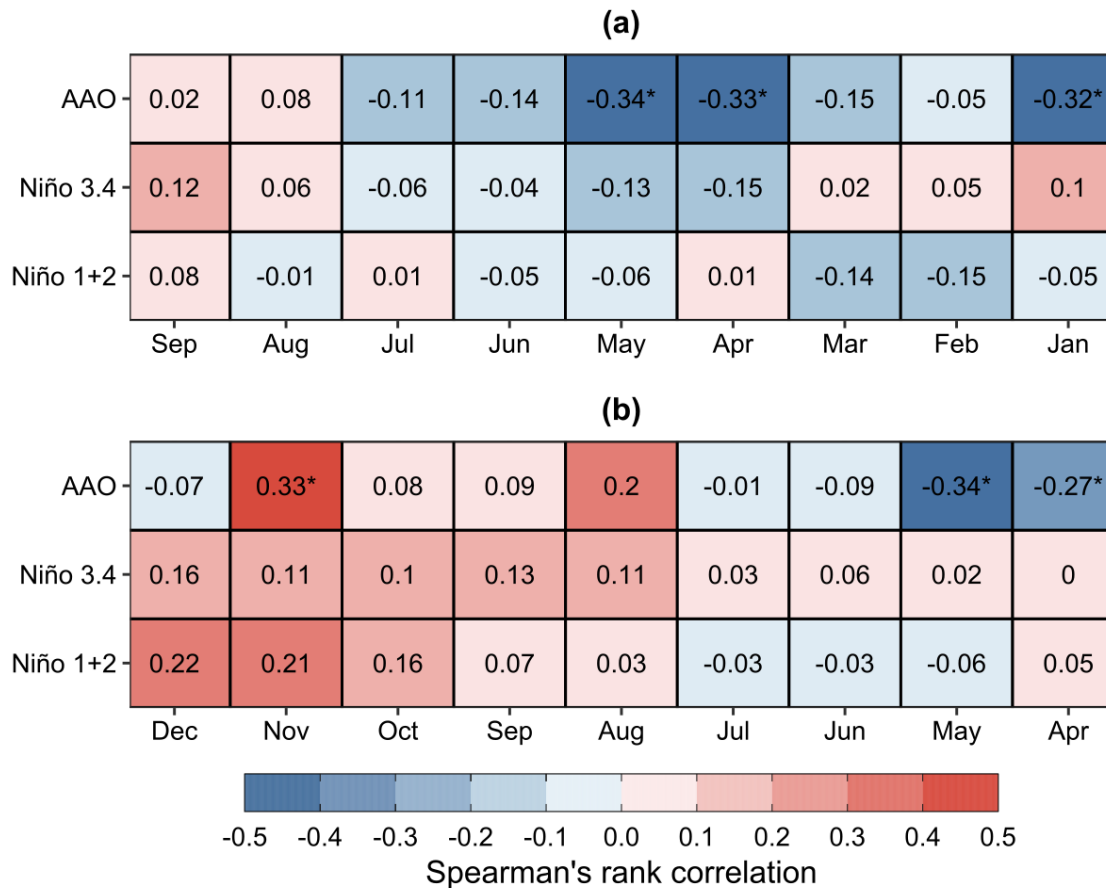


Figure 4. Spearman's rank correlation between seasonal streamflow at the ORB and traditional large-scale climate indices with different monthly delays. (a) Seasonal spring streamflow. (b) Seasonal summer streamflow. Index values for September (December) correspond to a 0-month delay, and values for January (April) correspond to an 8-month delay. * denotes significant correlations at a 90% confidence level.

Based on these results, for seasonal spring streamflow at the two lead times (0 and 3 months leads) as potential climate predictors, we consider May AAO, April Niño 3.4, and February Niño 1+2. Regarding the seasonal summer streamflow, we include as potential climate predictors Nov AAO and May AAO for 0- and 3-month leads, August and September

Niño 3.4 for 0- and 3-month leads, and November Niño 1+2 for the 0-month lead. We do not include a Niño 1+2 predictor for a 3-month lead due to low correlations for the months before September. Table 1 summarizes the predictors selection for each season and lead time.

Teleconnections with gridded SST anomalies

Figure 5 shows the Spearman rank correlation coefficient between seasonal streamflow (spring and summer) and the three-month average gridded SST anomalies for a 0-month lead time (JJA and SON). Consistent with the findings in Figure 4, both spring and summer seasons exhibit low correlations between seasonal streamflow and the 0-month lead SST anomalies in the Niño 3.4 and Niño 1+2 regions. However, notable zones of high correlation are identified for the two seasons. The region in the Southeast Pacific close to South America (SEPZ; 260-280E, 15-25S) exhibits positive correlations, resembling patterns seen in El Niño events but with improved correlation values. Conversely, the area in the mid-South Pacific (MSPZ; 185-215E, 10-45S) displays negative correlations. This region, closer to Oceania, reflects warm events in the Tropical Pacific or El Niño as negative anomalies. It is worth noting that our area is restricted to the South Pacific region to avoid detecting anecdotal teleconnections that lack physical meaning. For the seasonal spring streamflow, correlation values range between 0.26 and 0.41 in SEPZ, while in MSPZ, they range from -0.66 to -0.25 (Figure 5a). In the case of the seasonal summer streamflow (Figure 5b), correlation values range between 0.20 and 0.34 in SEPZ and between -0.56 and -0.15 in MSPZ. For a 3-month lead time, the same two zones were detected (with a slight correlation reduction, Figure A1).

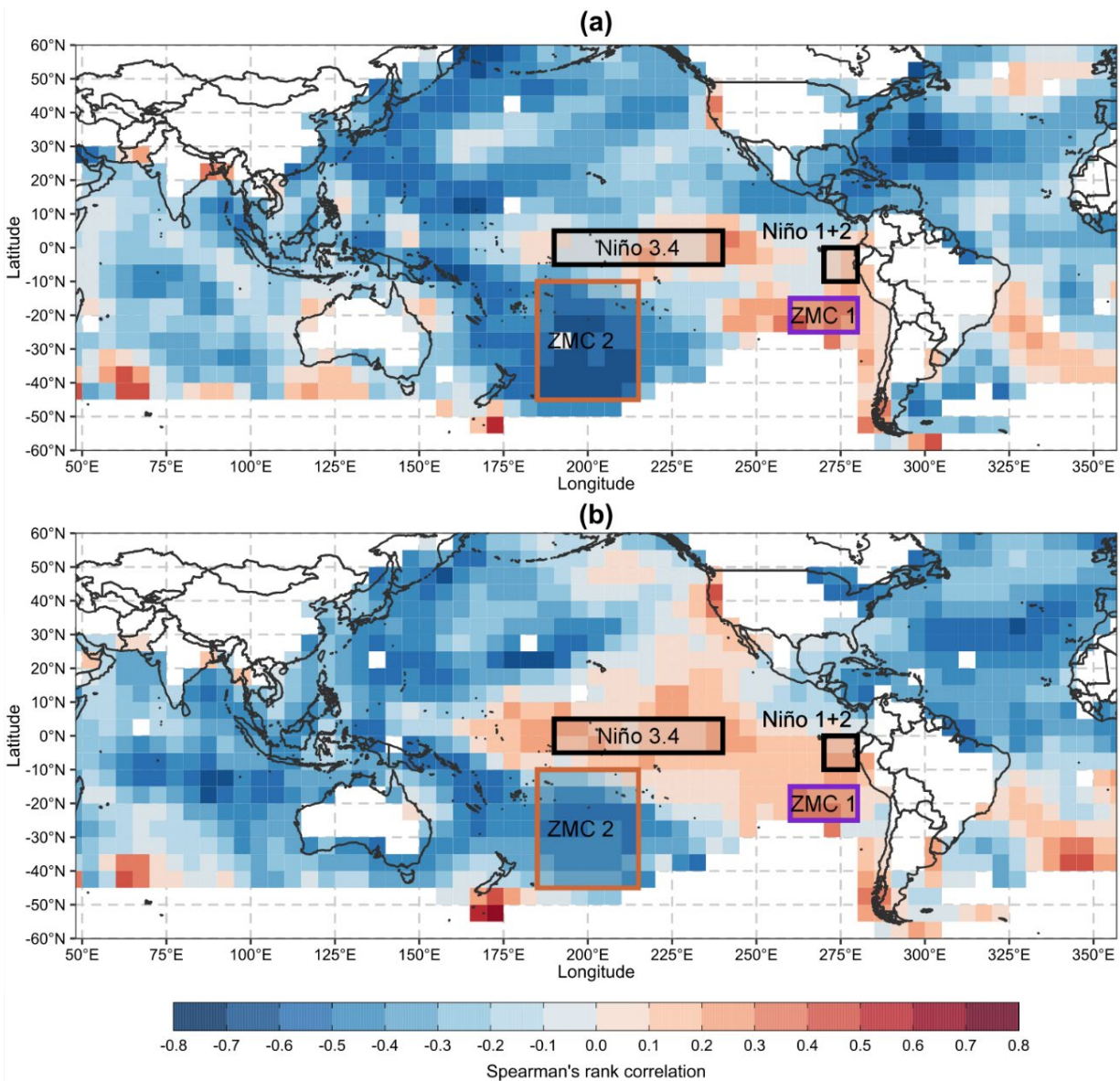


Figure 5. Correlations for a 0-month lead time between (a) seasonal spring streamflow at the ORB and the three-month (June-July-August, JJA) average SST anomalies, (b) seasonal summer streamflow at the ORB and the three-month (September-October-November, SON) average SST anomalies. Black boxes denote zones for traditional climate indices, and purple and yellow are zones of higher correlation -SEPZ and MSPZ, respectively.

For a better understanding of the physical meaning of the SST anomaly and seasonal streamflow teleconnections, Figure 6 displays composite maps of anomalies of geopotential height and vector winds at 500 mb for the top five wettest years (WY, Figure 6a) and driest years (DY, Figure 6b). In these maps, SEPZ and MSPZ exhibit positive and negative values of the 500 mb geopotential height anomaly for DY and WY, respectively. Negative (positive) anomalies correspond to low (high) pressure systems with higher (lower) convergency of humidity compared to climatology. This behavior is consistent with the precipitation pattern of the study area. However, the pattern is weaker for SEPZ, where air mass movement (wind vector fields) convergence for DY and WY is less clear. These results align with the higher SST anomaly teleconnection detected for MSPZ compared to SEPZ.

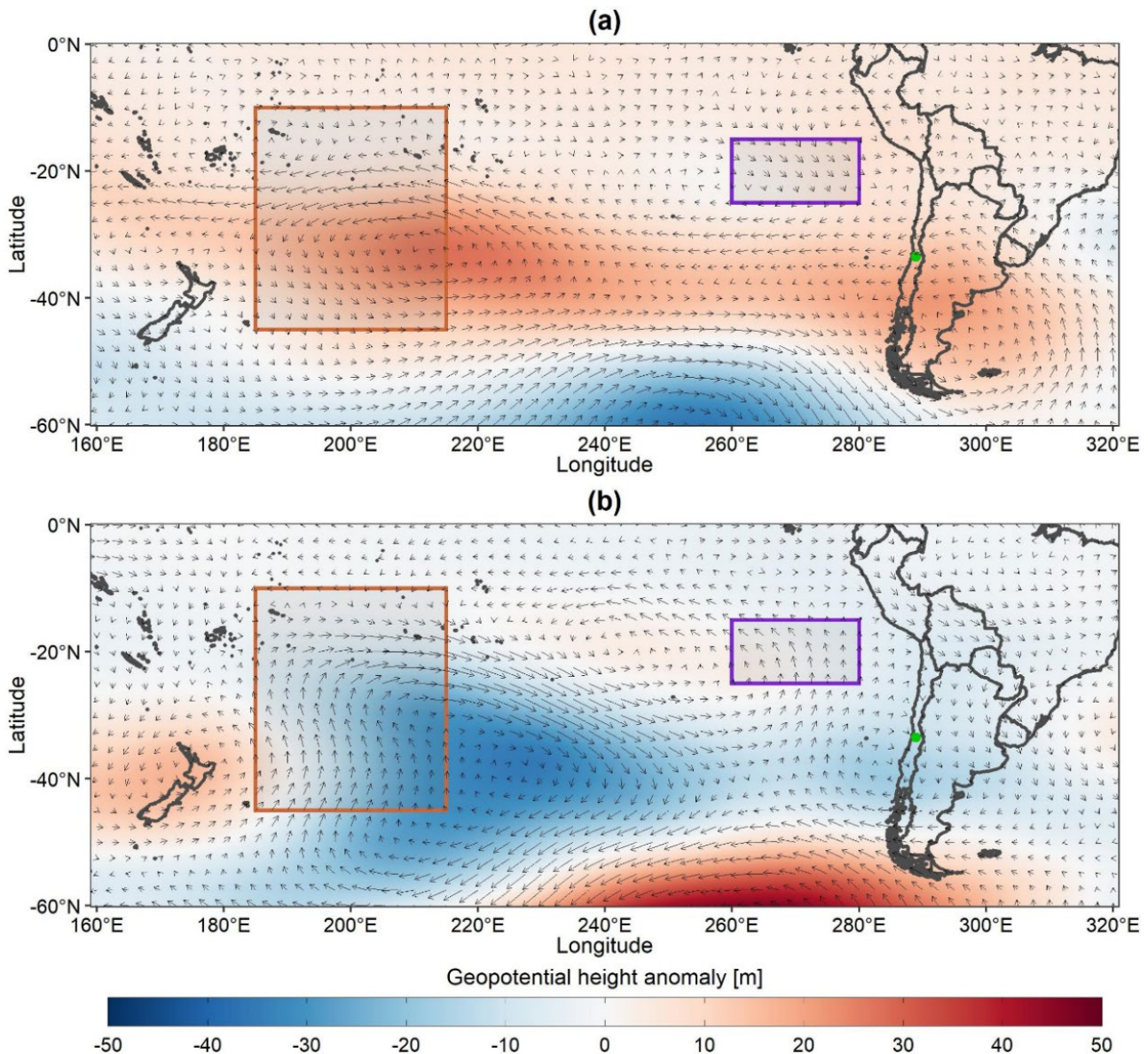


Figure 6. Composite maps of anomalies of geopotential height and vector winds at 500 mb for the top five (a) driest years (DY; 1990, 1996, 1998, 2018, and 2019) and (b) wettest years (WY; 1982, 1987, 2000, 2002, and 2005) and (b). The top five years were obtained based on the annual precipitation record of the study area. The HCZ1 and HCZ2 correspond to the purple and yellow boxes.

Based on the teleconnection identified, we define two new climate indices, which correspond to spatial aggregate SST anomaly for the two highly correlated zones (for the remainder of the study, we refer to them as SEPZ and MSPZ indices). Table 2 presents Spearman's rank correlation for the SEPZ and MSPZ indices and the spatial mean and standard deviation of Spearman's rank correlation for each zone's mean SST anomaly grid points at different seasons and lead times. The MSPZ exhibits absolute correlation values above 0.5 for both seasons and lead times. However, the standard deviation observed for MSPZ is higher than for SEPZ. This difference may be attributed to the spatial extension of each zone, suggesting potentially greater variability in the correlations within the MSPZ region. In the Multiple Linear Regression Model (MLRM), we will consider the SEPZ and MSPZ indices as potential predictors, respectively.

Table 2. Spearman's rank correlation for the SEPZ and MSPZ indices and the related spatial mean and standard deviation of the Spearman rank correlation for each zone's mean SST anomaly grid points at different seasons and lead times.

Season	Lead time	Zone	Mean SST anomaly		
			Spearman's rank correlation, ρ		
			Indices	Mean	Standard Deviation
Spring	0-month	SEPZ	0.370	0.321	0.057
	0-month	MSPZ	-0.710*	-0.545	0.122
	3-month	SEPZ	0.344	-0.299	0.044
	3-month	MSPZ	-0.571*	-0.350	0.120
Summer	0-month	SEPZ	0.320	0.290	0.050
	0-month	MSPZ	-0.523*	-0.401	0.140
	3-month	SEPZ	0.322	0.259	0.040
	3-month	MSPZ	-0.541*	-0.421	0.117

* Indicates a significant correlation at a 95 % confidence level.

Hydrometeorological variables

We assess the predictive ability of different hydrometeorological variables in situ by using Spearman's rank correlation coefficient. Table 3 presents correlation values between the seasonal spring and summer streamflow and hydrometeorological variables for 0- and 3-month lead times. These variables include cumulative precipitation (PT) and monthly streamflow for May (August) and August (November) at 0- and 3-month lead times for the seasonal spring (summer) streamflow, respectively. As expected, we observed higher correlations for variables at 0-month lead time than

those at 3-month lead time. Correlations with seasonal streamflow were computed for different monthly streamflows preceding forecast issuance, with consistently higher correlations obtained for the month closest to forecast issuance. This indicates a high flow persistence, consistent with findings reported in previous studies (Bennett *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2017).

Table 3. Spearman's rank correlation coefficient between the seasonal spring and summer streamflow and hydrometeorological variables for 0- and 3-month lead times.

Season	Lead time	Hydrometeorological Variable	Spearman's rank correlation, ρ
Spring	0-month	Cumulative precipitation April-August (PT_{AA})	0.502*
	0-month	August monthly flow (Q_{Aug})	0.901*
	3-month	Cumulative precipitation April-May (PT_{AM})	0.253*
	3-month	May monthly flow (Q_{May})	0.695*
Summer	0-month	Cumulative precipitation (PT_{AA})	0.181
	0-month	November monthly flow (Q_{Nov})	0.695*
	3-month	Cumulative precipitation (PT_{AA})	0.181
	3-month	August monthly flow (Q_{Aug})	0.641*

* Indicates a significant correlation at a 95 % confidence level.

Seasonal flow forecasting model

Selection of the best model for each lead time

Different candidate MLRMs (combination of predictors) are calibrated for each season and lead time from 1979 to 2019. The best MLRM for each season and lead time is selected based on the lowest value of AIC (Akaike, 1974). Figure 7 displays the time series of observed seasonal streamflow versus forecasted values from the best MLRM model for each season and lead time, providing visual insight into model performance. Additionally, Table 4 displays the AIC values and other performance metrics for the best models.

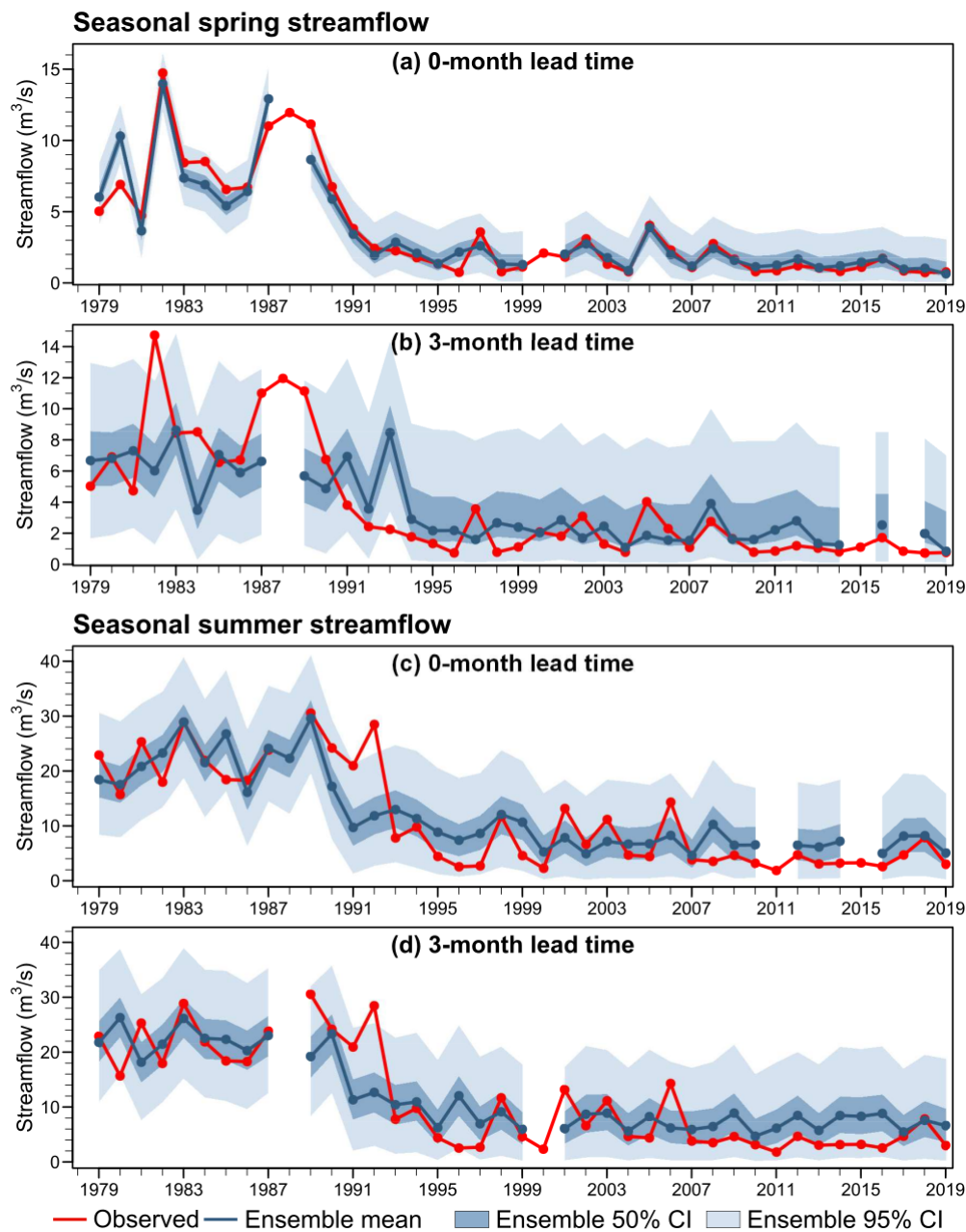


Figure 7. Time series of observed seasonal streamflow and ensembles forecast from the best MLRM calibrated for spring and summer seasons and 0- and 3-month lead times. Red lines denote observed streamflow, blue lines ensemble mean, and blue and light blue bands 50 and 90 % ensemble credible intervals.

Table 4. Predictors, AIC, and performance metrics values for the best MLRM obtained from the calibration for different seasons and lead times.

Season	Lead time, k	Predictors	AIC	R	BIAS (%)	NSE	RMSE (m ³ /s)	CRPSS
Spring	0-month	$Q_{Aug}^2, PT_{AA}, MSPZ$	16.40	0.96	1.10	0.92	0.92	0.71
	3-month	$Q_{May}, MSPZ$	88.57	0.67	3.91	0.45	2.42	0.25
Summer	0-month	$Q_{Nov}, PT_{AA}, MSPZ, AAO$	73.65	0.83	3.81	0.69	5.02	0.46
	3-month	$Q_{Aug}, PT_{AA}, MSPZ, AAO$	81.33	0.80	4.86	0.64	5.36	0.41

For spring, the best forecasting model at a 0-month lead time demonstrates a good fit (Figure 7a), exhibiting high temporal coherence and reduced uncertainty, as indicated by narrow 50 and 90 % credible intervals. Notably, only a few values fall outside the 90 % credible interval, reflecting the model's robustness. Performance metrics further corroborate these attributes, revealing a high correlation (0.96), reduced BIAS and RMSE, and good deterministic and probabilistic skills compared to climatology (NSE = 0.92 and CRPSS = 0.71). However, for 3-month leads, the performance of the best model shows a clear reduction of performance, characterized by low temporal coherence for high flows (before 1990) and increased uncertainty, as evidenced by wider credible intervals (Figure 7b). Performance metrics indicate 30, 51, and 65 % reductions for R, NSE, and CRPSS compared to a 0-month lead.

In the case of the summer streamflow forecasting, there is a decrease in performance compared to the best models for spring at a 0-month lead time. However, both the best models for summer (0 and 3-

month leads) demonstrate similar performances, exhibiting good temporal coherence (correlation coefficients ranging from 0.8 to 0.83), reduced bias (Bias and RMSE ranging from 3.81 to 4.86 % and from 5 to 5.36 m³/s, respectively), and good deterministic (NSE ~0.4-0.69) and probabilistic (CRPSS ~ 0.41-0.46) skills. This decrease in performance is also reflected by an increase of 50 and 100 % in credible intervals, indicating an increase in uncertainty (Figure 7c and d).

For all lead times, the best models include hydrometeorological and climate predictors from highly correlated SST anomaly zones. A traditional climate index, AAO, is also included as a predictor for summer. Notably, the best model for spring and 0-month leads incorporates a nonlinear transformation of the August mean streamflow (Q_{Aug}^2) as a predictor. This predictor is included due to its reported effectiveness in reducing nonsystematic biases -underestimation (overestimation) of high (low) streamflows (Ossandón, Nanditha, Mendoza, Rajagopalan, & Mishra, et al., 2022b). In the initial implementation, this feature was observed in the calibrated MLRM when we only considered mean streamflow from a previous month as a potential predictor.

Assessment of the Climate Predictors' contribution to forecast models

To assess the contribution of climate predictors to forecast models, Table 5 presents values of AIC and performance metrics for the best MLRM fitted only considering hydrometeorological predictors. It is evident that for all seasons and lead times, including climate variables as predictors, lead to increased performance. The performance improvements are more

pronounced for the summer season at a 0-month lead time, with a 32 % decrease in BIAS (from 5.58 to 3.81 %) and increases of 13 % (0.72 vs. 0.83), 28 % (0.52 vs. 0.69), and 33 % (0.33 vs. 0.46) in R, NSE, and CRPSS, respectively. Similar performance increases are observed for summer at a 3-month lead when climate variables are included. However, for spring, the increase in performance metrics is relatively lower for both lead times.

Table 5. Predictors, AIC, and performance metrics values for the best MLRM obtained from the calibration for different seasons and lead times using only hydrometeorological predictors.

Season	Lead time, k	Predictors	AIC	R	BIAS (%)	NSE	RMSE (m ³ /s)	CRPSS
Spring	0-month	Q_{Aug}^2, PT_{AA}	17.88	0.95	2.54	0.89	1.2	0.66
	3-month	Q_{May}	90.32	0.63	18.69	0.34	3.63	0.23
Summer	0-month	Q_{Nov}, PT_{AA}	76.21	0.72	5.58	0.52	6.34	0.33
	3-month	Q_{Aug}, PT_{AA}	84.23	0.75	6.28	0.55	6.41	0.34

As a complement, Figure 8 displays the time series of the best forecast model with only climate predictors for spring (Figure 8a) and summer (Figure 8b) at a 0-month lead. Contrasting these forecast time series with those presented in Figures 6a and b reveals that climate predictors allow for better capture of the temporal variability and magnitude of observed seasonal streamflow, particularly after 1996 (Figure 7a and Figure 7c). Similar results are observed for 3-month lead times (Figure A2).

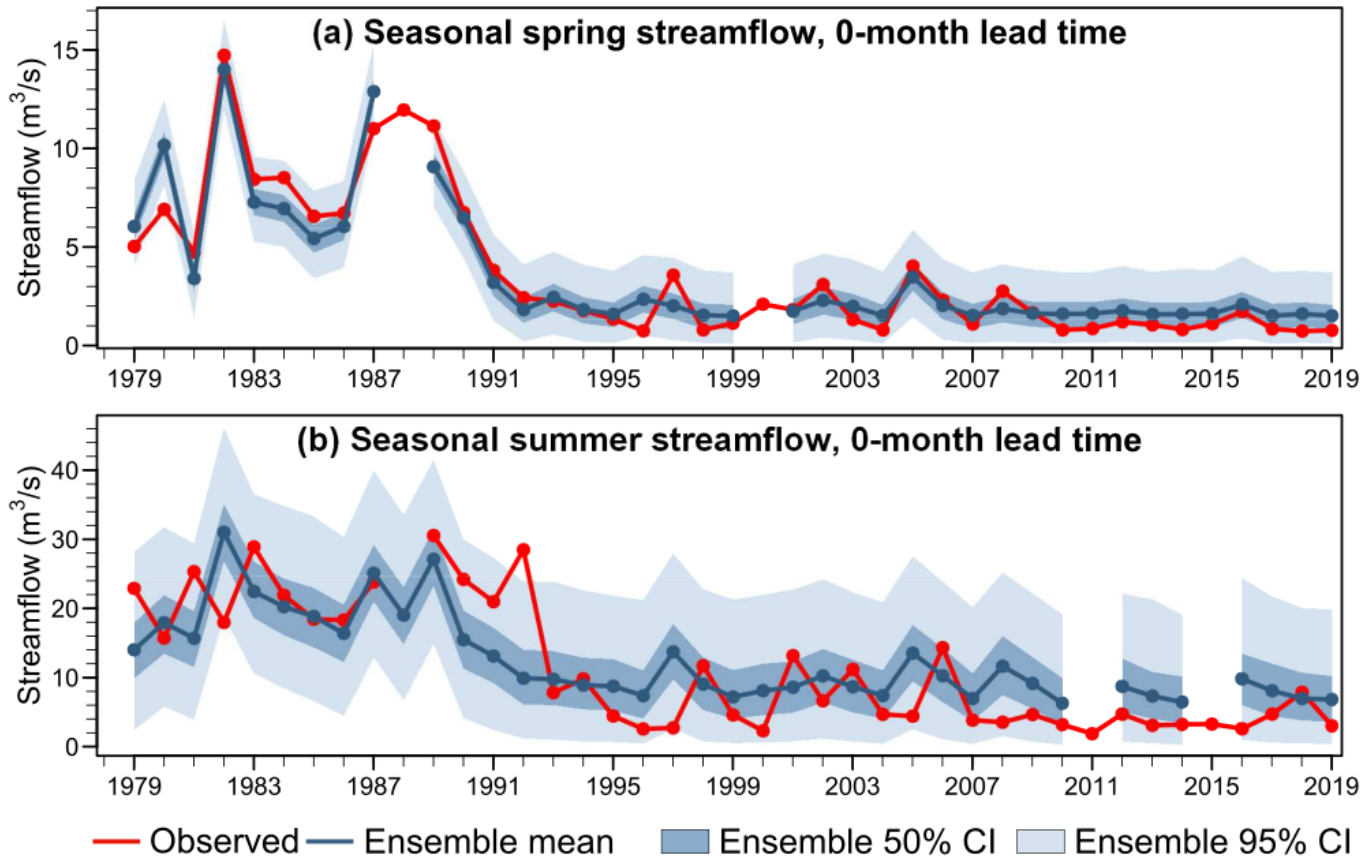


Figure 8. As in Figure 7, but for the best MLRM calibrated only considering hydrometeorological predictors for spring and summer seasons at 0-month lead time.

Cross-validation

Table 6 presents the performance metrics for cross-validated seasonal streamflow for spring and summer at two lead times (0- and 3-month leads). Compared to the calibration results (Table 3), the cross-validation shows a relatively minor reduction in model performance, with correlation coefficients (R) ranging from 0.55 to 0.94 across all seasons and lead

times. The highest R reduction observed is 18 % for spring streamflow at a 3-month lead time. Similarly, Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) and Continuous Ranked Probability Skill Score (CRPSS) values vary between 0.28 and 0.88 and 0.18 and 0.61, respectively, with the highest skill reduction observed for spring streamflow at a 3-month lead time (38 % for NSE and 28 % for CRPSS). However, despite these reductions, the MLRM models remain more skillful than climatology in all cases. Regarding BIAS and RMSE, there is generally no substantial increase observed for most seasons and lead times, except for spring at a 3-month lead time, which shows a 34 % increase in BIAS and a 30 % increase in RMSE. Nonetheless, the overall performance of the MLRM models in cross-validation remains robust, demonstrating their ability to forecast seasonal streamflow.

Table 6. Performance metrics values for the best MLRM (Table 3) obtained from the cross-validation mode for different seasons and lead times.

Season	Lead time, k	R	BIAS (%)	NSE	RMSE (m ³ /s)	CRPSS
Spring	0-month	0.94	1.47	0.88	1.20	0.66
	3-month	0.55	8.70	0.28	2.77	0.18
Summer	0-month	0.78	5.11	0.61	5.33	0.38
	3-month	0.71	4.33	0.50	6.10	0.31

In addition, Figure 9 presents the time series of the cross-validated seasonal streamflow forecast alongside the observed streamflow at 0- and

3-month lead times for both spring and summer seasons. The time series of cross-validated ensemble forecasts corroborate the findings obtained from the performance metrics analysis. For the spring season at a 0-month lead (Figure 9a), the ensemble mean of the cross-validated forecast effectively captures the variability and uncertainty of the data, yielding results similar to those obtained during calibration. However, at a 3-month lead (Figure 9b), as indicated in Table 5, the ensemble mean forecast fails to accurately capture the magnitude of the observed flow for most years, contrasting with the results observed during calibration (Figure 7b). For summer seasonal streamflow, the time series of ensemble forecasts for calibration and cross-validation exhibit similar performance compared to observed streamflows (Figure 9c and Figure 9d).

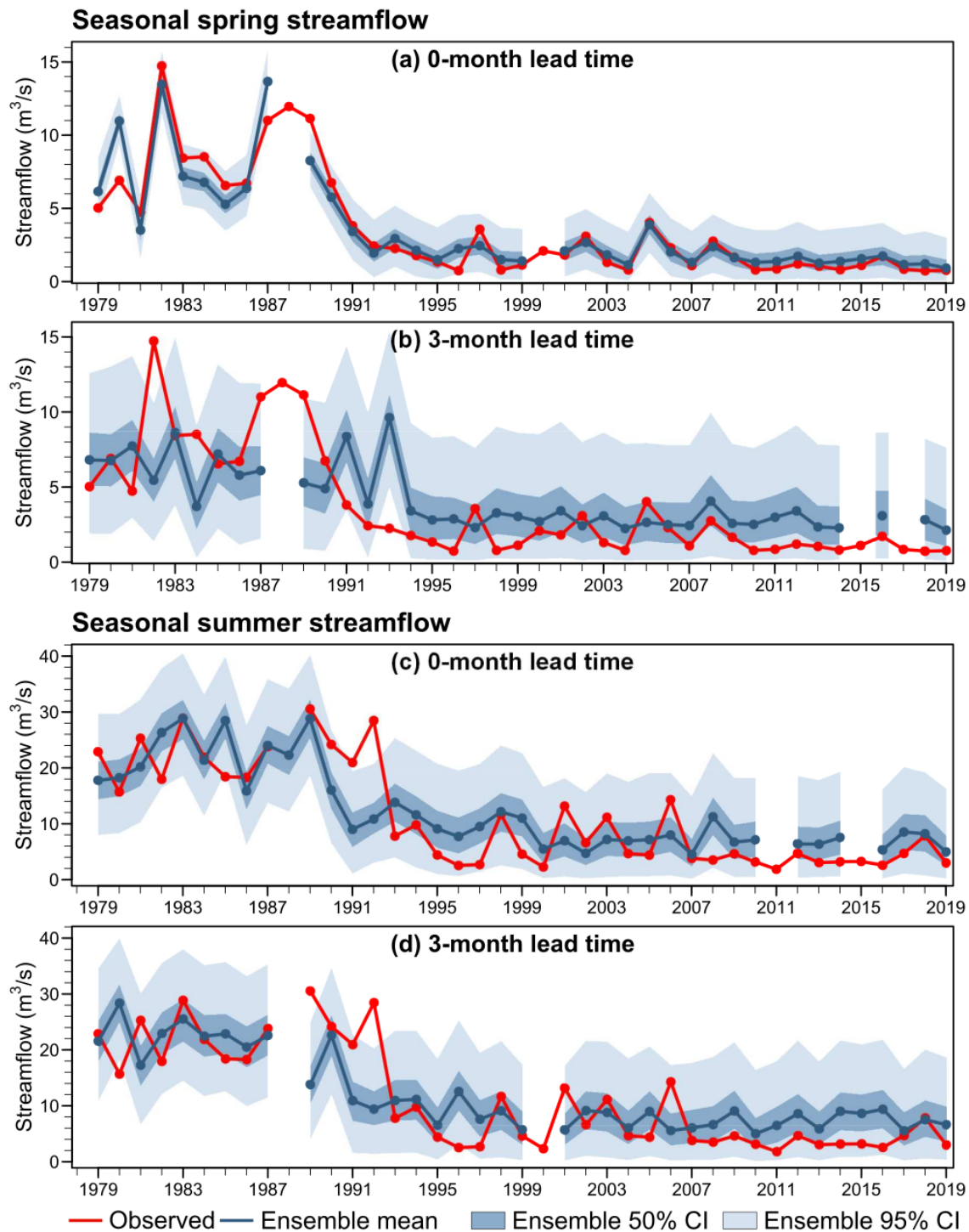


Figure 9. As in Figure 6, but for cross-validation of the best MLRMs for spring and summer seasons at 0- and 3-month lead times.

Summary and discussion

This study presents a teleconnection analysis of the seasonal streamflow at the Olivares River basin (ORB) in central Chile to identify potential predictors for implementing seasonal streamflow forecast models. For the analysis, we consider traditional climate indices (AAO, Niño1+2, and Niño3.4), new indices based on highly correlated zones of sea surface temperature (SST) anomaly spatial fields, and in situ hydrometeorological variables from precedent seasons. We illustrate the potential of the predictors identified by fitting a multiple linear regression model (MLRM) to forecast seasonal streamflow (spring and summer) for two lead times (0- and 3-month leads). We assess the predictive performance of the MLRM forecasts using a leave-1-year-out cross-validation (LOOCV) approach and different performance metrics (R, BIAS, RMSE, NSE, and CRPSS).

The teleconnection analysis for the traditional indices (AAO, Niño1+2, and Niño3.4) showed only significant correlations with low values (below 0.4 in magnitude) for a few time delays. These results are different from those reported in previous studies (Rubio-Álvarez & McPhee, 2010; Martínez et al., 2012). Still, the differences can be related to the temporal extension of the data considered in these studies (up to 2003), which did not include information from the Central Chile Mega Drought (2010–2018) (Garreaud *et al.*, 2020). Another possible explanation for this results discrepancy could be a weakening of the teleconnection between hydrological variables and large-scale traditional indices during the last decade, as was reported for India (Hrudya *et al.*,

2020; Krishnaswamy *et al.*, 2015; Rajagopalan & Molnar, 2012). In the ORB, the weakening of teleconnection can also be attributed to the abrupt change in the seasonal flow regime after 1992 (Figure 7). This change in flow regime was caused by the beginning of the Alfafal hydroelectric power plant operation, which is located upstream of the ORB gauge.

We defined two new climate indices (SEPZ and MSPZ) based on highly correlated SST anomaly spatial field zones for the ORB to overcome the teleconnection lack with traditional large-scale climate indices. These indices correspond to spatial aggregate SST anomaly for the respective zones. The physical connection of these regions of the Pacific Ocean with ORB was supported by the composite fields of 500 mb geopotential height. The absolute value of correlation for these indices ranges from 0.32 to 0.71.

As hydrometeorological predictors, we considered cumulative precipitation during the wet season and monthly flow from the season's last month before the forecast issuance of each lead time. Monthly flows from the last month of the previous season showed a high and significant correlation with seasonal streamflow for all seasons and lead times (values above 0.64). These results reveal an increased persistence of streamflow processes in the basin, an appealing feature exploited by other authors in the implementation of forecasting and simulating models in different regions of the world (Bennett *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2017).

The best MLRM selection for each season and lead time confirms the high persistence of the streamflow processes on the ORB. This is because the monthly flow from the previous season was selected as a predictor for all the models. The MSPZ index was included as a predictor of the MLRM

for all seasons and lead times, except spring at 3-month leads, highlighting the utility of teleconnection analysis for the area of interest. The added predictive value of including these climate indices in the forecasting models reveals increases of up 13, 28, and 33 % in R, NSE, and CRPSS for the summer season. The best forecasting MLRM for seasonal spring streamflow at 3-month leads has the lowest performance between best models from all seasons and lead times, which is reflected by the inability of the ensemble mean forecast to capture high flows before 1992.

The results of the MLRM predicting out-of-sample (Cross-validation) are encouraging since they show a low reduction in performance compared to the calibration, providing a skillful seasonal flow forecast for spring at a 0-month lead and summer season up to 3-month leads.

Although the results of the MLRM forecasting are encouraging, they cannot be considered conclusive since we did not test the model adequacy (e.g., the normality assumption of the data). More complex forecasting models can be tested in future work considering the predictors identified here to find an adequate forecasting model. For example, Generalized Linear models (GLM, normality of the data is not required) or nonstationary probabilistic models such as General additive models for location, scale, and shape (GAMLSS) (Rigby, Stasinopoulos, & Lane, 2005) can be implemented. In addition, implementing Bayesian approaches can include uncertainty quantification of models' parameters. Moreover, the teleconnection analysis and forecasting models implemented in this study have the potential to be expanded to other basins in Chile and different regions globally. However, the success of the

forecasting model will depend on how powerful climatic teleconnections can be detected.

Finally, this research contributes to identifying potential skillful covariates for their use in implementing forecasting tools to develop robust water management strategies to tackle water scarcity, conditions expected to increase due to global and anthropogenic climate change in this highly populated region of Chile.

Acknowledgments

This research was funded by the ANID Fondecyt Initiation Project 11220482.

Appendix A

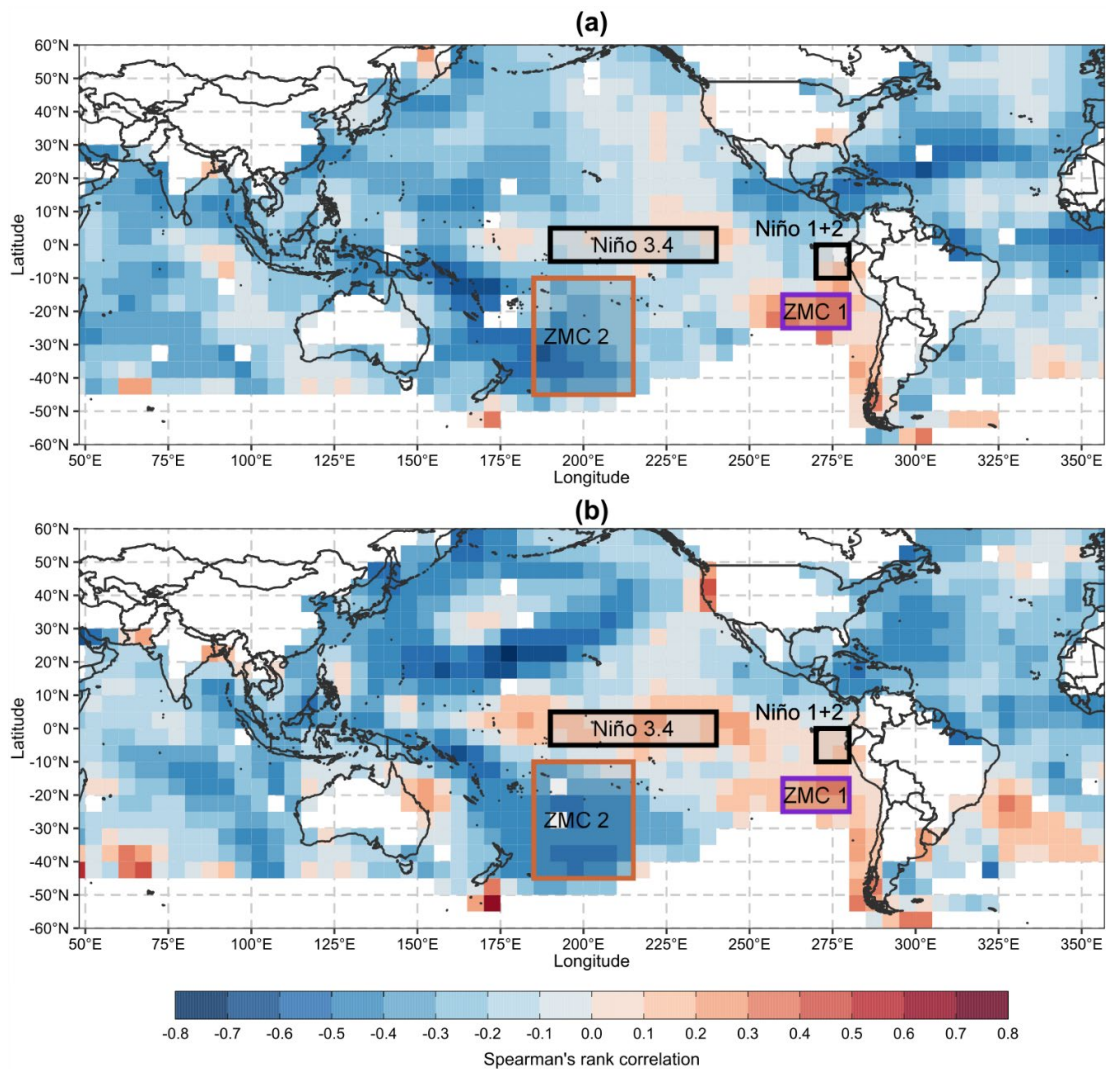


Figure A1. Correlations for a 3-month lead time between (a) seasonal spring streamflow at the ORB and the three-month (June-July-August, JJA) average SST anomalies, (b) seasonal summer streamflow at the ORB and the three-month (September-October-November, SON) average SST anomalies. Black boxes denote zones for traditional climate indices, and purple and yellow are zones of higher correlation -SEPZ and MSPZ, respectively.

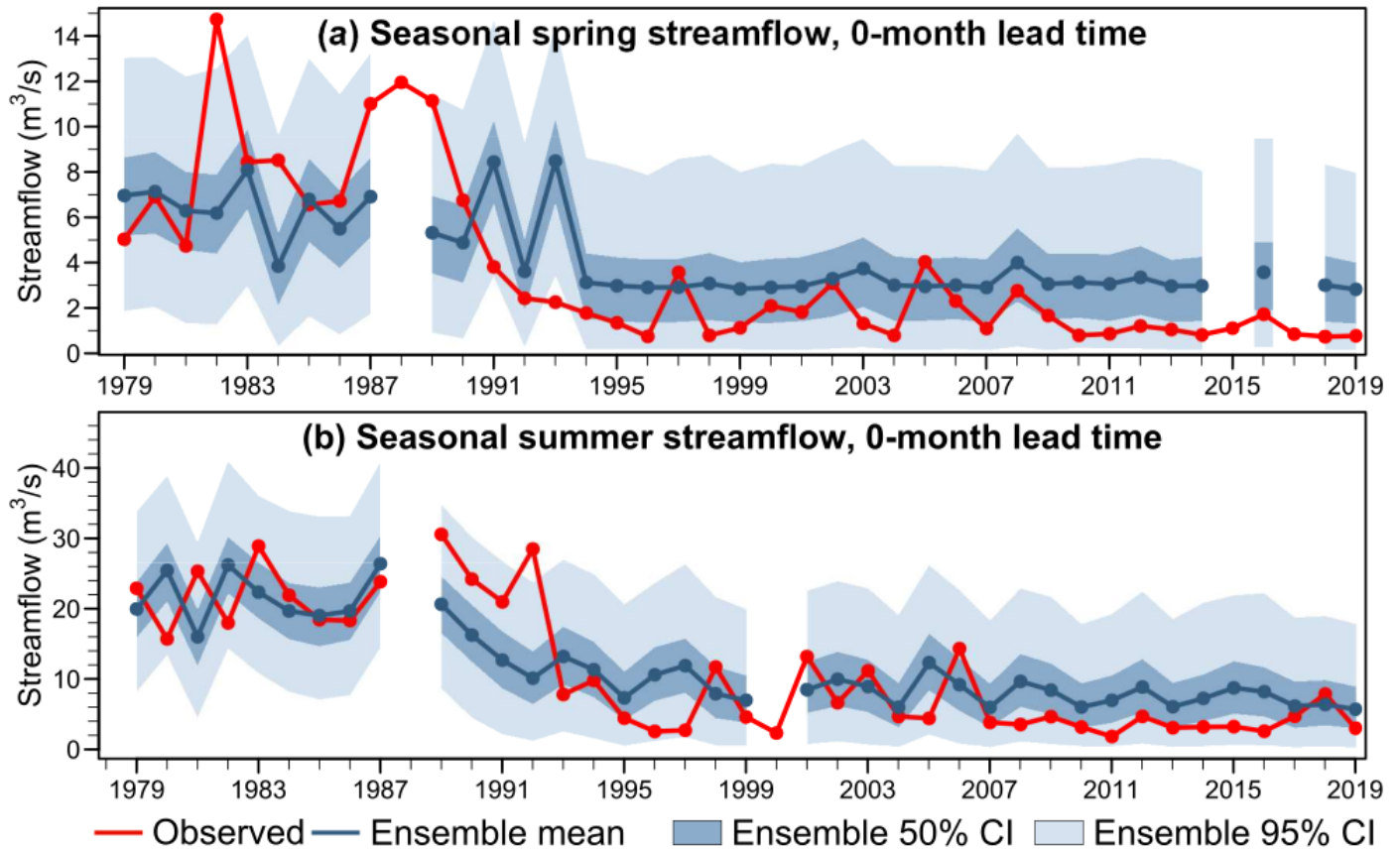


Figure A2. Time series of observed seasonal streamflow and ensembles forecast from the best MLRM calibrated only considering hydrometeorological predictors for spring and summer seasons and a 3-month lead time. Red lines denote observed streamflow, blue lines ensemble mean, and blue and light blue bands 50 and 90 % ensemble credible intervals.

References

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723. DOI: 10.1109/TAC.1974.1100705
- Araya, D., Mendoza, P. A., Muñoz-Castro, E., & McPhee, J. (2023). Towards robust seasonal streamflow forecasts in mountainous catchments: Impact of calibration metric selection in hydrological modeling. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(24), 4385-4408. DOI: 10.5194/HESS-27-4385-2023
- Arnal, L., Cloke, H. L., Stephens, E., Wetterhall, F., Prudhomme, C., Neumann, J., Krzeminski, B., & Pappenberger, F. (2018). Skilful seasonal forecasts of streamflow over Europe? *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(4), 2057-2072. DOI: 10.5194/HESS-22-2057-2018
- Bennett, J. C., Wang, Q. J., Li, M., Robertson, D. E., & Schepen, A. (2016). Reliable long-range ensemble streamflow forecasts: Combining calibrated climate forecasts with a conceptual runoff model and a staged error model. *Water Resources Research*, 52(10), 8238-8259. DOI: 10.1002/2016WR019193
- Bennett, J. C., Wang, Q. J., Robertson, D. E., Bridgart, R., Lerat, J., Li, M., & Michael, K. (2021). An error model for long-range ensemble forecasts of ephemeral rivers. *Advances in Water Resources*, 151, 103891. DOI: 10.1016/J.ADVWATRES.2021.103891

- Berri, G. J., & Flamenco, E. A. (1999). Seasonal volume forecast of the Diamante River, Argentina, based on El Niño observations and predictions. *Water Resources Research*, 35(12), 3803-3810. DOI: 10.1029/1999WR900260
- Block, P., & Rajagopalan, B. (2009). Statistical-dynamical approach for streamflow modeling at Malakal, Sudan, on the White Nile River. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14(2), 185-196. DOI: 10.1061/(asce)1084-0699(2009)14:2(185)
- Bracken, C., Rajagopalan, B., & Prairie, J. (2010). A multisite seasonal ensemble streamflow forecasting technique. *Water Resources Research*, 46(3), W03532. DOI: 10.1029/2009WR007965
- Bradley, A. A., Habib, M., & Schwartz, S. S. (2015). Climate index weighting of ensemble streamflow forecasts using a simple Bayesian approach. *Water Resources Research*, 51(9), 7382-7400. DOI: 10.1002/2014WR016811
- Callegari, M., Mazzoli, P., de Gregorio, L., Notarnicola, C., Pasolli, L., Petitta, M., & Pistocchi, A. (2015). Seasonal river discharge forecasting using support vector regression: A case study in the Italian Alps. *Water*, 7(5), 2494-2515. DOI: 10.3390/W7052494
- Ćeron, J. P., Tanguy, G., Franchistéguy, L., Martin, E., Regimbeau, F., & Vidal, J. P. (2010). Hydrological seasonal forecast over France: Feasibility and prospects. *Atmospheric Science Letters*, 11(2), 78-82. DOI: 10.1002/ASL.256

- Chiew, F. H. S., Zhou, S. L., & McMahon, T. A. (2003). Use of seasonal streamflow forecasts in water resources management. *Journal of Hydrology*, 270(1-2), 135-144. DOI: 10.1016/S0022-1694(02)00292-5
- Clark, M. P., & Hay, L. E. (2004). Use of medium-range numerical weather prediction model output to produce forecasts of streamflow. *Journal of Hydrometeorology*, 5(1), 15-32. DOI: 10.1175/1525-7541(2004)005<0015:UOMNWP>2.0.CO;2
- CONIC-BF. (2023). *Pronóstico de deshielo cuencas ríos Aconcagua, Maipo, Rapel, Tinguiririca, Maule, Laja y Bío-Bío*. Recovered from <https://www.coordinador.cl/mercados/documentos/pronostico-centralizado-de-generacion-y-demanda-2/pronostico-de-deshielo/>
- Curtis, S., Adler, R., Huffman, G., Nelkin, E., & Bolvin, D. (2001). Evolution of tropical and extratropical precipitation anomalies during the 1997-1999 ENSO cycle. *International Journal of Climatology*, 21(8), 961-971. DOI: 10.1002/JOC.643
- DGA, Dirección General de Aguas. (2022). *Pronóstico de caudales de deshielo periodo septiembre/2022-marzo/2023*. SDT No. 44, 26. Recovered from <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/125978>
- Flamenco, E. A. (2010). *Pronóstico estacional de caudales en la cuenca del río Jachal*. XXII Congreso Nacional del Agua. Recovered from https://www.researchgate.net/publication/266904038_Pronostico_estacional_de_caudales_en_la_cuenca_del_rio_Jachal

- Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Pablo-Boisier, J., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010-2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6307–6327. DOI: 10.5194/HESS-21-6307-2017
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., & Veloso-Aguila, D. (2020). The Central Chile mega drought (2010-2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421-439. DOI: 10.1002/JOC.6219
- Gaume, E., & Gosset, R. (2003). Over-parameterisation, a major obstacle to the use of artificial neural networks in hydrology? *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(5), 693-706. DOI: 10.5194/hess-7-693-2003
- Gneiting, T., & Raftery, A. E. (2007). Strictly proper scoring rules, prediction, and estimation. *Journal of the American Statistical Association*, 102(477), 359-378. DOI: 10.1198/016214506000001437
- González-Reyes, Á. (2016). Ocurrencia de eventos de sequías en la ciudad de Santiago de Chile desde mediados del siglo XIX. *Revista de Geografía Norte Grande*, (64), 21-32. DOI: 10.4067/S0718-34022016000200003
- Grantz, K., Rajagopalan, B., Clark, M., & Zagona, E. (2005). A technique for incorporating large-scale climate information in basin-scale ensemble streamflow forecasts. *Water Resources Research*, 41(10), 10410. DOI: 10.1029/2004WR003467

- Hernandez, D., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., & Ricchetti, F. (2022). Hydrologic sensitivities and ENSO variability across hydrological regimes in Central Chile (28°-41°S). *Water Resources Research*, 58(9), e2021WR031860. DOI: 10.1029/2021WR031860
- Hersbach, H. (2000). Decomposition of the continuous ranked probability score for ensemble prediction systems. *Weather and Forecasting*, 15(5), 559-570. DOI: 10.1175/1520-0434(2000)015<0559:DOTCRP>2.0.CO;2
- Hidalgo, H. G. (2004). Climate precursors of multidecadal drought variability in the western United States. *Water Resources Research*, 40(12), 1-10. DOI: 10.1029/2004WR003350
- Hollander, M., Wolfe, D. A., & Chicken, E. (2014). *Nonparametric statistical methods* (3rd ed.). New York, USA: John Wiley & Sons. DOI: 10.1002/9781119196037
- Hrudya, P. H., Varikoden, H., & Vishnu, R. (2020). A review on the Indian summer monsoon rainfall, variability and its association with ENSO and IOD. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 133(1), 1-14. DOI: 10.1007/S00703-020-00734-5
- IPCC, The Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. In: Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K. Alegría, A. et al. (eds.). *Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press. DOI: 10.1017/9781009325844

- Jobson, J. D. (1991). *Multiple linear regression*. DOI: 10.1007/978-1-4612-0955-3_4
- Jozaghi, A., Shen, H., Ghazvinian, M., Seo, D. J., Zhang, Y., Welles, E., & Reed, S. (2021). Multi-model streamflow prediction using conditional bias-penalized multiple linear regression. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 35(11), 2355-2373. DOI: 10.1007/s00477-021-02048-3
- Kalnay, E., Kanamitsu, M., Kistler, R., Collins, W., Deaven, D., & Gandin, L. (1996). The NCEP / NCAR 40-year reanalysis project. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 77(3), 437-472. DOI: 10.1175/1520-0477(1996)077<0437:TNYRP>2.0.CO;2
- Kaplan, A., Cane, M. A., Kushnir, Y., Clement, A. C., Blumenthal, M. B., & Rajagopalan, B. (1998). Analyses of global sea surface temperature 1856-1991. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 103(C9), 18567-18589. DOI: 10.1029/97JC01736
- Kistler, R., Kalnay, E., Collins, W., Saha, S., White, G., Woollen, J., Chelliah, M., Ebisuzaki, W., Kanamitsu, M., Kousky, V., van den Dool, H., Jenne, R., & Fiorino, M. (2001). The NCEP-NCAR 50-year reanalysis: Monthly means CD-ROM and documentation. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 82(2), 247-267. DOI: 10.1175/1520-0477(2001)082<0247:TNNYRM>2.3.CO;2
- Kompor, W., Yoshikawa, S., & Kanae, S. (2020). Use of seasonal streamflow forecasts for flood mitigation with adaptive reservoir operation: A case study of the Chao Phraya River Basin, Thailand, in 2011. *Water*, 12(11), 3210. DOI: 10.3390/W12113210

- Krishnaswamy, J., Vaidyanathan, S., Rajagopalan, B., Bonell, M., Sankaran, M., Bhalla, R. S., & Badiger, S. (2015). Non-stationary and non-linear influence of ENSO and Indian Ocean Dipole on the variability of Indian monsoon rainfall and extreme rain events. *Climate Dynamics*, 45(1-2), 175-184. DOI: 10.1007/S00382-014-2288-0
- Kumar, K. K., Rajagopalan, B., Hoerling, M., Bates, G., & Cane, M. (2006). Unraveling the mystery of Indian monsoon failure during El Niño. *Science*, 314(5796), 115-119. DOI: 10.1126/SCIENCE.1131152
- Li, M., Wang, Q. J., Bennett, J. C., & Robertson, D. E. (2015). A strategy to overcome adverse effects of autoregressive updating of streamflow forecasts. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(1), 1-15. DOI: 10.5194/HESS-19-1-2015
- Li, M., Wang, Q. J., Bennett, J. C., & Robertson, D. E. (2016). Error reduction and representation in stages (ERRIS) in hydrological modelling for ensemble streamflow forecasting. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(9), 3561-3579. DOI: 10.5194/HESS-20-3561-2016
- Li, M., Wang, Q. J., Robertson, D. E., & Bennett, J. C. (2017). Improved error modelling for streamflow forecasting at hourly time steps by splitting hydrographs into rising and falling limbs. *Journal of Hydrology*, 555, 586-599. DOI: 10.1016/J.JHYDROL.2017.10.057
- Livneh, B., & Badger, A. M. (2020). Drought less predictable under declining future snowpack. *Nature Climate Change*, 10(5), 452-458. DOI: 10.1038/s41558-020-0754-8

- Martínez, C., Fernández, A., & Rubio, P. (2012). Caudales y variabilidad climática en una cuenca de latitudes medias en Sudamérica: río Aconcagua, Chile Central (33oS). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (58), 227-248. DOI: 10.21138/bage.2066
- Mendoza, P. A., Rajagopalan, B., Clark, M. P., Cortés, G., & McPhee, J. (2014). A robust multimodel framework for ensemble seasonal hydroclimatic forecasts. *Water Resources Research*, 50(7), 6030-6052. DOI: 10.1002/2014WR015426
- Mendoza, P. A., Wood, A. W., Clark, E., Rothwell, E., Clark, M. P., Nijssen, B., Brekke, L. D., & Arnold, J. R. (2017). An intercomparison of approaches for improving operational seasonal streamflow forecasts. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(7), 3915-3935. DOI: 10.5194/hess-21-3915-2017
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6
- Ossandón, Á., Brunner, M. I., Rajagopalan, B., & Kleiber, W. (2022a). A space-time Bayesian hierarchical modeling framework for projection of seasonal maximum streamflow. *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(1), 149-166. DOI: 10.5194/HESS-26-149-2022
- Ossandón, Á., Nanditha, J. S., Mendoza, P. A., Rajagopalan, B., & Mishra, V. (2022b). A bayesian hierarchical framework for postprocessing daily streamflow simulations across a river network. *Journal of Hydrometeorology*, 23(6), 947-963. DOI: 10.1175/JHM-D-21-0167.1

- Pagano, T. C. (2010). Soils, snow and streamflow. *Nature Geoscience*, 3(9), 591-592. DOI: 10.1038/ngeo948
- Paiva, R. C. D., Collischonn, W., Bonnet, M. P., De Gonçalves, L. G. G., Calmant, S., Getirana, A., & Santos-Da-Silva, J. (2013). Assimilating in situ and radar altimetry data into a large-scale hydrologic-hydrodynamic model for streamflow forecast in the Amazon. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(7), 2929-2946. DOI: 10.5194/hess-17-2929-2013
- Papacharalampous, G. A., & Tyrallis, H. (2018). Evaluation of random forests and prophet for daily streamflow forecasting. *Advances in Geosciences*, 45, 201-208. DOI: 10.5194/adgeo-45-201-2018
- Parker, D. E., Jones, P. D., Folland, C. K., & Bevan, A. (1994). Interdecadal changes of surface temperature since the late nineteenth century. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99(D7), 14373-14399. DOI: 10.1029/94JD00548
- Petry, I., Fan, F. M., Siqueira, V. A., Collishonn, W., Cauduro-Dias-de-Paiva, R. Quedi, E., Gama, C., Silveira, R., Freitas, C., & Paranhos, C. S. A. (2023). Seasonal streamflow forecasting in South America's largest rivers. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 49(August). DOI: 10.1016/j.ejrh.2023.101487
- Rajagopalan, B., Cook, E., Lall, U., & Ray, B. K. (2000). Spatiotemporal variability of ENSO and SST teleconnections to summer drought over the United States during the twentieth century. *Journal of Climate*, 13(24), 4244-4255. DOI: 10.1175/1520-0442(2000)013<4244:SVOEAS>2.0.CO;2

- Rajagopalan, B., & Molnar, P. (2012). Pacific Ocean sea-surface temperature variability and predictability of rainfall in the early and late parts of the Indian summer monsoon season. *Climate Dynamics*, 39(6), 1543-1557. DOI: 10.1007/S00382-011-1194-Y
- Redmond, K. T., & Koch, R. W. (1991). Surface climate and streamflow variability in the Western United States and their relationship to large-scale circulation indices. *Water Resources Research*, 27(9), 2381-2399. DOI: 10.1029/91WR00690
- Regonda, S. K., Rajagopalan, B., Clark, M., & Zagona, E. (2006). A multimodel ensemble forecast framework: Application to spring seasonal flows in the Gunnison River Basin. *Water Resources Research*, 42(9), 9404. DOI: 10.1029/2005WR004653
- Reynolds, R. W., & Smith, T. M. (1994). Improved global sea surface temperature analyses using optimum interpolation. *Journal of Climate*, 7(6), 929-948. DOI: 10.1175/1520-0442(1994)007<0929:IGSSTA>2.0.CO;2
- Rigby, R. A., Stasinopoulos, D. M., & Lane, P. W. (2005). Generalized additive models for location, scale and shape. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 54(3), 507-554. DOI: 10.1111/J.1467-9876.2005.00510.X
- Rubio-Álvarez, E., & McPhee, J. (2010). Patterns of spatial and temporal variability in streamflow records in south central Chile in the period 1952-2003. *Water Resources Research*, 46(5), 1-16. DOI: 10.1029/2009WR007982

- Saji, N. H., Goswami, B. N., Vinayachandran, P. N., & Yamagata, T. (1999). A dipole mode in the tropical Indian Ocean. *Nature*, 401, 6751, 401(6751), 360-363. DOI: 10.1038/43854
- Serrano-Notivoli, R., Tejedor, E., Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., Vuille, M., Fuentealba, M., & De Luis, M. (2021). Hydroclimatic variability in Santiago (Chile) since the 16th century. *International Journal of Climatology*, 41(S1), E2015-E2030. DOI: 10.1002/JOC.6828
- Singla, S., Céron, J. P., Martin, E., Regimbeau, F., Déqué, M., Habets, F., & Vidal, J. P. (2012). Predictability of soil moisture and river flows over France for the spring season. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(1), 201-216. DOI: 10.5194/HESS-16-201-2012
- Sutanto, S. J., Wetterhall, F., & Van Lanen, H. A. J. (2020). Hydrological drought forecasts outperform meteorological drought forecasts. *Environmental Research Letters*, 15(8), 084010. DOI: 10.1088/1748-9326/AB8B13
- Sutanto, S. J., & Van Lanen, H. A. J. (2021). Streamflow drought: Implication of drought definitions and its application for drought forecasting. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(7), 3991-4023. DOI: 10.5194/hess-25-3991-2021
- Timilsena, J., Piechota, T., Tootle, G., & Singh, A. (2009). Associations of interdecadal/interannual climate variability and long-term colorado river basin streamflow. *Journal of Hydrology*, 365(3-4), 289-301. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.11.035
- Tootle, G. A., Piechota, T. C., & Singh, A. (2005). Coupled oceanic-atmospheric variability and U.S. streamflow. *Water Resources Research*, 41(12), 1-11. DOI: 10.1029/2005WR004381

- Vicuña, S., Gironás, J., Meza, F. J., Cruzat, M. L., Jelinek, M., Bustos, E., Poblete, D., & Bambach, N. (2013). Exploring possible connections between hydrological extreme events and climate change in central south Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 58(8), 1598–1619. DOI: 10.1080/02626667.2013.840380
- Wang, M., Wyatt, B. M., & Ochsner, T. E. (2023). Accurate statistical seasonal streamflow forecasts developed by incorporating remote sensing soil moisture and terrestrial water storage anomaly information. *Journal of Hydrology*, 626, 130154. DOI: 10.1016/J.JHYDROL.2023.130154
- Wijayarathne, D. B., & Coulibaly, P. (2020). Identification of hydrological models for operational flood forecasting in St. John's, Newfoundland, Canada. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 27. DOI: 10.1016/j.ejrh.2019.100646
- Wilcox, A. C., Escauriaza, C., Agredano, R., Mignot, E., Zuazo, V., Otárola, S., Castro, L., Gironás, J., Cienfuegos, R., & Mao, L. (2016). An integrated analysis of the March 2015 Atacama floods. *Geophysical Research Letters*, 43(15), 8035-8043. DOI: 10.1002/2016GL069751
- Winsemius, H. C., Aerts, J. C. J. H., Van Beek, L. P. H., Bierkens, M. F. P., Bouwman, A., Jongman, B., Kwadijk, J. C. J., Ligtoet, W., Lucas, P. L., van Vuuren, D. P., & Ward, P. J. (2016). Global drivers of future river flood risk. *Nature Climate Change*, 6(4), 381-385. DOI: 10.1038/nclimate2893

- Wood, A. W., Kumar, A., & Lettenmaier, D. P. (2005). A retrospective assessment of National Centers for Environmental Prediction climate model-based ensemble hydrologic forecasting in the western United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 110(D4), 1-16. DOI: 10.1029/2004JD004508
- Yuan, X., Wood, E. F., & Ma, Z. (2015). A review on climate-model-based seasonal hydrologic forecasting: physical understanding and system development. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(5), 523-536. DOI: 10.1002/wat2.1088
- Zhu, S., Luo, X., Xu, Z., & Ye, L. (2019). Seasonal streamflow forecasts using mixture-kernel GPR and advanced methods of input variable selection. *Hydrology Research*, 50(1), 200-214. DOI: 10.2166/NH.2018.023

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-05

Artículos

Contaminación de sedimentos de un meandro del río Lerma, México

Sediments contamination from a meander of the Lerma River, Mexico

Ana V. Coria-Téllez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7888-1598>

Diego A. Ríos-Pérez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-1466-4070>

Dhirendra Kumar Tiwari³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6754-3398>

María L. Merino-Solís⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-3361-7548>

¹El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
anac@colmich.edu.mx

²Instituto Tecnológico de La Piedad, La Piedad, Michoacán, México,
miloavenged@gmail.com

³Conahcyt-El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
dkt@colmich.edu.mx

⁴Conahcyt-El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
luz.merino.solis@gmail.com



Autora para correspondencia: María L. Merino-Solís,
luz.merino.solis@gmail.com

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar el grado de contaminación de sedimentos del cauce aislado del río Lerma que atraviesa la zona metropolitana interestatal La Piedad y Pénjamo, para sustentar la toma de decisiones que haya que emprender con respecto a este cuerpo de agua que interactúa con un ambiente urbano. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, metales pesados y partículas microscópicas de muestras de sedimentos recolectados en siete sitios del área de estudio. En promedio, los sedimentos tuvieron textura franco arenosa, con pH (7.6) neutro y conductividad eléctrica de 868 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mostraron ser medianamente ricos en materia orgánica (2.7 %), con ligera carga de coliformes fecales (753 NMP/100 g), y presentaron un factor de enriquecimiento moderado para Zn, Cr y Cu. Se observaron partículas de plancton, pero también partículas con metales pesados. Considerando que los sitios urbanos (5 y 6) mostraron más indicadores fuera de los criterios establecidos es probable que los sedimentos están recibiendo contaminantes derivados de las actividades antrópicas propias del lugar y no los generados río arriba. En general, la contaminación de los sedimentos fue moderada; no obstante, es imperante limitar que la materia orgánica, microorganismos patógenos y metales tóxicos como el Cr se sigan acumulando en el sedimento y evitar que lleguen a un punto crítico. Por lo anterior y con la aplicación de algunas estrategias será posible recuperar y conservar esta área del río como un cuerpo de agua aislado e independiente del cauce original.

Palabras clave: contaminación, coliformes fecales, La Piedad, fluorescencia de rayos X (FRX), microscopio electrónico de barrido (MEB).

Abstract

The aim of this work was to determine the degree of sediment contamination of the isolated part of the Lerma River that crosses the La Piedad and Pénjamo interstate metropolitan area to support the decision-making that must be undertaken with respect to this body of water that interacts with an urban environment. Physicochemical, microbiological, heavy metal, and microscopic particle parameters of sediment samples collected at seven sites in the study area were evaluated. On average, the sediments had a sandy loam texture, with neutral pH (7.6) and electrical conductivity of 868 $\mu\text{S}/\text{cm}$, they were moderately rich in organic matter (2.7 %), with a slight load of fecal coliforms (753 NMP/100 g) and they are being enriched with Zn, Cr and Cu. Plankton particles were observed, but also particles with heavy metals. Considering that the urban sites (5 and 6) showed more indicators outside the established criteria, it is likely that the sediments are receiving contaminants derived from the anthropogenic activities of the place and not those generated upstream. In general, the contamination of the sediments was moderate, however, it is imperative to limit the accumulation of organic matter, pathogenic microorganisms and toxic metals such as Cr in the sediment and avoid reaching a critical point. Due to the above and with the application of some strategies, it will be possible to recover and conserve this area of the river as an isolated body of water independent of the original riverbed.

Keywords: Pollution, fecal coliforms, La Piedad, X-ray fluorescence (XRF), scanning electron microscope (SEM).

Recibido: 04/10/2023

Aceptado: 04/06/2024

Publicado *ahead of print*: 17/06/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

El río Lerma tiene una longitud de 708 km y drena una cuenca de 47.116 km². Inicia en los manantiales de Almoloya del Río, Estado de México; atraviesa hacia el noroeste cruzando Querétaro, Guanajuato y Michoacán, y desagua en el lago de Chapala en Jalisco (Hansen, León, & Bravo, 1995). En estas regiones, el río Lerma ha sido siempre un recurso natural básico para las actividades humanas; sin embargo, las continuas y diversas descargas industriales, urbanas, agrícolas y pecuarias que recibe lo han clasificado como uno de los ríos interiores de mayor contaminación en México. Se ha reportado que en ciertos tramos se sobrepasan los límites máximos permitidos de algunos contaminantes en el agua (López-Hernández, Ramos-Espinosa, & Carranza-Fraser, 2007; Carreño, Zarazúa, Fall, Ávila-Pérez, & Tejeda, 2018; Conagua, 2018; Hernández-Mendoza, Ríos-Lugo, Romero-Guzmán, Reyes-Gutiérrez, & Ketterer, 2018).

Una parte del río Lerma (12.5 km), denominada “Meandro La Piedad-Pénjamo”, localizada en los límites entre Michoacán y Guanajuato,

fue aislada del cauce natural a finales de la década de 1970 con un dren de aproximadamente 2.8 km de longitud debido a la problemática de inundaciones que padecían las zonas urbanas durante las crecientes del río Lerma. Al quedar aislado, este meandro constantemente se está azolvando, lo cual disminuye su amplitud natural; la mayor parte del año solo cuenta con agua estancada que, además de afectar de modo considerable el ecosistema del lugar, produce malos olores, presencia de mosquitos y una carga notable de contaminantes a cielo abierto, que han incidido fuertemente en problemas de salud pública en la región (Ayala-Ortiz, & Abarca-Guzmán, 2014). Ello se agudiza si se considera que en los últimos 50 años la población se ha duplicado en este núcleo metropolitano, conformado por los municipios interestatales La Piedad y Pénjamo, que llegó a los 261 450 habitantes en 2020 (INEGI, 2020).

La Comisión Nacional del agua (Conagua) ha reportado entre 2011 y 2018 baja la calidad del agua del meandro debido a que parámetros como los sólidos suspendidos totales, coliformes fecales (CF) y *Escherichia coli* (*E. coli*) se encontraban fuera de los estándares establecidos para aguas superficiales (Conagua, 2018). En 2009 se reportó que las concentraciones de Pb, Cd, y Cr en el agua superaba los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Semarnat, 1996) en ciertos puntos del meandro. También se detectaron los plaguicidas diclorofenil dicloroetileno (DDE), endrín y diodrín. El DDE es un metabolito del tóxico dicloro difenil tricloroetano (DDT), mientras que los otros dos se utilizan como insecticidas caseros, a pesar de que el diodrín está prohibido por considerarse un posible carcinógeno (Rueda *et al.*, 2011). Asimismo se reportó que los sedimentos se encontraban ligeramente contaminados con Pb y Ni, de moderado a fuertemente

contaminados con Cu y Cr, y fuertemente contaminados con Zn. Los sitios más contaminados se localizaron cerca de las zonas urbanas, por lo que se sugirió que esos metales provenían de actividades antrópicas (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016). Las descargas provenientes de la principal actividad del lugar, la porcicultura, podrían ser la fuente principal de los contaminantes (Hansen *et al.*, 1995; Pérez, 2006), aunque también han tenido un gran impacto las aguas residuales industriales (algunas de ellas del giro metal-mecánica y ladrilleras, entre otras) y municipales sin tratamiento que son vertidas al meandro, sobre todo aquellas provenientes del municipio de Pénjamo (IMTA, 2009).

La concentración de metales pesados y plaguicidas utilizados tanto en la agricultura como para combatir las plagas originadas por la contaminación del río se ha asociado con el incremento de casos de cáncer, específicamente leucemia infantil (Ayala-Ortiz, & Abarca-Guzmán, 2014). Además, la presencia de parásitos en el agua del meandro contribuye al alto porcentaje de menores de edad con afecciones gastrointestinales y broncopulmonares, al igual que parasitosis diversas (Rueda *et al.*, 2011).

Hasta ahora se han planteado dos propuestas para dar una solución: entubar el meandro o considerarlo como un cuerpo de agua independiente del cauce del río, y visualizarlo como un parque lineal (Rueda *et al.*, 2011; Aguirre, 2019). Las aguas del río son indispensables en la base ecosistémica de la región, además de ser una parte importante de la historia y cotidianidad de los municipios aledaños (García-Sánchez, 2019; Aguirre, 2019), por tanto, la prioridad en la selección de la opción más adecuada está encaminada en la protección de su integridad y recuperación. Para tener elementos que faciliten la toma de decisión, este

estudio tiene como objetivo conocer la situación del cauce aislado del río a través de la caracterización de sus sedimentos, ya que son transportadores y fuentes potenciales de contaminantes en sistemas acuáticos (García-Aragón, Díaz-Delgado, & Morales-Reyes, 2003). Para lo anterior, se evaluó el grado de contaminación de los sedimentos mediante la determinación de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, la concentración de metales pesados y el tipo de partículas microscópicas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio es una parte del río Lerma que tiene una amplia curvatura conocido como "meandro del río Lerma-La Piedad-Pénjamo". El meandro se localiza entre el municipio de La Piedad, al noreste de Michoacán, y la delegación de Santa Ana Pacueco, perteneciente al municipio de Pénjamo, al noroeste de Guanajuato, a una altitud aproximada de 1 675 msnm. El rango de temperaturas comúnmente es de 3 a 38 °C. Su clima es semicálido, con veranos calurosos, lluvias permanentes de junio a septiembre y una estación invernal no bien definida (Téllez, 2019). El río Lerma pertenece a la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago de la subcuenca Angulo-río Briseñas (Alberto-Villavicencio, 2019), pero el meandro se encuentra aislado del cauce natural del río Lerma debido a un dren de alivio. El meandro es alimentado por los arroyos Zináparo, Cinco de Oros y Hondo, además de aguas municipales tratadas y sin tratar de los municipios aledaños, así como el agua proveniente del afluente del río Lerma cuando las compuertas del

dren son abiertas principalmente para apoyar la agricultura de riego establecida en los laterales de varias zonas del meandro (Téllez, 2019). Por lo anterior, la cantidad de agua del meandro varía durante el año. En temporada de lluvias es más probable observar una columna de agua en todo el meandro, mientras que en temporada de estiaje, la cantidad de agua disminuye de forma considerable, al grado de que algunas veces se ha observado completamente seco.

Muestreo de sedimentos

El muestreo de sedimentos se realizó de enero a mayo de 2018, periodo en el que el meandro no tenía agua. Los siete sitios de muestreo fueron establecidos a una distancia aproximada de 1.78 km de separación entre ellos (Figura 1). En cada sitio de muestreo se obtuvieron tres submuestras de sedimento a 20 cm de profundidad, dos se extrajeron de cada orilla y la tercera del centro del río. Estas submuestras se mezclaron para formar una muestra compuesta de cada sitio (Tabla 1). El sedimento se extendió en una charola y se dejó secar en un cuarto ventilado. La humedad final del sedimento fue de un 8 %.

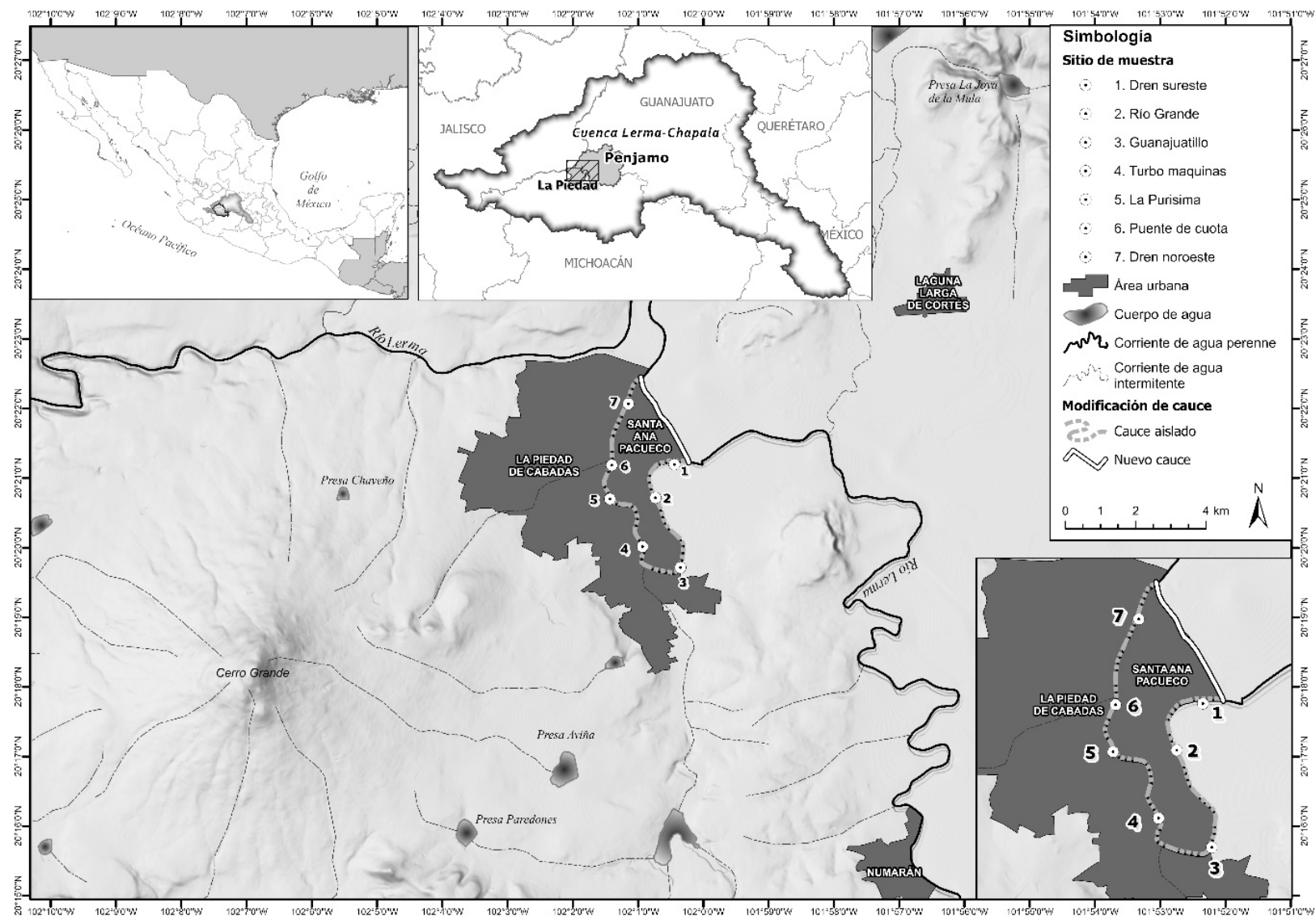


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo de sedimentos en el meandro del río Lerma. Mapa elaborado por Marco Antonio Hernández-Andrade (2018). Formato: Portable Network Graphics.

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de los sitios de muestreo de sedimentos, referencia de la ubicación y características de la zona.

Sitio	Referencia de la ubicación	Coordenadas Latitud N, Longitud O	Característica del sitio de muestreo
1	Dren sureste	20° 21' 11.8", 102° 00' 26.8"	Zona agrícola
2	Río Grande	20° 20' 43", 102° 00' 44"	Zona urbana y agrícola
3	Arroyo Zináparo	20° 19' 43", 102° 00' 21"	Zona agrícola
4	Turbomáquinas	20° 20' 01", 102° 00' 56"	Zona urbana y agrícola
5	La Purísima	20° 20' 42", 102° 01' 26"	Zona urbana
6	Puente de cuota	20° 21' 11.13", 102° 01' 24.33"	Zona urbana y agrícola
7	Dren noroeste	20° 22' 04", 102° 01' 09"	Zona agrícola

Determinación de parámetros fisicoquímicos

La temperatura se midió *in situ* introduciendo un termómetro de 20 cm en el sedimento y se reportó en °C. La densidad aparente (DA) se evaluó usando el método de la probeta (Semarnat, 2000). La clase textural se realizó por el método del hidrómetro de Bouyoucos empleando una solución dispersante de Na₂CO₃ al 5 %. Estos resultados se reportan en % de arena, % de limo y % de arcilla (Semarnat, 2000). Para la determinación del pH y conductividad eléctrica (CE), se empleó el método potenciométrico utilizando 20 g de muestra seca dispersada en 40 ml de agua destilada y homogeneizada durante 30 minutos. La medición se realizó después de 1 hora (Semarnat, 2000; ASTM, 2000) con un

potenciómetro marca Thermo Scientific, mod. Orion A215. La materia orgánica (MO) se determinó por el método de Walkley y Black. A 0.10 g de muestra se añadieron 5 ml de $K_2Cr_2O_7$ (1 N), 10 ml de H_2SO_4 al 98 %, 100 ml de H_2O destilada y 10 gotas de indicador de difenilamina al 0.5 %. Esta disolución se tituló $FeSO_4$ al 14 % hasta un vire a color verde (ASTM, 2000; Semarnat, 2000).

Determinación de parámetros microbiológicos

Para la determinación de coliformes fecales (CF) y mesófilos aeróbicos (MA) se dispersaron 10 g de sedimento en 90 ml de agua peptonada; posteriormente, del sobrenadante se realizaron diluciones seriales (SSA, 1994a) y se continuó con el procedimiento del número más probable (NMP) (SSA, 1994b) para la cuantificación de coliformes fecales (CF) y el conteo en placa con agar nutritivo para la cuantificación de mesófilos. La determinación se realizó por triplicado.

Determinación de metales pesados

La concentración total de metales pesados se determinó con el método de fluorescencia de rayos X (FRX). Cada muestra fue secada en horno a 40 °C, desagregada manualmente, pulverizada con ayuda de un mazo, micromolida y colocada en un molde de aluminio al cual se le aplicaron 20 toneladas por 1 minuto con ayuda de una prensa hidráulica para la constitución de una pastilla, la cual se introdujo en la cámara de un equipo Thermo Scientific modelo Niton XL3t, programado en "Test All Geo", con una duración de 240 segundos, en ciclos de 60 segundos. Las mediciones

de FRX se calibraron empíricamente utilizando dos materiales de referencia estándar del suelo con concentraciones certificadas de metales, que incluyeron el estándar del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST) NIST-SRM-2709a y el estándar CCRMP Till-4. Se reporta el promedio de tres mediciones en mg/kg y se comparan estos resultados con los límites máximos permisibles (LMP) para suelos agrícolas de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Semarnat, 2004) y con los niveles de efecto más bajo (LEL) y nivel de efecto severo (SEL) de la guía de calidad de sedimentos adoptada por la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica de EUA (National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA por sus siglas en inglés) para sedimentos de agua fresca (Buchman, 2008).

Factor de enriquecimiento de metales pesados

Los factores de enriquecimiento (FE) se estimaron utilizando la Ecuación (1), donde la relación Me/Fe muestra se refiere a la concentración obtenida para cada metal (Me) con respecto a la concentración de Fe; mientras que para la relación Me/Fe fondo se tomaron los datos reportados por la guía de calidad de sedimentos adoptada por la NOAA (Buchman, 2008):

$$FE = \frac{\frac{Me}{Fe} \text{ muestra}}{\frac{Me}{Fe} \text{ fondo}} \quad (1)$$

Para la interpretación se utilizaron los valores reportados por Villalobos-Castañeda *et al.* (2016): EF < 1 indica no enriquecimiento; 1

$< EF < 3$, enriquecimiento menor; $3 < FE < 5$, enriquecimiento moderado; $5 < FE < 10$, enriquecimiento alto; $10 < FE < 25$, severo, y $25 < FE < 50$ indica enriquecimiento extremadamente severo.

Análisis de partículas en microscopio electrónico de barrido (MEB)

Una porción de cada muestra se colocó en un soporte de aluminio y se introdujo en un microscopio electrónico de barrido (MEB) (JEOL-JSM-6390LV/LGS). Se tomaron 10 micrografías de diferentes zonas de la muestra con magnificaciones de 1 000 x a 5 000 x y 20 kV. El análisis químico elemental de las partículas seleccionadas se realizó con energía dispersiva de rayos X (EDS) acoplado al MEB.

Análisis estadístico

Los valores obtenidos de cada parámetro se analizaron utilizando ANOVA con un $p < 0.5$ mediante el *software* Excel® de Microsoft® versión 2016. El análisis de correlación de Pearson y el análisis de componentes principales (PCA) se hizo con el *software* Origin de la corporación Origin Lab 2009.

Resultados y discusión

Parámetros fisicoquímicos de los sedimentos

En promedio, la clase textural del sedimento del meandro es “franco arenosa” (Tabla 2); sin embargo, es una combinación de arcilla, limo y, en mayor proporción, arena. Aunque en 2009, Villalobos-Castañeda *et al.* (2016) reportaron que los sedimentos, muestreados a 10 cm de profundidad, contenían más arcilla y limo que arena. Esto es importante porque se ha establecido que muchos de los contaminantes, principalmente metales, se asocian con la fracción arcillosa y limosa. Probablemente la disminución de la columna de agua, que ha prevalecido en los últimos años, provoque que la fracción fina sea más susceptible al arrastre, además de que hay menos aporte de materiales de las laderas del río y por lo tanto aumenta la proporción de materiales gruesos en el sustrato (Herrera-Nuñez, Rodríguez-Corrales, Coto-Campos, Salgado-Silva, & Borbón-Alpizar, 2013).

Tabla 2. Porcentajes de arena, limo y arcilla, y clase textural de muestra de sedimentos.

Sitio	% arena	% limo	% arcilla	Textura del sedimento
1	52.9 ^a	19.3 ^a	27.8 ^a	Franco arcillo arenosa
2	68.2 ^a	15.3 ^b	16.5 ^a	Franco arenosa
3	63.5 ^a	24.0 ^a	12.5 ^a	Franco arenosa
4	43.5 ^b	20.0 ^a	36.5 ^b	Franco arcillosa
5	65.5 ^a	19.3 ^a	15.2 ^a	Franco arenosa
6	68.4 ^a	21.3 ^a	10.4 ^a	Franco arenosa
7	53.3 ^a	42.0 ^c	4.7 ^c	Franco arenosa

Diferentes letras por columna representan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.5$).

Los valores de los parámetros fisicoquímicos se presentan en la Tabla 3. Las temperaturas *in situ* de los sedimentos fueron estadísticamente iguales en todos los sitios a excepción de la temperatura del sitio 6 (caseta de cobro) que fue cuatro grados menos que el promedio. Probablemente esta temperatura se deba a que el sitio de muestreo está debajo de un puente y no recibe la luz directa del sol. En general, la temperatura es un aspecto que tiene un impacto en el crecimiento y tipo de microorganismos presentes, y aunque no es parte de este estudio, está relacionado también con la capacidad de adsorción y desorción de algunos compuestos químicos orgánicos y con la difusión

del flujo de agua (Robador *et al.*, 2016; Cornelissen, Van Noort, Parsons, & Govers, 1997; Silliman, Ramirez, & McCabe, 1995).

Tabla 3. Parámetros químicos y físicos de los sedimentos.

Sitio	T (°C)	DA (g/cm ³)	MO (%)	pH (UpH)	CE (μS/cm)
1	19.0 ± 0.1 ^a	1.09 ± 0.0 ^a	2.47 ± 2.7 ^a	7.14 ± 0.0 ^a	1 320.0 ± 103.7 ^a
2	20.6 ± 0.2 ^a	0.99 ± 0.0 ^b	2.92 ± 0.0 ^a	7.90 ± 0.1 ^b	585.0 ± 10.3 ^b
3	20.1 ± 0.1 ^a	1.13 ± 0.0 ^c	0.92 ± 0.0 ^b	7.83 ± 0.1 ^b	1 441.0 ± 348.2 ^a
4	21.5 ± 0.0 ^a	1.07 ± 0.0 ^a	2.27 ± 1.3 ^a	7.26 ± 0.0 ^c	247.16 ± 3.1 ^c
5	21.9 ± 0.1 ^a	1.08 ± 0.0 ^a	3.81 ± 1.3 ^c	7.86 ± 0.1 ^b	430.9 ± 3.6 ^b
6	15.0 ± 0.0 ^b	0.99 ± 0.0 ^b	3.25 ± 0.7 ^d	7.97 ± 0.0 ^b	1 771.0 ± 243.9 ^a
7	19.3 ± 0.3 ^a	1.07 ± 0.0 ^a	3.31 ± 0.6 ^d	7.24 ± 0.0 ^c	286.86 ± 0.8 ^c
Media	19.6 ± 2.0	1.06 ± 0.0	2.71 ± 8.8	7.60 ± 0.3	868.85 ± 578.5

T: temperatura

DA: densidad aparente

MO: materia orgánica

CE: conductividad eléctrica

Se muestra el promedio de tres mediciones. Diferentes letras en el superíndice indican que existe diferencia significativa entre los sitios de muestreo (Tukey, $p < 0.05$).

La DA de los sedimentos oscila entre los 0.99 y 1.13 g/cm³, indicando que el sedimento permite un intercambio adecuado de aire y una buena absorción de nutrientes (Vela, Vázquez, Rodríguez, &

Domínguez, 2007). En los sitios 2 y 6 la DA mostró ser significativamente igual, pero menor en comparación con los demás sitios.

El sitio 4 tuvo la CE más baja (247.16 $\mu\text{S}/\text{cm}$), mientras que la más alta la registró el sitio 6 (1 771.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Ninguno de los sitios superó los 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, límite máximo permisible (LMP) indicado por Soil Taxonomy de la USDA (1999), que considera que a partir de ese valor las propiedades morfológicas y fisicoquímicas del perfil (y por tanto la génesis) quedan fuertemente influenciadas por el carácter salino.

El pH de los sedimentos mostró valores considerados como neutros (entre 7.14 y 7.97) mientras que en 2009, en sedimentos de la misma área, se registraron valores ligeramente más bajos (entre 6.46 y 7.17) (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016). Valores de pH de neutros a alcalinos también fueron reportados en sedimentos del curso alto del río Lerma y del lago de Chapala (7.1-8.5) (Badillo-Camacho, Murillo-Delgado, Barcelo-Quintal, & Zarate, 2016; Carreño *et al.*, 2018), y en sedimentos del río San Pedro de la región de Aguascalientes, México (Guzmán-Colis *et al.*, 2011).

En promedio, el sedimento fue medianamente rico en MO de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 (Semarnat, 2000). Resultados similares fueron reportados por Juárez, De-la-Fuente y Vaca-Paulín (2005) en suelos de la cuenca alta del río Lerma, con porcentajes de MO de 2.41 %. En sedimentos del río Pirro encontraron porcentajes dentro del mismo rango (de 2.11 a 2.71) (Herrera-Nuñez *et al.*, 2013), mientras que Márquez, García, Senior, Martínez y González (2012) reportaron resultados con un rango más amplio de 0.51 a 5.18 en el río Orinoco medio. El sedimento del sitio 5, donde se ubican los principales asentamientos urbanos en ambos lados

de la ribera, presentó el mayor contenido de MO (3.8 %), mientras que el sedimento del sitio 3, rodeado exclusivamente de zona agrícola, presentó el contenido más bajo (0.92 %). Lo anterior sugiere que las actividades urbanas influyen en la acumulación de MO en los sedimentos.

Resultados microbiológicos de los sedimentos

El contenido CF en los sedimentos varió desde 4 hasta 4 300 NMP por 100 g (Tabla 4). En otros estudios se han identificado concentraciones muy variadas que van de 1 a 500 000 NMP/100 g en sedimentos muestreados a diferentes profundidades (Pachepsky, & Shelton, 2011). En sedimentos del lago de Pátzcuaro se cuantificaron 13 000 NMP/100 g (Barrera-Escorcia, Fernández-Rendón, Wong-Chang, & Ramírez-Romero, 2013), concentraciones mucho mayores que las encontradas en los sedimentos del meandro del río Lerma.

Tabla 4. Concentración de mesófilos y coliformes fecales en sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo.

Sitio	Mesófilos aerobios (UFC/g)	Coliformes fecales (NMP/100 g)
1	300 ± 20 ^a	400 ± 50 ^a
2	310 ± 10 ^a	230 ± 40 ^a
3	158 ± 10 ^a	4 ± 0.50 ^b
4	340 ± 40 ^a	93 ± 15 ^a
5	1 400 ± 140 ^b	90 ± 10 ^a
6	470 ± 12 ^a	4 300 ± 700 ^c
7	260 ± 40 ^a	150 ± 30 ^a
Promedio	462.57	752.43

Diferentes letras por columna representan diferencias significativas entre sitios (Tukey, $p < 0.5$).

En los sedimentos de los sitios 5 y 6 se detectaron las más altas concentraciones de CF, lo cual coincide con lo que reporta Conagua para el agua muestreada entre 2012 y 2018, cuyas concentraciones de CF sobrepasaron en dos órdenes de magnitud los LMP establecidos por la normativa mexicana (Semarnat, 1996). Por ejemplo, en el sitio 6, denominado Puente de Cuota, en 2018 se reportaron CF en 895 252 NMP/100 ml (Conagua, 2018). Ahí se ubican granjas porcinas, por lo que seguramente estas bacterias provienen de las aguas residuales sin tratar, de origen municipal y pecuario, que son vertidas en el meandro cuyo sedimento representa un reservorio de estos microorganismos en su interface con el agua (Rivera *et al.*, 2007). Estos microorganismos, que están asociados con patógenos, pueden resuspenderse del sedimento hacia el afluente y representan riesgos sanitarios para la fauna, flora y para los habitantes de la región. Además, factores como el contenido de MO y desechos vertidos al meandro son propicios para que proliferen los microorganismos.

Cantidad de metales pesados

A falta de normatividad mexicana en materia de sedimentos, las concentraciones de los metales analizados (Tabla 5) se compararon con los criterios que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Semarnat, 2004) para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados con metales y con los criterios de protección de sedimentos de agua fresca, nivel de

efecto severo y nivel de efecto bajo (SEL y LEL, por sus siglas en inglés), señalado por la NOAA (Buchman, 2008). Con respecto a la norma oficial mexicana, las concentraciones de metales obtenidas están por debajo de las concentraciones de referencia total, considerando un uso de suelo agrícola/residencial/comercial. Cabe señalar que estos límites que señala la norma mexicana son mucho más laxos que los que propone la guía de calidad de sedimentos de la NOAA. De acuerdo con estos últimos, el sitio 5 fue el que tuvo más concentración de metales (Cr, Cu, Ni y Zn) por arriba del nivel de efecto bajo (LEL). Este es el único lugar, de todos los estudiados, que es netamente urbano y donde se concentra la mayor población de los dos municipios asentados. El siguiente sitio es el 2, con concentraciones de Zn, Cu y Cr que superan el LEL, además de ser el único sitio que mostró cantidades significativas de Cd. En este sitio hay actividad urbana a un lado de la ribera y actividad agrícola del otro lado, por lo que una parte del Cd podría provenir de los fertilizantes fosfatados (Márquez *et al.*, 2012). Durante el muestreo se observó un desagüe de aguas negras justo a un lado de un colector, lo que probablemente refuerza el aumento en la concentración de metales.

Tabla 5. Concentración de metales totales en sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo.

Elemento mg/Kg	Sitio de muestreo*							CR _T NOM 147**	LEL/SEL NOAA***
	1	2	3	4	5	6	7		
Cd	< 4 ^a	5.9 ± 3.4 ^b	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	37	0.6/10
Cr	87.2 ± 14.3 ^{ab}	101.5 ± 13.5 ^a	101.1 ± 12.9 ^a	101.3 ± 15.1 ^a	82.1 ± 11.6 ^{ab}	71.6 ± 13.6 ^b	67.7 ± 14.6 ^b	280	26/110
Cu	28.7 ± 8.1 ^{de}	58.8 ± 8.4 ^b	14.8 ± 2.7 ^f	27.2 ± 7.9 ^{ef}	81.3 ± 6.4 ^a	41.3 ± 7.9 ^{cd}	51.5 ± 8.2 ^{bc}	-	16/110
Fe (%)	3.9 ± 0.03 ^b	3.3 ± 0.03 ^e	3.1 ± 0.03 ^f	4.2 ± 0.03 ^a	3.5 ± 0.02 ^d	3.5 ± 0.03 ^c	3.9 ± 0.03 ^b	-	2/4
Ni	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	21.1 ± 10.4 ^b	< 4 ^a	< 4 ^a	1 600	16/75
Pb	17.3 ± 3.5 ^b	15.8 ± 3.3 ^b	< 4 ^c	13.2 ± 3.3 ^b	29.7 ± 2.6 ^b	26.5 ± 3.6 ^b	< 4 ^c	400	31/250
Zn	147.5 ± 7.4 ^e	236.2 ± 8.6 ^b	76.3 ± 5.2 ^g	96.8 ± 6.3 ^f	272.1 ± 6.6 ^a	179.1 ± 7.8 ^d	206.9 ± 7.4 ^c	-	120/820

*Se muestra el resultado del promedio de la concentración ± la desviación estándar realizada por duplicado. Letras diferentes por fila indican que son sitios con diferencias significativas ($p < 0.5$)

**Límites de referencia total (CR_T) para suelos de uso agrícola-residencial de la norma oficial mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Semarnat, 2004)

***Guía de calidad de sedimentos adoptada por la NOAA para sedimentos de agua fresca. Nivel de efecto más bajo (LEL), nivel de efecto severo (SEL) (Buchman, 2008).
CR_T: concentraciones de referencias totales

En todos los sitios, exceptuando el sitio 3, el Cu y el Zn superaron el LEL, pero no exceden el nivel de efecto severo (SEL). Estos metales se pueden presentar en niveles significativos de manera natural en ambientes acuáticos o provenir de fertilizantes, fungicidas y lixiviados de basura, y en el caso del Zn, de las deyecciones de animales y humanos (Moreno, 2003). La alta correlación que existe entre ellos ($r = 0.96$) y con la MO ($r = 0.86$ para Cu y $r = 0.88$ para Zn) sugiere que provienen de la misma fuente, la cual probablemente sea las aguas residuales arrojadas al río de granjas porcícolas, principal actividad del área de estudio, ya que

se ha reportado que contienen Cu (1.68 ppm) y Zn (43 ppm). Desde la década de 1990 se había reportado que el Cu, usado como promotor de crecimiento de cerdos, y el Zn, utilizado para prevenir enterotoxemia por *E. coli.*, estaban enriquecidos en los sedimentos del meandro. En otras áreas del río Lerma, como Salamanca, Ibarra y Laja, cuya actividad industrial aporta más cantidad de estos metales, los sedimentos no retienen tanto estos elementos como sí lo hacen los sedimentos de La Piedad (Hansen *et al.*, 1995; Pérez, 2006). Las concentraciones de Cu y Zn fueron más altas en el estudio realizado en 2016 por Villalobos-Castañeda *et al.* (2016), por lo que es posible que estos metales se estén reincorporando a la columna de agua, tal como tales autores ya lo habían sugerido en ese entonces. En sedimentos de otros ríos con condiciones similares al río Lerma, como el río San Pedro (Guzmán-Colis *et al.*, 2011), cuenca del Grijalva (Laino-Guanes *et al.*, 2015) y del río Orinoco (Márquez *et al.*, 2012), se reportaron menos cantidades de Cu (0.93-17.64 mg/kg) y Zn (42.56-181.45 mg/kg) que la encontradas en la presente investigación, aunque en ríos de Kosovo, la cantidad de Cu fue superior a 100 mg/kg (Gashi, Franciskovic-Bilinski, & Bilinski, 2009).

La cantidad de Cr (67-101 mg/kg) superó el LEL en todos los sitios. Este metal puede provenir principalmente de la curtiduría de pieles y la refinación de petróleo, entre otras fuentes industriales establecidas en Salamanca, ciudad situada 100 km río arriba del área de estudio. No obstante, se ha reportado que el Cr precipita y sedimenta rápidamente debido a su baja movilidad, que es independiente de las condiciones de acidez y redox (Hansen *et al.*, 1995), por lo que el Cr puede provenir de la poca industria y aguas municipales locales, que se va precipitando y sedimentando gracias a esto mismo, y a la barrera que genera *Eichornia*

crassipes presente a lo largo del meandro, presente incluso en los meses de sequía gracias a que el meandro sigue recibiendo las aguas residuales municipales sin tratar permitiendo la supervivencia de esta planta. Sin embargo, es más probable que el Cr pueda tener un origen geogénico debido a que su distribución en el meandro es homogénea, por lo que no se logró asociar con alguna fuente antrópica. Las concentraciones de Cr son preocupantes, ya que están muy cercanas al SEL, y son más altas que las encontradas en sedimentos de otros ríos que no superan los 89 mg/kg (Guzmán-Colis *et al.*, 2011; Laino-Guanes *et al.*, 2015; Márquez *et al.*, 2012).

La concentración de Ni (21 mg/kg) solo superó el LEL en el sitio 5; previamente se había reportado que industrias de Querétaro, Salamanca y León aportan al río Lerma altas cantidades de este metal, sin embargo, su movilidad es baja considerando las condiciones ligeramente alcalinas del río, por lo que seguramente el sedimento se está enriqueciendo con este metal a partir de desechos locales provenientes de la zona urbana y que son arrojados al río, como pilas, electrodoméstico, y el transporte de productos líquidos de las zonas urbanas al río, como aceites, pinturas y lubricantes (Hansen *et al.*, 1995). Sin embargo, también habría que considerar otra fuente que además tenga alto contenido de mesófilos dada su alta correlación significativa ($r = 0.97$). En general, la cantidad de Ni es mucho menor que la encontrada en otros sedimentos (Márquez *et al.*, 2012).

La cantidad de Pb de todos los sitios estuvo abajo del LEL y aunque se ha relacionado su procedencia con fuentes naturales (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016), los niveles más altos se localizaron en las áreas urbanas, por lo que la contribución puede ser también a través de fuentes

antrópicas. En ríos con aportaciones urbanas, como el río San Pedro, las concentraciones de Pb fueron de hasta 126 mg/kg (Guzmán-Colis *et al.*, 2011).

En los últimos 30 años se han evaluado las concentraciones de metales pesados en sedimentos de diferentes partes del río Lerma desde su nacimiento, curso alto del río y curso medio hasta su desembocadura, por lo que es posible comparar esos resultados con los obtenidos en el meandro. Los sedimentos cercanos al nacimiento del río contienen concentraciones de metales pesados mucho más bajas que las encontradas en el meandro, no así en los sedimentos que se muestrearon 20 km más adelante, donde se sitúa la zona industrial de Lerma y Toluca, cuyas concentraciones de Cu, Zn, Cr y Pb en 1999 (Ávila-Pérez, Balcázar, Zarazúa-Ortega, Quintal, & Díaz-Delgado, 1999) y 2006 (Tejeda *et al.*, 2006) eran cuatro veces más altas que las identificadas en el meandro, aunque en estudios más recientes se observaron cantidades superiores, llegando a valores hasta 10 veces por encima del LEL para Cr (105-421 mg/kg), Pb (147-312 mg/kg) y Ni (564-1 559 mg/kg), en donde además se ha reportado la presencia de *Eichornia crassipes* en el lecho del río, lo que favorece la sedimentación de los mismos (Zarazúa *et al.*, 2011; Hernández-Mendoza *et al.*, 2018). Lo anterior es consecuencia de las descargas de aguas residuales de 30 ciudades mucho más pobladas que las que se encuentran el meandro, como son Toluca, Lerma y San Mateo Atenco, así como de las descargas de zonas industriales y plantas de tratamiento. Más adelante, aproximadamente 10 km (Villa Cuauhtémoc) y hasta la presa Alzate, las concentraciones de metales pesados son menores posiblemente debido a la dilución por los aportes de afluentes

naturales que se van incorporando (Ávila-Pérez *et al.*, 1999; Tejeda *et al.*, 2006; Zarazúa *et al.*, 2011).

Siguiendo el curso del río Lerma se ha reportado que los sedimentos de Laja y Salamanca, sitios localizados río arriba del área de estudio, estuvieron más enriquecidos con Cd, Zn, Pb y Cu (Hansen *et al.*, 1995) que lo observado en el meandro. Esto es relevante porque en ciertas condiciones esos metales podrían migrar libremente al área de estudio si el dren de alivio no lo impidiera.

En un estudio realizado en 2009 en tres (sitios 2, 5 y 6) de los siete sitios evaluados en el presente estudio (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016), las concentraciones de Cu, Cr, Ni, y Zn, así como el Pb (este último solo para el sitio 5) superaron el LEL (Tabla 6). Tales concentraciones, a excepción del Cr, fueron mayores que las encontradas en esta investigación. Lo anterior sugiere movilidad de dichos metales en los sedimentos y la columna de agua, por supuesto cuando esta última está presente.

Tabla 6. Metales pesados en 2009 y 2018 para sedimentos del río Lerma.

Elemento (mg/kg)	Sitio de muestreo						LEL/SEL NOAA***
	2		5		6		
	2009*	2018**	2009*	2018**	2009*	2018**	
Cr	73.0	101.5	70.0	82.0	59.0	71.0	26/110
Cu	52.0	58.8	138.0	81.0	66.0	41.0	16/110
Ni	28.0	< 4	32.0	21.0	32.0	< 4	16/75
Pb	22.0	15.8	50.0	29.0	41.0	26.5	31/250
Zn	217.0	236.0	497.0	272.0	246.0	179.0	120/820

*Se muestran los datos reportados para febrero de 2009 (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016)

**Datos reportados en el presente estudio

***Guía de calidad de sedimentos adoptada por la NOAA. Niveles de efecto más bajo (LEL) para sedimentos de agua fresca, niveles de efecto severo (SEL) (Buchman, 2008)

En los sitios Ibarra y el lago de Chapala, en la parte final del río Lerma, solo se observó enriquecimiento para Zn y Cu en 1995 (Hansen *et al.*, 1995), aunque en 2016, a diferencia del meandro, se encontró más Pb, Ni y Fe, pero menos Mn, Cu y Zn y concentraciones similares de Cr de acuerdo con Badillo-Camacho *et al.* (2016). Estos autores establecieron que los metales pesados, sobre todo los que provienen de actividades antrópicas, y que se concentran en la fracción intercambiable y en los carbonatos de los sedimentos, se movilizan o sedimentan dependiendo de las contribuciones de cada sitio; así, las aguas residuales sin tratar que son vertidas por los asentamientos cercanos en la periferia del lago de Chapala contribuyeron para incrementar las cantidades de Pb y Cr.

Los factores de enriquecimiento (FE) calculados para cada metal y sitio (Tabla 7) indican que el Cd es el único metal que mostró un alto FE (10.8), aunque solo para el sitio 2 probablemente ese metal provenga de los fertilizantes que se utilizan en esa área agrícola. En 1995 se reportó un FE mucho menor para este metal (2); tal situación debe monitorearse de cerca, dado que el Cd a pH neutros y alcalinos presenta alta movilidad, por lo que puede migrar al agua y representar una fuente de envenenamiento (Hansen *et al.*, 1995). El Zn ha mantenido un FE moderado con un valor de 7 en el estudio de 1995, y valores de 1.8 a 6.5 tanto en 2009 como en el presente estudio. El FE del Cr se ha mantenido en valores alrededor de 4; aunque es moderado el enriquecimiento, la acumulación con respecto al tiempo es evidente, como ya se comentó líneas arriba. El Cu se había reportado con un FE (20) altamente enriquecido en 1995; sin embargo, en 2009 y ahora mostró valores mucho más bajos (0.3-1.8). Algo similar sucedió con el Pb, que pasó de un FE de 5.7 en 1995 a valores menores a 2 en 2009 y en este estudio, por lo que prácticamente no hay enriquecimiento del sedimento con este metal. Por su parte, el FE del Ni se ha mantenido en el mismo rango (0.9-3), por lo que se considera no enriquecido (Hansen *et al.*, 1995; Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016). El sitio 5 es el lugar donde todos los elementos, excepto el Cd, tienen un factor de enriquecimiento de moderado a grave, lo cual es consistente con los valores de las concentraciones encontradas, por lo que se puede atribuir el aporte a las actividades antrópicas de la zona urbana. Además, la presencia de *Eichornia crassipes* puede actuar como barrera física y favorecer la sedimentación de los mismos (Zarazúa *et al.*, 2011).

Tabla 7. Factores de enriquecimiento de los metales en sedimentos del meandro del río Lerma.

Elemento	Factor de enriquecimiento por sitio						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Cd</i>	-	10.8	-	-	-	-	-
<i>Cr</i>	3.7	4.3	4.3	4.3	3.5	3	2.9
<i>Cu</i>	0.6	1.3	0.3	0.6	1.8	0.9	1.1
<i>Ni</i>	-	-	-	-	1.2	-	-
<i>Pb</i>	0.6	0.5	-	0.4	1.0	0.9	-
<i>Zn</i>	3.5	5.7	1.8	2.3	6.5	4.3	5.0

Partículas microscópicas del sedimento

La mayor parte de las partículas, observadas mediante MEB, en todos los sitios contenían Fe y Al (20 %), o Fe y Ti (21 %) (Figura 2g), siendo estos resultados similares a los reportados en sedimentos del curso alto del río Lerma (Zarazúa *et al.*, 2011). En menor proporción (11 %) se encontraron partículas ortogonales compuestas de Fe y S (Figura 2f) en los sitios 2, 4, 5 y 7, las cuales se han asociado con procesos bacterianos anaeróbicos propiciados por el alto contenido de materia orgánica que promueve la precipitación de compuestos de FeS (Tejeda *et al.*, 2006), aunque también pueden ser producidos por fitoplancton o plantas acuáticas (Zarazúa *et al.*, 2011). En la mayoría de los sitios, a excepción de los sitios 2 y 5, se observaron restos de organismos de plancton (Figura 2c) que son característicos en cuerpos de agua con vida acuática; no obstante, también se identificaron partículas que tenían Ba, Cr, Zr, Mn (Figura 2a, b, d, h) y otros metales en su composición probablemente

provenientes de las descargas residuales (Tejeda *et al.*, 2006). Además, había partículas que contenían P y Ca (Figura 2e) en los sitios 5, 6 y 7, las cuales son propias de la forma inorgánica del P (Zarazúa *et al.*, 2011).

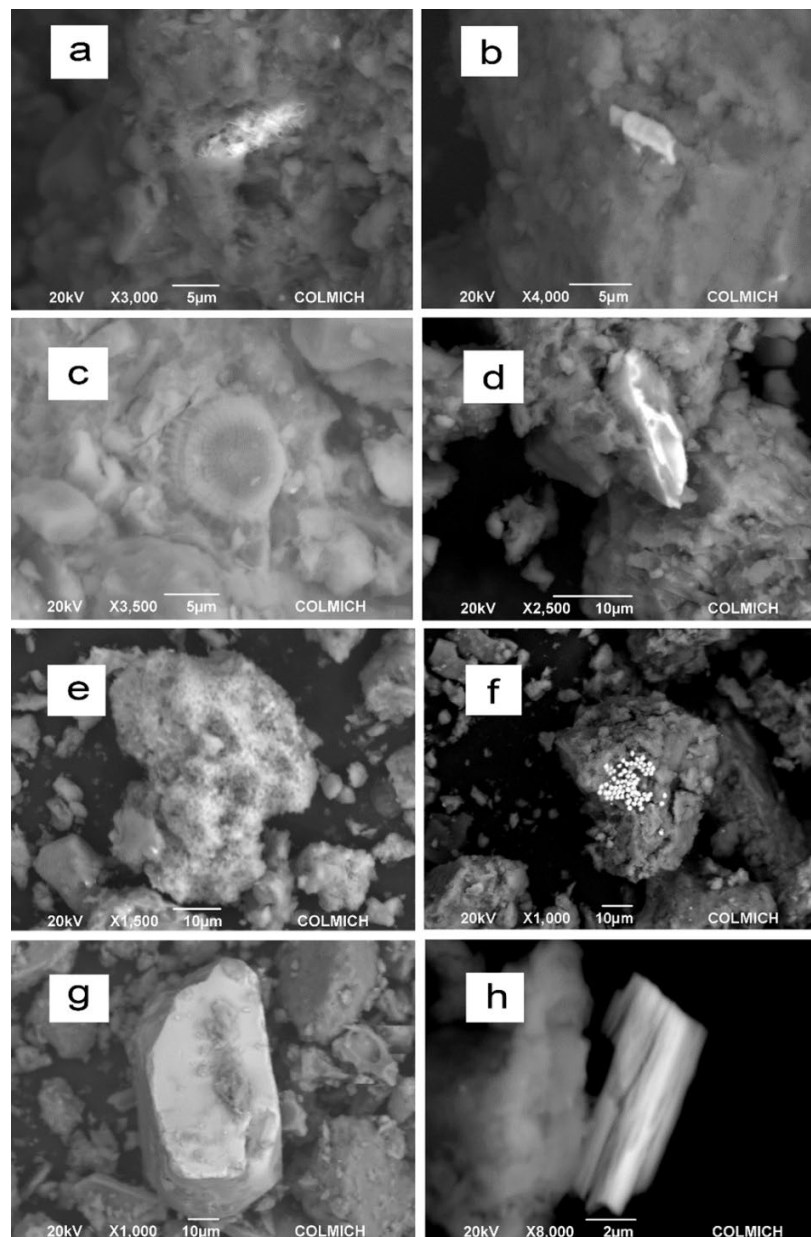


Figura 2. a) Partícula compuesta por O, C, Si y Ba del sitio 1; b) partícula compuesta por O, Fe, C, Si y Cr del sitio 2; c) partícula de plancton del sitio 3; d) partícula con O, Si, Zr del sitio 4; e) partícula compuesta con O, C, Ca y P del sitio 5; f) partículas compuestas con O, C, S y Fe del sitio 5; g) partícula compuesta con O, Fe y Ti del sitio 6; h) partícula con O, C, Mn del sitio 7.

Por otro lado, dada la importancia de la interacción sedimento-agua, se correlacionaron las concentraciones de metales pesados totales en agua reportados por Conagua (2018) con los del sedimento. Aunque las concentraciones en agua del Cr (sitio 3 = 0.0107 mg/l; sitio 4 = 0.0136 mg/l, y sitio 6 = 0.0082 mg/l) y el Pb (sitio 3 = 0.013 mg/l; sitio 4 = 0.0136 mg/l; sitio 6 = 0.0023 mg/l) evaluados en enero, marzo y abril de 2018 no superaran los valores de referencia indicados en la norma oficial mexicana para la vida acuática (Semarnat, 1996), presentaron una correlación significativa con las concentraciones encontradas en los sedimentos ($r = 0.847$ para Cr y $r = 0.905$ para Pb), lo cual sugiere que estos metales podrían estar pasando del sedimento al agua o viceversa; en cualquier caso, su presencia representa un riesgo tanto para la vida acuática como para las personas dado que el agua del río se utiliza para regar cultivos situados en las laderas del mismo. Como ya se discutió líneas arriba, al parecer solo el Cr se ha incrementado constantemente en el sedimento y puede deberse a la gran afinidad que tiene con óxidos de Fe. Esto último se evidenció con la caracterización de partículas donde el Cr se encontró junto con O y Fe (Figura 2b) a diferencia de Zarazúa *et al.* (2011), quienes encontraron al Cr asociado con partículas de acero.

Análisis de componentes principales de los sedimentos del meandro

En el análisis de componentes principales (ACP) se observa cómo se correlacionan los parámetros individuales con cada sitio (Figura 3). El primer componente principal es definido principalmente por el % de arena, pH, CF, y Zn; el segundo componente principal, por la

temperatura, los mesófilos, Ni y Cu. Un primer grupo lo componen los sitios 1, 7, 3 y 4. Los dos primeros sitios están situados al inicio y al final del meandro, donde se encuentran las compuertas del dren, las cuales son abiertas a discreción de los concesionarios del agua. Mientras que en el sitio 3 converge el arroyo Zináparo y en el sitio 4 existe un dique perteneciente a la Hacienda La Quinta de Guadalupe. Estos sitios presentaron bajas concentraciones de microorganismos y metales pesados, con excepción del Cr; es decir, son los sitios menos contaminados y seguramente se debe a que hay pocos asentamientos humanos, tienen mayor hidrodinámica e incluso hay contribución de afluentes que diluyen los contaminantes. Por otro lado, sin agrupación están los sitios 2, 5 y 6, es decir, los sitios más contaminados. El sitio 2 se caracterizó por la presencia de Cd, mientras que los sitios 5 y 6 presentaron tanto contaminantes microbiológicos como de metales pesados. Estos últimos sitios están situados en la parte media del meandro, donde se concentran las principales urbes de la zona de estudio. Lo anterior sugiere que los contaminantes no provienen del agua del cauce natural del río Lerma, que eventualmente ingresa cuando las compuertas son abiertas (cerca de los sitios 1 y 7), sino que son probablemente generados, vertidos y sedimentados en el mismo lugar.

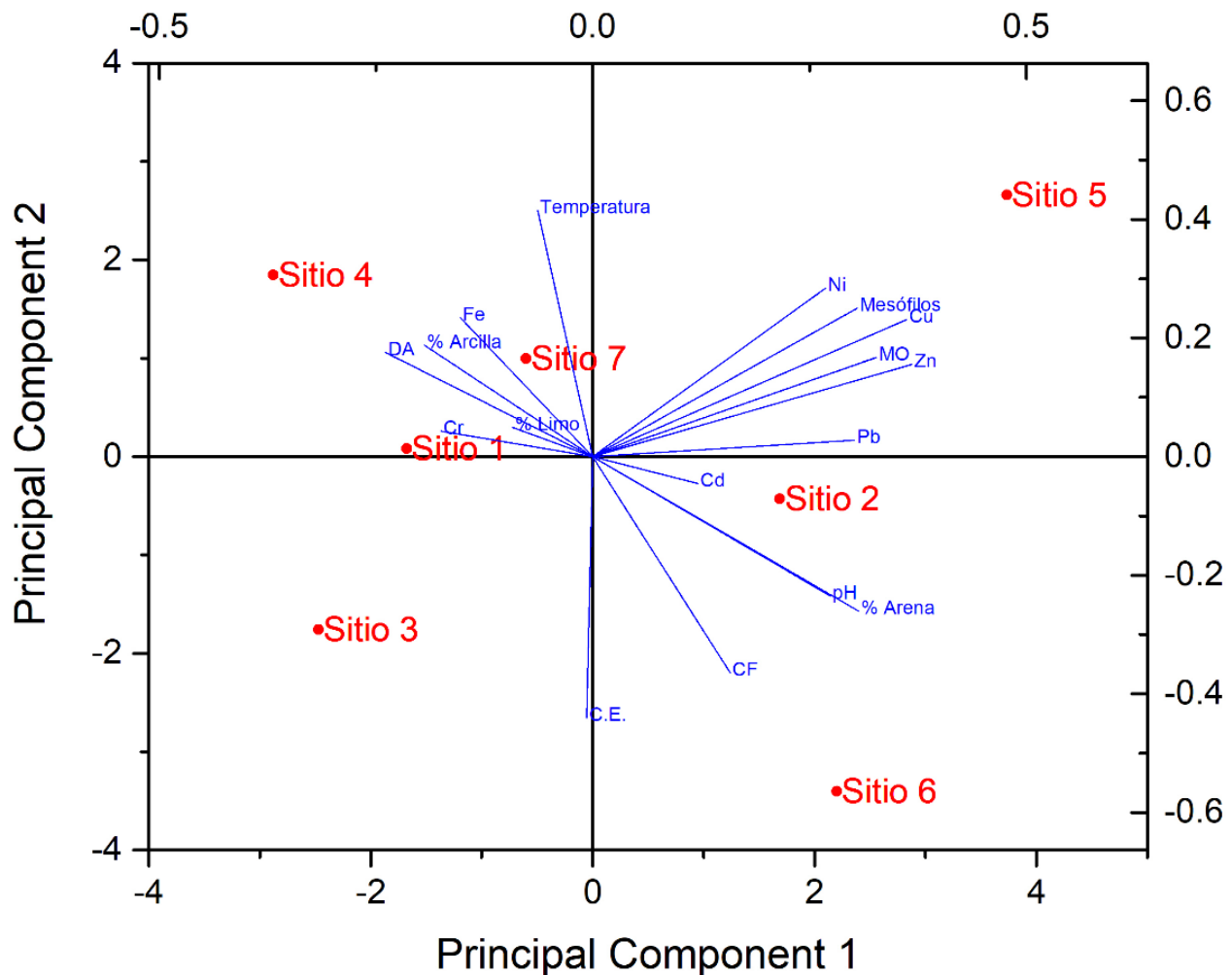


Figura 3. Análisis de componentes principales (PCA) de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo.

En general, la cantidad de contaminantes en los sedimentos no ha llegado a cifras alarmantes, sin embargo, es necesario evitar que todos los componentes del meandro se sigan enriqueciendo con sustancias tóxicas.

Conclusiones

Los sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo, un cauce aislado, tuvieron un pH neutro, con una CE que indica apropiada salinidad para este tipo de cuerpos de agua. Aunque su textura es franco-arenosa, presenta importantes cantidades de limo y arcilla, que junto con la moderada cantidad de MO podrían servir de reservorio para contaminantes. De acuerdo con el factor de enriquecimiento, los sedimentos del meandro estuvieron moderadamente enriquecidos con Zn, Cr y Cu, los cuales superaron el nivel de efecto mínimo en casi todos los sitios, pero no superaron el nivel de efecto severo de acuerdo con los criterios de la NOAA. Los sitios 5, 6 y 2, en cuya ribera se asientan las principales urbes del área, son lo que presentaron valores de concentraciones más altas, entre los criterios de nivel de efecto más bajo y severo, lo que sugiere que los contaminantes son generados por las actividades antrópicas locales, siendo las principales fuentes las aguas residuales urbanas e industriales vertidas al meandro sin tratamiento, los desechos de la porcicultura y la basura urbana.

En general, los sedimentos del meandro se encuentran moderadamente contaminados, siendo la MO, los CF y la cantidad de Cr, Zn y Cu, los parámetros más significativos tanto por su concentración como por su potencial efecto negativo al ambiente y a la salud. El hecho de encontrar partículas microscópicas de plancton indica que se sigue desarrollando la vida acuática; sin embargo, se encontró lirio acuático cubriendo varias áreas del meandro, lo cual es evidencia de eutroficación. Es necesario disminuir las fuentes de contaminación para evitar que los sedimentos se sigan enriqueciendo con contaminantes tóxicos, así como

establecer estrategias focalizadas de remoción de estos ante la posibilidad de que puedan resuspenderse en la columna de agua. Adicionalmente, establecer acuerdos municipales para que el meandro solo sea alimentado con agua limpia de los afluentes naturales de la microcuenca, o con agua tratada, siempre y cuando esta cumpla con los parámetros de calidad. Por todo lo anterior, parece viable la recuperación y el mantenimiento del meandro como un cuerpo de agua aislado del cauce original para que, en lugar de representar un foco de infección, sea visualizado como un patrimonio natural vivo y un espacio con potencial sociocultural para la población del núcleo metropolitano asentado en sus laterales.

Agradecimientos

Los autores agradecen ampliamente a Luis Rojas y a Olimpia Alonso por el apoyo técnico proporcionado, así como a Esteban Sánchez por los análisis e imágenes obtenidas en el MEB.

Referencias

- ASTM, American Society for Testing and Materials. (2000). *Standard Practice for Oxidation-Reduction Potential of Water* (D-1498-00). West Conshohocken, PA, United States of America: American Society for Testing and Materials.
- Aguirre, J. A. (2019). Morfología de La Piedad Michoacán, 1699-1901 estudio urbano, arqueológico e histórico. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 129-158). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.

- Alberto-Villavicencio, A. (2019). El medio ambiente como patrimonio natural y apropiación cultural, una mirada desde el paisaje. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 43-73). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.
- Ávila-Pérez, P., Balcázar, M., Zarazúa-Ortega, G., Quintal, I. D. B., & Díaz-Delgado, C. (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *Science of the Total Environment*, 234(1-3), 185-196. DOI: 10.1016/s0048-9697(99)00258-2
- Ayala-Ortiz, D. A., & Abarca-Guzmán, F. (2014). Disposición a pagar por la restauración ambiental del río Lerma en la zona metropolitana de La Piedad, Michoacán. *Economía, Sociedad y Territorio*, 14(46), 4-9. DOI: 10.22136/est002014396
- Badillo-Camacho, J., Murillo-Delgado, J. O., Barcelo-Quintal, I. D., & Zarate, P. (2016). Heavy metals speciation in sediments of a mexican tropical lake. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 15(2), 565-573. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/620/62046829022.pdf>
- Barrera-Escorcia, G., Fernández-Rendón, C. L., Wong-Chang, I., & Ramírez-Romero, P. (2013). La sensibilidad del grupo coliforme como indicador de la presencia de enterobacterias patógena en cuatro cuerpos acuáticos de México. *Hidrobiológica*, 23(1), 87-96. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v23n1/v23n1a9.pdf>

- Buchman, M. F. (2008). *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Screening Quick Reference Tables (Report 08-1)*. Seattle, USA: Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Recuperado de <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., & Tejeda, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 117-126. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.01.10
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Portal de Sistemas de Información del Agua*. Recuperado de <https://files.conagua.gob.mx/aguasnacionales/RESULTADOS-MICHOAC%C3%81N%20DE%20OCAMPO.xlsb>
- Cornelissen, G., Van Noort, P. C. M., Parsons, J. R., & Govers, H. A. J. (1997). Temperature dependence of slow adsorption and desorption kinetics of organic compounds in sediments. *Environmental Science and Technology*, 31(2), 454-460. DOI: 10.1021/es960300
- García-Aragón, J. A., Díaz-Delgado, C., & Morales-Reyes, P. (2003). Concentración de metales en sedimento y su relación con los patrones de deposición en la presa José Antonio Alzate, Estado de México. *Ingeniería hidráulica en México*, 18(4), 59-71. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/941>

- García-Sánchez, M. A. (2019). El patrimonio arqueológico, histórico y natural de La Piedad. Diagnóstico y problemática. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 337-375). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.
- Gashi, F., Franciskovic-Bilinski, S., & Bilinski, H. (2009). Analysis of sediments of the four main rivers (Drini i Bardhë, Morova e Bincës, Lepenc and Sitnica) in Kosovo. *Frenesius Enviroment Bulletin*, 18(8), 1462-1471. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/259214975_Analysis_of_sediments_of_the_four_main_rivers_drini_i_bardhe_Morava_e_bincnes_Lepenc_and_sitnica_in_Kosovo
- Guzmán-Colis, G., Ramírez-López, E. M., Thalasso, F., Narciso-Rodríguez, S., Guerrero-Barrera, A. L., & Avelar-González, F. J. (2011). Evaluación de contaminantes en agua y sedimentos del río San Pedro en el estado de Aguascalientes. *Universidad y Ciencia*, 27(1), 17-32. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15419871002>
- Hansen, A. M., León, A., & Bravo, L. (1995). Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *Ingeniería Hidráulica en México*, 10(3), 55-69. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/733>
- Hernández-Mendoza, H., Ríos-Lugo, M. J., Romero-Guzmán, E. T., Reyes-Gutiérrez, L. R., & Ketterer, M. E. (2018). Heavy metal monitoring in sediments from Lerma River in West-Central Mexico. *American Journal of Analytical Chemistry*, 9(02), 77-87. DOI: 10.4236/ajac.2018.92007

- Herrera-Nuñez, J., Rodríguez-Corrales, J., Coto-Campos, J., Salgado-Silva, V., & Borbón-Alpizar, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, 26(1), 27-36. DOI: 10.18845/tm.v26i1.1119
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2009). *Estrategia general para el rescate ambiental y sustentabilidad de la cuenca Lerma-Chapala* (Informe final). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del agua. Recuperado de http://atl.org.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=1964:estrategia-general-para-el-rescate-ambiental-y-sustentabilidad-de-la-cuenca-lerma-chapala&catid=154:publicaciones-semarnat&Itemid=810
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Juárez, P., De-la-Fuente, J. L., & Vaca-Paulín, R. (2005). Determinación de factores de enriquecimiento y geoacumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en suelos de la cuenca alta del río Lerma. *Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 12(2), 155-161. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/104/10412207.pdf>

- Laino-Guanes, R., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentraciones de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 61-74. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1179>
- López-Hernandez, M., Ramos-Espinosa, M. G., & Carranza-Fraser, J. (2007). Análisis multimétrico para evaluar la contaminación en el río Lerma y lago de Chapala. *Hidrobiológica*, 17(1 suplemento), 17-30. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972007000400003&script=sci_abstract
- Márquez, A., García, O., Senior, W., Martínez, G., & González, A. (2012). Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales del Orinoco Medio, Venezuela. *Ciencia*, 20(1), 60-73. Recuperado de <https://produccioncientificaluz.org/index.php/ciencia/article/view/10038>
- Moreno, M. D. (2003). *Toxicología ambiental: evaluación del riesgo para la salud humana* (p. 87). Barcelona, España: McGraw Hill.
- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). *Escherichia coli* and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(12), 1067-1110. DOI: 10.1080/10643380903392718

- Pérez, R. (2006). *Granjas porcinas y medio ambiente. Contaminación del agua en La Piedad, Michoacán*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Económicas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, Plaza y Valdés, S.A. de C.V.
- Rivera, V. R., Palacios, V. O. L., Chávez, M. J., Belmont, M. A., Nikolski-Gravilov, I., De-la-Isla-de-Bauer, M. L., & Carrillo, G. R. (2007). Contaminación por coliformes y helmintos en ríos Texcoco, Chapingo y San Bernardino tributarios de la parte oriental de la cuenca del Valle de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23, 69-77. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992007000200003
- Robador, A., Müller, A. L., Sawicka, J. E., Berry, D., Hubert, C. R. J., Loy, A., Jorgensen, B. B., & Brüchert, V. (2016). Activity and community structures of sulfate-reducing microorganisms in polar, temperate and tropical marine sediments. *The ISME Journal*, 10, 796-809. DOI: 10.1038/ismej.2015.157
- Rueda, R. A., Pérez, R. M., Martínez, M., García, E., García, S., Guerrero, H., & Zubieta, T. (2011). *Saneamiento del cauce natural (meandro) del río Lerma e integración del mismo a la dinámica urbana de La Piedad, Michoacán-Santa Ana Pacueco, Guanajuato* (Proyecto FOMIX-Conacyt 73881). Morelia, México: Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1996). *NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2000). *NOM-021-SEMARNAT-2000, Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2004). *NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Silliman, S. E., Ramirez, J., & McCabe, R. L. (1995). Quantifying down flow through creek sediments using temperature time series: one-dimensional solution incorporating measured surface temperature. *Journal of Hydrology*, 167, 99-119. DOI: 10.1016/0022-1694(94)02613-G

SSA, Secretaría de Salud y Asistencia. (1994a). *NOM-110-SSA1-1994, Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico*. Ciudad de México, México: Secretaría de Salud y Asistencia.

SSA, Secretaría de Salud y Asistencia. (1994b). *NOM-112-SSA1-1994, Determinación de bacterias coliformes*. Ciudad de México, México: Secretaría de Salud y Asistencia.

Tejeda, S., Zarazúa-Ortega, G., Ávila-Pérez, P., García-Mejía, A., Carapia-Morales, L., & Díaz, C. (2006). Major and trace elements in sediments of upper course of Lerma River. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 270(1), 9-14. DOI: 10.1007/s10967-006-0342-z

Téllez, C. (2019). Participación social y transición hacia un mejor gobierno. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 377-402). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.

USDA, United States Department of Agriculture. (1999). *Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo*. Washington, DC, USA: Natural Resources Conservation Service.

Vela, C. G., Vázquez, M. E., Rodríguez, G. L., & Domínguez, R. V. (2007). Caracterización edáfica de sitios con regeneración natural de *Pinus montezumae* Lamb en el volcán La Malinche, México. *Agrociencia*, 41, 371-383. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1405-31952007000400371&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Villalobos-Castañeda, B., Cortés-Martínez, R., Segovia, N., Buenrostro-Delgado, O., Morton-Bermea, O., & Alfaro-Cuevas-Villanueva, R. (2016). Distribution and enrichment of trace metals and arsenic at the upper layer of sediments from Lerma River in La Piedad, Mexico: case history. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1490(2016). DOI: 10.1007/s12665-016-6251-8

Zarazúa, G., Tejeda, S., Ávila-Pérez, P., Carapia, L., Carreño, C., & Balcázar, M. (2011). Metal content and elemental composition of particles in cohesive sediments of the Lerma River, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(3), 181-190. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000300003

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-06

Artículos

Modelo de gestión comunitaria de agua en Toluca: una aproximación táctica e integrada

Community water management model in Toluca: A tactical and integrated approach

Edgar Anzures-Valencia¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0511-2573>

Alejandro Tonatiuh Romero-Contreras², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0444-1113>

Carlos Díaz-Delgado³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6245-070X>

Aracely Rojas-López⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5246-9703>

¹Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., estado de Colima, México, edgar.anzures@secihti.mx

²Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, Estado de México, México, atromeroc@uaemex.mx

³Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, Estado de México, México, cdiazd@uaemex.mx



⁴Universidad Intercultural del Estado de México, Estado de México, México, aracely.rojas@uiem.edu.mx

Autor para correspondencia: Edgar Anzures, edgar.anzures@secihti.mx

Resumen

El presente trabajo propone un modelo de gestión comunitaria de agua que ayude a resolver de forma integrada los problemas prioritarios (económicos, técnico-operativos y sociopolíticos) que padecen los comités de agua potable —de origen antiguo— del municipio de Toluca. Este artículo se realizó con investigación documental y análisis de gabinete fundado en los enfoques teóricos de gobernanza, socio-histórico, bienes comunes, gestión comunitaria, cogestión y gestión integrada de los recursos hídricos; también se consideraron los indicadores clave obtenidos por Anzures-Valencia, Romero-Contreras, & Díaz-Delgado (2025) a través de la metodología de planeación estratégica participativa con enfoque integrado, y la evidencia empírica de trabajo de campo y participativo. Resultó un modelo híbrido de gestión comunitaria de agua acorde con las características específicas de Toluca y las necesidades prioritarias de sus comunidades originarias (históricas, culturales, sociales, políticas, administrativas y normativas), acompañado de estrategias de gobernanza colaborativa (asociatividad), opciones para obtener el reconocimiento legal e instrumentos normativos (manual, reglamento, guía). El modelo sirve a los actores que prestan servicios de agua e instrumentan políticas públicas, para que entiendan el proceder comunitario, funcionamiento, organización social, contexto, visión del

agua. Se concluyó que la Asamblea General del Pueblo es el elemento fundamental para garantizar el éxito del modelo, pues su importancia y valor no se limita a la toma de decisiones en las comunidades, sino a su funcionamiento a través de la participación activa, el compromiso continuo, la confianza, la voluntad de cambio y el consenso comunitario.

Palabras clave: enfoque socio-histórico, gobernanza colaborativa, comité de agua potable, asociatividad, Asamblea General del Pueblo, reconocimiento legal.

Abstract

This work proposes a community water management model to solve in an integrated way the priority problems (economic, technical-operational and sociopolitical) suffered by the drinking water supply committees —ethnic origin— of the municipality of Toluca. This article employed with documentary research and desk analysis based on the theoretical approaches of governance, socio-historical, common goods, community management and integrated water resources management; were also considered the results obtained with the participatory strategic planning methodology with an integrated approach (52 key indicators) and the empirical evidence of field and participatory work (Anzures-Valencia, Romero-Contreras, & Díaz-Delgado, 2025). The result was a hybrid model of community water management in accordance with the specific characteristics of Toluca and the priority needs of its original communities (historical, cultural, social, political, administrative and regulatory), accompanied by collaborative governance strategies (associativity), options for obtain legal recognition, and regulatory instruments (manual,

regulation, guide). The model serves the actors that provide water services and implement public policies, so that they understand the community procedure, functioning, social organization, context, vision of water. It was concluded that the General Assembly of the Town is the fundamental element to guarantee the success of the model, its importance and value is not limited to decision making in the communities, but to its operation through active participation, continuous commitment, trust, the will to change and community consensus.

Keywords: socio-historical approach, collaborative governance, drinking water committee, associativity, General Assembly of the Town, legal recognition.

Recibido: 20/03/2024

Aceptado: 05/06/2024

Publicado *ahead or print*: 19/06/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

La crisis del agua que padecen las sociedades actuales en México y otros países de América Latina es preocupante. Los problemas de escasez, gestión, distribución y saneamiento del agua son parte de las dificultades, pero varios autores afirman que esto implica una *crisis de gobernanza*, no solo de gobernabilidad, que afecta principalmente a las áreas vulnerables —barrios pobres y marginados— de zonas rurales, periurbanas y urbanas,

donde operan los comités de agua potable (Martínez & Reyna, 2012; Domínguez, 2012b).

Esta crisis de gobernanza se centra en la falta de condiciones legales e institucionales para fomentar e incluir la participación de todos los actores y sectores que prestan servicios del agua en los diferentes niveles de la sociedad. A nivel local y comunitario destacan formas de organización tradicional —no gubernamentales— que gestionan y distribuyen los servicios del agua, como es el caso de los comités de agua potable —de origen antiguo— que operan bajo reglas informales a través de la autogestión y la gobernanza del agua.

En las dos últimas décadas del siglo pasado, el gobierno mexicano realizó cambios jurídicos e institucionales en materia de prestación de servicios de agua y saneamiento, dando autonomía técnica, administrativa y financiera a los municipios, la mayoría de los cuales, hoy en día, se volvieron dependientes del financiamiento y no lograron construir capacidad institucional para gestionar de forma eficiente y efectiva estos servicios (Domínguez & Castillo, 2018: 479).

Dichos cambios jurídicos e institucionales de corte neoliberal y tecnócrata, por un lado, promovieron la descentralización, comercialización y explotación del recurso hídrico en manos del capital privado, ayuntamientos y organismos operadores. Mientras que, por otro lado, ignoraron y excluyeron a las organizaciones comunitarias en la prestación del servicio de agua debido a que desde su perspectiva no responden a criterios de eficiencia, equidad, calidad y sostenibilidad financiera del servicio de agua potable.

Estas reformas y cambios institucionales en materia de agua desconocieron las potencialidades y la autonomía cultural de los comités de agua potable y sus comunidades originarias —históricamente habitadas por grupos étnicos con características mesoamericanas—, quienes desde 1930 no han dejado de prestar el servicio de agua a través de sus propias reglas y legitimidad, basadas en la identidad, autogestión, asamblea comunitaria, gobernanza, sistema de cargos cívico-religioso, organización social y derecho consuetudinario, que son tan válidas y siguen vigentes como un sistema oficial (Aguilar, 2011; Becerril, Romero, & Rodríguez, 2020: 53).

A pesar de las omisiones y ambigüedades del marco jurídico, aunado a la falta de interés de los gobiernos neoliberales para reconocer e incluir la participación de los comités comunitarios en la normatividad de aguas, varios autores documentan que este tipo de gestión social tradicional puede ser clave para aumentar la cobertura del agua en las comunidades originarias y lograr la sostenibilidad de sus sistemas (Domínguez & Castillo, 2018; García, 2015).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es proponer un modelo táctico integrado de gestión comunitaria de agua en Toluca, que ayude a la solución de los problemas clave, y el fortalecimiento legal, organizacional y funcional de los 27 comités de agua potable de Toluca (CAPT). Estos CAPT —de origen antiguo— están muy difundidos en 19 comunidades originarias de Toluca (16 comités operan en zonas urbanas; 8, en zonas conurbadas, y 3 en zonas rurales), los cuales abastecen a casi medio millón de habitantes y los convierte en estructuras sociales de gran influencia para la territorialidad de la gobernanza hídrica del municipio.

El presente trabajo está sustentado en los enfoques teóricos de gobernanza, socio-histórico, gestión comunitaria, bienes comunes y gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH), complementado con trabajo de campo (entrevistas con informantes clave) y trabajo participativo (evidencia empírica), donde se acentúan las potencialidades y la autonomía cultural de las organizaciones comunitarias para la gobernanza colaborativa y gobernabilidad. También está apoyado en los 52 indicadores clave prioritarios del sistema de gestión de los CAPT, obtenidos por Anzures-Valencia *et al.* (2025: 39-42) a través de la metodología de planeación estratégica participativa con enfoque integrado (metodología PEP-GIRH), con la cual identificaron, analizaron y priorizaron la problemática hídrica de los comités de agua potable de Toluca.

De esta manera, se propone un modelo híbrido de gestión comunitaria de agua en Toluca acorde con las características específicas del municipio (sociales, históricas, culturales, políticas, normativas), pero sobre todo, conforme con los problemas prioritarios que padecen los 27 CAPT y sus comunidades originarias. También está apoyado de estrategias (procedimiento para obtener el reconocimiento legal, asociatividad, gobernanza colaborativa) e instrumentos normativos (manual, reglamento, guía) para la solución de los problemas clave, y el mejoramiento y fortalecimiento legal, organizacional y funcional.

La utilidad particular del modelo sirve a los actores-grupos de interés que se encargan de instrumentar políticas públicas en materia de agua y saneamiento (legisladores, diputados, regidores, presidentes municipales, directores), para que profundicen en el conocimiento del proceder comunitario, contexto y visión del agua, así como su

funcionamiento y organización social. También sirve a los CAPT y sus comunidades para comprender y comparar su forma de gestión, establecer divergencias y similitudes con respecto al modelo, y elegir de manera informada, en la Asamblea General del Pueblo y al interior de ellos, la orientación y ajustes de la gobernanza, lo que da por resultado la base para el diseño de un plan táctico de acción —explícitamente direccionado y medible— que guíe las alternativas de solución.

Sin duda, la Asamblea General del Pueblo resulta ser el elemento fundamental para garantizar el éxito del modelo; su importancia y valor no se limita a la toma de decisiones, sino a su funcionamiento a través de la participación activa, el compromiso continuo, la confianza, la voluntad de cambio y el consenso colectivo en las comunidades.

La estructura del presente artículo está dividida de la siguiente forma. Primero, el marco introductorio y la descripción socio-histórica del sitio de estudio. Segundo, los enfoques teóricos que sirvieron de base para el análisis e interpretación de los datos e información. Tercero, la metodología que se sigue para alcanzar el objetivo general. Cuarto, los resultados donde se identifican y definen las estrategias de gobernanza y gobernabilidad, así como la propuesta del modelo táctico integrado. Quinto, la discusión de los resultados, y finalmente las conclusiones.

Descripción socio-histórica del sitio de estudio

El municipio de Toluca, fundado en el año 640 d.C. por los matlazincas, pertenece a la macroárea cultural definida como Mesoamérica y está demarcado por otros municipios pluriétnicos que también cuentan con alta presencia de comunidades indígenas (otomíes, mazahuas, nahuas, tlahuicas, matlaltzincas) y poblaciones campesinas de origen antiguo, que presentan una organización social tradicional para controlar y gestionar el recurso hídrico con base en usos y costumbres (Hinojosa, 2014) (Figura 1).



Figura 1. Localización geográfica del municipio de Toluca en el Estado de México. Fuente: elaboración de los autores con base en Anzures-Valencia (2020: 95).

Los antecedentes más antiguos relacionados con el servicio de agua potable en Toluca datan del siglo XVII, con la construcción de un acueducto que abastecía de agua al convento franciscano de La Asunción. La propagación y consolidación de las haciendas durante el sistema colonial, siglos XVII y XVIII, producían materias primas y productos manufactureros para satisfacer la demanda de la capital del virreinato. La antigua Toluca era tan poco poblada que tuvieron que pasar más de 200 años para que construyeran nuevas obras que mejoraran el servicio de agua potable (Estrada, 2003).

A finales del siglo XIX, en el marco del movimiento del “Higienismo” difundido a nivel internacional, el municipio de Toluca tuvo que adaptarse a las condiciones de modernidad y salubridad pública de abastecimiento de agua, por lo que entre 1889 y 1893 el cabildo municipal realizó obras de entubamiento, conducción y distribución de agua, y sustituyó los antiguos caños y conductos abiertos por tuberías de acero (Alvarado-Granados & Anzures-Valencia, 2024).

De 1880 a 1911, el gobierno federal logró centralizar el poder y controlar el desarrollo de la economía del país, añadiendo a su jurisdicción la legislación minera, comercial y de aguas. De esta manera, los ayuntamientos comenzaron a ser desplazados y ver limitada su autonomía debido a la creciente intervención del gobierno federal y estatal, que favoreció a los extranjeros, hacendados e industriales con el otorgamiento de concesiones para la explotación de los recursos hídricos y forestales (madera y carbón), así como de otros recursos regionales: mano de obra, terrenos baldíos, electricidad, accesibilidad (Silva, 1999; Camacho, 1998).

A partir de 1953, el acueducto sistema Lerma inició la extracción y conducción de aguas de los manantiales y lagunas que daban origen al río Lerma para abastecer de agua a la Ciudad de México, lo cual provocó el deterioro ecológico del valle de Toluca: abatimiento del nivel freático, pérdida de manantiales, extinción de norias, desecación de lagunas y humedales. Por estos perjuicios, a partir de 1966 y en la década de 1970, el gobierno municipal comenzó a sobreexplotar el acuífero del valle de Toluca e incrementó las perforaciones de pozos al igual que el número de los comités de agua potable, pues los pozos quedaron en manos de las comunidades. En ese mismo año, 1966, comenzó la construcción de la segunda etapa del sistema Lerma y con ello las perforaciones de más pozos (156 pozos piezométricos y 188 pozos de explotación) en los acuíferos de Toluca e Ixtlahuaca, lo cual provocó desequilibrios y afectaciones en la naturaleza, hogares campesinos y economía agrícola (Camacho, 1998: 278; Silva, 1999: 62).

Durante los últimos 80 años, el municipio de Toluca presentó un fenómeno de metropolización y un importante desarrollo económico en los sectores industrial, comercial y de servicios; incrementó las perforaciones de pozos y la construcción de enormes obras hidráulicas para el abasto del agua de las ciudades de México y Toluca: sistema Lerma (1951) y sistema Cutzamala (1982), lo cual coincidió con el establecimiento del corredor industrial Toluca-Lerma (1940), cuyo mayor crecimiento ocurrió en la década de 1960-1970 (Alvarado-Granados & Anzurez-Valencia, 2024).

El proceso de urbanización disperso y desordenado, aunado al incremento poblacional de Toluca, complicó el modelo de gestión del servicio de agua potable, el cual se distribuye a través de dos sistemas

de gestión: el municipal y el comunitario. En el primero, el Organismo de Agua y Saneamiento de Toluca (OAYST) oficialmente atiende al 75 % de la población municipal, equivalente a 682 956 habitantes —calculado con datos de INEGI (2020)— con la operación de 92 pozos profundos interconectados a la red de distribución, seis pipas, y agua en bloque proveniente del sistema Cutzamala. En el segundo, los CAPT no cuentan con información exacta de la población atendida ni existen datos oficiales por parte de las autoridades públicas, sin embargo Campuzano (2015), mediante trabajo de campo, estimó que los CAPT abastecen a más del 50 % de la población total con la operación de 34 pozos, manantiales, veneros, pipas y un ramal del sistema Lerma (Campuzano, 2015).

La anterior información sobre la población atendida por cada sistema de gestión es imprecisa, ya que en Toluca existen áreas vulnerables en zonas urbanas, conurbadas y rurales que carecen del servicio o no disponen de agua entubada de la red pública debido al difícil acceso para la construcción de la red por ubicarse en lugares de alto riesgo. Asimismo, existen delegaciones con servicios de agua combinado entre el OAYST y los CAPT, tales como Calixtlahuaca, Tlachaloya, San Pablo Autopan, San Andrés Cuexcontitlán, Santa Ana Tlapaltitlán, San Mateo Oxtotitlán, San Lorenzo Tepaltitlán, San Felipe Tlalmimilolpan y Santa María Totoltepec.

Los CAPT prestan el servicio de agua potable de manera independiente con escasa o nula colaboración de las autoridades públicas: Comisión Nacional del Agua (Conagua), Comisión del Agua del Estado de México (CAEM), OAYST, Ayuntamiento de Toluca (dirección y regiduría con comisión de agua), las cuales, por ley (LAN, 2016; LAEMyM, 2013), tienen a su cargo la gestión pública de los recursos hídricos. Estas faltas

de cogestión, negociación y acuerdos han provocado desconfianza, conflictos y rivalidad entre ambos sistemas de gestión (OAYST vs. CAPT), debido a que no trabajan de igual manera como lo prevé la ley, duplican funciones, confunden responsabilidades, pero sobre todo porque los CAPT cuentan con derechos de explotación propios, no tienen fundamentación jurídica y no contribuyen a la administración municipal.

Actualmente, la prestación del servicio de agua potable en municipio de Toluca por ambos sistemas de gestión (OAYST y CAPT) es ineficiente e insuficiente, con limitadas capacidades de gestión (técnica, operativa, administrativa, financiera), lo que provoca baja calidad del servicio (baja presión hidrostática, fugas de agua, seccionamiento inadecuado), problemas de cobertura, falta de transparencia, falta de saneamiento de aguas residuales y falta de mantenimiento de la infraestructura hidráulica.

Enfoque socio-histórico para la interpretación de la gestión comunitaria de agua

El modelo de la dinámica científica de Thomas Samuel Kuhn (Kuhn, 2006) y el concepto de "tipo ideal" de Max Weber (Aguilar, 1989) introdujeron el enfoque *histórico y social (cultural)* como un procedimiento metodológico para analizar, comprender y resolver problemas complejos de fenómenos sociales.

Kuhn (2006) demostró que el desarrollo científico está marcado por cambios profundos a nivel de teorías, prácticas, objetivos, normas de procedimientos y criterios de evaluación, que son episodios extraordinarios —revolucionarios— donde se produce un cambio en practicar y entender la ciencia. Kuhn desarrolló su propuesta de

revolución científica apoyándose de la historia de la ciencia. Con ello demostró que el desarrollo científico para investigar problemas se basaba en *ideas fundamentales a priori*, las cuales son propuestas socio-históricas implícitas en los modelos que entrañan taxonomías que incorporan conocimientos tácitos. Es decir, Kuhn demostró con ejemplos sobresalientes —paradigmas—, la forma de basarse en ellos para hallar soluciones a problemas que no se sabía cómo atacar y resolver otros muchos por vías similares de manera coherente.

El modelo de Weber (*tipo ideal*) es una de las más famosas contribuciones en su idea del método científico, donde afirma que no es posible la ciencia histórica sin el ordenamiento conceptual de la realidad y sin la relación con las ideas culturales, por medio de las cuales la realidad obtiene significado, constituyéndose así en hecho histórico y, por ende, en objeto de conocimiento historiográfico (Aguilar, 1989).

El término “tipo ideal”, según Weber, tiene el significado de un concepto *límite puramente ideal*, respecto del cual la realidad social es *medida y comparada* para esclarecer determinados elementos significativos de su contenido empírico. El *tipo ideal* establece la relación que existe entre razón e historia, conciencia (ciencia) y sociedad, abstracto y concreto (Aguilar, 1989; Sánchez-de-Puerta, 2006).

Este *tipo ideal* se forma por la acentuación unidimensional de uno o más puntos de vista, y por la síntesis de gran cantidad de fenómenos concretos, individuales, difusos, distintos, presentes o a veces ausentes, que se colocan según esos puntos de vista enfatizados de manera unilateral en una construcción analítica unificada (Sánchez-de-Puerta, 2006). Esta construcción reúne determinados procesos y relaciones causales de la vida histórica (datos históricos). Es de gran utilidad para la

investigación empírica del cambio social en las organizaciones complejas y funciona como aparato heurístico destinado a ser usado en el estudio de las porciones de la realidad histórica para compararla, establecer divergencias o similitudes, y entender, comprender y explicar causalmente el mundo social (Ritzer, 1993).

El enfoque socio-histórico de Weber y Kuhn sirve al presente estudio para mejorar el conocimiento del sistema de gestión de los CAPT, y facilitar el análisis y la comprensión de determinados procesos y relaciones (causa-efecto), que son fundamentales para identificar rasgos esenciales de la realidad social y cultural de los CAPT, y llevar a cabo propuestas racionales, reales y coherentes con su contexto socio-histórico.

Enfoque teórico de gobernanza del agua y GIRH

En el sector hídrico de países como México, el concepto gobernanza se utiliza para diferenciarlo de gobernabilidad. La discusión se centra en la pertinencia sociopolítica del concepto. Ambos términos describen el sistema sociopolítico, sus componentes y la forma en que se procesan los conflictos. Se trata de dos conceptos interrelacionados, pero con orígenes, definiciones y significados distintos. El concepto de gobernabilidad supone un marco normativo y se asocia con conceptos de orden, estabilidad, eficacia y legitimidad política basada en la democracia, pero la gobernabilidad no necesariamente hace referencia a valores y prácticas democráticas, porque la gobernabilidad democrática se dará solo cuando la toma de decisiones y resolución de conflictos se produzca conforme a

un sistema de reglas y fórmulas que se puedan calificar como democracia (Aguilar, 2010; Sánchez, 2012: 224; Martínez & Reyna, 2012: 22).

Por su parte, el concepto gobernanza significa un nuevo estilo de gobernar, diferente del antiguo modelo de control jerárquico, en el que las autoridades (gobierno) ejercen un poder soberano sobre los ciudadanos. La gobernanza se caracteriza por un mayor grado de cooperación y por la interacción entre el Estado, actores-grupos de interés autónomos (sociales, políticos, públicos, privados) y redes entre organizaciones (formales e informales). De esta manera, la gobernanza se asocia con los conceptos de codirección, interacción y cogestión y, en algunos casos, de conducción entre actores políticos y sociales (Aguilar, 2010; Sánchez, 2012: 258).

Ahora bien, el concepto de gobernanza del agua se ha construido alrededor de dos ideas principales: 1) en el análisis del papel de los actores para que tengan participación-inclusión en la toma de decisiones, y 2) en los cambios en las instituciones para facilitar esa participación-inclusión; es decir, en la función del gobierno, en la modificación y establecimiento de las "reglas del juego" y en las diversas formas de gestión del agua (Domínguez, 2012a: 16; Martínez & Reyna, 2012; OCDE, 2011; Domínguez, 2007).

El concepto de gobernanza del agua hace referencia a procesos e interacciones entre los sistemas sociales, económicos, políticos, ambientales y de gobierno, que están en posibilidades de desarrollar y administrar los recursos hídricos, y distribuir los servicios del agua en los diferentes niveles de la sociedad, para lograr su gestión corresponsable y conseguir una visión conjunta sobre el uso y el futuro de los recursos

hídricos, e implementar mecanismos que faciliten su consecución (Colmex, Conagua, IMTA, & ANEAS, 2012: 4).

También la gobernanza del agua se ha conformado en torno a la GIRH, para señalar que la crisis del agua en las sociedades actuales no es simplemente un problema de escasez o de gestión, sino una crisis de gobernanza (Domínguez, 2012a; Domínguez, 2007: 5). Esta crisis debe ser vista como una oportunidad para innovar y adoptar nuevas decisiones que conduzcan a cursos de acción benéficos y positivos, donde se fomente e incluya la participación de todos los actores gubernamentales y no gubernamentales, a fin de propiciar una gobernanza que se sustente en diversas alianzas, procurando de esta manera una mejor gobernabilidad (Lerner, Uvalle, & Moreno, 2012: 11 y 13).

Así, la gobernanza del agua con enfoque de GIRH es una forma de gestión eficaz, la cual se utiliza con una visión amplia e integradora de mecanismos que permiten mejorar el uso, conservación y distribución del recurso de forma sostenible. La gobernanza dentro del esquema de la GIRH ofrece elementos clave (equidad, eficiencia y sostenibilidad) para lograr un equilibrio en la participación y la toma de decisiones, lo que la ubica como una condición indispensable para lograr un buen desarrollo e implementación de los programas de GIRH (Domínguez, 2012a: 11; Domínguez, 2012b: 256).

A nivel mundial destacan proyectos de GIRH en los que se ha impulsado la incorporación de la sociedad en la toma de decisiones y el desarrollo de acciones mediante procesos participativos, como el análisis y reconocimiento de las formas de gestión tradicionales que realizan las comunidades indígenas (bienes comunes) a partir de la experiencia y convivencia armónica con la naturaleza (Ostrom, 2000; Domínguez,

2007: 8). Para llegar a este punto es necesaria la participación efectiva del gobierno en las decisiones dentro del esquema de la GIRH y el reconocimiento de los contextos socioculturales para generar nuevos marcos legales.

Además de la capacidad institucional, la gobernanza comprende otros elementos importantes en la conformación de las decisiones, como son la distribución de los recursos y los procesos y comportamientos que influyen en el ejercicio del poder, y que no es otra cosa que la inclusión de todos los actores sociales, los cuales deciden bajo otras reglas “informales”, incluso al margen de la ley o del modelo de GIRH (Domínguez, 2007: 5).

El problema práctico de la gobernanza del agua depende de una serie de circunstancias sociales, políticas, culturales, ambientales y económicas, por lo que es un problema de consenso, de cómo alcanzar el acuerdo, las transacciones y la toma de decisiones entre los diversos actores, los cuales participan con recursos propios, intereses opuestos, capacidades de organización distintas, niveles de conocimientos y enfoques diferentes. Asimismo, es un problema de cómo ejercer el poder sobre los ciudadanos para administrar los recursos hídricos y garantizar la prestación equitativa de los servicios (Domínguez, 2007: 8; Aguilar, 2010: 65).

Por lo tanto, los elementos clave que contribuyen al logro de la gobernanza en la GIRH, entendida como el modelo eficaz para conservar y usar de forma sostenible el agua, son los siguientes: responsabilidad, participación social, marco institucional, democracia, cooperación (incorporación de grupos vulnerables), voluntariedad, equidad, interdependencia, autogestión, identidad, integridad, transparencia y

rendición de cuentas (Domínguez, 2007: 8; Domínguez, 2012a: 17; Domínguez, 2012b: 256; Romero *et al.*, 2015; García & Herrera, 2019: 3).

Modelos de gestión comunitaria del agua en México y América Latina

En varios países del mundo y específicamente en América Latina existen diversas metodologías y modelos de apoyo a la gestión comunitaria del agua, especialmente aquella que se realiza en barrios pobres y marginados de zonas urbanas, periurbanas y rurales.

En el análisis y la revisión bibliográfica destacan diversos estudios realizados por el Banco Mundial a través de su Programa de Agua y Saneamiento (WSP, por sus siglas en inglés), el Departamento Internacional de Gobierno Británico (DFID) y la ONG CARE, el Centro Internacional de Agua y Saneamiento, y la Organización Mundial de la Salud, entre otras (Ampuero, Faysse, & Quiroz, 2005; Aguilar, 2011).

El Programa de Agua y Saneamiento del Banco Mundial plantea un marco general de gestión comunitaria del agua a partir de las experiencias registradas en nueve países de América Latina: Bolivia, Chile, Colombia, Guatemala, Ecuador, El Salvador, Honduras, Nicaragua y Perú. Esto con base en una muestra de 32 operadores locales de pequeña escala (OLPE), que operan en áreas rurales, periurbanas y urbanas, los cuales son operadores públicos, privados o mixtos que brindan el servicio de agua a poblaciones pobres, que incluyen desde camiones cisterna o carros-tanque (OLPE privados) hasta organizaciones o asociaciones de OLPE

comunitarias (redes de agua y saneamiento) de diversa índole, llamadas juntas o comités que predominan en el ámbito rural (Aguilar, 2011: 21).

Las experiencias de los OLPE en los países andinos y centroamericanos han manifestado que su funcionamiento se acerca más a pequeñas empresas privadas con criterios comerciales y casi nulo contenido social. Algunas características de los OLPE son las siguientes: cuentan con recursos financieros de cooperación internacional, gobiernos municipales y operadores locales; la mayor parte de sus fuentes de agua son privadas; parecen tener capacidad técnica para enfrentar problemas operativos; cuentan con medición del consumo; no se encargan del saneamiento, y el tratamiento de las aguas servidas es incipiente (Aguilar, 2011: 26).

Sin embargo, el acceso al servicio de agua potable a través de los OLPE está determinado por los niveles de ingresos de la población: a mayores niveles de ingresos, mejor es la calidad y el acceso al servicio (24 horas); mientras, la mayor parte de la población de bajos niveles de ingresos (los más pobres) obtienen un servicio de mala calidad y menor cantidad de agua, ya que no están conectados a la red pública y son abastecidos de manera intermitente por camiones cisterna, o bien extraen el agua directamente de los ríos y otras fuentes contaminadas (Aguilar, 2011: 27). A continuación, se presentan otros modelos de referencia:

1. Para el caso específico de México, Silva (2014), desde el concepto de gestión pública, propuso un modelo de gestión comunitaria del agua basado en cinco modelos internacionales (AguaSan de Honduras; gestión de bienes comunes de Ostrom; Propilas de Perú; modelo de Paraguay; desarrollo comunitario y fortalecimiento institucional de Bolivia), a partir de los cuales identificó elementos

principales para integrar un modelo general en México. Este estudio primero recomienda la incorporación de la gestión comunitaria del agua en el artículo 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM), y reformar los artículos 15, 20, y 112 BIS de la Ley de Aguas Nacionales (2012), para regular la gestión comunitaria en México. Después recomienda cambios en la estructura organizacional, administrativa, comercial, financiera y operacional de la gestión comunitaria del agua. Finalmente plantea la coordinación del modelo con los tres niveles de gobierno, y la implementación de un proceso de planeación estratégica de largo plazo (Silva, 2014). El modelo de Silva (2014) es general y considera análoga la gestión comunitaria del agua en zonas urbanas, conurbadas y rurales en México y países de Latinoamérica. No obstante, se debe considerar la pluralidad cultural en el norte, centro y sur de México, las características socio-históricas de la gestión comunitaria, la complejidad de problemas hídricos y las necesidades específicas de los comités de agua potable por cuenca hidrosocial.

2. Bernal, Rivas y Peña (2014) propusieron un modelo de cogestión para los comités de agua potable rurales en Colombia, que involucra un número plural de actores de diferentes sectores para la gestión colaborativa (nacional, regional o departamental y local-municipal/comunitario). Este modelo está centrado en la comunidad, donde destacan sus potencialidades, el empoderamiento comunitario, la cooperación y la acción colectiva para el desarrollo local. El modelo de cogestión Bernal-Rivas-Peña ajustado y alineado al marco jurídico de Colombia se sustenta en la

posibilidad de la acción coordinada y cooperante entre los diferentes niveles del gobierno, los actores intermedios (sector privado, sociedad civil, ONG) y las comunidades para el apoyo a la gestión comunitaria. Asimismo, estimula la participación y las relaciones verticales y horizontales a través de reglas operativas, las cuales son resultado del consenso, asignando presupuesto, talento humano y espacios de concertación necesarios para la participación comunitaria. El modelo Bernal-Rivas-Peña puede aplicar en Colombia, pero es difícil de replicar o adaptar al caso de México, principalmente por las diferencias políticas y normativas en cada entidad federativa, donde en algunos casos sí han aceptado y legislado para los comités de agua, mientras que en otros estados se promueve su desaparición.

3. Kreimann (2013) hizo un análisis comparado de la gestión social del agua que realizan los comités rurales y periurbanos de agua potable en Nicaragua. Este estudio se aborda desde la perspectiva teórica de la gestión de un bien común, donde se analizan y explican los beneficios y las desventajas de una gestión colectiva en el contexto geográfico (rural y periurbano) en que se encuentran dichos comités.

Las anteriores propuestas de modelos de gestión comunitaria del agua afirman rasgos similares de gestión y plantean cambios generales en las estructuras organizacionales y funcionales de los comités. Asimismo, adaptan partes de otros modelos provenientes del contexto internacional y las ajustan al contexto local, y considera una gestión comunitaria uniforme con problemáticas similares en los diversos países y regiones.

De acuerdo con Escobar (2015), la salida que resulta ser la mejor opción para la gestión comunitaria del agua y la gobernanza colaborativa es crear una “organización híbrida” acorde con la realidad del contexto sociopolítico específico, que sea flexible y adaptable a situaciones nuevas en permanente cambio, pero sin pretender aplicar fórmulas únicas que puedan ser replicables o generalizables a un contexto diferente o mucho más amplio (Escobar, 2015).

Estas características que se buscan para las organizaciones híbridas se pueden encontrar en procesos de planeación, en cuyo caso los autores la han denominado “planeación colaborativa”. A partir de este concepto se inicia la indagación acerca de una situación particular y se busca la mejor solución con la participación de todos los involucrados (gobierno en sus tres niveles y la comunidad auto-organizada), con lo cual se fortalece esta instancia de coordinación, resistencia y robustez en las acciones a implementar (Escobar, 2015: 44).

Metodología

El modelo de gestión comunitaria de agua se construyó con investigación documental y análisis de gabinete a partir de la revisión bibliográfica de diversos estudios (tesis, artículos científicos, libros), fundados en los enfoques teóricos de gobernanza, socio-histórico, gestión comunitaria, bienes comunes, cogestión y GIRH. Dichos enfoques analizan, discuten y reconocen las potencialidades de las comunidades como colectividades autoorganizadas, así como la autonomía cultural de los comités de agua potable para la gobernanza colaborativa y la gobernabilidad del agua.

Asimismo, el modelo se construyó a partir de los resultados encontrados por Anzurez-Valencia *et al.* (2025) a través de la metodología PEP-GIRH (planeación estratégica participativa con enfoque de gestión integrada de los recursos hídricos), con la cual identificaron, analizaron y priorizaron los problemas sociopolíticos, económicos, ambientales y técnico-operativos que padecen los 27 CAPT. Con dicha metodología PEP-GIRH, también se identificaron *52 indicadores clave prioritarios* (Anzurez-Valencia *et al.*, 2025: 39-42), que en el presente estudio fueron considerados y atendidos para la identificación de estrategias y alternativas de solución, las cuales acompañan y complementan al modelo propuesto.

Así, el presente estudio está vinculado teórica y metodológicamente con anteriores investigaciones (Gómez, Romero, & Vizcarra, 2017; Campuzano, 2019; Anzurez-Valencia *et al.*, 2025) y tesis de posgrado desarrolladas en el Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA-Universidad Autónoma del Estado de México) por Campuzano (2015), Anzurez-Valencia (2016), Gómez (2016) y Anzurez-Valencia (2020), las cuales se fundamentaron con la evidencia empírica de trabajo de campo (entrevistas con informantes clave) y el trabajo participativo-incidencia con actores comunitarios (delegado municipal, comité de participación ciudadana, mayordomía, comisariado ejidal, comité de agua potable, comité de riego, contraloría social), ejecutados arduamente durante el desarrollo de dichas investigaciones sobre organización social, gobernanza del agua, PEP y GIRH (2013-2019).

Por lo tanto, el presente estudio ya no requirió de más investigación de trabajo de campo, sino que utilizó los datos e información ya validada y discutida en los anteriores estudios e investigaciones, que sirvieron de

base para la conceptualización e interpretación de la información teórico-conceptual, así como para la identificación de acciones y alternativas de solución.

De esta manera, la propuesta del modelo se realizó de forma metódica y analítica a través de procesos sistémicos acorde con las características específicas de Toluca y sus comunidades originarias, pero, sobre todo, sin ignorar a las autoridades públicas que prestan los servicios de agua y saneamiento conforme con la legislación vigente en materia de aguas.

Resultados

Se identificaron 12 estrategias de solución fundadas en los 52 indicadores clave encontrados con la metodología PEP-GIRH por Anzurez-Valencia *et al.* (2025: 39-42), donde identificaron, analizaron y priorizaron los problemas (sociopolíticos, económicos, ambientales y técnico-operativos) que padecen los CAPT —de origen antiguo— con enfoque integrado. En el área estratégica de planeación y articulación (AEPA) económica se identificaron y definieron cuatro estrategias de gobernanza, donde intervienen 24 indicadores clave; en la AEPA técnico-operativa, cinco estrategias, donde intervienen 19 indicadores clave, y en la AEPA sociopolítica tres estrategias, donde intervienen nueve indicadores clave (Anzurez-Valencia *et al.*, 2025: 50) (Tabla 1).

Tabla 1. Estrategias de gobernanza por AEPA.

AEPA	Estrategias	Indicadores clave que intervienen
Económica (24 indicadores clave)	1. Incentivar económicamente a los actores del comité para lograr un mejor desempeño de sus funciones	54, 34
	2. Elaborar los estatutos internos del comité para establecer y precisar funciones, reglas, penas y sanciones	58, 60, 38, 39
	3. Fomentar y fortalecer la transparencia y la rendición de cuentas para mejorar la participación ciudadana y la toma de decisiones	41, 46, 32, 36, 45, 47, 42, 31, 50, 44, 37
	4. Fomentar e impulsar el pago del agua (puntual, anticipado, en especie) entre los usuarios a través de rifas, condonaciones, descuentos y faenas para mejorar la situación financiera del comité	57, 48, 53, 43, 35, 56, 55
Técnico-operativa (19 indicadores clave)	1. Fomentar e impulsar las asesorías y la capacitación integral de los actores del comité para mejorar la operación, mantenimiento y rehabilitación de la infraestructura hidráulica	107, 104, 106, 109, 93, 100, 110
	2. Generar y actualizar datos e información confiable y precisa del comité para mejorar el monitoreo ciudadano y la toma de decisiones	114, 116, 102, 120
	3. Establecer tarifas adecuadas que respondan a criterios técnico-operativos y costos de mantenimiento, rehabilitación y expansión de la infraestructura hidráulica	94, 103, 113, 119
	4. Promover y lograr la equidad en el abasto y la distribución del servicio de agua para garantizar el derecho humano al agua	98
	5. Difundir información de manera permanente sobre la situación hídrica del comité para reducir la desinformación y mejorar la toma de decisiones	112, 111, 117
Sociopolítica (9 indicadores clave)	1. Gestionar y que se les otorguen las concesiones de agua para uso doméstico y público urbano, siguiendo los procedimientos y prioridades con apego a la normatividad constitucional y en materia de agua	19, 11, 17
	2. Fomentar e impulsar la gobernanza colaborativa con otros actores (históricos, sociales, gubernamentales, sociedad civil, académicos, ONG) para lograr un trabajo interdisciplinario e intersectorial	23, 30, 11
	3. Reconocer, proteger y respetar la autonomía cultural de los comités y sus comunidades históricas en la prestación del servicio de agua para dar cumplimiento del derecho humano al agua	15, 27, 5, 30

Fuente: elaboración de los autores con base en Anzurez-Valencia *et al.*

(2025: 45-50).

Estas 12 estrategias de gobernanza son obligatorias para el modelo táctico integrado de gestión comunitaria de agua en Toluca (MoTIGCAT), el cual, a través de su estructura, funciones, AEPAs e instrumentos normativos es el encargado de ejecutar y monitorear los indicadores para la solución de los problemas clave-prioritarios (Figura 2).

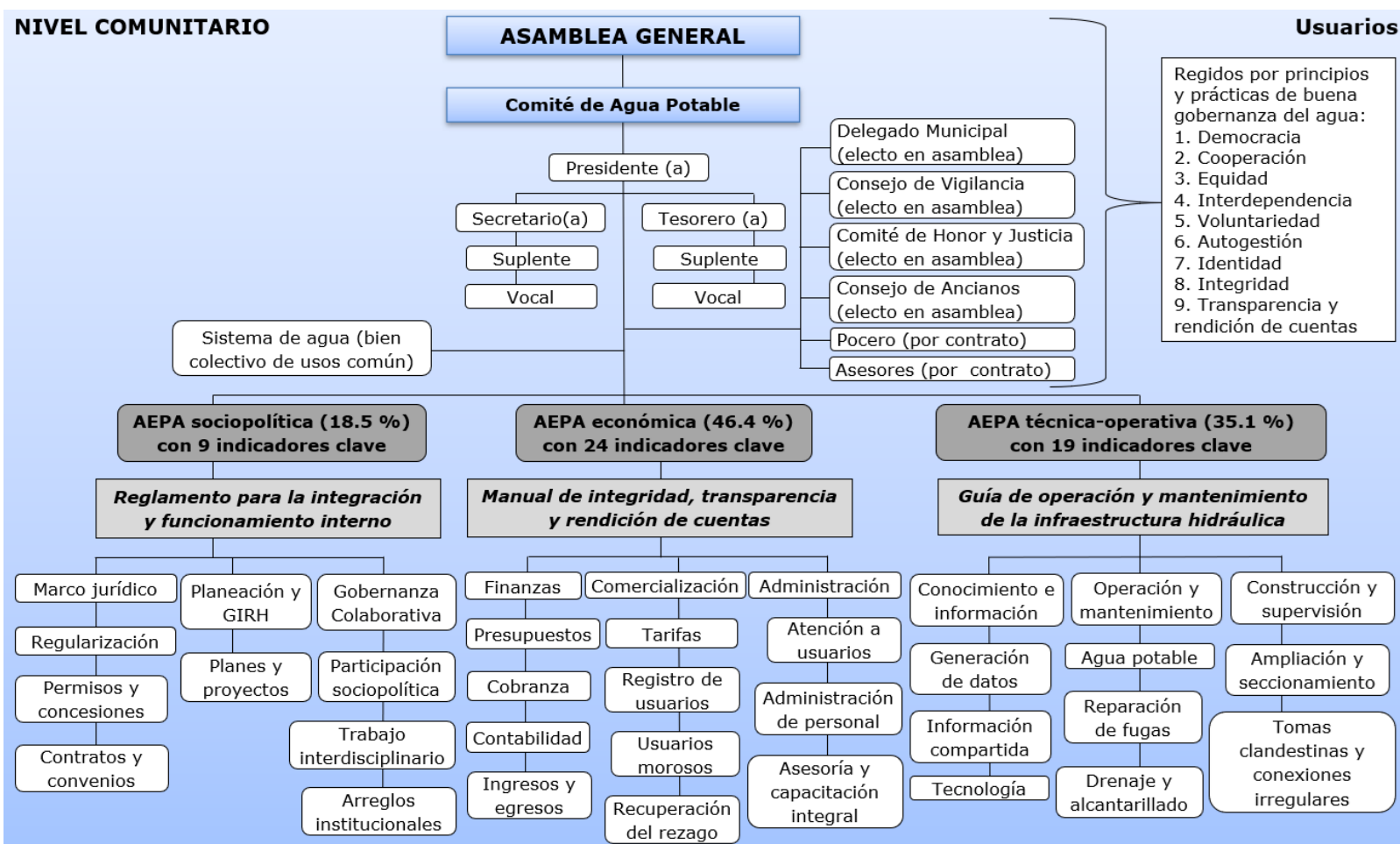


Figura 2. Estructura organizacional y funcional del MoTIGCAT. Fuente: elaboración de los autores con base en Anzures-Valencia (2020).

La Asamblea General del Pueblo es el órgano de gobierno (máxima autoridad comunitaria) que se encarga de la dirección y administración del MoTIGCAT. La titularidad se constituye por el Comité de Agua Potable, y de forma descendente se delegan atribuciones hacia sus integrantes, casi siempre presentes: presidente, secretario, tesorero, suplentes, vocales y pocero.

La Asamblea General del Pueblo es la institución democrática de participación más importante a nivel comunitario, está constituida por la participación de todos los habitantes originarios reconocidos por la misma comunidad a través de la identidad comunitaria, donde todas y todos tienen el derecho de asistir, opinar, discutir, ratificar y aprobar las decisiones. Las determinaciones de la Asamblea General del Pueblo son obligatorias para el Comité y la comunidad.

Las funciones más importantes de la Asamblea General del Pueblo en materia de gestión y manejo del agua son las siguientes:

- Analizar, discutir y aprobar las acciones y alternativas de solución sobre los problemas que someta a su consideración el comité, que no sea de su competencia decidir.
- Informar, transparentar y rendir cuentas a los usuarios sobre la situación administrativa, técnica y financiera del Comité: obras, recaudación, tomas de agua, pagos de los usuarios.
- Elegir y nombrar por consenso colectivo a los representantes del Comité.
- Elaborar los instrumentos normativos (reglamento interno, manual de transparencia y rendición de cuentas, guía de operación y

mantenimiento de la infraestructura hidráulica), que rigen a la comunidad y que el Comité debe vigilar y hacer cumplir.

El Comité de Agua Potable debe ser una figura con personalidad jurídica y patrimonio propio, cuya máxima autoridad es la Asamblea General del Pueblo, conformada por la participación voluntaria de todos los usuarios y encargados del Comité. Debe estar sustentado legalmente para acceder a programas y apoyos del gobierno, centros de investigación, ONG, asociaciones comunitarias (Confederación Latinoamericana de Organizaciones Comunitarias de Servicios de Agua y Saneamiento, CLOCSAS), para colaborar en la solución de la problemática sociohídrica de Toluca.

Las funciones más importantes del Comité de Agua Potable son las siguientes:

- Convocar y presidir las asambleas generales.
- Ejecutar y cumplir las decisiones derivadas de las asambleas generales.
- Cuidar y administrar eficientemente los recursos económicos de la comunidad.
- Presentar anualmente ante la Asamblea el manejo de los recursos financieros, informe general de actividades, planes de trabajo, tarifas de cobro, cumplimiento del pago de los usuarios (cortes de caja).
- Operar, distribuir y mantener en buen estado la infraestructura hidráulica: reparación de fugas, instalación adecuada de tomas domiciliarias, seccionamiento correcto de las redes de distribución.

Citando a Bernal *et al.* (2014: 174), la enumeración de más o menos funciones en el reglamento interno del comité de agua potable permitirá organizar, gestionar y mejorar las condiciones de los sistemas de agua en la comunidad, pero no garantizará el éxito del MoTIGCAT. Más bien, como refiere Escobar (2015), se requiere de la participación activa de los usuarios, el compromiso continuo de los representantes y, por ende, del buen funcionamiento de la Asamblea General del Pueblo.

Cabe señalar que la identificación y definición de funciones del Comité deberán obedecer y atender a las estrategias de solución arriba propuestas, y a los indicadores clave que fueron detectados en el análisis y priorización de la problemática de los CAPT (Anzures-Valencia *et al.*, 2025).

En relación con el sustento legal del Comité, se identificó y definió un procedimiento de gobernanza colaborativa para obtener gradualmente la personalidad jurídica y el reconocimiento oficial de los CAPT ante el Estado.

Proceso 1. Voluntariedad de cambio comunitario. Este proceso surge en la comunidad a partir de la decisión voluntaria de cambio de los mismos usuarios y encargados del Comité para ser reconocidos y aceptados legalmente ante el Estado. Es indispensable la participación, el interés y la iniciativa propia de la comunidad a través de la Asamblea General del Pueblo para mejorar sus sistemas de agua. Ahora bien, si existe la voluntad o el interés de cambio, se continúan los siguientes pasos de este procedimiento. Sin embargo, más adelante será necesario el interés y la decisión política del gobierno municipal para reconocer, proteger y defender la legitimidad cultural de los comités de agua potable de Toluca.

Proceso 2. Unión municipal intercomités de agua potable de Toluca. Este proceso consiste en expandir la territorialidad de los CAPT en alianza o asociatividad, para cohesionar su acción social colectiva y contribuir de manera conjunta a la gobernanza y gobernabilidad del agua en el municipio de Toluca.

Esta asociatividad permite establecer acuerdos y convenios de colaboración entre los CAPT y otros actores-grupos de interés (gobierno, partidos políticos, centros de investigación, sociales, ONG, sociedad civil), para intercambiar y comunicar experiencias, transferir y compartir información, obtener fondos y recursos materiales, crear economías de escala, incrementar y fortalecer capacidades (técnicas, administrativas, jurídicas, financieras), tener presencia colectiva, lograr el reconocimiento legal y la autonomía cultural de los CAPT (Aguilar, 2011: 35; García, 2015; Domínguez & Castillo, 2018).

Esta asociatividad es viable en las 19 delegaciones originarias de Toluca, donde se localizan los 27 CAPT, los cuales, en su mayoría, son contiguos a zonas rurales, periurbanas y urbanas; comparten características similares (identidad, autogestión, usos y costumbres, sistema de cargos cívico-religioso), y están esencialmente relacionados en sus sistemas social e histórico de larga duración, lo cual les permite relacionarse y establecer acuerdos de colaboración para atender de manera conjunta la problemática socio-hídrica en sus comunidades.

Proceso 3. Reconocimiento expreso e inclusión efectiva de los comités en el bando municipal de gobierno de Toluca. El gobierno municipal es responsable de la prestación del servicio de agua potable, alcantarillado y saneamiento conforme con el artículo 115 de la CPEUM (2014), la Ley Orgánica Municipal, y las distintas leyes y

reglamentos en materia de agua. Dicho actor es el encargado de regular las relaciones entre el OAyST vs. CAPT para mejorar la cobertura de agua en el municipio de Toluca.

De igual forma, el gobierno municipal debe reconocer e incluir la participación de los CAPT, solos o en asociatividad, en el bando municipal de gobierno y planes de desarrollo, para impulsar el trabajo coordinado con el OAyST, capacitar a los actores de los CAPT, fortalecer la gestión comunitaria y, en el mediano plazo, lograr su incorporación efectiva en la planificación y programación hídrica estatal.

Así pues, el gobierno municipal debe abrir la gobernanza con otros actores distintos al sector público y privado, para reconocer, proteger y respetar la autogestión y autonomía cultural de los CAPT y sus comunidades originarias.

Proceso 4. Reconocimiento expreso e inclusión efectiva de los comités en la legislación constitucional y en materia de aguas.

Las reformas y los cambios jurídicos a la legislación constitucional y en materia de agua han favorecido, por un lado, al sector público y privado, donde se ubican las poblaciones urbanas, organismos operadores, industria, comercio, servicios y empresas. Mientras que, por otro lado, han desatendido a las áreas vulnerables (barrios pobres y marginados) de las zonas rurales y conurbadas, donde se ubican las poblaciones campesinas e indígenas y sus comités de agua potable, que se basan en la autogestión, la gobernanza y el derecho consuetudinario.

Ahora bien, el Estado mexicano debe legislar gradualmente desde abajo junto con los comités para incluirlos efectivamente en la CPEUM y en la legislación nacional, estatal y municipal de aguas. Esta inclusión

implica revisar y realizar las adecuaciones jurídicas y financieras que apliquen específicamente a los comités, para promover su desarrollo cultural y fortalecer sus derechos históricos sobre el agua.

Así pues, se considera revisar las siguientes enumeraciones jurídicas, que sirven de base legal a los comités y sus comunidades históricas de larga duración.

- Artículos 2 (fracciones V y VII), 4 (párrafo sexto) 39 y 115 (fracción III) de la CPEUM (2014).
- Artículos 5 (fracciones II y III) 14, 20, 48 y 112 de la LAN (2016), y artículos 18 y 29 de su reglamento.
- Artículos 3, 6 (fracción XLI) y 68 de la LAEMyM (2013).

Del mismo modo, se deben considerar las siguientes dos opciones:

1. La producción de una ley de aguas que garantice el derecho humano al agua en México, como la Iniciativa Ciudadana de Ley General de Aguas (ICLGA), planteada por Ovando & Hernández (2020: 93), la cual contempla las características sociales, históricas, culturales, geopolíticas, económicas y legales (plurales) de México, donde se reconoce y reivindica el papel activo de los sistemas autogestivos comunitarios, se les dota de personalidad jurídica y se les faculta para participar en la cogestión planificada de cuencas hidrosociales.
2. La organización y funcionamiento del Comité de Agua Potable como Asociación Civil que establece la LAN (2016) de forma ambigua y limitada, lo cual implicará conocer los términos, facultades, derechos y obligaciones que se deben respetar y cumplir conforme a la Ley Federal de Fomento a las Actividades Realizadas por Organizaciones de la Sociedad Civil (LFFAOSC, 2004).

Estas opciones se deben revisar y analizar de acuerdo con el contexto local o regional, para determinar dónde es posible la regularización de los comités y dónde no. Lo que no es admisible es imponer una sola opción y obligar a cumplirla por decreto a la diversidad de tipologías de comités existentes, lo cual vulnera sus derechos originarios sobre el agua.

Gobernanza colaborativa del MoTIGCAT

El MoTIGCAT, solo o en asociatividad, puede establecer relaciones de gobernanza colaborativa y articulación de funciones con otros actores-grupos de interés (gobierno, políticos, sociales, históricos, centros de investigación, ONG, sociedad civil, CLOCSAS) de los diferentes niveles de gobierno (comunitario, local, estatal, nacional e internacional) relacionados con la prestación del servicio de agua y saneamiento (Tabla 2).

Tabla 2. Gobernanza colaborativa del MoTIGCAT.

Nivel	Actores-grupos de interés	Regulación
Internacional	Banco Mundial, Fondo Monetario Internacional, Organización Mundial de la Salud, CLOCSAS	Políticas globales
Nacional	Conagua, Profepa, IMTA, Consejo Técnico, Consejo Consultivo del Agua	Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, Ley de Aguas Nacionales y su reglamento
Estatal	Secretaría de Agua, CAEM, organismos de cuenca (consejos, comisiones, comités de cuenca), Consejo Consultivo Estatal del Agua, comités de usuarios, COTAS, IITCA-UAEMéx	Constitución Política del Estado Libre y Soberano de México, Ley de Agua del Estado de México y Municipios, y su reglamento
Municipal	Ayuntamiento, OAyST	Ley Orgánica Municipal del Estado de México, bando municipal
Comunitario	Delegación municipal, mayordomía, comisariado ejidal, Comité de Agua Potable, Comité de Riego, Consejo de Vigilancia, Consejo de Honor y Justicia, Consejo de Ancianos	Asamblea General del Pueblo, reglamentos internos, usos y costumbres, sistema de cargos cívico-religioso

Fuente: elaboración de los autores con base en Bernal *et al.* (2014).

La gobernanza colaborativa, como nueva forma de gobernar, establece relaciones verticales y horizontales de cooperación entre actores e instituciones de los diferentes niveles de gobierno. Las relaciones verticales surgen cuando una instancia de gobierno superior, bajo un criterio jurídico formal, ordena o condiciona las decisiones de una instancia inferior. Las relaciones horizontales de cooperación surgen cuando diferentes instancias de un nivel de gobierno bajo un consenso deciden actuar de manera conjunta y armónica a través de reglas de

elección colectiva y reglas operativas que permiten el desarrollo de la autorregulación y la autogestión (Bernal *et al.*, 2014: 176).

A nivel local y comunitario, el MoTIGCAT establece relaciones horizontales de colaboración con el gobierno municipal y el OAyST, además articula funciones con otras estructuras comunitarias de apoyo, tales como el Consejo de Vigilancia, Comité de Honor y Justicia, y Consejo de Mayores o Ancianos, las cuales tienen como funciones fundamentales: 1) fomentar y fortalecer la transparencia y la rendición de cuentas en la comunidad; 2) vigilar y sancionar las funciones administrativas de los encargados del comité; 3) impulsar la participación ciudadana y hacer cumplir los acuerdos derivados de las asambleas generales.

Cabe señalar que la gobernanza colaborativa del MoTIGCAT no excluye al gobierno local, sino que se coordina y regula a través de los principios de la nueva gestión pública municipal (transparencia y rendición de cuentas, integridad, tecnología, participación ciudadana), y prácticas de gobernanza que garantizan y guían el funcionamiento, organización y capacidades de decisión, tales como democracia, cooperación, voluntariedad, equidad, interdependencia y autogestión.

Sin embargo, como refieren Cadena & Morales (2020), a nivel local se debe considerar que la presencia de más actores y las interacciones entre ellos no garantiza la gobernanza colaborativa del MoTIGCAT, porque la horizontalidad entre el gobierno municipal, el OAyST y los CAPT es escasa o nula debido a la conflictividad y desconfianza existente.

Además, se plantea que el MoTIGCAT reciba apoyo, guía y respaldo institucional por parte del gobierno a través de enlaces estatales o municipales, para lograr el fortalecimiento de capacidades y la

sostenibilidad de los sistemas de agua (Aguilar, 2011: 40; Lockwood, 2002).

Se sugieren **cinco enlaces externos** que se encarguen de atender a las 19 comunidades originarias a través de visitas frecuentes a cada una de ellas (una vez al mes). Estos enlaces serán empleados del gobierno estatal y municipal (CAEM, OAyST), encargados de apoyar, guiar y proporcionar información, asesoría y capacitación integral a los CAPT en materia de salud, educación, cultura, medio ambiente, jurídica, financiera, administrativa, técnico-operativa (Aguilar, 2011: 45).

Por último, el MoTIGCAT debe contar con **instrumentos normativos** en cada una de las AEPA para establecer y regular las funciones a través de los indicadores clave.

1. **Reglamento para la organización y el funcionamiento interno.** Contiene los estatutos internos sobre estructura, organización, integración de funciones, derechos y obligaciones de los actores del Comité, Asamblea General, autoridades auxiliares, pocero, usuarios. También contempla las penas, multas y sanciones por la falta de pago de los usuarios, faltas de integridad de los actores, conexiones irregulares y tomas clandestinas de agua.
2. **Manual de transparencia y rendición de cuentas.** Contiene los ordenamientos para fomentar y fortalecer la transparencia, integridad y rendición de cuentas en la comunidad; promueve la participación voluntaria en las asambleas, para que los actores y usuarios se responsabilicen del monitoreo y la toma de decisiones; establece un código de ética y describe las medidas preventivas

anticorrupción, para disminuir la opacidad de la información, desvío de recursos, impunidad, complicidad, robo, fraude.

3. **Guía de operación y mantenimiento de la infraestructura hidráulica.** Contiene los procedimientos técnicos que guían la operación, distribución, mantenimiento y rehabilitación de la infraestructura hidráulica, como: conexión de tomas domiciliarias, reparación de fugas, instalación de válvulas, seccionamiento de redes de distribución de agua potable.

Dichos instrumentos normativos serán instituidos en la Asamblea General del Pueblo a través del análisis y discusión común entre los mismos usuarios y actores del Comité de acuerdo con las circunstancias locales y las decisiones tomadas históricamente en la comunidad sobre sus sistemas de agua.

Una vez que estos instrumentos normativos estén vigentes y aprobados en la Asamblea General, los mismos usuarios los deben respetar, acatar y cumplir, sujetándose a la imposición de sanciones y penas, ya sea culturales, morales y jurídicas.

Discusión

En este trabajo se identificaron y revisaron diversos estudios, investigaciones, metodologías y modelos de apoyo a la gestión comunitaria del agua, que plantean un marco general de gestión a partir de criterios homogéneos en varios países, particularmente de América Latina (Ampuero *et al.*, 2005; Aguilar, 2011). Dichas experiencias afirman que las organizaciones comunitarias de agua presentan una organización

y funcionamiento similar, con características uniformes y problemas semejantes.

A partir de estos planteamientos, algunos autores identificaron elementos principales de modelos internacionales para integrarlos y adaptarlos a modelos generales, recomendando cambios en la estructura organizacional, administrativa, comercial, financiera y operacional de las organizaciones comunitarias (Kreimann, 2013; Bernal *et al.*, 2014; Silva, 2014). Dichas propuestas no consideraron la pluralidad cultural, las características específicas, y la complejidad de problemas hídricos por cuenca hidrosocial.

Por el contrario, otros autores coincidieron en que la selección y propuesta de un modelo de gestión comunitaria de agua debe concordar con las condiciones históricas, culturales, sociopolíticas, económicas y normativas, pero sobre todo atender los problemas específicos asociados con cada región. Esto significa que no deben existir formulas únicas ni esquemas universales replicables para atender la pluralidad de problemas que padecen las organizaciones comunitarias. Más bien se deben orientar a delinear alternativas de solución que consideren las especificidades locales: relaciones de poder, cultura, historia, saberes, capacidad de gestión (Lerner *et al.*, 2012: 12; Colmex *et al.*, 2012; Aguilar, 2011; Escobar, 2015: 44).

Este trabajo propone un modelo que consideró las características específicas de Toluca y sus comunidades originarias (identidad, sistema de cargos cívico-religioso, estructura, organización, funcionamiento), pero sobre todo atendió las problemáticas prioritarias que padecen los CAPT, las cuales han resuelto a través del derecho consuetudinario la autogestión y gobernanza del agua.

Asimismo, las 12 estrategias de solución fueron acordes con la realidad social, cultural, histórica, política y normativa de los CAPT, y obedecieron fundamentalmente a: 1) los 52 indicadores clave obtenidos con la metodología PEP-GIRH (Díaz-Delgado *et al.*, 2009; Anzures-Valencia *et al.*, 2025); 2) el análisis e interpretación del marco teórico-metodológico, y 3) la evidencia empírica de trabajo de campo (entrevistas con informantes clave) y el trabajo participativo en un comité.

Dentro de la estructura organizacional y funcional del modelo se identificó que la Asamblea General del Pueblo es el elemento sustancial que tiene como función clave el proceso de toma de decisiones tanto en materia de agua como en otros asuntos generales de la comunidad, ya sea obra pública, iglesia, escuela, panteón, caminos, servicios públicos. La Asamblea General es la institución democrática de participación más importante donde se unifica y ejerce el poder de decisión; sus determinaciones son respetadas y obligatorias para el Comité y la comunidad. Dicha Asamblea puede ser presidida por los integrantes del Comité, pero no puede ser decidida por ellos mismos, sino por la comunidad conforme a las circunstancias locales y la experiencia histórica del agua.

Los asuntos principales en materia de agua que se analizan, discuten y aprueban en las asambleas generales son los siguientes: elección de los integrantes del Comité; funciones (administrativas, operativas y técnicas); periodo de administración (de 1 a 3 años); establecimiento de tarifas; periodo del pago (anual, semestral, mensual); formas de pago (económico, faena, en especie); distribución y otorgamiento del servicio (tandeos); exenciones, descuentos, condonaciones (personas con vulnerabilidad física, de salud, de la tercera

edad, pobreza), rendición de cuentas (cortes de caja), cooperaciones, obra pública.

Citando a Escobar (2015: 299): la Asamblea es un factor fundamental para la vida comunitaria, la gobernanza colaborativa y la autogestión de los comités de agua. El autor señala que la Asamblea es fuerte y funcional cuando la participación de los usuarios es suficiente en la comunidad, pero cuando la participación es escasa, se debilita el funcionamiento de la Asamblea y la gestión del Comité.

De acuerdo con Escobar (2015: 285-290), las asambleas se debilitan principalmente por cuestiones políticas que impactan la participación y cohesión social en las comunidades. Algunos ejemplos son el cobro de los favores políticos en tiempos de campaña; la entrega de despensas y apoyos económicos; las imposiciones del gobierno; la intervención de los militantes o simpatizantes de los partidos políticos en la comunidad; la opacidad de la información por cuestiones políticas (falta de aviso o invitación a las asambleas); el cambio a votación constitucional en los procesos electorales; el tamaño de localidad y su cercanía con el casco urbano (cuando la comunidad crece, la gente prefiere pagar que participar en faenas).

De esta manera, se identificó que la propuesta del modelo, las acciones y alternativas de solución difícilmente se pueden llevar a cabo si no existe interés (voluntad), participación, confianza, compromiso y consenso comunitario. Dichos principios se construyen y comparten en la comunidad a través de la Asamblea General del Pueblo cuando se analizan, discuten y aprueban las decisiones para resolver los problemas hídricos. Sin embargo, dichos principios tampoco serán suficientes si no existe la voluntad y decisión política de los actores gubernamentales para

escucharlos, reconocerlos, aceptarlos e incluirlos efectivamente en la normatividad de aguas.

Del mismo modo, se identificó que el modelo debe estar sustentado legalmente en la normatividad constitucional y en materia de aguas para fortalecer su autonomía cultural, mejorar sus sistemas de agua, y apoyar en la construcción de políticas públicas viables y justas. El procedimiento para obtener la personalidad jurídica y el reconocimiento oficial ante el Estado surge desde el nivel comunitario con la Asamblea General del Pueblo a partir de la decisión colectiva de los usuarios y encargados del Comité (compromiso y consenso), e incluye la autogestión, gobernanza, derecho consuetudinario y voluntariedad de cambio comunitario.

Así pues, el gobierno municipal de Toluca es el actor más cercano a la comunidad que puede reconocer, proteger y defender la autogestión, la gobernanza y autonomía cultural de los CAPT. Esto es viable, porque en algunos periodos de administración han reconocido e impulsado el apoyo, la capacitación y el trabajo coordinado entre el OAyST y los CAPT. Sin embargo, la mayoría de los anteriores gobiernos municipales han ignorado la gobernanza y el potencial autogestivo de los CAPT, al considerar que el OAyST es la única salida para prestar los servicios de agua con eficiencia y efectividad.

En este sentido, García (García, 2014: 20 y 23; García, 2015) señala que es necesario cambiar el enfoque modernizante de desarrollo basado en la inversión y construcción de infraestructura hidráulica que no da respuesta a las necesidades de las comunidades pobres y marginadas, y que además éstas no pueden sostener con sus limitados ingresos. El cambio de enfoque se refiere a centrar los proyectos en la gente de

acuerdo con su cultura, necesidades, capacidad económica y aspiraciones, sin deteriorar los ecosistemas.

El reconocimiento expreso de la gestión comunitaria y su inclusión efectiva en la normatividad se consideró una opción para fortalecer la autonomía cultural y las capacidades de gestión comunitaria. Sin embargo, en México no existen las condiciones legales y la capacidad institucional para fortalecer y proteger este tipo de gestión. Las reformas y adecuaciones a la normatividad se han centrado en promover la participación del sector privado y los organismos públicos. Dichas reformas y cambios jurídicos se orientan a temas de pago, costos, eficiencias, calidad y sostenibilidad financiera de los servicios de agua y saneamiento, que conciernen a los organismos públicos. A pesar de estas condiciones, los comités no han dejado de prestar el servicio de agua en sus comunidades a través de sus propias reglas, regulaciones y legitimidad, basadas en la autogestión, gobernanza y derecho consuetudinario, que son tan válidas como un sistema oficial (Aguilar, 2011; Becerril *et al.*, 2020).

De esta manera, se identificó que los cambios jurídicos e institucionales en México no corresponden a las realidades de las comunidades y pueblos originarios, pues no reconocen formalmente la existencia cultural de los comités para el uso y aprovechamiento del agua. Por un lado, la legislación nacional reconoce a los comités siempre y cuando se conformen como asociaciones civiles (AC) para autoabastecerse del líquido y entrar al régimen fiscal de la propiedad de aguas de la nación. Por otro lado, la legislación del Estado de México reconoce a los comités como grupos organizados de usuarios, pero los excluye de la planificación hídrica estatal porque no cubren el aspecto

legal, como actores públicos y privados, para la prestación del servicio de agua.

Se identificó que la normatividad de aguas en México es amplia, compleja y contradictoria en relación con las atribuciones, responsabilidades, interacciones y competencias entre los diferentes actores, sectores (social, público, privado), organizaciones e instituciones de los tres niveles de gobierno que prestan los servicios de aguas y saneamiento. Por esta razón, muchos sistemas rurales operan en la informalidad, pues desconocen e ignoran los términos, condiciones, obligaciones, derechos y limitantes en los que operan (Domínguez & Castillo, 2018: 479).

Ante estas ambigüedades de la normatividad, aunada a la deficiente e insuficiente capacidad técnica-operativa y financiera de los gobiernos locales para la prestación del servicio de agua y saneamiento, se apoya la Iniciativa Ciudadana de Ley General de Aguas (ICLGA) que plantean Ovando & Hernández (2020: 93). Esta ICLGA da respaldo jurídico, responsabilidades y financiamiento público a los sistemas comunitarios, pero es necesario construir organización de base, en donde la capacitación sea fundamental e imprescindible. También son esenciales las voces, saberes, cultura y movilizaciones de sectores populares e indígenas desfavorecidos o excluidos por el proceso de privatización del recurso. La meta final será una red nacional de sistemas comunitarios de agua y saneamiento, con liderazgos múltiples y democráticos, que además funcione de manera permanente y colabore en la construcción de los nuevos consejos ciudadanizados de cuenca (Ovando & Hernández, 2020: 95).

En relación con dicha red nacional de sistemas comunitarios, se identificó que la asociatividad de CAPT permitiría fortalecer la gestión comunitaria del agua y cohesionar la acción social con un enfoque regional. Esta asociatividad, con capacidad de dialogo, ayudaría a tener presencia colectiva con otros actores-grupos de interés, para afianzar acuerdos y convenios; prevenir negociaciones desfavorables en la política del agua; establecer relaciones de colaboración, y acceder al conocimiento técnico, administrativo, financiero y jurídico.

En este sentido, García (2015), y Domínguez & Castillo (2018: 493) destacan que la asociatividad es clave para el fortalecimiento de las organizaciones comunitarias del agua y la sostenibilidad de sus sistemas hídricos, pues además de crear vínculos con centros de investigación y organizaciones de la sociedad civil para la gobernanza colaborativa y el desarrollo de redes, la asociatividad permite dar cumplimiento al derecho humano al agua en áreas vulnerables donde el Estado no llega.

Conclusiones

En suma, se propuso un modelo integrado de gestión comunitaria de agua en Toluca acorde con las características específicas de las comunidades originarias (cultura, historia, derechos, saberes, voluntad, compromiso, confianza) y la problemática hídrica que padecen las áreas vulnerables de las zonas rurales, periurbanas y urbanas de Toluca.

El modelo se sustenta en los enfoques teóricos de gobernanza colaborativa, socio-histórico, gestión comunitaria, bienes comunes y GIRH; se apoyó de la evidencia empírica de trabajo de campo y trabajo participativo, y consideró los resultados obtenidos con el proceso

metodológico PEP-GIRH (indicadores clave). Estos insumos permitieron mejorar el conocimiento del sistema de gestión de los CAPT, e identificar elementos esenciales para realizar propuestas *ad hoc* (reales, lógicas, puras, coherentes) basadas en la realidad sociocultural e histórica.

La gobernanza colaborativa con enfoque de GIRH es una forma de gestión eficaz, que involucra actores de los diferentes sectores que utilizan una visión amplia e integradora, y ofrecen valores, principios y prácticas democráticas que son fundamentales para lograr un equilibrio en la participación-inclusión y la toma de decisiones. La gobernanza es una condición indispensable para lograr un buen desarrollo e implementación de la GIRH, donde tienen lugar las soluciones locales y el reconocimiento de formas de gestión tradicionales que realizan las comunidades originarias.

La Asamblea General del Pueblo es el elemento fundamental del modelo que permite el análisis, la discusión y aprobación de las decisiones; su buen funcionamiento, a través de la participación activa, el compromiso continuo, la confianza, la voluntad de cambio y el consenso comunitario, garantizará el éxito del modelo.

Las alternativas de solución propuestas en el modelo (reconocimiento legal, instrumentos normativos, asociatividad, gobernanza colaborativa, enlaces externos), apoyadas de un plan táctico de acción —explícitamente direccionado y medible—, ayudarán a organizar, gestionar y mejorar la cobertura del servicio de agua potable en sus comunidades. Dichas alternativas de solución sirven a los actores comunitarios para comprender y comparar su forma de gestión, establecer diferencias y similitudes, y elegir de manera informada la orientación y los ajustes de la gobernanza.

Este trabajo sostiene, y argumenta, que la desaparición de los comités no es la única solución al problema de gestión del servicio de agua ni tampoco su conformación en asociaciones civiles, como lo plantea la legislación vigente, más bien se tienen que revisar los esfuerzos que realizan las investigaciones e iniciativas ciudadanas para mejorar o reformar los marcos regulatorios vigentes, los cuales buscan aprovechar el potencial cultural de los comités, y crear las condiciones para proponer una mejor gobernanza y gobernabilidad del agua, respetando el consenso colectivo, la historia de las comunidades y los derechos hídricos de sus comités (voluntariedad de cambiar de forma cuando ellos lo decidan).

Agradecimientos

Al Programa Investigadoras e Investigadores del Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (Comecyt Edomex) por el apoyo otorgado para la realización de una cátedra en la Facultad de Planeación Urbana y Regional de la Universidad Autónoma del Estado de México.

Referencias

- Aguilar, L. (1989). *Weber: la idea de ciencia social. La innovación*. Volumen II. MCMXXXVIII. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Coordinación de Humanidades, Porrúa.
- Aguilar, L. (2010). *Gobernanza: el nuevo proceso de gobernar*. Fundación Friedrich Naumann para la libertad, México. Recuperado de http://red.sevilladolid.mx/pdf/20150713120009871783Aguilar%20Luis_Gobernar%20el%20nuevo%20proceso%20de%20gobernar.pdf

Aguilar, E. (2011). *Gestión comunitaria de los servicios de agua y saneamiento: su posible aplicación en México*. México, DF, México: Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/26079/S2011150_es.pdf?sequence=1

Alvarado-Granados, A. R., & Anzures-Valencia, E. (2024). Abasto de agua potable en el municipio de Toluca. Organismo operador y comités comunitarios. En: Pliego, E., Hernández, O. G., & González, V. (coords.). *Diálogo de saberes, experiencias y estudios del agua en México: diversidad, alternativas y perspectivas emergentes*, ISBN: 978-607-633-946-6 (pp. 377-400). Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11799/141702>

Ampuero, R., Faysse, N., & Quiroz, F. (2005) *Metodología de apoyo a comités de agua potable en zonas peri-urbanas. Diagnóstico integrado para el mejoramiento de la gestión y visión al futuro*. Cochabamba, Bolivia: Proyecto NEGOWAT, Centro AGUA-CERES. Recuperado de <http://agritrop.cirad.fr/559443/>

Anzures-Valencia, E. (2016). *Procesos de gobernanza en el municipio de Toluca. Comparación de la gestión del servicio de agua potable: organismo operador y comités comunitarios* (tesis de maestría). Centro Interamericano de Recursos del Agua, Toluca, México.

- Anzures-Valencia, E. (2020). *Diseño táctico integrado de un comité comunitario de agua para la gobernanza e integridad con enfoque de GIRH* (tesis de doctorado). Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Toluca, México.
- Anzures-Valencia, E., Romero-Contreras, A., & Díaz-Delgado, C. (2025). Análisis táctico integrado de la problemática de los comités de agua potable de Toluca. *Tecnología y ciencias del agua*, 16(2), 1-68. DOI: 10.24850/j-tyca-2025-02-01
- Becerril, C. A., Romero, A. T., & Rodríguez, L. F. (2020). Gobernanza y pluralismo legal en la gestión agua potable: interacción de instituciones. En: Hernández, O. G., & Alvarado, A. R. (coords.). *Necesitamos una ley de aguas para garantizar el derecho humano en México* (pp. 41-55). México, DF, México: Universidad Autónoma del Estado de México. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11799/108752>
- Bernal, A., Rivas, L., & Peña, P. (2014). Propuesta de un modelo de co-gestión para los pequeños abastos comunitarios de agua en Colombia. *Perfiles Latinoamericanos*, 22(43). DOI: 10.18504/pl2243-159-2014
- Cadena, C., & Morales, M. (2020). Conflictos entre ayuntamiento y comités independientes en Toluca por la gobernanza del agua. *Carta Económica Regional*, (127), 25-53. DOI: 10.32870/cer.v0i127.7790

- Camacho, G. (1998). Proyectos hidráulicos en las lagunas del Alto Lerma (1880-1942). En: Suárez-Cortez, B. E. (Coord.). *Historia de los usos del agua en México: oligarquías, empresas y ayuntamientos, 1840-1940* (pp. 229-280). México, DF, México: Comisión Nacional del Agua, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Campuzano, J. (2015). *AEPA social en la GIRH conceptualización y jerarquización con análisis multicriterio: caso Toluca de Lerdo* (tesis de doctorado). Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Toluca, México.
- Campuzano, J. (2019). Sistema de cargos y manejo de agua potable en los comités de Toluca de Lerdo. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(1), 52-84. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-01-03
- CPEUM, Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. (2014). *Últimas reformas publicadas DOF 07-07-2014*. Recuperado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/CPEUM.pdf>
- Colmex, Conagua, IMTA, & ANEAS, Colegio de México, Comisión Nacional del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, & Asociación Nacional de Entidades de Agua y Saneamiento de México. (2012). *Hacia un posicionamiento de gobernanza del agua en México. D.F., México*. Recuperado de https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2012/06/doc__gobernanza_del_agua-conaguacolmex.pdf

Díaz-Delgado, C., Esteller, M. V., Velasco-Chilpa, A., Martínez-Vilchis, J., Arriaga-Jordán, C. M., Vilchis-Francés, A., Manzano-Solís, L. R., Colín-Mercado, M., Miranda-Juárez, S., Uribe-Caballero, M. L. W., Peña-Hinojosa, A. (2009). Guía de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de los recursos hídricos de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago. Capítulo Estado de México. Toluca, México: Red Interinstitucional e Interdisciplinaria de Investigación y Coordinación Científica para la Recuperación de la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago (Red Lerma), Universidad Autónoma del Estado de México. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/277405521_Guia_de_Planeacion_Estrategica_Participativa_para_la_Gestion_Integrada_de_Recursos_Hidricos_de_la_Cuenca_Lerma-Chapala-Santiago_Capitulo_Estado_de_Mexico

Domínguez, J. (2007). La gobernanza del agua en México y el reto de la adaptación en zonas urbanas: el caso de la Ciudad de México. Centro de estudios demográficos, urbanos y ambientales, El Colegio de México. Recuperado de https://biblio.colsan.edu.mx/arch/especi/Ag_eq_018.pdf

Domínguez, J. (2012a). Hacia una buena gobernanza para la gestión integrada de los recursos hídricos, documento de posicionamiento: meta 2.1. y 2.2. Proceso regional de las américas, VI foro mundial del agua. El Colegio de México. Recuperado de https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cam_files/gobernanza-para-girh-2012.pdf

- Domínguez, J. (2012b). Gobernanza urbana del agua: los problemas por resolver en las ciudades latinoamericanas. En Murillo, D. (Coord.). *La gobernanza del agua: un desafío actual. Hacia una mirada crítica del concepto y de su aplicación* (pp. 255-296). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Morelos, México.
- Domínguez, J., & Castillo, E. (2018). Las organizaciones comunitarias del agua en el estado de Veracruz. Análisis a la luz de la experiencia latinoamericana. *Estudios demográficos y urbanos*, 33, 2(98), 469-503. DOI: 10.24201/edu.v33i2.1756
- Escobar, C. (2015). *La asamblea comunitaria en Tlaxcala como eje de la gestión del agua: una experiencia de gobernanza colaborativa* (Tesis de doctorado). Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO-México. Recuperado de <https://flacso.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1026/80>
- Estrada, J. (2003). *Introducción de agua y drenaje. El caso del Programa Seguimos en Acción de Toluca de Lerdo, 2000-2002* (tesis de maestría). El Colegio Mexiquense, Toluca, México.
- García, M. (2014). De la apropiación de tecnología a la gestión del conocimiento. Retos en la gestión comunitaria del agua y el saneamiento. En: Romero, R., & Soares, D. (coords.) *Memorias: los retos de la adopción tecnológica en el sector hídrico de Latinoamérica* (pp. 11-24). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/303719161_Community_Management_of_Rural_Water_and_Associativism_in_Colombia_In_Spanish

- García, M. (2015). Gestión comunitaria del agua rural y asociatividad en Colombia. En: Castro, J. E. (ed.) *Cuadernos de Trabajo de la RED WATERLAT-GOBACIT*, 2(11), Newcastle Upon Tyne, Reino Unido, y Santiago de Cali, Colombia. DOI: 10.13140/RG.2.1.2148.0561
- García, M., & Herrera, F. (2019). La cuenca hidrosocial presa Huapango, México: un análisis de la gestión integrada de los recursos hídricos y la gobernanza en cuerpos de agua compartidos. *Agua y territorio*, 14, 69-84. DOI: 10.17561/at.14.4639
- Gómez, B. (2016). *Género, mujer y agua: un análisis desde la gobernanza en los comités de agua potable de Toluca* (tesis de maestría). Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Toluca, México.
- Gómez, B., Romero, A., & Vizcarra, I. (2017). Visibilización de la participación femenina en los comités comunitarios de agua potable de Toluca, Estado de México. *Sociedad y Ambiente*, (15), 67-92. DOI: 10.31840/sya.v0i15.1787
- Hinojosa, A. (2014). *Estudio comparativo de gestión del agua entre el derecho consuetudinario y la ley en qanats* (tesis de doctorado). Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Toluca, México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2020). *Censo de Población y Vivienda*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15#collapse-Resumen>

- Kreimann, R. (2013). Los comités de agua potable y saneamiento y la gestión social de un bien común en Nicaragua. Los casos de los CAPS de El Edén y Chompipe. *Agua y Territorio*, 2. DOI: 10.17561/at.v1i2.1342
- Kuhn, T. (2006). *La estructura de las revoluciones científicas* (The Structure of Scientific Revolutions) (3ª ed.). Colección Breviarios: 213. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- LAN, Ley de Aguas Nacionales. (2016). *Última reforma publicada DOF 24-03-2016*. Recuperado de www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lan/LAN_ref07_24mar16.pdf
- LAEMyM, Ley del Agua para el Estado de México y Municipios. (2013). *Decreto número 52*. Recuperado de <https://legislacion.edomex.gob.mx/node/911>
- Lerner, B., Uvalle, R., & Moreno, R. (2012). *Gobernabilidad y gobernanza en los albores del siglo XXI y reflexiones sobre el México contemporáneo*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Sociales, Instituto de Administración Pública del Estado de México, A. C.
- LFFAOSC, Ley Federal de Fomento a las Actividades Realizadas por Organizaciones de la Sociedad Civil. (2004). *Última reforma publicada DOF 24-04-2018*. Recuperado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LFFAOSC.pdf>

- Lockwood, H. (2002). *Mecanismos de apoyo institucional para los sistemas rurales de agua potable y saneamiento manejados por las comunidades en América Latina*. Washington, EHP. Recuperado de <https://es.ircwash.org/sites/default/files/Lockwood-2002-Mecanismos.pdf>
- Martínez, P., & Reyna, F. (2012). Gobernanza. Reflexiones desde la gestión pública. En: Murillo, D. (coord.). *La gobernanza del agua: un desafío actual. Hacia una mirada crítica del concepto y de su aplicación* (pp. 17-38). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- OCDE, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2011). *Water governance in OECD Countries: A multi-level approach, OECD Studies on Water*. DOI: 10.1787/9789264119284-en
- Ostrom, E. (2000). *El gobierno de los bienes comunes: la evolución de las instituciones de acción colectiva*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ovando, J. R., & Hernández, O. G. (2020). Situación jurídica de los sistemas autogestivos comunitarios de agua en la actual Ley de Aguas Nacionales (LAN), en la llamada Ley Korenfeld (LK) y en la Iniciativa Ciudadana de Ley General de Aguas (ICLGA). En: Hernández, O. G., & Alvarado, A. R. (coords.). *Necesitamos una Ley de Aguas para garantizar el derecho humano en México*. Toluca, México: Universidad Autónoma del Estado de México. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11799/108752>

- Ritzer, G. (1993). *Teoría sociológica clásica* (Classical sociological theory). México, DF, México: Universidad de Maryland, McGraw-Hill.
- Romero, A., Díaz-Delgado, C., Martínez, T., Gómez, M. Á., Hernández M., Alberich, M. E., Mastachi, C. A., Hinojosa, A., & Becerril R. (2015). *La antropología en la planificación regional como elemento para la gestión integrada de los recursos hídricos*. Toluca, México: Universidad Autónoma del Estado de México. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11799/59261>
- Sánchez-de-Puerta, F. (2006). Los tipos ideales en la práctica: significados, construcciones, aplicaciones. *Empiria. Revista de metodología de ciencias sociales*, 11, 11-32. DOI: 10.5944/empiria.11.2006.1107
- Sánchez, J. (2012). Usos de los conceptos de gobernabilidad y gobernanza (una manera de diferenciarlos). En: Lerner, B., Uvalle, R., & Moreno, R. (coords.). *Gobernabilidad y gobernanza en los albores del siglo XXI y reflexiones sobre el México contemporáneo* (pp. 218-265). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Sociales, Instituto de Administración Pública del Estado de México, A.C.
- Silva, R. (1999). *Agua y subordinación en la cuenca alta del río Lerma* (tesis de maestría). Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.

Silva, J. A. (2014). *Propuesta de un modelo de gestión comunitaria del agua en México*. XIX Congreso Internacional de Contaduría, Administración e Informática. Octubre 8, 9 y 10. Ciudad Universitaria, México, DF, México. Recuperado de <https://investigacion.fca.unam.mx/docs/memorias/2014/10.09.pdf>

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-07

Artículos

Calidad del agua superficial en la cuenca del río Atoyac, Guerrero, México

Surface water quality in the Atoyac River basin, Guerrero, Mexico

Esther Madrid¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-8672-898X>

Ma. Laura Sampedro², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7966-8190>

Ma. del Carmen Maganda³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8479-1556>

Ana Laura Juárez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1020-7198>

Maximino Reyes⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0954-3434>

Justiniano González⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3881-4881>

¹Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero, CCDR-UAGRO, Acapulco, Guerrero, México, esthermorales@uagro.mx

²Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero, CCDR-UAGRO, Acapulco, Guerrero, México, 05156@uagro.mx

³Instituto de Ecología, INECOL A. C., Xalapa, Veracruz, México, carmen.maganda@inecol.mx



⁴Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero, CCDR-UAGRO, Acapulco, Guerrero, México, 05197@uagro.mx

⁵Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero, CCDR-UAGRO, Acapulco, Guerrero, México, 11471@uagro.mx

⁶Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero, CCDR-UAGRO, Acapulco, Guerrero, México, 11565@uagro.mx

Autora para correspondencia: Ma. Laura Sampedro, 05156@uagro.mx

Resumen

La cuenca del río Atoyac atraviesa los municipios de Atoyac de Álvarez y Benito Juárez en el estado de Guerrero, México. Desde el año 2000 existen evidencias de que sus aguas están contaminadas en las zonas más pobladas. Este trabajo tuvo por objetivo investigar la calidad del agua superficial en la zona alta, media y baja de la cuenca del río Atoyac en Guerrero. La metodología incluyó nueve sitios de muestreo, para analizar 11 parámetros fisicoquímicos y ocho metales pesados, en seis momentos diferentes, que abarcaron épocas de lluvia y estiaje. Los datos obtenidos se compararon con los criterios ecológicos de la calidad del agua y con los indicadores del semáforo de la calidad del agua. Para conocer las diferencias en la calidad del agua en las tres zonas de la cuenca, se realizó un análisis estadístico cuantitativo con diseño cuasi experimental, transversal y comparativo sobre la DBO₅. Los resultados respecto a DBO₅

y a los compuestos nitrogenados (N-NH_3 , N-NO_2^- y N-NO_3^-) demuestran que el agua del río Atoyac, Guerrero, en la cuenca alta, media y baja no se considera apta como fuente de abastecimiento de agua potable, riego agrícola o protección de la vida acuática. Además, que la cuenca baja del río Atoyac, Guerrero, se encuentra contaminada por la presencia de Cd y Hg, lo cual puede constituir un problema para la salud pública debido a las características tóxicas de los metales pesados.

Palabras clave: contaminación de los ríos, metales pesados en el agua, parámetros fisicoquímicos del agua, calidad de ríos en estiaje y lluvias, normatividad de calidad del agua, México.

Abstract

The Atoyac River basin crosses the municipalities of Atoyac de Alvarez and Benito Juárez in the State of Guerrero, Mexico. Since 2000, there is evidence that its waters are polluted in the most populated areas. The objective of this work was to investigate surface water quality in the upper, middle and lower zones of the Atoyac River basin in Guerrero. The methodology included nine sampling sites to analyze 11 physicochemical parameters and eight heavy metals, at six different times during the rainy and dry seasons. The data obtained were compared with the ecological criteria for water quality and the water quality traffic light indicators. To determine the differences in water quality in the three zones of the basin, a quantitative statistical analysis was carried out with a quasi-experimental, cross-sectional and comparative design on BOD_5 . The results for BOD_5 and nitrogen compounds (N-NH_3^- , N-NO_2^- and N-NO_3^-) show that the water of the Atoyac River, Guerrero, in the upper, middle

and lower basin is not considered suitable as a source of drinking water supply, agricultural irrigation and protection of aquatic life. In addition, the lower basin of the Atoyac River, Guerrero, is contaminated by the presence of Cd and Hg, which can constitute a problem for public health, due to the toxic characteristics of heavy metals.

Keywords: River pollution, heavy metals in water, physicochemical parameters of water, river quality in low water and rainfall, water quality regulations in Mexico.

Recibido: 26/01/2024

Aceptado: 19/06/2024

Publicado *ahead of print*: 19/07/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

El agua es un recurso vital para el desarrollo de la vida en la Tierra, por lo que muchas personas, con la finalidad de cubrir sus necesidades han establecido sus viviendas cerca de fuentes de agua, como ríos, lagos, lagunas, etcétera, lo cual ha representado una de las fuentes de afectación a la calidad del agua (WWAP, 2018). El deterioro de la calidad del agua ocurre por procesos tanto naturales como antrópicos, y genera como consecuencia que el agua contaminada no pueda utilizarse para consumo humano, para usos domésticos y recreativos, para la industria o la agricultura, por lo que reduce de forma efectiva la cantidad de agua disponible en una determinada zona (ONU, 2016; Conagua, 2017). El

agua contaminada puede contener niveles altos de materia orgánica, nutrientes, drenajes salinos, patógenos y contaminantes emergentes, entre otros. Las causas principales son los vertidos de desechos industriales, aguas municipales residuales sin tratamiento, desechos sólidos a los cuerpos de agua, deforestación, uso del suelo y agroquímicos (FAO, 2019; Evans *et al.*, 2019; FAO, 2021). La gravedad de la contaminación del agua es un común denominador en el mundo que va en aumento y afecta directamente no solo la salud de los ecosistemas sino también la de las personas, su economía, seguridad e inocuidad alimentaria (Semarnat, 2018; Conagua, 2018; ONU, 2018; FAO, 2021). Por lo tanto, conocer la calidad del agua de las distintas fuentes de agua es fundamental para que todos los sectores involucrados realicen acciones para mitigar su contaminación y para definir el uso que ha de tener.

La calidad del agua se determina mediante métodos que incluyen factores físicos, químicos y biológicos, y su comparación con directrices o normas y estándares de calidad (Peters, Campoy-Favela, & Flessa, 2010). De esta forma se puede identificar si el agua es apta para los requerimientos de calidad asociados con un uso determinado y, en su caso, los eventuales procesos de depuración requeridos para la remoción de elementos indeseables o riesgosos (DOF, 1989). Los parámetros principales de la calidad del agua reflejan la función física, química y biológica del medio ambiente con el que tiene interacción el agua. Lo anterior permite reconocer la condición natural o sin influencia de la actividad humana, indicios o aportaciones importantes de descargas de aguas residuales municipales y no municipales, así como áreas con deforestación severa (ONU, 2016; Conagua, 2017).

Instancias de gobierno y académicas, como la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), en su proyecto Pro-Regiones; la Comisión Nacional de Derechos Humanos (CNDH), y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) han presentado reportes sobre la calidad del agua del río Atoyac, en el estado de Guerrero. Los reportes indican que el agua superficial del río Atoyac está severamente impactada por la contaminación proveniente de diferentes fuentes. Los informes destacan que, en las localidades más pobladas, como El Paraíso y Atoyac, el agua no debería usarse para actividades recreativas, pecuarias, riego agrícola o vida acuática, respectivamente (IMTA, 2018; Jiménez, Méndez, Alvarado, & Rivera, 2000; Fierro & Alcántara, 2008; Fernández & Fierro, 2014). Asimismo, en 2019, la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (Renameca), en su reporte de la calidad del agua de los años 2012-2019, dio a conocer que existía contaminación solo en la zona baja en el punto de agua dulce, correspondiente al puente de San Jerónimo, en Benito Juárez (Semarnat & Conagua, 2019). Aunado a lo anterior, la Comisión Nacional de los Derechos Humanos (CNDH) (CNDH, 2019) emitió la recomendación 056/2019 hacia los municipios de Atoyac de Álvarez y Benito Juárez, del estado de Guerrero, sobre el caso de las violaciones a los derechos humanos a un medio ambiente sano y al saneamiento de agua por la contaminación del río. Los análisis de la calidad del agua del río Atoyac más recientes de la Renameca y el IMTA han sido hechos solo en la zona baja de la cuenca, sin contemplar que el estudio de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) en el año 2000, en su diagnóstico ambiental de la cuenca del río Atoyac, ha demostrado la necesidad de llevarlos a cabo en las zonas media y alta.

Ante estos acontecimientos, en el año 2020, en una decisión conjunta con autoridades locales de los municipios de Atoyac de Álvarez y Benito Juárez, organizaciones civiles, como Salvemos el Río Atoyac, Guerrero es Primero y el Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero, promovieron acciones coparticipativas en beneficio de la salud del río y de las poblaciones aledañas a sus riberas (Madrid, 2022). Una de estas acciones fue realizar la investigación que sirve de base al presente artículo, con el objetivo de conocer la calidad del agua superficial de la cuenca del río Atoyac, Guerrero, en nueve sitios de la cuenca, en la zona alta, media y baja, a través de parámetros fisicoquímicos, y metales pesados. Las preguntas que guiaron esta investigación fueron: ¿cuáles son los parámetros fisicoquímicos y el contenido de metales críticos pesados en cada zona de la cuenca?, ¿cuál podría ser la causa de diferencias o similitudes en la calidad del agua de las distintas zonas de la cuenca? y, por ende, ¿cuál es la aptitud del agua del río y qué parámetros afectan sus usos para beneficio de las sociedades ribereñas de las diferentes zonas de la cuenca? Se hicieron estudios comparativos acordes con la metodología que se describe a continuación.

Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca del río Atoyac —que atraviesa los municipios de Atoyac de Álvarez y Benito Juárez, y está dividido en Atoyac 1 y Atoyac 2— perteneciente a la Región Hidrológica RH 19 Costa Grande, Guerrero, México. El río Atoyac nace a una elevación aproximada de 2 800 metros sobre el nivel medio del mar (msnm), en el límite norte del

municipio de Atoyac de Álvarez, y a lo largo de su recorrido de 74.13 kilómetros mantiene una dirección predominante al sur, que desemboca en el océano Pacífico (DOF, 2017) (Figura 1).

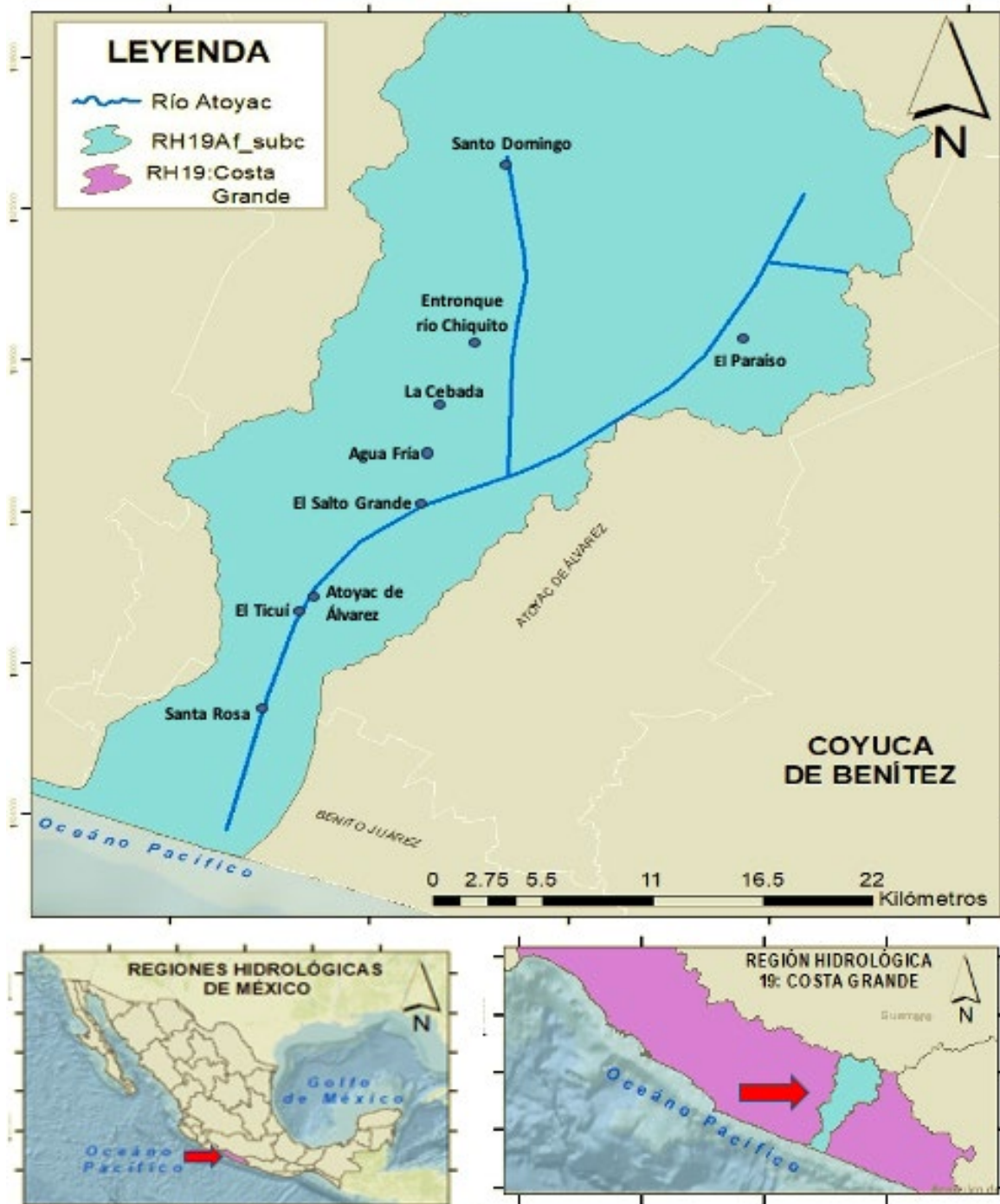


Figura 1. Mapa de localidades de muestreo para análisis fisicoquímico y metales pesados en la cuenca del río Atoyac, Guerrero, utilizando datos del INEGI (2010).

Los sitios y momentos de muestreo se establecieron con el apoyo de actores clave de la cuenca, para lo cual se consideraron criterios de accesibilidad y representatividad en cuanto a la zona de la cuenca, cantidad de población y época del año. La cuenca se dividió en tres zonas y en cada una se ubicaron tres sitios de muestreo en la zona alta: Santo Domingo (SDM), Entronque Río Chiquito (ERCH), El Paraíso (EPR); en la zona media: La Cebada (LCB), Agua Fía (AFR), El Salto Grande (ESGR), y en la zona baja: Atoyac (ATY), El Ticuí (ETC) y Santa Rosa (STR). En total se recolectaron 54 muestras de agua, seis de cada sitio, durante las épocas de lluvia y estiaje, desde mayo de 2021 hasta julio de 2022. Los sitios de muestreo se dividieron en Ruta 1 (R1): SDM, ERCH, LCB, AFR, ESGR, y en Ruta 2 (R2): EPR, ATY, ETC y STR debido a su accesibilidad y ubicación geográfica. En la Tabla 1 se describen las características de los nueve sitios de muestreo de esta investigación.

Tabla 1. Características de los lugares de muestreo en la cuenca del río Atoyac, Guerrero. Elaborada con base en los planes de desarrollo (2021-2024) de los municipios Atoyac de Álvarez y Benito Juárez (H. Ayuntamiento Constitucional de Atoyac de Álvarez, 2021a; H. Ayuntamiento Constitucional de Atoyac de Álvarez 2021b; INEGI, 2013), y en el trabajo de campo del periodo 2020-2022.

Zona	Localidad/uso de suelo y vegetación	Altitud (msnm)	Coordenada UTM (X, Y)	Características
Alta	SDM Pastizal-vegetación secundaria	878	0356546, 1930231	Comunidad cafeticultora y ganadera de 511 habitantes. En la zona de muestreo no se observó contaminación por RSU* significativa. En este tramo el río presentó exposición parcialmente cubierta, y flujos rápidos debido a la inclinación del suelo y rocas presentes
	EPR Selva mediana- agricultura-urbano	882	0370254, 1916997	Comunidad de 3 656 habitantes. La zona de muestreo mostraba alteración de la ribera por la extracción de material pétreo. El tramo de muestreo presentó corrientes moderadas, exposición parcialmente cubierta y rocas grandes
	ERCH Pastizal-bosque mesófilo de montaña	798	0351665, 1919242	Afluente de paso de comunidades altas. En sus costados se observaron zonas con pendientes de siembra y ganado con potenciales escurrimientos al río. Tramo con exposición muy cubierta y corriente baja, con raíces

Zona	Localidad/uso de suelo y vegetación	Altitud (msnmm)	Coordenada UTM (X, Y)	Características
Media	LCB Vegetación secundaria-pastizal	470	0352118, 1916858	Comunidad con 121 habitantes. En el sitio de muestreo se observaron actividades tradicionales de lavado de ropa; patos y cerdos en la ribera y dentro del río; descargas de aguas residuales domiciliarias, así como restos de RSU provenientes de empaques de detergentes, envases de refrescos y bolsas plásticas. Sitio con corriente moderada, exposición parcialmente cubierta, con rocas grandes y medianas
	AFR Agricultura- vegetación secundaria	394	0350674, 1912932	Comunidad con 268 habitantes. Sitio de muestreo cerca de la avenida principal. Se observaron usos recreativos del río; mayor cantidad de rocas grandes; patos y cerdos dentro y fuera del río. Corriente moderada y exposición parcialmente cubierta
	ESGR Vegetación secundaria- agricultura	136	0349049, 1909018	Comunidad turística de 277 habitantes. En sus riberas hay cabañas de descanso, restaurantes y casas provisionales durante la época de estiaje. Presencia frecuente de restos de envases, detergentes, comida y agua jabonosa. Corriente baja tipo canal, exposición abierta, con escasa presencia de algas

Zona	Localidad/uso de suelo y vegetación	Altitud (msnmm)	Coordenada UTM (X, Y)	Características
Baja	ATY Urbano	42	0347105, 1903493	Comunidad de 21 407 habitantes, cabecera municipal. En el sitio de muestreo, además de canes, pollos, cerdos y patos, se concentraba abundante RSU dentro del río y en sus riberas; presencia de rastros y tiraderos clandestinos, y descarga de aguas residuales. Corriente baja tipo canal, exposición abierta, concreto en riberas, escasa presencia de algas
	ETC Urbano-agricultura	35	0347172, 1903502	Localidad de 3 389 habitantes. Cerca del sitio de muestreo era visible la descarga de aguas residuales y presencia de RSU dentro y fuera del río. Lugar de pesca y recreación, con corriente lenta tipo canal, exposición abierta, suelo tipo arenoso y sin rocas
	STR Agricultura-urbano	15	0344411, 1895859	Comunidad con menos de 100 habitantes, muy cercana al paso principal de la carretera federal Acapulco-Zihuatanejo. Se observó erosión en el sitio de muestreo, así como ganado vacuno en sus riberas, bañistas, pescadores, aves, ganado y presencia de RSU. Corriente lenta, moderada vegetación

*Residuo sólido urbano.

En la Tabla 2 se tienen las fechas de muestreo para el análisis fisicoquímico y de metales pesados en los sitios establecidos, así como el comportamiento de temperaturas y precipitación de acuerdo con el

Sistema de Pronósticos en Ríos (SPR) y la Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos (GASIR).

Tabla 2. Épocas de lluvia y estiaje durante los momentos muestreados en la cuenca del río Atoyac, Guerrero. Fuente: SPR y GASIR (2023).

Fecha de muestreo	Ruta	Análisis	Precipitación milímetros	Temperatura ° C		Época
				Máxima	Mínima	
14-05-2021	R1	FQ	3.6	38	17	Lluvia
19-05-2021	R2	FQ	0	36	25	
18-10-2021	R1	FQ	0	37	23.5	Estiaje
20-10-2021	R2	FQ	0	37	21.5	
07-12-2021	R1	FQ y MP	0	37	23.5	Estiaje
09-12-2021	R2		0	36.5	24	
28-02-2022	R1	FQ	0	38	21.5	Estiaje
02-03-2022	R2	FQ	0	37.5	21	
26-05-2022	R1	FQ	0.5	37	22.5	Lluvia
27-05-2022	R2	FQ	9.2	39	22	
05-07-2022	R1	FQ y MP	14.5	33	22	Lluvia
08-07-2022	R2		1.5	38	21.5	

Fisicoquímico (FQ), metales pesados (MP).

Materiales y métodos

Parámetros fisicoquímicos

La toma de muestras se hizo de acuerdo con lo establecido en Norma Oficial Mexicana NMX-AA-O14-1980 para cuerpos receptores, que implica la conservación, almacenaje y análisis correspondientes para aguas naturales (Conagua & Cotemarnat, 2016). Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron los siguientes: temperatura en centígrados (T°), potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), oxígeno disuelto (OD), sulfatos (SO_4^{2-}), nitritos y nitratos ($N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$), nitrógeno amoniacal ($N-NH_3^-$), ion amonio (NH_4^+) y demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5). Los metales pesados: arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn).

Las determinaciones se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis Químico Ambiental del Centro de Ciencias de Desarrollo Regional (CCDR), de la Universidad Autónoma de Guerrero (UAGRO), siguiendo las Normas Mexicanas (NMX) establecidas para cada parámetro (Tabla 3).

Tabla 3. Normas Mexicanas empleadas en la determinación de los parámetros de la calidad del agua en el río Atoyac, Guerrero (Conagua-Cotemarnat, 2016).

Parámetro	Norma mexicana
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2013
pH	NMX-AA-008-SCFI-2016
CE	NMX-AA-093-SCFI-2000
SDT	Método multiparamétrico Hach Sension 156
OD	NMX-AA-012-SCFI-2001
DBO ₅	NMX-AA-028-SCFI-2001
SO ₄ ²⁻	NMX-AA-074-SCFI-2014
N-NO ₂ ⁻	NMX-AA-079-SCFI-2001
N-NO ₃ ⁻	NMX-AA-099-SCFI-2006
N-NH ₃ ⁻	NMX-AA-026-SCFI-2010
As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn	NMX-AA-051-SCFI-2016

Los metales pesados se determinaron a través de las técnicas de flama y generador de hidruros, como lo establece la norma NMX-AA-051-SCFI-2016 para el análisis y determinación de la aptitud del agua; los resultados de parámetros fisicoquímicos determinados se compararon con los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89 (Tabla 4).

Tabla 4. Criterios ecológicos para parámetros fisicoquímicos y metales pesados cuenca del río Atoyac, Guerrero (DOF, 1989; *Conagua & GCA, 2020).

Parámetro (mg/l cuando no se indica otra unidad)	Criterios de Clasificación		
	Abastecimiento de agua potable	Riego Agrícola	Protección de la vida acuática en agua dulce
Temperatura	Condiciones naturales +2.5	NE	Condiciones naturales +1.5
pH	5-9	4.5-9	NE
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	NE	1.00e+6	NE
SDT	500.0	500.0	NE
N- NO_3^-	5	NE	NE
N- NO_2^-	0.05	NE	NE
N- NH_3^-	NE	NE	0.06
SO_4^{2-}	500.0	130.0	0.005
OD	4.0	NE	5.0
DBO_5^*	6	6	6
As	0.5	0.1	0.2
Cd	0.01	0.01	NE
Cu	1.0	0.2	NE
Cr	0.5	1.0	0.01
Hg	0.001	NE	0.00001
Ni	0.01	0.2	NE
Pb	0.05	5.0	NE
Zn	5.0	2.0	NE

NE: no especificado; *semáforo de calidad del agua.

Los resultados obtenidos de DBO_5 se compararon con los criterios establecidos en el semáforo de la calidad del agua, publicado por la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y la Gerencia de Calidad del Agua (GCA), en 2020, el cual clasifica la calidad del agua en excelente, buena, aceptable, contaminada y fuertemente contaminada, utilizando colores azul, verde, amarillo, naranja y rojo, respectivamente. La categoría de excelente se otorga si el valor de $DBO_5 < 3$ mg/l; buena, si es $3 < DBO_5 < 6$ mg/l; aceptable, si es $6 < DBO_5 < 30$ mg/l; contaminada, si es $30 < DBO_5 < 120$ mg/l, y fuertemente contaminada si $DBO_5 > 120$ mg/l.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se utilizaron los resultados de DBO_5 de los nueve sitios de muestreo, en las tres zonas de la cuenca, obtenidos durante las épocas de lluvia y estiaje. Lo anterior porque en todos los sitios de muestreo este parámetro superó el criterio establecido por el semáforo de Conagua, que señala una concentración < 6 mg/l para aguas de buena calidad (Conagua & GCA, 2020). Se realizó un diseño cuasi experimental, de temporalidad transversal y alcance comparativo; se utilizó el paquete estadístico Statistical Package for the Social Sciences (SPSS), versión 25, con el cual se obtuvieron las tablas de análisis. Se efectuó la prueba de Shapiro-Wilk, adecuada para muestras pequeñas ($n < 50$), a fin de analizar la prueba de normalidad de los datos. Para realizar la comparación entre los distintos sitios de la cuenca y saber si existe al menos un par de sitios que difieren se utilizó el análisis de varianza unifactorial de Kruskal-Wallis. Para detectar las zonas de la cuenca que

difieren se usó el estadístico U de Mann-Whitney Wilcoxon (Shapiro & Wilk, 1965; Sheskin, 2004; Lorenzo, 2020).

Resultados

Parámetros fisicoquímicos

Los resultados de las determinaciones fisicoquímicas y de metales pesados se promediaron para cada sitio muestreado, y se analizaron de acuerdo con las épocas de lluvia y estiaje. En las figuras 2 a 11 se encuentran los resultados promedio para cada parámetro en los nueve sitios muestreados de la cuenca, correspondientes a las zonas alta, media y baja durante los dos momentos muestreados.

En la Figura 2 se puede observar que las temperaturas (en centígrados) más bajas corresponden a la zona alta de la cuenca y las temperaturas más elevadas a la zona baja, respectivamente.

TEMPERATURA PROMEDIO

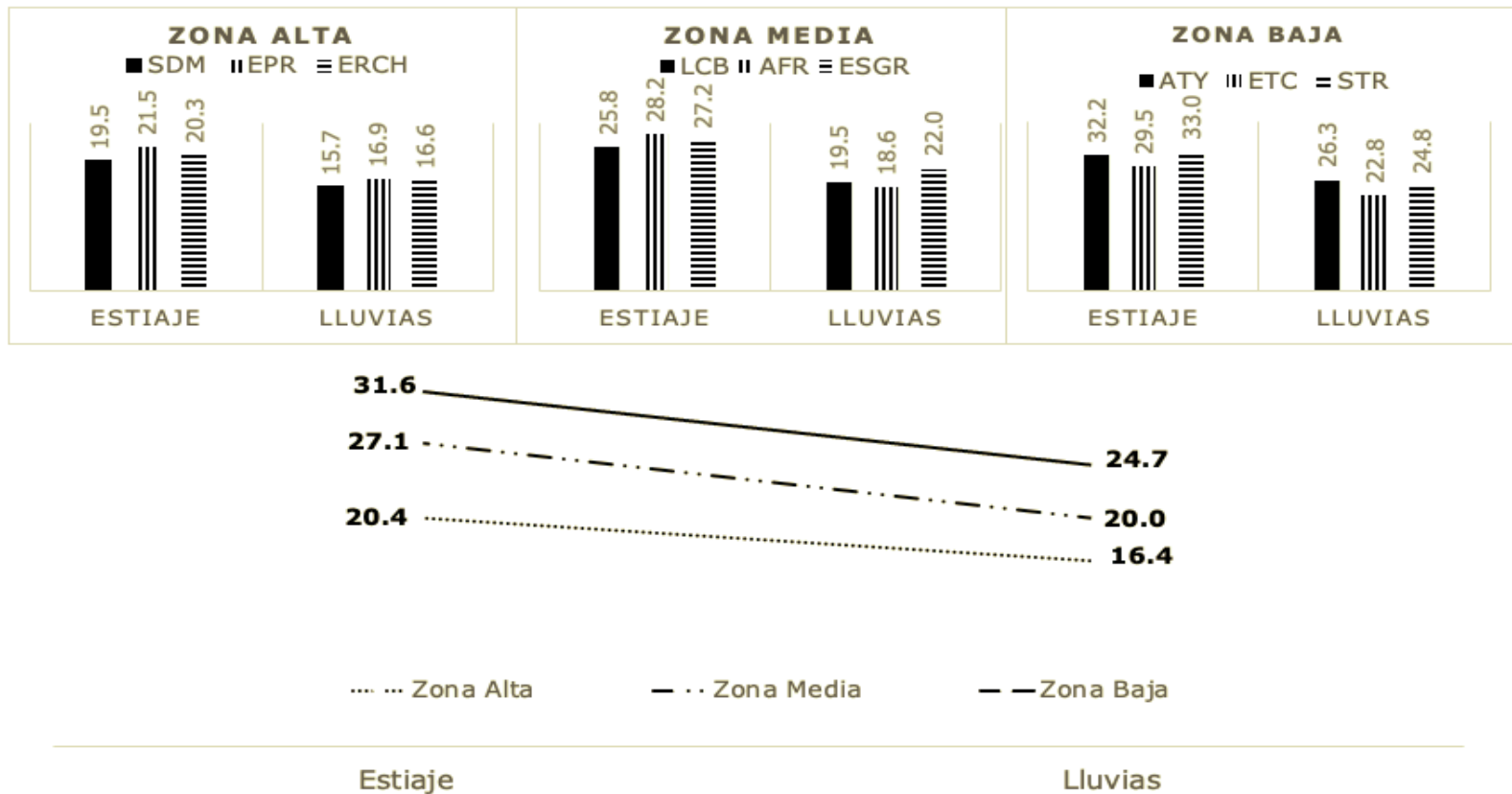


Figura 2. Temperatura promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

Los promedios de pH en los nueve sitios muestreados en épocas de lluvia eran ligeramente más bajos que en época de estiaje (Figura 3). ERCH (7.2), LCB (7.6) y ATY (7.6) de las cuencas alta, media y baja, respectivamente, presentaron los valores promedio más bajos en época de lluvias; mientras que SDM (8.2), ESGR (8.6) y ETC (8.3), los valores promedio más altos de pH durante el estiaje.

pH PROMEDIO

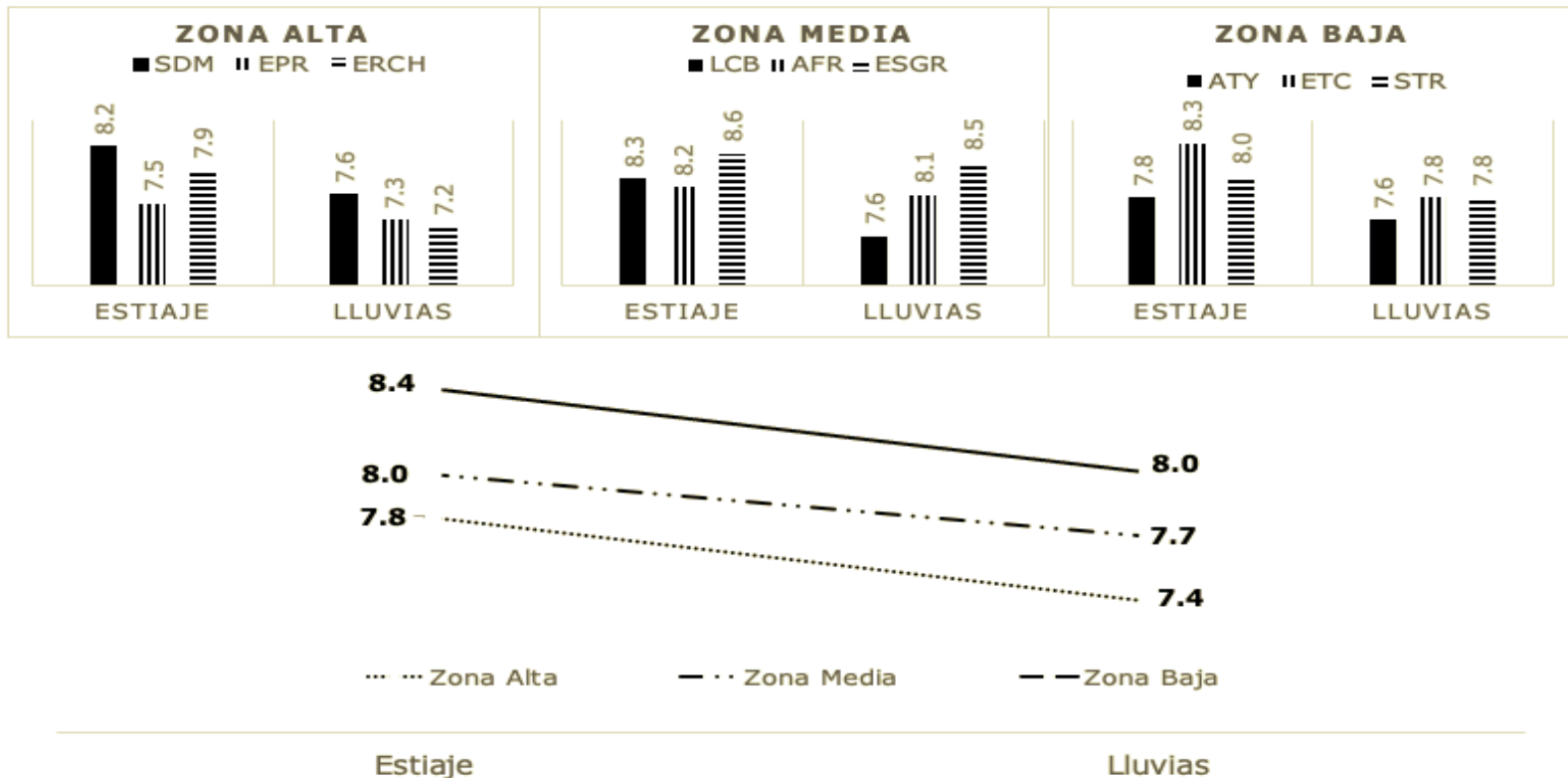


Figura 3. pH promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

La CE para las cuencas alta, media y baja mostró una tendencia de aumento hacia la época de lluvia; los valores promedio más altos los presentó la cuenca baja (Figura 4).

CE PROMEDIO

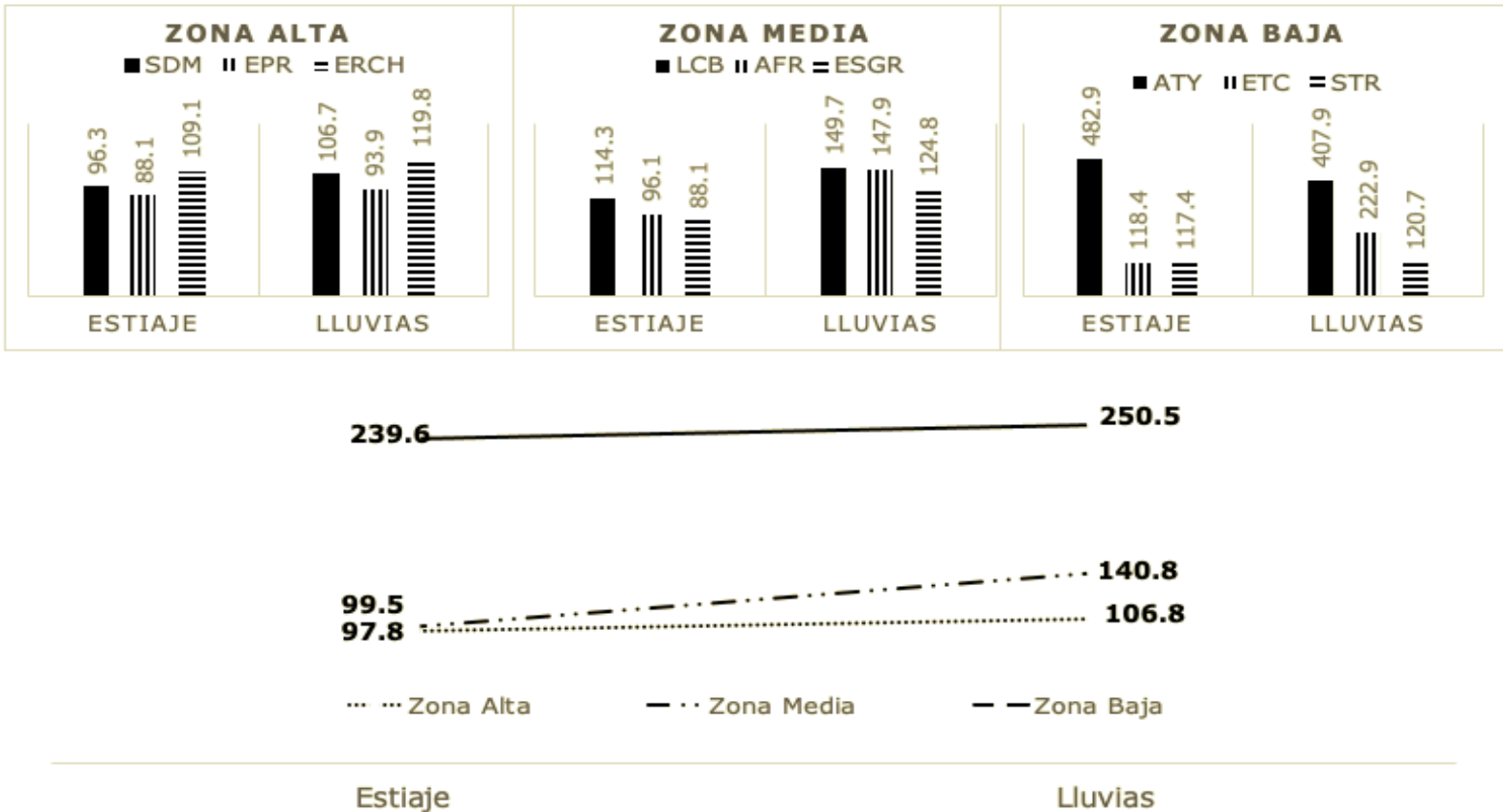


Figura 4. CE promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

Por su parte, el parámetro SDT para las cuencas alta, media y baja mostró una tendencia en aumento hacia la época de lluvia; la cuenca baja presentó los valores promedio más elevados. ATY, la localidad de la zona baja, y LCB y ERCH de la zona media y alta, respectivamente, presentaron los valores más altos (Figura 5).

SDT PROMEDIO

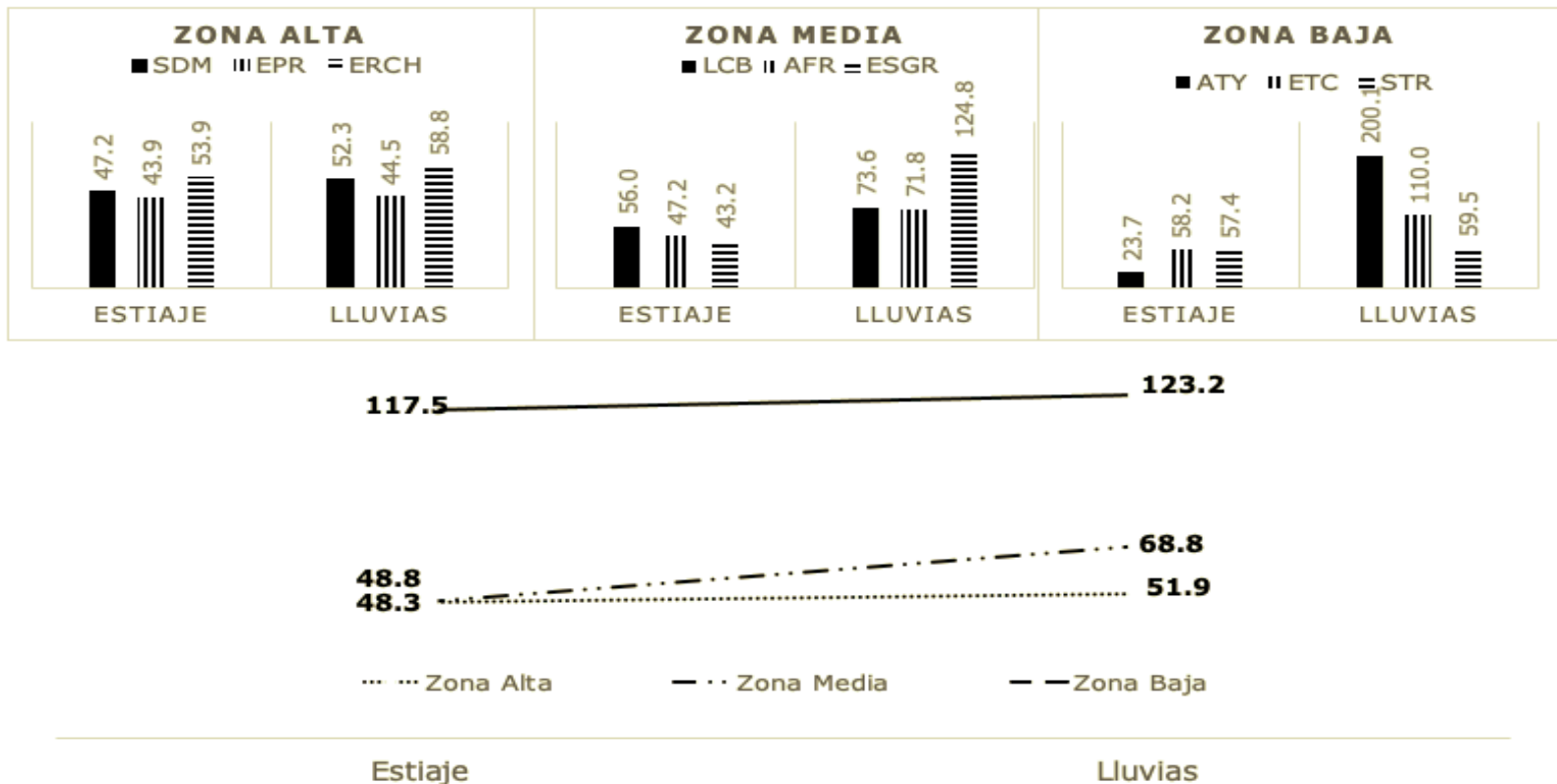


Figura 5. SDT promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

En este estudio, los valores promedio de N-NH_3^- y NH_4^+ fueron más altos en la cuenca baja ATY (2.8 mg/l de N-NH_3 y 3.9 mg/l NH_4^+), respectivamente, con una tendencia de aumento hacia la época de lluvia en las tres zonas de la cuenca (Figura 6 y Figura 7). El N-NO_2^- se presentó solo en la cuenca baja y mostró mayor presencia en época de lluvia; por ejemplo, ETC presentó 0.6 mg/l de N-NO_2^- (Figura 8). Por el contrario, el valor promedio de N-NO_3^- fue más elevado en la época de estiaje para las tres zonas de la cuenca, con una tendencia de disminución hacia la época

de lluvia; ERCH (7.3 mg NO₃⁻/L N-NO₃⁻) fue el de mayor concentración. En la cuenca media y baja fueron LCB (4.4 mg/l) y ATY (4.4 mg N-NO₃⁻/l), respectivamente (Figura 9).

N-NH₃⁻ PROMEDIO

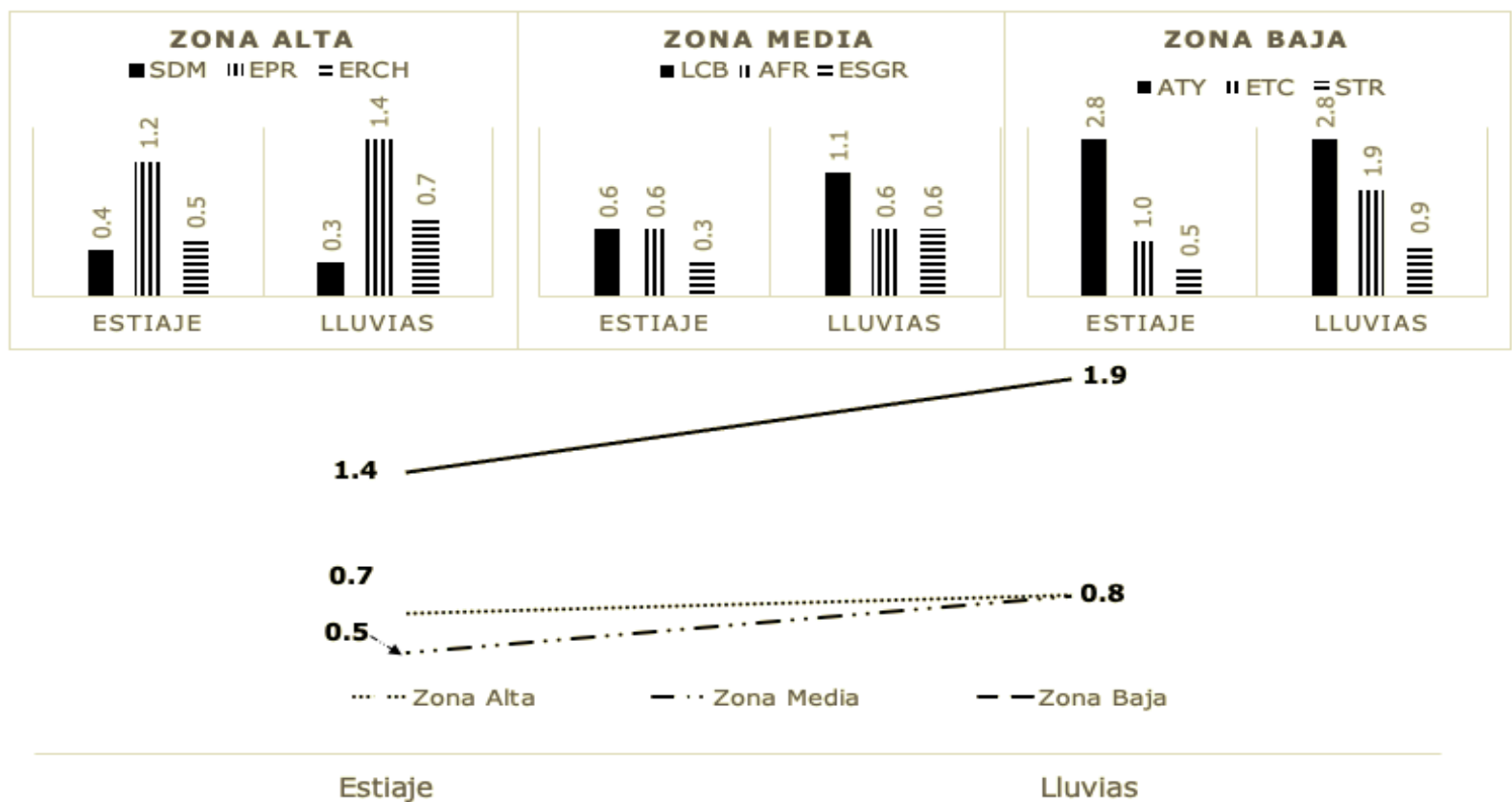


Figura 6. N-NH₃⁻ promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

NH₄⁺ PROMEDIO

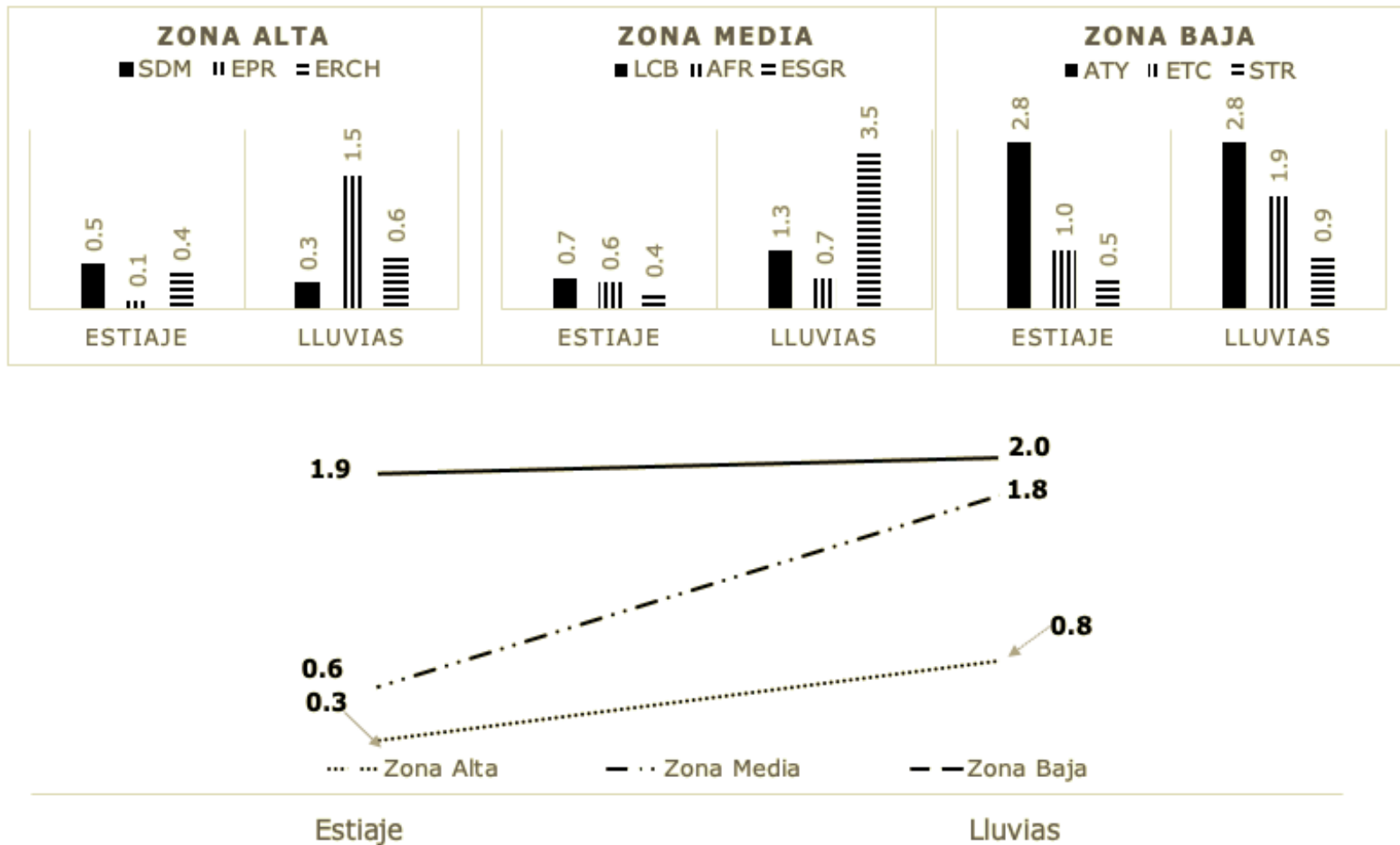


Figura 7. NH₄⁺ promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

N-NO₂⁻ PROMEDIO

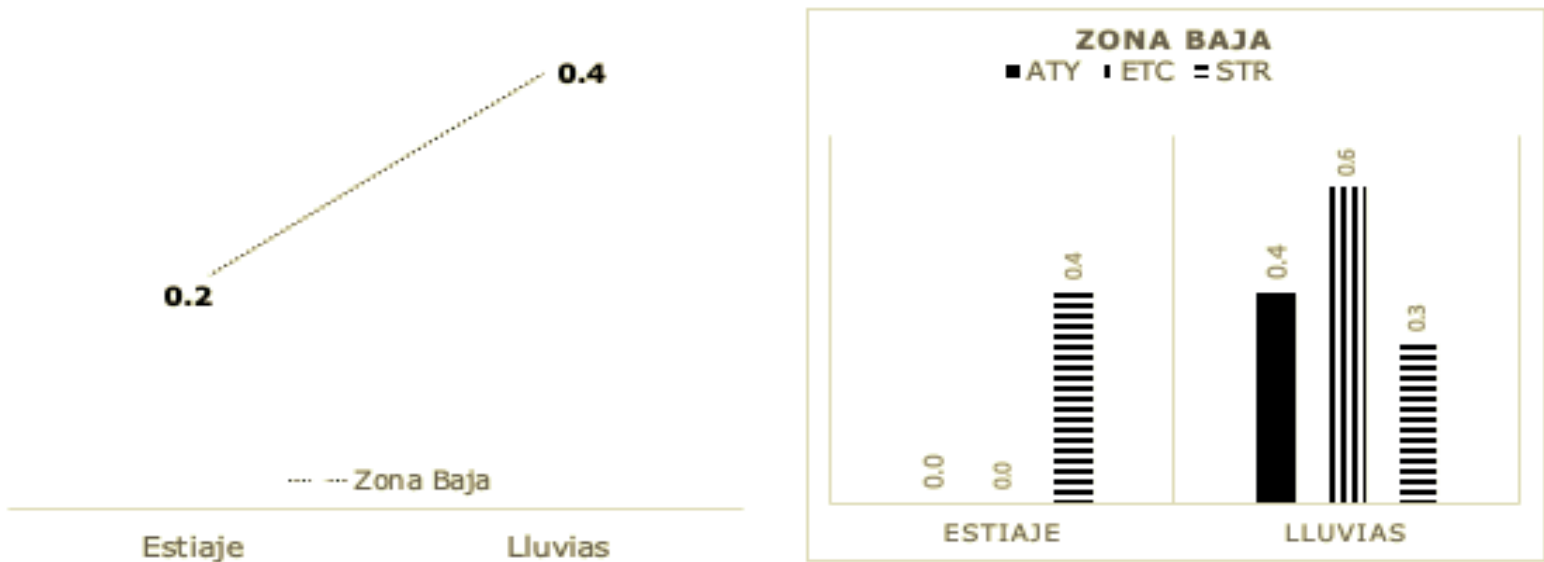


Figura 8. N-NO₂⁻ promedio en la zona baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

N-NO₃⁻ PROMEDIO

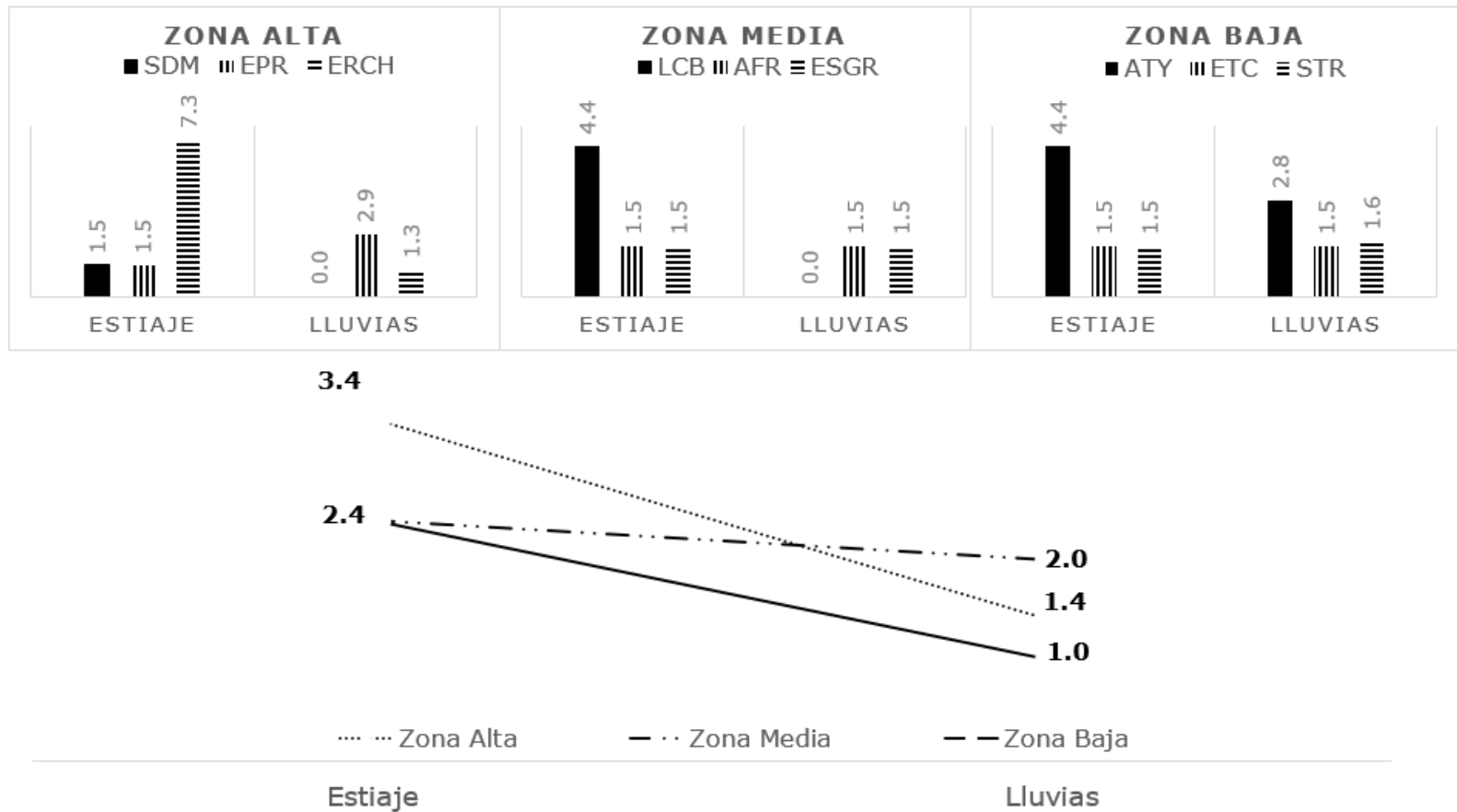


Figura 9. N-NO₃⁻ promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

Los SO₄²⁻ en la zona alta durante la época de lluvia estuvieron presentes solo en EPR (65 mg/l), mientras que en la zona baja en ATY (107.5 mg/l) y ETC (60 mg/l). Sin embargo, durante la época de estiaje, solo se presentaron en ATY (60 mg/l).

Los valores promedio de OD presentaron tendencia de disminución hacia la época de lluvia para la cuenca media y baja, sin embargo, el

fenómeno fue contrario para la cuenca alta (Figura 10). Al analizar los valores de manera independiente para cada zona de la cuenca se aprecian comportamientos diferentes. El valor promedio más bajo para la cuenca alta fue en época de lluvia para EPR (6.9 mg/l), sin embargo, para las cuencas media y baja fue para LCB (5.8 mg/l) y ATY (3.9 mg/l) durante la época de estiaje. Los valores promedio más altos fueron en épocas de lluvia para SDM (8.0 mg/l), ESGR (9.4 mg/l) y ETC (7.6 mg/l) de las cuencas alta, media y baja, respectivamente.

OD PROMEDIO

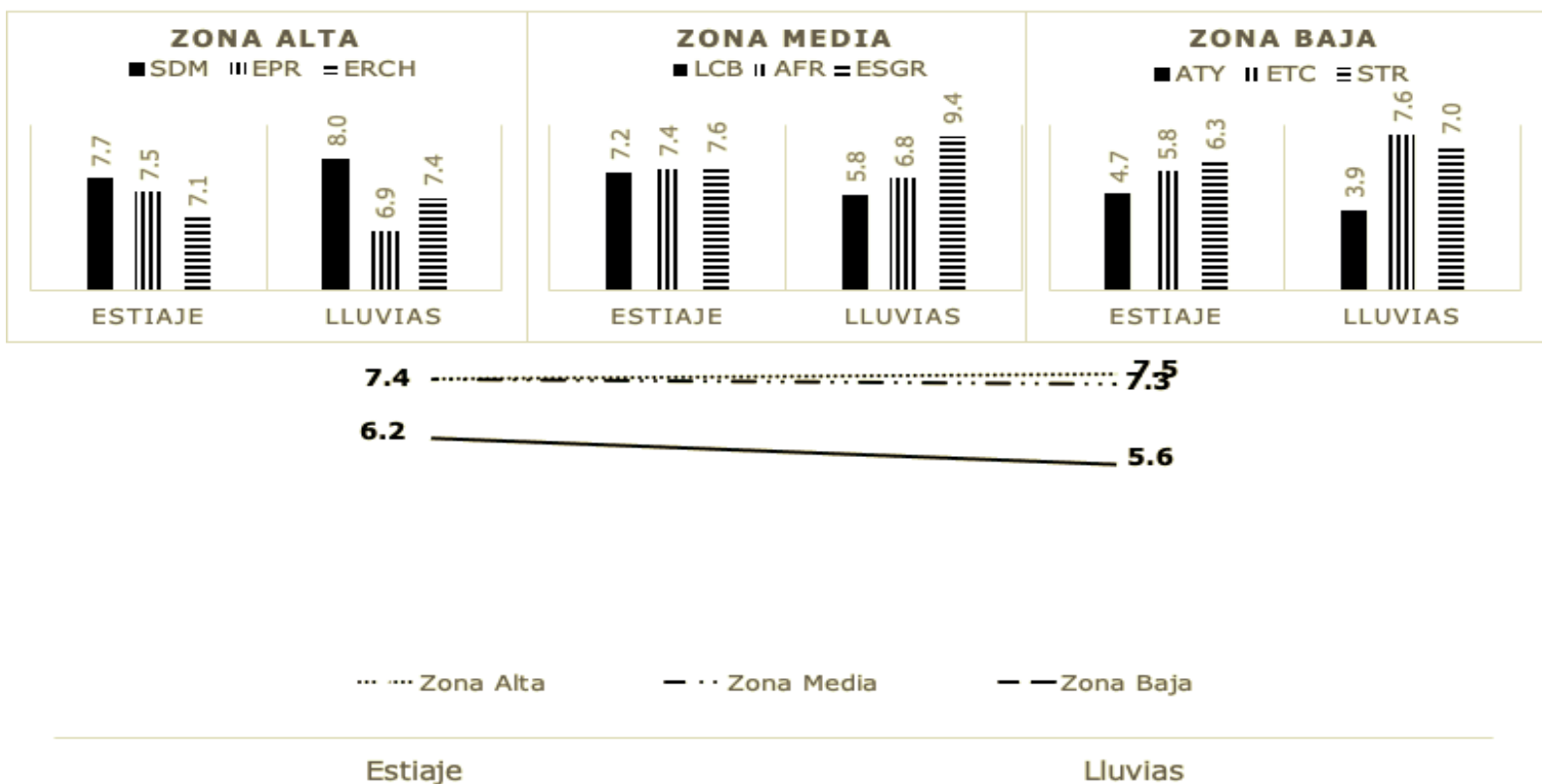


Figura 10. OD promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

La DBO₅ tanto para la cuenca media y baja presentó tendencia de aumento hacia la época de lluvia; la cuenca baja presentó los valores más elevados (Figura 11). Las concentraciones mayores fueron para ATY (155.1 mg/l) y ESGR (57 mg/l), ambas en época de lluvia, mientras ERCH (22.3 mg/l) presentó sus concentraciones mayores en la época de estiaje.

DBO₅ PROMEDIO

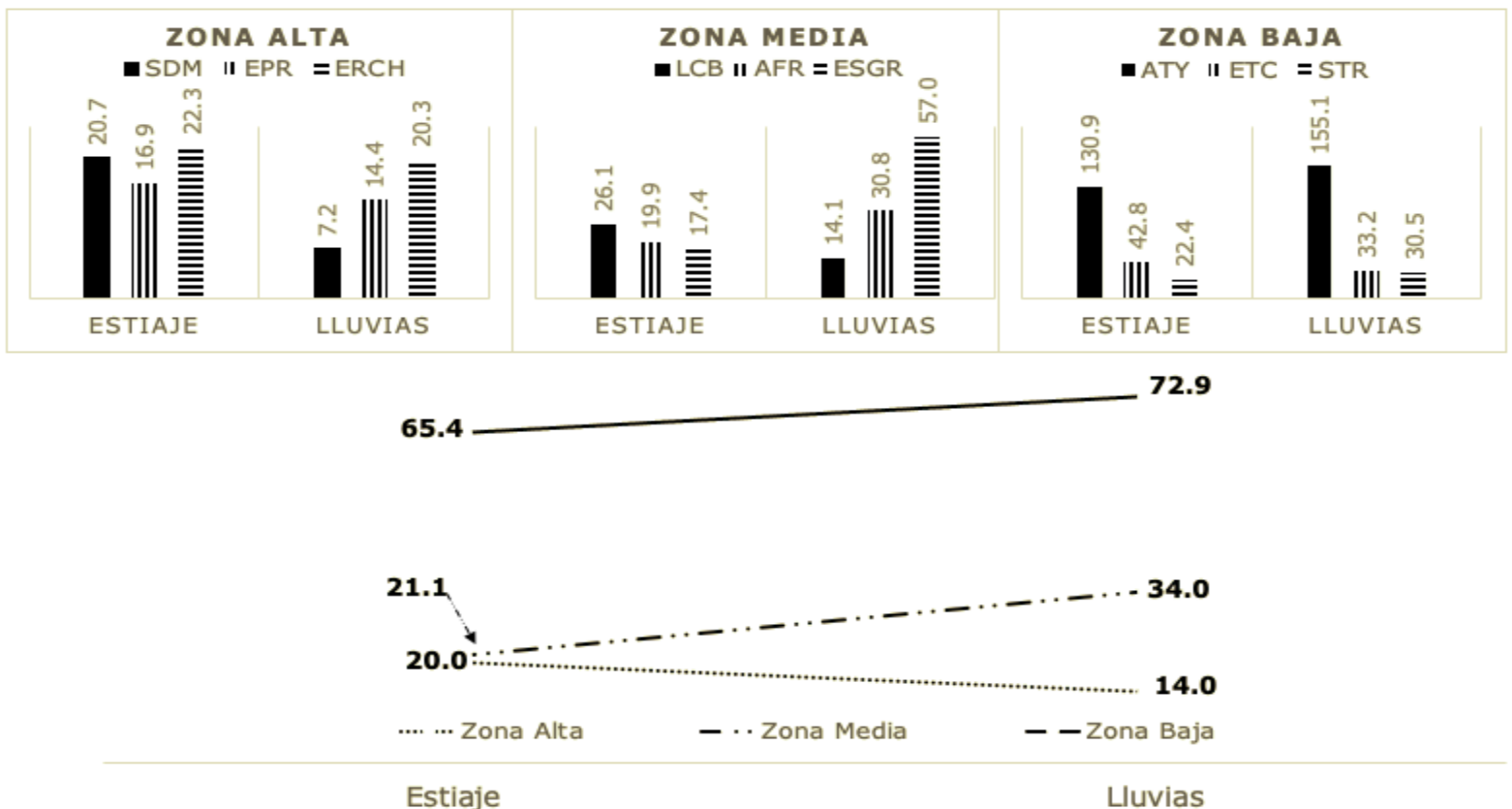


Figura 11. DBO₅ promedio en las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia.

Presencia de metales pesados

En la Tabla 5 se observan los resultados de las concentraciones de As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn durante las épocas de lluvia y estiaje en las distintas zonas de la cuenca del río Atoyac, Guerrero. Dichas concentraciones están por debajo del límite de detección del equipo, por lo que no representan un peligro en el río Atoyac, Guerrero, de acuerdo con los límites establecidos (Tabla 4). Las concentraciones de Cd en ATY, ETC y STR, (cuenca baja) durante las épocas de lluvia y estiaje oscilaron entre 0.02 y 0.05 mg/l; la ATY presentó la mayor concentración durante lluvia. El Hg en la cuenca baja en la época de estiaje presentó una concentración de 0.001 mg/l para las tres localidades, pero durante la época de lluvia sus valores oscilaron entre 0.002 y 0.003 mg/l.

Tabla 5. Concentración de metales pesados en la cuenca baja del río Atoyac, Guerrero.

Metal mg/l	Lluvia			Estiaje			Límite de cuantificación del equipo*
	ATY	ETC	STR	ATY	ETC	STR	
As	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.002
Cd	0.05	0.04	0.04	0.03	0.02	0.03	0.02
Cu	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.05
Cr	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.05
Hg	0.003	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001
Ni	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	0.06
Pb	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.10
Zn	0.01	0.08	0.05	0.04	0.03	0.03	0.02

*Espectrofotómetro de absorción atómica Thermo Scientific, modelo iCE 3000 series, con generador de hidruros modelo VP100.

Aptitud del agua

Para determinar la aptitud del agua superficial del río Atoyac se analizaron los valores promedio de las determinaciones fisicoquímicas y de metales pesados resultantes en cada zona con respecto de los límites establecidos por los CE-CCA-001/89 (Tabla 4). El análisis determinó que los parámetros N-NH_3^- , N-NO_2^- , OD, Cd y Hg analizados fueron rebasados como se indica a continuación.

Los promedios de las concentraciones de N-NH_3^- en todos los sitios muestreados de las zonas alta, media y baja indican que el agua no es apta para la protección de la vida acuática. Asimismo, los promedios de las concentraciones de N-NO_2^- , en ATY, ETC y STR de la zona baja indican que el agua del río Atoyac en esos sitios no es apta como fuente de abastecimiento de agua potable.

Las concentraciones promedio de SO_4^{2-} en EPR (65 mg/l), ATY (107.5 mg/l) y ETC (60 mg/l) durante la época de lluvia, y (ATY 60 mg/l) durante estiaje indican que el agua del río Atoyac en esos tres sitios de la zona baja no es apta para la protección de la vida acuática.

Las concentraciones de Cd que resultaron entre 0.02 y 0.05 mg/l en todas las localidades muestreadas de la zona baja durante las épocas de lluvia y estiaje demuestran que el agua del río Atoyac no es apta para el abastecimiento de agua potable (0.01 mg/l) ni riego agrícola (0.01 mg/l). De igual manera, las concentraciones de Hg que oscilaron entre 0.001 y 0.003 mg/l determinadas para la misma zona demuestran que sus aguas no son aptas como fuente de abastecimiento de agua potable (0.001 mg/l) ni para la protección de la vida acuática (0.00001 mg/l).

Las concentraciones promedio de OD en ATY (3.9 mg/l) en la zona baja durante la época de estiaje demuestran que el agua del río Atoyac en ese sitio no puede usarse para abastecimiento de agua potable (4.0 mg/l) ni protección de la vida acuática (5.0 mg/l).

Calidad del agua

La calidad del agua del río Atoyac, Guerrero, para las cuencas alta, media y baja no resultó ser de buena o excelente calidad; esto, al comparar el promedio de las concentraciones de DBO₅, en todos los sitios analizados durante las épocas de lluvia y estiaje, con los criterios establecidos por el semáforo Conagua y GCA (2020).

En la zona alta, el promedio de las concentraciones de DBO₅, que osciló entre 7.2 y 22.3 mg/l, clasifica el agua en aceptable. En la zona media, los resultados promedio de DBO₅, solo en época de lluvia (de 14.1 a 57 mg/l), la clasifican como contaminada, mientras que en estiaje es aceptable, con concentraciones entre 17.4 y 26.1 mg/l. Mientras tanto, en la zona baja, en estiaje y lluvia, el promedio de las concentraciones, entre 22.4 y 155.1 mg/l, clasifica al agua del río Atoyac como contaminada.

La clasificación de la calidad del agua del río Atoyac, Guerrero, en todas las localidades y momentos muestreados, empleando como referentes al semáforo Conagua, se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6. Clasificación de la calidad del agua en las localidades de las zonas alta, media y baja del río Atoyac, Guerrero, durante las épocas de estiaje y lluvia (Conagua & GCA, 2020; DOF, 1989).

Zona	Localidad	Semáforo Conagua		Semáforo Conagua Promedios	
		Estiaje	Lluvia	Estiaje	Lluvia
Alta	SDM	Aceptable	Aceptable	Aceptable	Aceptable
	EPR	Aceptable	Aceptable		
	ERCH	Aceptable	Aceptable		
Media	LCB	Aceptable	Aceptable	Contaminada	Aceptable
	AFR	Contaminada	Aceptable		
	ESGR	Contaminada	Aceptable		
Baja	ATY	Fuertemente contaminada	Fuertemente contaminada	Contaminada	Contaminada
	ETC	Contaminada	Contaminada		
	STR	Contaminada	Aceptable		

En la Tabla 6 se detalla la calidad del agua para cada sitio muestreado en las tres zonas de la cuenca del río Atoyac. Destaca que en las épocas de estiaje y lluvia la zona alta se mantuvo como aceptable. En la zona media se observaron más sitios contaminados en estiaje que en lluvia, mientras que en la zona baja predominaron los sitios contaminados y fuertemente contaminados durante estiaje.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se utilizaron los resultados de las concentraciones de DBO_5 debido a que fue el único parámetro que rebasó los criterios del semáforo Conagua para todos los sitios muestreados de las cuencas alta, media y baja.

El análisis estadístico fue comparativo y se utilizaron las medias y medianas de DBO_5 de los seis momentos de muestreo, que abarcan las épocas de lluvia y estiaje. En la Tabla 7 se presentan los resultados de la mediana del DBO_5 , donde se muestra que el agua del río Atoyac, Guerrero, en las cuencas alta y media es aceptable, mientras que en la cuenca baja está contaminada (Conagua & GCA, 2020). Al realizar la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para DBO_5 (variable dependiente), se observó que estos no siguen una distribución normal, es por esto que para realizar la comparación de los datos en este análisis se utilizaron estadísticos no paramétricos (Tabla 8).

Tabla 7. Media y mediana anual de DBO_5 .

Cuenca	Parámetro	Media	Mediana
Alta	DBO_5	15.78	14.60
Media	DBO_5	26.15	13.36
Baja	DBO_5	64.19	45.69

Tabla 8. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk para DBO₅

Pruebas de normalidad			
	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	GI	Sig.
DBO ₅	0.702	54	0.000

La prueba de análisis de varianza unifactorial de Kruskal-Wallis demuestra con un nivel de significancia de 0.05 que existen diferencias del rango promedio de DBO₅ entre las cuencas alta y baja, así como entre las cuencas media y baja (Tabla 9).

Tabla 9. Rangos obtenidos de la prueba Kruskal-Wallis.

Zona	N	Rango promedio
Alta	18	20.75
Media	18	22.72
Baja	18	39.03
Total	54	

Los resultados de la prueba U de Mann-Whitney Wilcoxon para DBO₅, con un nivel de significancia de 0.05 y un *p*-valor de 0.862, indicaron que los rangos fueron casi similares en las zonas alta-media (Tabla 10) y diferentes en las zonas baja-alta y media-baja (Tabla 11 y Tabla 12). Lo anterior significa que las medianas de las concentraciones de DBO₅ fueron estadísticamente igual para las zonas alta-media y diferentes en las zonas baja-alta y media-baja, respectivamente.

Tabla 10. Prueba de rangos y estadísticos de prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon para la zona media-alta del río Atoyac, Guerrero.

Rangos				Estadísticos de prueba ^a	
Zona	N	Rango promedio	Suma de rangos		DBO ₅
Alta	18	18.19	327.50	U de Mann-Whitney	156.500
Media	18	18.81	338.50	W de Wilcoxon	327.500
Total	36			Z	-0.174
				Sig. asintótica(bilateral)	0.862
				Significación exacta (2*(sig. unilateral))	0.864 ^b

^aVariable de agrupación: zona.

^bNo corregido para empates.

Tabla 11. Rangos promedios y estadísticos de prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon para la zona alta-baja del río Atoyac, Guerrero.

Rangos				Estadísticos de prueba ^a	
Cuenca	N	Rango promedio	Suma de rangos		DBO ₅
Alta	18	12.06	217.00	U de Mann-Whitney	46.000
Baja	18	24.94	449.00	W de Wilcoxon	217.000
Total	36			Z	-3.671
				Sig. asintótica(bilateral)	0.000
				Significación exacta (2*(sig. unilateral))	0.000 ^b

^aVariable de agrupación: zona.

^bNo corregido para empates.

Tabla 12. Rangos promedios y estadísticos de prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon para la zona media-baja del río Atoyac, Guerrero.

Rangos				Estadísticos de prueba ^a	
Cuenca	N	Rango promedio	Suma de rangos		DBO ₅
Media	18	13.42	241.50	U de Mann-Whitney	70.500
Baja	18	23.58	424.50	W de Wilcoxon	241.500
Total	36			Z	-2.896
				Sig. asintótica(bilateral)	0.004
				Significación exacta (2*(sig. unilateral))	0.003 ^b

^aVariable de agrupación: Zona.

^bNo corregido para empates.

Discusión

En este estudio se observó que los promedios de las temperaturas fueron más bajas en la época de lluvias que en estiaje, mientras que resultaron más bajas en la zona alta que en la zona baja. Lo anterior puede estar relacionado con las características locales de cada zona de la cuenca, como la contaminación de los cuerpos de agua y la sobreexplotación de los recursos hídricos (UN & WMO, 2023). Por ejemplo, en la zona alta existen localidades con menor cantidad de población, menor perturbación de las áreas naturales y mayor cantidad de recubrimiento vegetal. Por otro lado, en las zonas bajas se encuentran concentradas la mayor cantidad de población y el uso del suelo es urbano (Tabla 1). El estudio

publicado por el IMTA (2018) evidencia que, de agosto de 2018 a julio de 2022, la diferencia de temperatura para ATY en la zona baja de la cuenca es +5.5 °C, y en Benito Juárez de +3.5 °C. Este incremento de temperatura podría estar relacionado con una menor disponibilidad de agua, menor precipitación y, por ende, con el cambio climático (Martínez & Patiño, 2012; Montes, Navarro, Domínguez, & Jiménez, 2013). Por otro lado, AFR (28.2 °C) y EPR (21.5 °C) de la zona media y alta de la cuenca presentaron temperaturas muy similares a las presentadas en la zona baja de la cuenca en 2018. Es decir, las zonas media y alta están teniendo temperaturas similares a las zonas bajas, donde el uso del suelo, la cantidad de población y las características de cobertura vegetal son muy diferentes.

El pH bajo está influenciado por diversas actividades humanas relacionadas con la disposición de desechos de agricultura, escurrimientos y lavados asociados con el sistema fluvial, drenajes ácidos y emisiones de combustibles fósiles, entre otros factores relacionados con el sistema carbonato-bicarbonato. El pH bajo depende de los procesos que ocurren en los cuerpos de agua, asociados con la descomposición de materia orgánica proveniente de aguas domiciliarias o aguas negras (Martínez *et al.*, 2013; García, Arguello, Parra, & Pincay, 2019; Raffo & Ruiz, 2014). Considerando lo anterior, el valor promedio de pH en ERCH (7.2) más bajo de la zona alta tiene un probable origen en las zonas de siembra y pastoreo de ganado realizadas en pendientes que llegaban al afluente muestreado en ese punto. En ESGR, lugar de la cuenca media, el valor más elevado de pH promedio (8.6) tiene un origen probable en todas las formas de contaminación de materia orgánica provenientes del uso del río en esa zona (recreación, cabañas, comercialización de comida) (Tabla 1).

El contenido de materia orgánica, al ser oxidada por el oxígeno disuelto, genera cambios en la calidad del agua, y desaparición de peces y plantas. En 2000 y 2018 se reportaron valores mínimos de pH en ATY de 8.0 y 7.19, respectivamente, durante la época de lluvia, mientras que en este estudio fue de 7.6 (Jiménez *et al.*, 2000; IMTA, 2018).

En este estudio, ATY de la zona baja presentó el valor más alto de CE, con 482.9 y 407.9 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en estiaje en lluvias, respectivamente, mientras que Jiménez *et al.* (2000) reportaron 134.7 $\mu\text{s}/\text{cm}$, para la misma zona en la misma época del año. EPR de la zona alta (93.9 $\mu\text{s}/\text{cm}$) y STR de la zona baja (120.7 $\mu\text{s}/\text{cm}$) tuvieron concentraciones menores que las reportadas por Jiménez *et al.* (2000), quienes reportaron 96.2 y 236 $\mu\text{s}/\text{cm}$ para las mismas zonas. Por otro lado, ATY fue la localidad de la zona baja que presentó 200.1 mg SDT/l, que rebasa los valores reportados por el IMTA (2018) y Jiménez *et al.* (2000), que reportaron para la misma los valores máximos de 72 y 73 mg/l, respectivamente. Las características de la zona baja: tener mayor cantidad de habitantes, evidentes descargas de aguas residuales, presencia de residuos sólidos urbanos (RSU) dentro y en las márgenes del río, así como el criadero y matanza clandestinos de animales, sin duda se vieron reflejadas en los resultados. En la época de lluvia aumentan los arrastres de SDT, provenientes de la escorrentía urbana y de la inadecuada disposición de RSU, lo que resulta en valores elevados de CE (Vitousek *et al.*, 1997; Carpenter *et al.*, 1998; Hansen & Ruiz, 2021).

Para los compuestos nitrogenados N-NH_3^- , N-NO_3^- , N-NO_2^- , además de los valores de referencia de CE-CCA-001/89 existen otros criterios de calidad del agua empleados para proteger especies de animales acuáticos (WHO, 1996; EPA, 1999; EEA, 2000; Environment & Health, 2001;

Alonso, 2005; Camargo, Alonso, & Salamanca, 2005; EEA, 2005; EPA, 2006). Al comparar estos parámetros (Tabla 4, 0.35 y 0.02 mg N-NH₃⁻/l, 0.009 y 0.35 mg N-NO₂⁻/l y 2 mg N-NO₃⁻/l y, además, un valor de referencia para N-NH₄⁺) con los resultados promedio de este estudio, se observó lo siguiente para cada parámetro: las concentraciones promedio de N-NH₃⁻, que oscilaron entre 0.3 y 2.8 mg/l, rebasan en todos los momentos y sitios muestreados de la cuenca del río Atoyac, Guerrero, lo establecido en los CE-CCA/89 para la protección de la vida acuáticos. Por su parte, los valores promedio de N-NO₂⁻ rebasan al parámetro establecido (0.05 mg/l), lo que indica que el agua no es apta para abastecimiento del agua potable en todos los sitios de la cuenca baja durante lluvias, mientras que estiaje solo en STR. Los valores promedio de N-NO₃⁻ en SDM (7.3 mg/l) en estiaje rebasan lo establecido por CE-CCA/89, lo cual clasifica el agua de ese sitio como no apta como abastecimiento de agua potable. Por otro lado, al comparar los resultados de esta investigación con los estudios de Jiménez *et al.*, (2000) realizados en la misma zona, se observó que la concentración de N-NH₄⁺ presentó un aumento. La presencia de compuestos nitrogenados puede deberse a vertidos y residuos de rastros, así como a los procesos de escorrentía e infiltración (Vitousek *et al.*, 1997; Carpenter *et al.*, 1998). En este estudio se observó que en los sitios ETC y ATY había vertidos y residuos de rastros clandestinos, y que existía la probabilidad de procesos de escorrentía e infiltración de basureros. Por su parte, en ERCH, LCB y EPR, la presencia de estos compuestos pudo deberse a la escorrentía e infiltración proveniente del uso de fertilizantes en campos de cultivos de café, mango y coco (Tabla 1). Los compuestos nitrogenados están asociados con la acidificación de ríos y lagos, con baja o reducida alcalinidad, con efectos

perjudiciales sobre la salud humana y de animales acuáticos, por eso su importancia en la determinación (Camargo & Alonso, 2007).

La presencia de SO_4^{2-} está relacionada con la disminución del pH de las aguas, y puede ser causada por gases como el ácido sulfúrico ($\text{H}_2\text{SO}_4^{2-}$), proveniente del uso de combustibles fósiles y fertilizantes, que precipitan en la época de lluvia; esto podría traer consecuencias en el ecosistema acuático (Camargo & Alonso 2007). El SO_4^{2-} , al ser muy soluble en agua, puede ser reducido a sulfito y volatilizado a la atmósfera como H_2S , que posteriormente precipita como sales insolubles o se incorpora a organismos vivos (APHA, AWWA, & WPCF, 1992). En este caso, se observa la presencia en EPR (65 mg/l), ATY (107.5 mg/l) en lluvias y ETC (60 mg/l en secas y lluvias) con la causa probable del mayor número de habitantes y los usos de suelo urbano, lo que podría significar en la mayor cantidad de emisiones de $\text{H}_2\text{SO}_4^{2-}$. Por lo anterior, el agua del río Atoyac en los tres sitios (EPR, ETC y ATY) no se considera apta para la protección de la vida acuática, según los CE-CCA/89.

Las concentraciones de Cd en ATY, ETC y STR de la zona baja de la cuenca del río Atoyac oscilaron entre 0.02 y 0.05 mg/l; mostraron un aumento respecto al estudio del IMTA (2018), que reportó valores entre < 0.01 y < 0.3 mg/l. Por su parte, Hg para la misma zona tuvo concentraciones que oscilaron entre 0.001 y 0.003 mg/l, que a su vez fueron mayores a los reportados en el estudio del IMTA (2018), cuyos valores oscilaron de 0.0005 a 0.0006 mg/l. Lo anterior pudo deberse a que el estudio del IMTA señala que los muestreos se realizaron después de lluvias, por lo que los contaminantes pudieron ser transportados por escorrentía y/o diluidos. Por su parte, Renameca, en su reporte del periodo 2012-2019, señala que no existía presencia de Hg y Cd en el agua

del río Atoyac. Cabe mencionar que el muestreo solo se realizó en el sitio ubicado en el municipio de Benito Juárez, sin analizar sitios de ATY o ETC, todos pertenecientes a la misma zona baja (DOF, 1989; IMTA, 2018; Semarnat & Conagua, 2019). En general, la presencia de Cd y Hg en el agua pudo deberse a los lixiviados de desechos electrónicos y vertimiento de aguas residuales de la zona, que además es la más poblada de la cuenca del río Atoyac, Guerrero. Los desechos domésticos y agrícolas observados en los sitios de muestreo; incineración de desechos municipales, médicos y peligrosos; vertederos de basura, y erosión de riberas pueden estar incidiendo en la presencia de estos metales en el agua del río (Tabla 1) (PNUMA, 2002; Pirrone *et al.*, 2010; Castro & Valdés, 2012; UNEP, 2013). Por otra parte, la concentración de Cd puede estar asociada en trazas con la presencia de Zn (esfalerita) (Talavera *et al.*, 2005; Romero, Armenta, & González, 2007), metal que estuvo presente en las determinaciones de este estudio con valores oscilantes entre 0.01 y 0.08 mg/l. La concentración de Cd Y Hg puede constituir un problema para la salud pública debido a su bioacumulación y toxicidad, por lo que es de suma importancia realizar acciones que ayuden a mitigar su aparición (Hong *et al.*, 2020; Ankit *et al.*, 2021).

Al comparar las concentraciones de OD, se observó una disminución de 2.1 unidades, en comparación con los resultados emitidos por el IMTA (2018). Respecto a DBO₅, los resultados para ATY (155.1 mg DBO₅/l) en la zona baja en este estudio resultan mayores que los reportados en otros estudios, los cuales reportaron un valor máximo de 2 y 30.8 mg/l durante la época de lluvia en los años 2018 y 2000, respectivamente (Jiménez *et al.*, 2000; IMTA, 2018). Por su parte, el reporte de Renameca del periodo

2012-2019 indicó un valor promedio de 2 mg/l en su sitio ubicado en el municipio de Benito Juárez (Semarnat & Conagua, 2019).

El análisis de las concentraciones de DBO₅ reflejan la necesidad de una especificación adecuada de la normatividad en cuanto a los límites permisibles y su clasificación, pues el semáforo de Conagua indica valores de referencia que podrían generar ambigüedad al ser comparados con CE-CCA-001/89 (Conagua & GCA, 2020; DOF, 1989).

El análisis estadístico para la zona refiere que la calidad del agua en los sitios ETC-STR-ATY de la zona baja difiere de los seis sitios restantes ubicados en las zonas media y alta. Un factor determinante para esta diferencia es, sin duda, la cantidad de población que existe en la zona baja, así como el uso del agua y los aspectos fisiográficos de la misma, como la menor cantidad de rocas y disminución en los flujos del agua con exposición directa al sol y mayor presencia de impactos hacia el río (Tabla 1). Lo anterior se traduce en mayor cantidad de materia orgánica, aumento de la temperatura en el agua de río, menor capacidad de dilución de contaminantes y más contaminación.

Conclusiones

Los hallazgos de esta investigación sobre la aptitud, calidad y parámetros fisicoquímicos que afectan al agua del río Atoyac en Guerrero para beneficio de las comunidades ribereñas son los siguientes:

- El agua en las cuencas alta, media y baja no se considera apta como fuente de abastecimiento de agua potable, riego agrícola y

protección de la vida acuática debido a las concentraciones de los compuestos nitrogenados (N-NH_3^- , N-NO_2^- y N-NO_3^-).

- La cuenca baja del río Atoyac, Guerrero, está contaminada por la presencia de Cd y Hg, lo cual puede constituir un problema para la salud pública debido a su toxicidad, por lo que es de suma importancia llevar a cabo acciones que ayuden a mitigar su presencia.
- El agua del río Atoyac en las zonas alta, media y baja no es de buena calidad ni en lluvias ni en estiaje, esto respecto al semáforo Conagua con base en el parámetro DBO_5 .
- Al comparar estadísticamente la calidad del agua de las tres zonas de la cuenca respecto a las medianas del parámetro de DBO_5 , la calidad del agua en las zonas baja-media y baja-alta resultan ser diferentes, mientras que la comparación de las zonas media-alta refleja similitudes.

Estos resultados sugieren la necesidad de mejorar el manejo de residuos sólidos urbanos, cuidado y conservación de riberas, mejor control de descargas municipales y de rastros clandestinos en ETC y ATY, así como el establecimiento de regulaciones sanitarias en los lugares destinados a la recreación como ESGR y STR, y en el uso y la disposición final adecuados de los fertilizantes y envases vacíos utilizados para los diferentes cultivos producidos en toda la región.

Los resultados han sido compartidos a través de talleres participativos con las personas que han mostrado interés en el proyecto, de tal manera que en algunas localidades han generado medidas de mitigación preventivas y correctivas; concientización a otros sectores

poblacionales a través de pláticas y colocación de carteles, limpieza de los cauces y riberas de los ríos, al igual que generación de espacios para compostas escolares. Estas medidas coadyuvan a la protección del río y de los habitantes vecinos a sus riberas, y podrán ser compartidos en otra publicación.

Agradecimientos

A la Dirección General de Estudios Tecnológicos Industrial y de Servicios (DGETI) por el apoyo de la beca comisión para la realización de estudios de posgrado. Al Centro de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero por el financiamiento para la realización del proyecto. Al Dr. Diego Guzmán Balderas, por el apoyo con los análisis estadísticos. A las organizaciones civiles Guerrero es Primero y Salvemos el Río Atoyac, y a los H. ayuntamientos de los municipios Benito Juárez y Atoyac de Álvarez, específicamente al Ing. Acacio Castro Serrano, por su acompañamiento durante todos los muestreos.

Referencias

Alonso, A. (2005). *Valoración de la degradación ambiental y efectos ecotoxicológicos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera el río Henares* (tesis doctoral). Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid, España.

APHA, AWWA, & WPCF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Pollution Control Federation. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (17 ed.). Madrid, España: Editorial Díaz de Santos, S. A.

- Ankit, Saha, L., Kumar, V., Tiwari, J., Sweta, Rawat, S., Singh, J., & Baudh, K. (2021). Electronic waste and their leachates impact on human health and environment: Global ecological threat and management. *Environmental Technology & Innovation*, (24), 2352-1864. DOI: 10.1016/j.eti.2021.102049
- Camargo, J. A., Alonso, A., & Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, (58), 1255-1267. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.10.044
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 1-13.
- Carpenter, R. S., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, W. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. DOI: 10.2307/2641247
- Castro, G., & Valdés, J. (2012). Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge 23°S, norte de Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(2), 267-281. DOI: 10.3856/vol40-issue2-fulltext-3
- CNDH, Comisión Nacional de Derechos Humanos. (2019). *Recomendación No. 56/2019*. Recuperado de <https://www.cndh.org.mx/documento/recomendacion-562019>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017). *Estadísticas de agua en México. Edición 2017*. Recuperado de https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/CONAGUA%202017a.%20Estad%C3%ADsticas%20del%20agua%20M%C3%A9xico_0.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Atlas de agua en México. Edición 2018*. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/atlas-de-agua-en-mexico/>

Conagua & Cotemarnat, Comisión Nacional del Agua & Comité Técnico de Normalización Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Normas mexicanas vigentes del sector hídrico*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/normas-mexicanas-83266>

Conagua & GCA, Comisión Nacional del Agua & Gerencia de Calidad del Agua. (2020). *Calidad del agua*. Recuperado de http://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2016/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/ibi_apps/WFServlet28b9.html

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2017). (04/09/2017). Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5496054&fecha=04/09/2017&print=true

DOF, Diario Oficial de la Federación (1989). *ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89. (13/12/1989)*. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989

- Environment & Health. (2001). *Priority substances list assessment report: ammonia in the aquatic environment*. Recuperado de https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/ammonia/ammonia-eng.pdf
- EEA, European Environment Agency. (2000). *Nutrients in European ecosystems* (Environmental Assessment Report No. 4). Recuperado de <https://www.eea.europa.eu/publications/ENVIASSRP04>
- EEA, European Environment Agency. (2005). *Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment* (Environmental Assessment Report No. 7). Recuperado de https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_7

EPA, Environmental Protection Agency. (1999). *Update of ambient water quality criteria for ammonia*. Recuperado de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/2000303L.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C95thru99%5CTxt%5C00000015%5C2000303L.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL#>

EPA, Environmental Protection Agency. (2006). *National recommended water quality criteria*. Recuperado de <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-tables>

Evans, A. E. V., Mateo, A., Sagasta, J., Qadir, M., Boelee, E., & Ippolito, A. (2019). Agricultural water pollution: Key knowledge gaps and research needs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 20-27. DOI: 10.1016/j.cosust.2018.10.003

- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). *El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Progresos en la lucha contra la pérdida y el desperdicio de alimentos*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations. DOI: 10.4060/CA6030ES
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2021). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura – Sistemas al límite. Informe de síntesis 2021*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations. DOI: 10.4060/cb7654es
- Fierro, L. M., & Alcántara, V. N. (2008). Participación ciudadana y desarrollo sustentable en la recuperación de la cuenca del río Atoyac. En: *Antología de Estudios Territoriales. Fomento de los Estudios Territoriales en Iberoamérica, segunda parte. Desarrollo Regional, Urbano y Ambiental*. Recuperado de <https://www.convenciontropico-cuba.com/CIETA/Desarrollo%20Regional%20Urbano%20y%20Ambiental.pdf>
- Fernández, G. R., & Fierro, L. M. (2014). Participación ciudadana y desarrollo sustentable en la recuperación de la cuenca del río Atoyac: proyecto pro-regiones UNAM-UAGro. *Tlamati*, 6(4) 59-62. Recuperado de http://ri.uagro.mx/bitstream/handle/uagro/550/11995_ART2015OK.pdf
- García, S. L., Arguello, A., Parra, R., & Pincay, M. (2019). Factores que influyen en el pH del agua mediante la aplicación de modelos de regresión lineal. *INNOVA Research Journal*, 4(2), 59-71. DOI: 10.33890/innova.v4.n2.2019.909

- H. Ayuntamiento Constitucional de Atoyac de Álvarez. (2021a). *PMD, Plan Municipal de Desarrollo 2021-2024 del H. Ayuntamiento Constitucional de Atoyac de Álvarez*. Recuperado de <https://congresogro.gob.mx/63/ayuntamientos/plan-municipal/pmd-atoyac-21-24-ver-11.pdf>
- H. Ayuntamiento Constitucional de Benito Juárez. (2021b). *PMD, Plan Municipal de Desarrollo 2021-2024 del H. Ayuntamiento Constitucional de Benito Juárez*. Recuperado de <https://congresogro.gob.mx/63/ayuntamientos/plan-municipal/plan-de-desarrollo-municipal-benito-juarez-2021-2024.pdf>
- Hansen, M. A., & Ruiz, C. A. A. (2021). Presión hídrica en una cuenca del trópico húmedo y propuestas para su mitigación. *Aqua-LAC*, 13(2). Recuperado de <https://aqua-lac.org/index.php/Aqua-LAC/article/view/289>
- Hong, Y., Liao, W., Yan, Z., Vai, Y., Feng, C., Xu, Z., & Xu, D. (2020). Progress in the research of the toxicity effect mechanisms of heavy metals on freshwater organisms and their water quality criteria in China. *Journal of Chemistry*, 2020, 1-12. DOI: 10.1155/2020/9010348
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2018). *Informe: Evaluación de contaminantes en el río Atoyac en el tramo comprendido entre los municipios de Atoyac de Álvarez y Benito Juárez, Guerrero*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2010). *Sistemas de consulta-hidrología: cartas de hidrología en aguas superficiales-Región Hidrológica 19F*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2013). *Conjunto de datos vectoriales del uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000, serie V (conjunto nacional)*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>
- Jiménez, V. A., Méndez, B. A., Alvarado, G. A. V., & Rivera, B. C. (2000). Diagnóstico ambiental de la cuenca del río Atoyac, Guerrero. *Altamirano*, junio-julio (16), 43-62.
- Lorenzo, J. (2020). *Introducción a la estadística no paramétrica para estudiantes de educación*. Recuperado de <http://anse-nuza.ffyh.unc.edu.ar/handle/11086.1/1416>
- Madrid, M. E. (2022). Atoyac de Álvarez, Guerrero: Una mezcla de historia, tradición y deterioro ambiental. *Regions & Cohesion*, 12(1), 102-106. DOI: 10.3167/reco.2022.120106
- Martínez, A. P., & Patiño, G. C. (2012). Efectos del cambio climático en la disponibilidad de agua en México. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(1), 5-20. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222012000100001&lng=es&tlng=es

- Martínez, G., Fermín, I., Brito, F., Márquez, A., De la Cruz, R., Rodríguez, G., Hernández, D., Parra, E., González, M., & Márquez, A. (2013). Calidad de las aguas del caño Mánamo, delta del río Orinoco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 52(1), 17-27.
- Montes, R. T., Navarro, I., Domínguez, R., & Jiménez, B. (2013). Modificación de la capacidad de autodepuración del río Magdalena ante el cambio climático. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5) 71-83.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2016). *Decenio internacional para la acción Agua Fuente de Vida - Calidad del agua*. Recuperado de <https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/index.shtml>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe (LC/G.2681-P/Rev.3)*, Santiago. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/cb30a4de-7d87-4e79-8e7a-ad5279038718/content>
- Peters, E., Campoy-Favela, J., & Flessa, K. (2010). *Ciénega de Santa Clara. Comprehensive Monitoring Program* (publicación especial). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A. B., Stracher, G. B., Streets, D. G., & Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, (10), 5951-5964. DOI: 10.5194/acp-10-5951-2010
- PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2002). *Evaluación mundial sobre el mercurio. Productos químicos - División de Tecnología, Industria y Economía*. Ginebra, Suiza: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Raffo, E., & Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 1(17), 71-80. DOI: 10.15381/idata.v17i1.12035
- Romero, F. M., Armenta, M. A., & González, H. G. (2007). Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, México. *Applied Geochemistry*, 22, 109-127. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2006.07.017
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *Informe de la situación del medio ambiente en México (18ª ed.)*. Recuperado de <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>

Semarnat & Conagua, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional del Agua. (2019). *Nota informativa calidad del agua en el río Atoyac, Guerrero. Resultados de la Red Nacional de Monitoreo de la calidad del agua Renameca 2012-2019*. Recuperado de https://files.conagua.gob.mx/conagua/generico/calidad_del_agua/diagnostico_atoyac_guerrero_2012-2019.pdf

Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4), 561-611. DOI: 10.1093/biomet/52.3-4.591

Sheskin, D. J. (2004). *Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures* (3th ed). Boca Ratón, USA: Chapman & Hall/CRC. DOI: 10.1201/9781420036268

SPR & GASIR, Sistema de Pronósticos en Ríos & Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos. (2023). *Reporte 2021-2022 de la Estación Meteorológica (12161)*. Atoyac de Álvarez, México: Sistema de Pronósticos en Ríos & Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos.

Talavera, M. O., Yta, M., Moreno, T. R., Dótor, A. A., Flores, M., & Duarte, G. C. (2005). Mineralogy and geochemistry of sulfide-bearing tailings from silver mines in the Taxco, Mexico, area to evaluate their potential environmental impact. *Geofísica Internacional*, 44(1), 49-64. DOI: 10.22201/igeof.00167169p.2005.44.1.552

UNEP, United Nations Environment Programme. (2013). *Mercury, time to Act. Chemical Branch - Division of Technology, Industry and Economics*. Geneva. Recuperado de <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/27436>

- UN & WMO, United Nations & World Meteorological Organization. (2023). *A multi-organization high-level compilation of the latest weather-, climate- and water-related sciences and services for sustainable development*. Recuperado de <http://library.wmo.int/idurl/4/68235>
- Vitousek, P. M., Aber, C. J., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Shelsinger, W. H., & Tilman, D. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Issues in Ecology*, 1, 1-16.
- WHO, World Health Organization. (1996). *Guidelines for drinking-water quality: Health criteria and other supporting information* (2nd ed.). Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- WWAP, Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos / ONU-Agua. (2018). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018: soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. París, France: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-08

Artículos

**Perfil de susceptibilidad antimicrobiana de
enterobacterias hidrotransmisibles aisladas en río
Guamote, Chimborazo**

**Antimicrobial susceptibility profile of
hydrotransmissible enterobacteria isolated from the
Guamote River, Chimborazo**

Cristian Vázquez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6827-599X>

Irene Lara², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5425-6376>

Indira Tipán³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1064-2977>

¹Ministerio de Salud Pública del Ecuador, Macas, Ecuador,
vazquezjcrislian@hotmail.com

²Ministerio de Salud Pública del Ecuador, Ibarra, Ecuador,
irenedlara@gmail.com

³Instituto de Ginecología y Osteoporosis, Riobamba, Ecuador,
indiratipan@gmail.com

Autor para correspondencia: Cristian Vázquez,
vazquezjcrislian@hotmail.com



Resumen

La presencia de enterobacterias de transmisión hídrica en el río Guamote, Ecuador, indica un riesgo para la manifestación de infecciones gastrointestinales debido a que este recurso es frecuentemente utilizado en la zona para el riego de cultivos, así como para la ganadería. Estos microorganismos, además, pueden ocasionar problemas en el tratamiento farmacológico por los mecanismos de resistencia a los antimicrobianos que poseen. El objetivo de esta investigación fue identificar bacterias de importancia clínica a partir de muestras de agua y de productos de la industria agrícola que son cultivados en las zonas aledañas al río Guamote, a fin de determinar su perfil de susceptibilidad a los antimicrobianos. Se muestrearon seis estaciones del río Guamote y se obtuvieron 35 cepas bacterianas de importancia clínica. Se obtuvieron muestras de agua y productos agrícolas de las estaciones Chipó Grande, Chipó Chico, Guamote, Rondador Molino (Chakrawasi), Copatillo (Rondan) y Puente de Guaniche. Las muestras se sometieron a cultivo (agar Sangre, agar MacConkey y agar CLED) y antibiograma (Kirby Bauer). Los resultados demostraron la presencia de *Klebsiella pneumoniae*, *Klebsiella oxytoca*, *Citrobacter diversus*, *Citrobacter amalonaticus*, *Citrobacter freundii*, *Proteus mirabilis*, *Enterobacter cloacae*, *Aeromonas* sp., *Pseudomonas aeruginosa*. Se evidenció la presencia de farmacorresistencia a quinolonas, penicilinas, cefalosporinas y monobactámicos. En conclusión, se demuestra que el agua de riego del río Guamote es un factor de riesgo en la transmisión de enterobacterias por ser utilizada como fuente de riego en la agricultura.

Palabras clave: Guamote, microorganismos, farmacorresistencia, bacterias.

Abstract

The presence of water-borne enterobacteria in the Guamote River, Ecuador indicates a risk for the manifestation of gastrointestinal infections because this resource is frequently used in the area for irrigation of crops, as well as for livestock farming. These microorganisms can also cause problems in pharmacological treatment due to the antimicrobial resistance mechanisms they possess. The objective of this research was to identify bacteria of clinical importance from water samples and agricultural industry products that are grown in the areas surrounding the Guamote River to determine their susceptibility profile to antimicrobials. Six stations of the Guamote River were sampled, obtaining 35 bacterial strains of clinical importance. Samples of water and agricultural products were obtained from the Chipo Grande, Chipo Chico, Guamote, Rondador Molino (Chakrawasi), Copatillo (Rondan) and Puente de Guaniche stations. The samples were subjected to culture (Blood agar, MacConkey agar and CLED agar) and antibiogram (Kirby Bauer). The results demonstrated the presence of *Klebsiella pneumoniae*, *Klebsiella oxytoca*, *Citrobacter diversus*, *Citrobacter amalonaticus*, *Citrobacter freundii*, *Proteus mirabilis*, *Enterobacter cloacae*, *Aeromonas* sp., *Pseudomonas aeruginosa*. The presence of drug resistance to quinolones, penicillins, cephalosporins and monobactams was evident. In conclusion, it is demonstrated that irrigation water from the Guamote River is a risk factor in the transmission of Enterobacteriaceae because it is used as a source of irrigation in agriculture.

Keywords: Guamote, microorganisms, drug resistance, bacteria.

Recibido: 19/03/2024

Aceptado: 19/06/2024

Publicado *ahead of print*: 04/07/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

El agua es el recurso hídrico de mayor impacto en la salud mundial, su uso es universal, ya que es requerida para el consumo humano, animal, para la agricultura, etcétera (ONU, 2019; OMS, 2018; Pedraza *et al.*, 2022; Quevedo, Ortiz, Sardán, Rivera, & García, 2019; Quinteros-Carabalí *et al.*, 2019). La excesiva contaminación por agentes químicos y biológicos a nivel de aguas superficiales es influenciada por factores directos como el crecimiento demográfico, aumento de actividades económicas y el impacto de las empresas transnacionales dedicadas a la expansión de actividades de agricultura (Castro & Moncada-Rangel, 2022; Larramendi-Benítez, Verdecia, & Plana-Castell, 2021; Mazari, 2014; Pavan *et al.*, 2022; Solórzano-Chamorro, Vera-Basurto, & Buñay-Cantos, 2022). Todo ello ocasiona la contaminación excesiva por desechos de toda clase generada diariamente, con lo cual proliferan de manera desmedida microorganismos patógenos para el ser humano (Alava, Marin, & Gallo, 2021; Baquerizo, Acuña, & Solis-Castro, 2019; Elías-Silupu, Avalos-Luis, & Medrano-Obando, 2020; Pauta-Calle *et al.*, 2020; Prato *et al.*, 2020).

Hábitos incorrectos, como defecar en los ríos o arrojar indiscriminadamente desechos animales criados en las cercanías de ríos,

contaminan el agua que abastece zonas rurales (Canguí, Delgado, Teran, Echeverría, & Tapia, 2021; Sarmiento-Rubiano, García, Suarez-Marengo, Hoyos-Solana, & Becerra, 2019). La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que al menos “el 10 % de la población mundial consume alimentos regados con aguas residuales (o contaminadas)” (OMS, 2019). Según datos y cifras, la OMS afirma que gran parte de cultivos de zonas periurbanas son regados con aguas residuales (OMS, 2019).

Muchas empresas en el mundo vierten sus desechos directamente en los ríos sin llevar a cabo el debido tratamiento, con lo cual contaminan la fuente de abastecimiento de zonas aledañas, que lo usan para actividades agrícolas y ganaderas (Baquerizo *et al.*, 2019). Este fenómeno es precursor del desarrollo de innumerables enfermedades y complicaciones gastrointestinales en la población agrícola de bajos recursos (Lara-Figueroa & García-Salazar, 2019). Varios estudios han demostrado la transmisión hídrica de microorganismos patógenos mediante alimentos que actúan como vehículos (González-Ramírez *et al.*, 2020; Vargas-Saldaña, Calle-Iparraguirre, Ocaña-Zúñiga, & Garay-Román, 2023). Por tal motivo, al conocer que una parte considerable de la población dedica su tiempo a actividades agrarias, es necesaria la identificación de estas bacterias para mitigar su transmisión y disminuir la tasa de manifestaciones de enfermedades gastrointestinales (Corrales-Ramírez, Sánchez-Leal, & Quimbayo-Salamanca, 2018).

El deterioro de la calidad del agua de fuentes superficiales utilizadas para el riego de cultivos repercute en la productividad agrícola debido a la presencia de diversos microorganismos, como bacterias, hongos (Mejía Taboada, Zelada-Herrera, & Carbajal-García, 2021) y parásitos (Gallego-Jaramillo *et al.*, 2014; Larrea-Murrell *et al.*, 2021; Pérez-Cordón, Rosales,

Valdez, Vargas-Vásquez, & Cordova, 2008; Rivera-Pesántez & Ochoa-Delgado, 2018). Estos microorganismos contaminan de manera directa a los productos agrícolas, lo que afecta a la salud de los consumidores y provoca diversos tipos de infecciones e intoxicaciones tanto en humanos como animales (Jimenez-Lugo, Agustinelli, & Sánchez-Pascua, 2021).

De acuerdo con un estudio realizado en el Ecuador, “en 2016 hubo 19 016 casos de enfermedades transmitidas por agua, entre los que se encontraron 1 253 casos de fiebre tifoidea, 3 453 de hepatitis A, 1 893 por salmonella, 627 por shigelosis y 11 790 por otras intoxicaciones alimentarias” (Brossard, Gafas, Hernandez, & Figueredo, 2020). La OMS señala que en Latinoamérica, los agentes infecciosos presentes en el agua de consumo pueden causar 485 000 muertes por diarrea cada año (OMS, 2022). En muchas ocasiones, agentes bacterianos patógenos, como el caso de *Escherichia coli* y *Klebsiella* sp., entre otros, han adquirido farmacoresistencia, lo cual provoca ineficacia antibiótica; en el caso de las cefalosporinas, quinolonas, aminoglucósidos, y carbapenemasas, genera mecanismos de resistencia en bacterias Gram negativas, como betalactamasas tipo AmpC, quinolonas, betalactamasas de espectro extendido (BLEE), etcétera (Sabathier, 2019).

En la provincia de Chimborazo, el cantón Guamote, que se encuentra en la región central del Ecuador, es uno de los cantones cuya economía se basa en la industria agrícola y pecuaria; es de gran importancia el cultivo de papas, alfalfa y trigo, entre otros. Los agricultores de esta región utilizan como fuente hídrica las aguas del río Guamote. Según investigaciones, este afluente se considera como uno de los ríos con alto índice de contaminación de la provincia por la descarga continua de desechos químicos y biológicos provenientes de las factorías

aledañas al río, establecimientos de salud y hogares; desechos generados por los más de 300 000 habitantes del sector (González-Romero, Cazares-Silva, Cordovez-Martínez, Ramos-Campi, & Guillén-Ferraro, 2022a; Logroño-Rodríguez, Yumisaca-Jimenez, López-Calle, & Flores-Pulgar, 2020).

Según cifras de la Subsecretaría Nacional de Vigilancia, Prevención y Control de la Salud Pública (2021), en la provincia de Chimborazo se diagnosticaron 35 casos de infecciones gastrointestinales por consumo de aguas de fuentes contaminadas (no potable). Asimismo, se notificaron 4 794 casos de infecciones bacterianas asociadas con el consumo de alimentos contaminados con aguas no aptas para el riego (Subsecretaría Nacional de Vigilancia y Salud Pública, 2021). Investigaciones realizadas en la provincia de Chimborazo, Ecuador, señalan que las aguas de los afluentes de dicha zona están contaminadas a nivel macro y microscópico lo que ha generado repercusiones en la salud humana (Béjar-Suárez & Mendoza-Trujillo, 2018; Cazco-Balseca, 2024).

Por tanto, el objetivo de esta investigación fue identificar bacterias de importancia clínica a partir de muestras de agua y de productos de la industria agrícola que son cultivados en las zonas aledañas al río Guamote, para determinar su perfil de susceptibilidad a los antimicrobianos.

Materiales y métodos

El estudio es de enfoque mixto, nivel exploratorio-descriptivo, cohorte transversal con un diseño de tipo no experimental.

El universo considerado para esta investigación se conformó del total de bacterias aisladas a lo largo de las principales estaciones estratégicamente identificadas del río Guamote, Chimborazo, Ecuador. Dichas estaciones están determinadas según el Gobierno Autónomo Descentralizado del cantón Guamote (2020). Los puntos o estaciones de los cuales se tomaron las muestras se seleccionaron de acuerdo con la actividad agropecuaria existente a sus alrededores en seis zonas pobladas (Figura 1): Chipó Grande, Chipó Chico, Guamote, Rondador Molino (Chakrawasi), Copatillo (Rondan) y Puente de Guaniche, denominados punto 1 al 6, respectivamente. El río Guamote se encuentra en la región central del Ecuador y tiene una superficie aproximada de 3 580 km². Se localiza en las coordenadas -1.921431, -78.693747.



Figura 1. Georreferencia de los lugares de muestreo de agua de riego y legumbres. Guamote, Ecuador.

Para la obtención de las muestras se procedió a obtener 10 muestras puntuales de 1 ml de cada estación considerando una distancia entre cada punto de muestreo. Las muestras fueron rotuladas y transportadas al laboratorio.

Se consideraron como criterios de inclusión las bacterias de interés clínico por el riesgo que presentan para la salud humana y se excluyeron aquellas bacterias que no fueron clínicamente relevantes. Del total de bacterias identificadas se excluyeron las que no representan impacto en la salud del ser humano; esto, mediante técnicas microbiológicas de identificación bacteriana y tablas de registro de datos (Alvarado *et al.*, 2023).

Una vez se testearon las aguas del río Guamote en sus principales estaciones, se tuvo en consideración principalmente el grupo de bacterias Gram negativas debido a su rol en las enfermedades gastrointestinales.

Para el procesamiento de laboratorio, en 1 ml de agua de río se le adicionaron 9 ml de agua peptonada y se incubó durante 24 horas a una temperatura de 37 °C. Posteriormente para la siembra, se transfirió 0.1 ml del crecimiento en agua peptonada y con ayuda de un asa calibrada se sembró en los medios de agar sangre, MacConkey y CLED mediante la técnica de agotamiento (Andueza-Leal, 2007). Se utilizó el agar sangre como medio general para observación de bacterias Gram negativas y Gram positivas, el medio MacConkey para el crecimiento específico de Gram negativas y el medio CLED para el aislamiento de enterobacterias y Gram negativas.

Los medios de cultivo se incubaron a 37 °C por un periodo de 24 horas. Transcurrido el tiempo, se realizó la tinción de Gram del crecimiento y de acuerdo con su clasificación como Gram positivas o Gram negativas, se dispuso a identificación por sus respectivas pruebas bioquímicas (Casasola, 2022).

Finalmente, se realizó el antibiograma por el método Kirby-Bauer (difusión en agar) con los antibióticos indicados para cada especie bacteriana (Calisto-Ulloa, Gómez-Fuentes, & Muñoz, 2018; CLSI, 2018; Montero-Recalde, Vayas, Avilés-Esquivel, Pazmiño, & Erazo-Gutierrez, 2018).

Por otra parte, en la obtención de las muestras de productos agrícolas se obtuvieron 10 productos por cada una de las estaciones (Figura 1). Se tomó una porción representativa de la parte interna de cada producto. Los productos muestreados fueron chochos, habas, papas chauchas, lechugas crespas, nabos, alfalfas y cebollas.

Para el aislamiento, identificación y antibiograma se maceraron 25 gramos de cada uno de los productos y se realizó un preenriquecimiento con 225 ml de agua peptonada, incubándolo a 37 °C durante 24 horas. A continuación, se hizo el enriquecimiento colocando 1 ml del preenriquecido en 9 ml de agua peptonada e incubándolo nuevamente a 37 °C por 24 horas. Posteriormente, el procedimiento es el mismo: siembra en agar sangre, MacConkey y CLED, pruebas bioquímicas y antibiograma (González Romero *et al.*, 2022a).

Los datos obtenidos de los antibiogramas se contrastaron con la guía internacional de interpretación del antibiograma del Clinical & Laboratory Standards Institute (CLSI). Por último, se analizaron los mecanismos de resistencia presentes en los antibiogramas de las cepas identificadas mediante la observación de los efectos fenotípicos en el medio de cultivo Agar Müller-Hinton. Se establecieron los patrones de sensibilidad y resistencia, con lo cual se evidenciaron las resistencias de origen natural, manifestación de genes de resistencia, y la inducción de la resistencia por antibióticos y betalactamasas.

La presente investigación no requirió de aprobación bioética por no abordar directamente al ser humano como sujeto de experimentación.

Resultados

De las 35 cepas bacterianas aisladas de las diferentes muestras de agua y de productos agrícolas que cumplieron con el criterio de selección, 20 de ellas se detectaron en los productos agrícolas, las cuales se clasificaron de acuerdo con la familia taxonómica a la que pertenecían. De igual manera, se obtuvieron 15 muestras positivas provenientes de las aguas del río Guamote en sus diferentes estaciones. Como se detalla en la Tabla 1, las bacterias aisladas de las muestras obtenidas sumaron un total de 35, siendo las de la familia de las *Enterobacteriaceae* (*Klebsiella pneumoniae*, *K. oxytoca*, *Citrobacter diversus*, *C. amalonaticus*, *C. freundii*, *Proteus mirabilis*, *Enterobacter cloacae*, *E. aerogenes*) las que presentaron mayor frecuencia de 16/20 (80 %) en caso de productos agrícolas y 13/15 (87 %) en aguas de riego, seguidas de la familia *Aeromonadaceae* (*Aeromonas* sp.), con una frecuencia de 3/20 (15 %) en productos agrícolas y 2/15 (13 %) en aguas de riego, y finalmente de *Pseudomonadaceae* (*Pseudomona aruginosa*).

Tabla 1. Especies bacterianas aisladas en productos de cultivo y aguas de riego del río Guamote.

Hallazgo bacteriano		Procedentes de productos agrícolas		Procedentes de aguas de riego	
		Frecuencia (n)	Porcentaje (%)	Frecuencia (n)	Porcentaje (%)
Familia	Especie				
Enterobacteriaceae	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	4	20	3	20
	<i>Klebsiella oxytoca</i>	2	10	1	7
	<i>Citrobacter diversus</i>	1	5	1	7
	<i>Citrobacter amalonaticus</i>	1	5	2	13
	<i>Citrobacter freundii</i>	2	10	1	7
	<i>Proteus mirabilis</i>	3	15	2	13
	<i>Enterobacter cloacae</i>	1	5	2	13
	<i>Enterobacter aerogenes</i>	2	10	1	7
Aeromonadaceae	<i>Aeromonas sp.</i>	3	15	2	13
Pseudomonadaceae	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1	5	0	0
Total		20	100	15	100

Se puede apreciar que el agua de riego con una presencia de cepas bacterianas aisladas considerable es la perteneciente a los puntos de muestreo 3, 4, 5 y 6, los cuales presentaron tres aislamientos bacterianos

diferentes cada uno; mientras que los puntos 1 y 2 tuvieron una presencia de cepas bacterianas aisladas relativamente menor. En contraparte, los productos agrícolas que tuvieron presencia bacteriana fueron los siguientes: lechuga crespa (punto 2), papa chaucha (punto 3), hojas de nabo (punto 4), alfalfa (punto 5) y cebolla (punto 6). Los productos agrícolas que manifestaron menos aislamientos bacterianos fueron choclo y habas.

La Tabla 2 detalla el número de aislamientos bacterianos obtenidos por estación de muestreo. Se indica la cantidad de aislamientos por bacteria obtenidos por cada uno de los productos agrícolas cultivados en las cercanías de cada estación y el agua de riego utilizada. Los puntos 3 y 4 del muestreo, correspondientes a las estaciones Guamote y Rondador Molino (Chakrawasi), tuvieron mayor presencia de bacterias clínicamente relevantes. Les siguen las estaciones 5 Copatillo y 6 Guaniche.

Tabla 2. Especies bacterianas presentes en productos agrícolas y agua de riego de las estaciones del río Guamote.

Estación de muestreo	Producto analizado	Bacterias patógenas aisladas											Frecuencia (n)	Porcentaje (%)
		<i>Klebsiella pneumoniae</i>	<i>Klebsiella oxytoca</i>	<i>Citrobacter diversus</i>	<i>Citrobacter amalonaticus</i>	<i>Citrobacter freundii</i>	<i>Proteus mirabilis</i>	<i>P. mirabilis</i>	<i>Enterobacter cloacae</i>	<i>Enterobacter aerogenes</i>	<i>Aeromonas</i> spp.	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		
Estación 1. Chipo Grande	Agua de riego	1											4	11,4
	Choclo		1											
	Habas		1											
	Papa chaucha			1										
Estación 2. Chipo Chico	Agua de riego				1				1				5	14,4
	Lechuga crespá									3				
Estación 3. Guamote	Agua de riego		1		1						1		7	20
	Papa chaucha	1		1			1					1		
Estación 4. Rondador Molino (Chakrawasi)	Agua de riego				1		1				1		7	20
	Hoja de nabo								2	2				
Estación 5. Copalillo (Rondan)	Agua de riego						3						6	17,1
	Alfalfa				1	1	1							
Punto 6. Puente de Guaninche	Agua de riego			2				1					6	17,1
	Cebolla			1		2								
Total												35	100	

En la Tabla 3 y Tabla 4 se puede apreciar que los resultados del antibiograma de la familia *Enterobacteriaceae* indican que la estación de Chipo Grande manifiesta una frecuencia mayor en cuanto a resistencia a los antimicrobianos utilizados, evidenciándose así la resistencia de tipo AmpC en los aislamientos de la cepa de *Klebsiella pneumoniae*, al igual

que en *Klebsiella oxytoca*, perteneciente a la estación de Guamote (punto 3). Además se presenció que *C. amalonaticus* y *P. mirabilis*, pertenecientes a los puntos 3 y 5, manifestaron resistencia a las quinolonas, lo cual indica que existen mutaciones a nivel del gen *gyrA* (Ayzanoa, Cuicapuza, & Tsukayama, 2024; Lepe & Martínez-Martínez, 2022; Vigo, Solari, Santos, & Puyén, 2019). También se destaca que *C. diversus* (punto 6 Puente Guaniche) posee una resistencia de tipo AmpC inducible de tipo natural.

Tabla 3. Patrón de susceptibilidad y resistencia a los antimicrobianos de las cepas bacteriana aisladas en aguas de riego y productos agrícolas del río Guamote.

Puntos de toma de muestra	Cód.	Microorganismo	CN	K	CT	TE	CIP	AN	SXT	CRO	CAZ	IPM	VA	ATM	AZM	AX	AMC	FOX	P	CTX
Punto 1. Chipo Grande	1.1	<i>K. pneumoniae</i>	S	I	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	R	R	R	-	S
	1.2	<i>K. pneumoniae</i>	S	I	S	S	S	S	R	S	S	S	-	S	S	R	R	R	-	I
Punto 2. Chipo Chico	1.3	<i>K. pneumoniae</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	R	R	R	-	S
	2.1	<i>C. amalonaticus</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	S	-	S	-	-
	2.2.1	<i>C. amalonaticus</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	S	-	S	-	-
	2.2.2	<i>Enterococcus</i> spp.	S	S	-	S	S	-	-	-	-	-	S	-	-	S	-	-	S	-
Punto 3. Guamote	2.3	<i>C. amalonaticus</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	S	-	-	-	-
	3.1	<i>K. oxytoca</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	R	R	R	-	-
	3.2	<i>Aeromonas</i> spp.	S	S	S	S	S	S	S	S	S	I	-	S	S	R	-	-	-	-
Punto 4. Rondador Molino (Chakrawasi)	3.3	<i>C. amalonaticus</i>	S	I	S	S	I	R	S	S	S	I	-	S	S	R	-	-	-	-
	4.1	<i>P. mirabilis</i>	S	S	R	R	S	S	S	S	S	S	-	S	R	S	-	-	-	-
	4.2	<i>C. amalonaticus</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	S	-	-	-	-
Punto 5. Copalillo (Rondan)	4.3	<i>Aeromonas</i> spp.	S	I	S	S	S	S	S	S	S	I	-	S	S	R	-	-	-	-
	5.1	<i>P. mirabilis</i>	S	S	R	R	S	S	R	S	S	S	-	S	R	S	-	-	-	-
	5.2	<i>P. mirabilis</i>	S	S	R	R	R	R	I	S	S	I	-	S	R	I	-	-	-	-
Punto 6. Puente de Guaniche	5.3	<i>P. mirabilis</i>	S	I	S	R	I	S	R	S	I	I	-	S	R	S	-	-	-	-
	6.1	<i>P. vulgaris</i>	S	S	R	R	S	S	S	S	S	S	-	S	R	R	-	-	-	-
	6.2	<i>C. diversus</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-	S	S	R	-	-	-	-
	6.3	<i>C. diversus</i>	S	S	S	R	S	S	S	S	S	S	-	S	S	S	-	-	-	-

S = sensible.

I = intermedio.

R = resistente.

"-" = No utilizado.

CN = gentamicina.

K = kanamicin.

CT = colistin.

TE = tetraciclina.

CIP = ciprofloxacino.

AN = ácido nalidíxico.

STX = trimetoprim.

CRO = ceftriazone.

CAZ = ceftazidima.

IPM = imipenem.

VA = vancomicina.

ATM = aztreonam.

AZM = azitromicina.

AX = amoxicilina.

AMC = amoxicilina/a. clavulánico.

FOX = cefoxitina.

P = penicilina.

CTX = cefotaxima.

Antibiograma para Gram positivas =

Mecanismos de resistencia =

Presencia de efecto de resistencia natural AmpC Inducible presentando sensibilidad =

Resistencias antimicrobianas =

Tabla 4. Resistencias a antimicrobianos de enterobacterias aisladas en aguas del río Guamote y productos agrícolas cultivados en la zona

Puntos de toma de muestra	Cód.	Microorganismo	Tipo de resistencia
Punto 1. Chipo Grande	1.1	<i>K. pneumoniae</i>	Resistencia AmpC
	1.2		
	1.3		
Punto 3. Guamote	3.1	<i>K. oxytoca</i>	Resistencia AmpC
	3.3	<i>C. amalonaticus</i>	Resistencia a las quinolonas de primera a cuarta generación (gen <i>gyrA</i>)
Punto 5. Copalillo (Rondan)	5.2	<i>P. mirabilis</i>	Resistencia a las quinolonas primera a cuarta generación (gen <i>gyrA</i>)
Punto 6. Puente de Guaninche	6.2	<i>C. diversus</i>	Resistencia natural AmpC inducible

Los fenómenos sinérgicos manifestados en los antibiogramas indican la presencia de mecanismos de resistencia. Por ejemplo, *Klebsiella pneumoniae* (A) y *K. oxytoca* (B) presentaron resistencia a quinolonas tipo AmpC aisladas en las estaciones 1 y 3. En *Citrobacter diversus* (D) se detectó resistencia de tipo natural debido a la síntesis de betalactamasa de tipo AmpC inducible. Por ello, hay farmacoresistencia al tratamiento con cefalosporinas de 1a, 2a y 3a generación, penicilinas y monobactámicos (Figura 2).

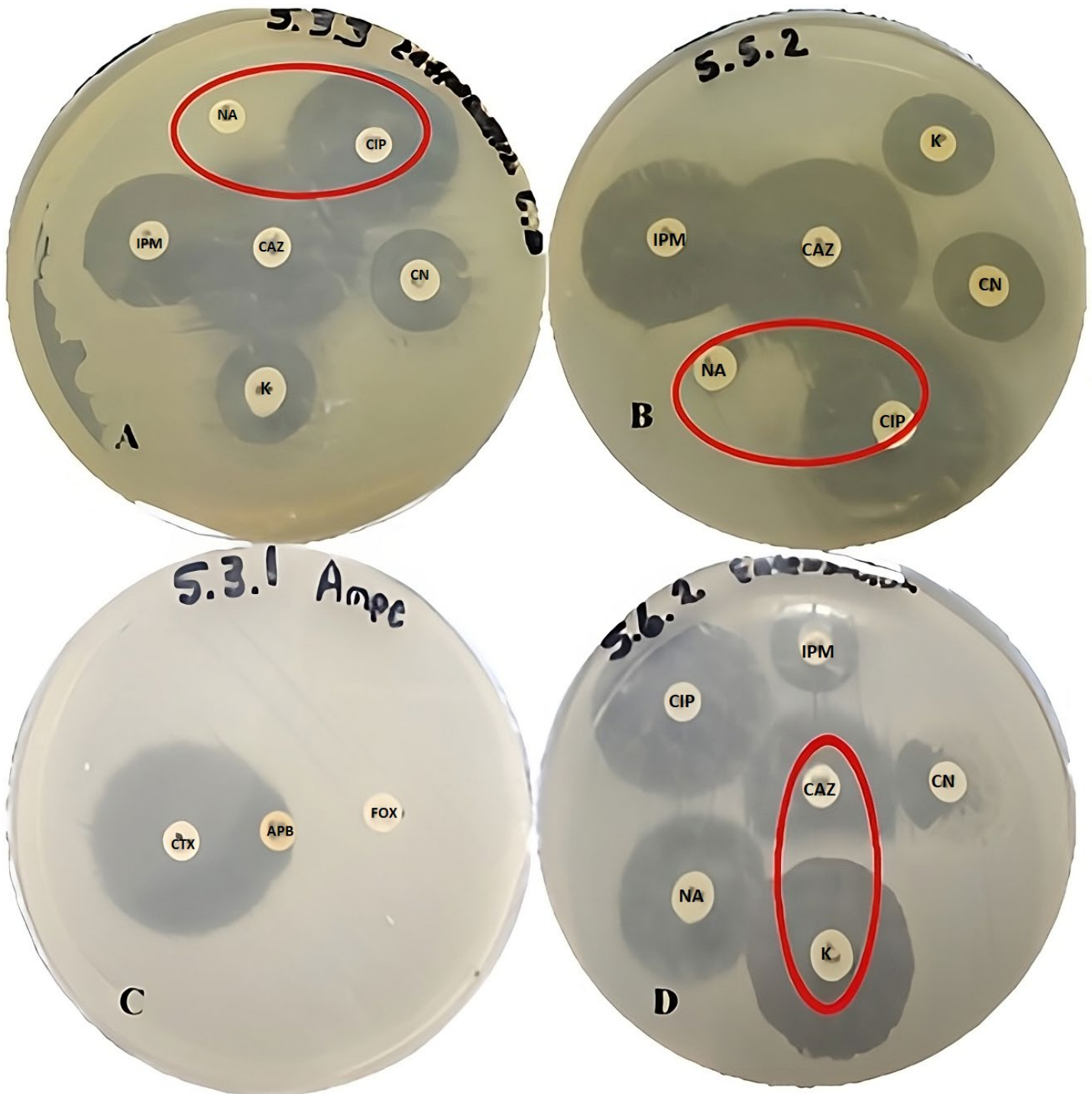


Figura 2. Manifestación de fenómenos fenotípicos en los antibiogramas indicadores de mecanismos de resistencia bacteriana.

Discusión

En investigaciones similares, Flores, Albornoz, Hurtado, Montañó y Santa (2019), y Chavarría *et al.* (2019) corroboran los resultados reflejados en la presente investigación, pues mencionan la presencia de enterobacterias en alimentos y el agua (Cruz-Cruz *et al.*, 2021; González-Ramírez *et al.*, 2020; Tipán & Martínez, 2019). Las bacterias identificadas en este estudio pertenecen a las familias *Enterobacteriaceae* (80 %), *Aeromonadaceae* (15 %) y *Pseudomonadaceae* (5 %), que se asocia con infecciones gastrointestinales (Alfaro-Mora, 2019).

González-Romero, Guamán-Chabla, Cordovez-Martínez y Martínez-Duran (2022b), en su estudio sobre la presencia de bacterias del agua del río Chambo, demuestran que es portador de enterobacterias, coliformes en su mayoría, lo cual significa un riesgo potencial para los habitantes y agricultores de las zonas aledañas (González-Romero *et al.*, 2022b). Lo mismo señalan Molina y Orozco (2019), quienes indican que hay gran contaminación en el río Chambo por coliformes fecales (Molina & Orozco, 2019). Como se puede ver, la vehiculización de microorganismos patógenos se da en varias regiones de la misma zona y la polución es un factor clave en el desarrollo de la misma.

Del total de bacterias aisladas, se pudo evidenciar que las farmacorresistencias identificadas se atribuyen a las quinolonas y a las de tipo AmpC, resultados que concuerdan con los de Mur y Marcillo (2018), y Molina y Orozco (2019), quienes en sus investigaciones encontraron cepas de *C. amalonaticus* y *P. mirabilis*, ya que se manifiestan mediante la resistencia al ácido nalidíxico y sensibilidad al ciprofloxacino, e indican

una posible mutación del gen QRDR, un determinante de resistencia a las quinolonas, que afecta al gen *gyrA* del ADN girasa (Mateo-León, García-Martínez-de-Artola, & Pino-Calm, 2023; Sánchez Palencia & Acosta-Cáceres, 2017). Si se diera el caso, se produciría una inhibición en la replicación del ADN, lo cual conlleva una resistencia antibiótica a las quinolonas.

También se evidencia que ciertas enterobacterias Gram negativas no fermentadores como *P. mirabilis*, *K. oxytoca*, *K. pneumoniae*, *C. diversus* presentaron de manera natural el gen *AmpC*, que son serin-betalactamasas, el cual les brinda resistencia a la amoxicilina o a la combinación de amoxicilina/ácido clavulánico (Piñeiro, Idigoras, De-la-Caba, López-Olaizola, & Cilla, 2019; Toribio-Arias, Sevilla-Andrade, & Gonzales-Escalante, 2019); en contraparte, Molina y Orozco (2019) aislaron *C. freundii* con la misma farmacorresistencia a amoxicilina/ácido clavulánico. Mur y Marcillo (2018) aislaron *P. aeruginosa* resistente a quinolonas; mientras que en la presente investigación la misma especie mostró resistencia al aztreonam (Mur & Marcillo, 2018).

Conclusiones

Se evidenció la presencia de patógenos bacterianos de significancia clínica para el ser humano en los seis puntos del río Guamote analizados en la investigación, entre los cuales los puntos 1, 3 y 6 tuvieron presencia de bacterias resistentes a los antimicrobianos. Destaca la manifestación de la resistencia *AmpC* a la cepa de *K. pneumoniae*, así como de *K. oxytoca*. Además, se presencié la resistencia a las quinolonas en cepas de *C.*

amalonaticus y *P. mirabilis*, lo que indica la mutación presuntiva del gen *gyrA*.

Recomendaciones

Se debería implementar un plan de control y seguimiento a las factorías y granjas situadas a las orillas del río Guamote, a fin de mitigar la contaminación de este afluente. De esta manera se contribuiría a disminuir la contaminación química y biológica del agua y evitar complicaciones en la salud humana.

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a la Universidad Nacional del Chimborazo, así como al gobierno autónomo descentralizado del cantón Guamote.

Referencias

- Alava, L., Marin, L., & Gallo, N. (2021). Evaluación de la calidad del agua para consumo humano en la cuenca baja del río Lelía (Santo Domingo de los Tsáchilas-Ecuador). *Domino de las Ciencias*, 7(6), 625-648. DOI: 10.23857/dc.v7i6.2356
- Alfaro-Mora, R. (2019). Aspectos relevantes sobre *Salmonella* sp. en humanos. *Revista Cubana de Medicina General Integral*, 34(3). Recuperado de <https://revmgi.sld.cu/index.php/mgi/article/view/957/208>

- Alvarado, L., Quiroz-Reyna, M. E., Quiroz-Chunga, G. S., Neyra-Neyra, R. M., Castillo-Aguilar, W. F., Quedo-Salazar, F. B., & Ramos-Yesquen, L. M. (2023). Identificación y sensibilidad antibiótica de bacilos Gram negativos directamente del hemocultivo positivo. *Infectio*, 193-202. DOI: 10.22354/24223794.1146
- Andueza-Leal, F. (2007). *Diversidad microbiana de las aguas mineromedicinales de los balnearios de Jaraba*. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=193921&info=resumen&idioma=SPA>
- Ayzanoa, B., Cuicapuza, D., & Tsukayama, P. (2024). Resistencia a antibióticos generada mediante mutaciones cromosómicas en aislados de *Escherichia coli* provenientes de coprocultivos de niños de una comunidad de Lima, Perú. *Investigación e Innovación Clínica y Quirúrgica Pediátrica*, 2(1). DOI: 10.59594/iicqp.2024.v2n1.77
- Baquerizo, M., Acuña, M., & Solis-Castro, M. (2019). Contamination of river: Case Guayas River and its affluent. *Manglar*, 16(1), 63-70. DOI: 10.17268/manglar.2019.009
- Béjar-Suárez, J., & Mendoza-Trujillo, B. (2018). Contaminación orgánica del río Chambo en el área de descarga de agua residual de la ciudad de Riobamba. *Perfiles*, 2(20), 40-46. DOI: 10.47187/perf.v2i20.32
- Brossard, E., Gafas, C., Hernandez, D., & Figueredo, K. (2020). Enfermedades de transmisión hídricas en el cantón Penipe, Ecuador, 2016-2017. *Revista Cubana de Salud Pública*, 46(3). Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-34662020000300004

- Calisto-Ulloa, N., Gómez-Fuentes, C., & Muñoz, P. (2018). Antibiotic resistance in bacteria from seawater surrounding Antarctic stations. *Anales Instituto Patagonia*, 46(3), 29-39. DOI: 10.4067/S0718-686X2018000300029
- Cangui, S., Delgado, K., Teran, R., Echeverría, I., & Tapia, I. (2021). Aislamiento de *Salmonella* spp. en heces de fauna urbana en un parque recreativo de Quito. *Química Central*, 7(1), 26-35. DOI: 10.29166/QUIMICA.V7I1.2921
- Casasola, M. (2022). Importance of a correct Gram stain in identifying bacteria. *Revista del Colegio de Microbiología Clínica de Costa Rica*, 27(2), 89-98. Recuperado de <http://revista.microbiologos.cr/wp-content/uploads/2022/08/Volumen-27-N%C2%BA2-Arti%CC%81culo-3-89-98.pdf>
- Castro, O. E., & Moncada-Rangel, J. A. (2022). Educación ambiental para el manejo sustentable del agua en la comunidad Toro Muerto, río Caroni. *Areté*, 8(15), 61-84. DOI: 10.55560/ARETE.2022.15.8.3
- Cazco-Balseca, G. L. (2024). La contaminación de las aguas del río "Chibunga" y el derecho de regeneración de la naturaleza, en el cantón Riobamba, provincia de Chimborazo. *Estudios y Perspectivas. Revista Científica y Académica*, 4(1), 2516-2529. DOI: 10.61384/r.c.a.v4i1.206
- Chavarria, C., Gallegos, M., Fortis, M., Gonzalez, U., Cervantes, M., & Castellanos, E. (2019). Presencia de enterobacterias en insumos de uso agrícola en La Comarca Lagunera. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(5), 999-1009. DOI: 10.29312/remexca.v10i5.1812

- CLSI, Clinical and Laboratory Standards Institute. (2018). *M100 performance standards for antimicrobial susceptibility testing* (28th ed.). Pittsburgh, USA: Clinical and Laboratory Standards Institute.
- Corrales-Ramírez, L. C., Sánchez-Leal, L. C., & Quimbayo-Salamanca, M. E. (2018). Microorganismos potencialmente fitopatógenos en aguas de riego proveniente de la cuenca media del río Bogotá. *Nova*, 16(29), 71-89. DOI: 10.22490/24629448.2691
- Cruz-Cruz, C., Rodríguez-Dozal, S., Cortez-Lugo, M., Ovilla-Muñoz, M., Carnalla-Cortés, M., Sánchez-Pájaro, A., & Schilmann, A. (2021). Revisión rápida: monitoreo de la presencia e infectividad del virus SARS-CoV-2 y otros coronavirus en aguas residuales. *Salud Pública de México*, 63(1), 109-119. DOI: 10.21149/11783
- Elías-Silupu, J. W., Avalos-Luis, C. A., & Medrano-Obando, J. (2020). Calidad bacteriológica del agua para consumo humano y enfermedad diarreica aguda en el distrito de Rázuri. Provincia de Ascope. La Libertad-Perú. *Puriq*, 2(1), 3-15. DOI: 10.37073/puriq.2.1.69
- Flores, R., Albornoz, C., Hurtado, J., Montañó, V., & Santa, A. (2019). Enterobacterias productoras de B-lactamasas de espectro extendido y plásmido-AMPC en aguas de riego, zona Maica, Cochabamba. *Revista Científica Ciencia Médica*, 22(2). DOI: 10.51581/rccm.v22i2.17

- Gallego-Jaramillo, L., Heredia-Martínez, H., Salazar-Hernández, J., Hernández-Muñoz, T., Naranjo-García, M., & Suárez-Hurtado, B. (2014). Identificación de parásitos intestinales en agua de pozos profundos de cuatro municipios. Estado Aragua, Venezuela. 2011-2012. *Revista Cubana de Medicina Tropical*, 66(2), 164-173. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0375-07602014000200002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Gobierno Autónomo Descentralizado del Cantón Guamote. (2020). *Informe de rendición de cuentas*. Recuperado de <https://www.gadguamote.gob.ec/transparencia/rc/2020-4/3398-informe-narrativo-rc-gadmc-guamote/file.html>
- González-Ramírez, L., Falconí-Ontaneda, F., Yaucén-Rodríguez, M., Romero-Zapata, C., Parra-Mayorga, P., García-Rios, C., & Prato-Moreno, J. (2020). Dispersión hídrica de enteroparásitos en una zona agropecuaria de gran altitud, en Los Andes Ecuatorianos. *Kasmera*, 48(2). DOI: 10.5281/zenodo.3938528
- González-Romero, A. C., Cazares-Silva, M. del R., Cordovez-Martínez, M. del C., Ramos-Campi, Y. C., & Guillén-Ferraro, M. L. (2022a). Bacterias aisladas en productos agrícolas provenientes de la cuenca del río Guano. *Kasmera*, 50, e5037965-e5037965. DOI: 10.56903/KASMER.A.5037965

- González-Romero, A. C., Guamán-Chabla, M. G., Cordovez-Martínez, M. del C., & Martínez -Duran, E. E. (2022b). Perfiles de susceptibilidad antimicrobiana en bacterias aisladas en cultivos agrícolas de la cuenca del río Chambo. *Perfiles*, 1(27), 39-48. DOI: 10.47187/perf.v1i27.148
- Jimenez-Lugo, R., Agustinelli, S. P., & Sánchez-Pascua, G. L. (2021). Índices de riesgo en relación a la transmisión de gastroenteritis aguda a partir de alimentos contaminados con norovirus. *Revista Chilena de Nutrición*, 48(2), 266-275. DOI: 10.4067/S0717-75182021000200266
- Lara-Figueroa, H. N., & García-Salazar, E. M. (2019). Prevalencia de enfermedades asociadas al uso de agua contaminada en el Valle del Mezquital. *Entreciencias: Diálogos en la Sociedad del Conocimiento*, 7(21). DOI: 10.22201/enesl.20078064e.2019.21.69636
- Larramendi-Benítez, E. M., Verdecia, G. M., & Plana-Castell, M. A. (2021). Escasez y contaminación del agua, realidades del siglo XXI. *16 de Abril*, 60(279), 854. Recuperado de https://rev16deabril.sld.cu/index.php/16_04/article/view/854
- Larrea-Murrell, J. A., Bacchetti-De-Gregoris, T., Heydrich-Pérez, M., Lugo-Moya, D., Estéve-Núñez, A., Boltes-Espínola, K., & Rojas-Badía, M. M. (2021). Impact of chemical and microbiological water quality on bacterial community assemblage of San Juan River (Sierra del Rosario, Biosphere Reserve, Cuba). *Tecnología y ciencias del agua*, 12(3), 82-123. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-03-03

- Lepe, J. A., & Martínez-Martínez, L. (2022). Mecanismos de resistencia en bacterias gramnegativas. *Medicina Intensiva*, 46(7), 392-402. DOI: 10.1016/j.medin.2022.02.004
- Logroño-Rodríguez, M. F., Yumisaca-Jimenez, E., López-Calle, W., & Flores-Pulgar, T. F. (2020). Contextualización de la agricultura y el patrimonio a miras de identificar y caracterizar productos de interés patrimonial/Contextualization of agriculture and heritage in order to identify and characterize products of patrimonial interest. *KnE Engineering*, 2020, 674-696. DOI: 10.18502/keg.v5i2.6290
- Mateo-León, C., García-Martínez-de-Artola, D., & Pino-Calm, B. (2023). High macrolides and fluoroquinolones resistance rate in *Mycoplasma genitalium* in southern Tenerife. *Revista Española de Quimioterapia*, 36(4), 416-420. DOI: 10.37201/req/014.2023
- Mazari, M. (2014). Agricultura y contaminación del agua. *Problemas del Desarrollo*, 45(177), 199-201. DOI: 10.1016/S0301-7036(14)70870-3
- Mejía-Taboada, L. M., Zelada-Herrera, M. E., & Carbajal-García, L. O. (2021). Análisis microbiológico del agua para consumo humano de la población del centro poblado Pachapiriana, distrito de Chontalí, provincia de Jaén-2019. *Ciencia Latina. Revista Científica Multidisciplinar*, 5(6), 13750-13766. DOI: 10.37811/CL_RCM.V5I6.1355
- Molina, J., & Orozco, J. (2019). *Detección de resistencia antimicrobiana en bacterias de interés clínico aisladas en el río Chambo*. Riobamba, Ecuador: Universidad Nacional de Chimborazo.

- Montero-Recalde, M., Vayas, L., Avilés-Esquivel, D., Pazmiño, P., & Erazo-Gutierrez, V. (2018). Evaluación de dos métodos para medir la sensibilidad de inhibición de crecimiento de la cepa certificada de *Staphylococcus aureus* subsp. *aureus*. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 29(4), 1543-1547. DOI: 10.15381/RIVEP.V29I4.15185
- Mur, L., & Marcillo, K. (2018). *Universidad Nacional de Chimborazo, Facultad de Ciencias de la Salud, carrera de Laboratorio Clínico e Histopatológico*. Riobamba, Ecuador: Universidad Nacional de Chimborazo.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2019). *Informe mundial de Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019*. Recuperado de <https://www.acnur.org/5c93e4c34.pdf>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2019, June 14). *Saneamiento*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/sanitation>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2022). *Agua para consumo humano*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano*. Recuperado de <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf?ua=1>

- Pauta-Calle, G., Vázquez, G., Abril, A., Torres, C., Loja-Sari, M., & Palta-Vera, A. (2020). Indicadores bacteriológicos de contaminación fecal en los ríos de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 11(2), 46-57. DOI: 10.18537/MSKN.11.02.05
- Pavan, J. V., Masachessi, G., Prez, V. E., Di Cola, G., Re, V. E., & Nates, S. V. (2022). Evaluación de la calidad de aguas superficiales en espacios recreacionales, una propuesta integradora de marcadores químicos y microbiológicos. *Revista de la Facultad de Ciencias Médicas de Córdoba*, 79(2), 210-214. DOI: 10.31053/1853.0605.v79.n2.33403
- Pedraza, L., Guerrero, K., Mateus, M., Garcia, G., Gomez, L., Gomez, D., Vargas, N., & Jaramillo, D. (2022). Calidad e inocuidad del agua de bebida de sistemas de producción animal: experiencia en municipios del departamento del Meta, Colombia. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 23(3), 2259. DOI: 10.21930/rcta.vol23_num3_art:2259
- Pérez-Cordón, G., Rosales, M. J., Valdez, R. A., Vargas-Vásquez, F., & Cordova, O. (2008). Detection of water-borne and food-borne intestinal parasites of Trujillo, Peru. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 25(1). Recuperado de <http://www.scielo.org.pe/pdf/rins/v25n1/a18v25n1.pdf>

- Piñeiro, L., Idigoras, P., De-la-Caba, I., López-Olaizola, M., & Cilla, G. (2019). Tratamiento antibiótico dirigido en infecciones por *Mycoplasma genitalium*: análisis de mutaciones asociadas con resistencia a macrólidos y fluoroquinolonas. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*, 37(6), 394-397. DOI: 10.1016/j.eimc.2018.10.003
- Prato, J., Millan, F., Prada, C., Tanaselia, C., Prado, L., Lucena, M., Rios, I., & Gonzalez, L. (2020). Caracterización fisicoquímica y microbiológica de aguas subterráneas de un sector rural a baja altitud en Los Andes venezolanos. *Kasmera*, 48(1). DOI: 10.5281/ZENODO.3861081
- Quevedo, W., Ortiz, L., Sardán, S., Rivera, E., & García, D. (2019). Disponibilidad y consumo de agua para la ganadería bovina en el municipio de Mojocoya. *Revista Ciencia, Tecnología e Innovación*, 17(20), 133-142. DOI: 10.56469/rcti.v17i20.358
- Quinteros-Carabalí, J. A., Gómez-García, J., Solano, M., Llumiquinga, G., Burgos, C., & Carrera-Villacrés, D. (2019). Evaluación de la calidad de agua para riego y aprovechamiento del recurso hídrico de la quebrada Togllahuayco. *Siembra*, 6(2), 046-057. DOI: 10.29166/SIEMBRA.V6I2.1641
- Rivera-Pesántez, C., & Ochoa-Delgado, L. (2018). *Caracterización microbiológica de las aguas de los ríos de la ciudad de Cuenca*. Recuperado de [http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/31338/1/Tra bajo%20de%20Titulaci%C3%B3n.pdf](http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/31338/1/Tra%20bajo%20de%20Titulaci%C3%B3n.pdf)

- Sabathier, L. L. (2019). *Estudio de resistencia a antibióticos del género Pseudomonas en muestras de agua del río Limay. Tramo de estudio: Senillosa-Plottier*. Neuquén, Argentina: Universidad Nacional del Comahue.
- Sánchez-Palencia, L., & Acosta-Cáceres, J. (2017). Mutaciones en la región determinante de resistencia a quinolonas (QRDR) del gen *gyrA* de *Neisseria gonorrhoeae* presente en muestras clínicas de hombres que tienen sexo con hombres. *Revista Peruana de Biología*, 24(3), 283-292. DOI: 10.15381/rpb.v24i3.13905
- Sarmiento-Rubiano, L. A., García, Y., Suarez-Marenco, M., Hoyos-Solana, V. I., & Becerra, J. E. (2019). Bifidobacterias como indicadores de contaminación fecal en aguas tropicales. *Revista de Biología Tropical*, 67(3), 562-571. DOI: 10.15517/RBT.V67I3.33843
- Solórzano-Chamorro, J. J., Vera-Basurto, J. S., & Buñay-Cantos, J. P. (2022). Crecimiento económico y medio ambiente. *RECIAMUC*, 6(1), 203-212. DOI: 10.26820/reciamuc/6.(1).enero.2022.203-212
- Subsecretaría Nacional de Vigilancia y Salud Pública. (2021). *Enfermedades transmitidas por agua y por alimentos*. Recuperado de <https://www.salud.gob.ec/wp-content/uploads/2021/10/Gaceta-General-SEM-37-ETAS.pdf>
- Tipán, I., & Martínez, E. (2019). Detección de bacterias de importancia clínica en el agua del río Guamote, 2019. *Revista Eugenio Espejo*. Recuperado de <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/6179>

- Toribio-Arias, L. J., Sevilla-Andrade, C. R., & Gonzales-Escalante, E. (2019). Marcadores de resistencia plasmídica a quinolonas qnr en aislamientos clínicos de enterobacterias productoras de betalactamasas CTX-M en Lima, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 36(2), 265. DOI: 10.17843/rpmesp.2019.362.3960
- Vargas-Saldaña, M. L., Calle-Iparraguirre, N. O., Ocaña-Zúñiga, C. L., & Garay-Román, J. M. (2023). Calidad microbiológica del agua de consumo humano del sector Fila Alta-Jaén, 2019. *Revista Científica Pakamuros*, 9(4). DOI: 10.37787/vy9q9272
- Vigo, A., Solari, L., Santos, D., & Puyén, Z. M. (2019). Mutaciones que confieren resistencia a fármacos antituberculosis de primera línea en Perú: una revisión sistemática de la literatura. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 36(4), 636-645. DOI: 10.17843/rpmesp.2019.364.4722

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-09

Notas

Eficiencia en la provisión de agua potable: un análisis de frontera estocástica

Efficiency in the provision of drinking water: A stochastic frontier analysis

Fanny Cabrera¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0745-4921>

Juan Pablo Sarmiento², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2841-7054>

¹Universidad de Cuenca, Universidad Católica de Cuenca, Cuenca, Ecuador, fanny.cabrerab16@ucuenca.edu.ec

²Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, juan.sarmiento@ucuenca.edu.ec

Autora para correspondencia: Fanny Cabrera, fanny.cabrerab16@ucuenca.edu.ec

Resumen

Entender que rol juegan los diversos factores que explican la eficiencia técnica resulta fundamental para establecer los marcos regulatorios y políticas enfocadas en mejorar los niveles de eficiencia, especialmente en la prestación de servicios públicos, como el suministro de agua potable.



Este estudio tiene como objetivo calcular el nivel de eficiencia técnica orientada a los costos de los proveedores del servicio de agua potable del Ecuador y analizar sus determinantes. Para ello, se aplicó el método paramétrico análisis de frontera estocástica (SFA, por sus siglas en inglés) utilizando datos del año 2019 de la “Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales” publicada por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC). Los resultados muestran que los proveedores de agua potable en Ecuador podrían ahorrar sus costos y, al mismo tiempo, mantener el nivel de producción de agua potable actual. Entre los factores que explican a la eficiencia se encuentra el nivel económico del cantón, la densidad de clientes, el nivel de fuentes de extracción de agua, y la necesidad de bombeo en la provisión del servicio. Finalmente, se sugiere que las políticas públicas de mejora de la eficiencia centradas en dichos factores se realicen promoviendo la cooperación e intercambio de experiencias entre los proveedores.

Palabras clave: eficiencia técnica, agua, frontera estocástica, costo, Ecuador.

Abstract

Understanding the role that various factors play in explaining technical efficiency is crucial for establishing appropriate regulatory frameworks and policies aimed at improving efficiency levels, especially in the provision of public services such as drinking water supply. This study aims to calculate the cost-oriented technical efficiency level of Ecuador's drinking water service providers and analyze their determinants. To

achieve this goal, the parametric Stochastic Frontier Analysis (SFA) method was applied using 2019 data from the economic environmental information statistics in municipal decentralized autonomous governments published by the National Institute of Statistics and Census (INEC). The results show that drinking water providers in Ecuador could save costs while maintaining the current level of drinking water production used for service provision. Factors that explain efficiency include the economic level of the canton, customer density, water extraction sources, and the need for pumping in service provision. The findings suggest that public policies should focus on addressing these specific factors to improve efficiency in the sector, promoting cooperation and exchange of experiences among providers.

Keywords: Technical efficiency, water, stochastic frontier, cost, Ecuador.

Recibido: 19/04/2023

Aceptado: 12/05/2024

Publicado *ahead of print*: 28/05/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

El rol de los proveedores de agua es crucial para lograr el acceso universal, equitativo y asequible al recurso hídrico (Villegas, Molinos-Senante, & Maziotis, 2019), ya que el nivel de eficiencia en la provisión no solo influye en la cobertura sino también en los costos y en la calidad del servicio (Carvalho & Marques, 2016). Por ello, una gestión eficiente

de los proveedores coadyuva a no profundizar la crisis del agua, dado que su escasez se explica no solo por factores naturales sino también por factores como la gobernabilidad, el marco regulatorio y otros ligados a la calidad de su gestión (Guerrini & Romano, 2014). En este contexto, múltiples investigaciones se centran en evaluar la eficiencia de las empresas que otorgan el servicio de agua potable, como por ejemplo Ablanado-Rosas, Guerrero-Campanur, Olivares-Benitez, Sánchez-García y Nuñez-Ríos (2020); Molinos-Senante, Maziotis, Sala-Garrido y Mocholi-Arce (2023); Morán-Valencia, Flegl y Güemes-Castorena (2023), y Tourinho, Santos, Pinto y Camanho (2022), entre otros. Así, el análisis de la eficiencia se ha vuelto una tarea importante en la búsqueda de sostenibilidad en la provisión de este recurso.

En Ecuador, el agua es considerada como un derecho humano constitucional a partir del año 2008, y su gestión se restringe a una de tipo pública o comunitaria (Martínez & Salazar, 2021). Los gobiernos municipales en el país operan bajo cuatro tipos de modalidad para la gestión del servicio de agua potable: de forma directa municipal (61.5 %); empresas públicas municipales autónomas (32.1 %); empresa pública mancomunada o regional (5.9 %), y operador privado (0.5 %) (INEC, AME, & ARCA, 2018). La responsabilidad de la gestión de agua potable en el país está a cargo de los 221 gobiernos municipales, distribuidos en cuatro regiones geográficas: Costa, Sierra, Amazonía y Galápagos (Wingfield, Martínez-Moscoso, Quiroga, & Ochoa-Herrera, 2021).

Ecuador es un país que se caracteriza por la existencia de heterogeneidad en el nivel de ingresos entre gobiernos municipales y en el nivel de densidad poblacional, además de existir una marcada

desigualdad de recursos hídricos entre regiones geográficas. Esta configuración, en términos económicos, demográficos, naturales y de ubicación, probablemente afecta la eficiencia de los proveedores. En efecto, una revisión general de los indicadores de provisión y calidad de agua en el Ecuador muestra importantes brechas entre gobiernos municipales, lo cual indica que la eficiencia no es homogénea (ARCA, 2022). Por ello, es fundamental abordar estas heterogeneidades, y buscar soluciones sostenibles para garantizar el acceso universal, equitativo y asequible al recurso hídrico en todo el país.

Una herramienta útil para la supervisión de la eficiencia es la regulación “*Yardstick*”, pues permite comparar la eficiencia entre las unidades productivas, convirtiéndose así en un insumo para los reguladores y tomadores de decisiones (Cetrulo, Ferreira, Marques, & Malheiros, 2020). La herramienta fomenta la competencia y transparenta las tendencias del desempeño, lo que conduce a mejorar la eficiencia (Murwirapachena, Mahabir, Mulwa, & Dikgang, 2019). En el Ecuador, el análisis de la eficiencia del sector de provisión de agua potable es todavía poco explorado, lo que subraya la necesidad de prestarle mayor atención, considerando los principales factores que influyen en ella.

El estudio tiene como objetivo calcular la eficiencia de la provisión de agua potable en Ecuador, prestando especial atención a los factores determinantes de su variabilidad, como el tipo de gestión, y las condiciones económicas, demográficas y geográficas, naturales y operativas. Para lograr este propósito se utiliza el método paramétrico análisis de frontera estocástica (SFA, por sus siglas en inglés), el cual permite medir la eficiencia, así como identificar los determinantes que la afectan. Para la estimación de la eficiencia se emplea la base de datos de

la “Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales” publicado por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC) en 2019. Con ello se busca contribuir a la literatura empírica sobre eficiencia en el sector de agua potable para un país en desarrollo, al aportar información complementaria a los estudios existentes en Ecuador, que a menudo se basan en indicadores tradicionales y que algunos autores consideran incompletos al no tomar en cuenta el enfoque de la frontera de posibilidades de producción (Coelli, Estache, Perelman, & Trujillo, 2003).

Para medir la eficiencia se requiere establecer cuándo se considera que una unidad productiva es eficiente. En términos económicos, se considera que una unidad productiva es eficiente si tiene un comportamiento optimizador (Ferro, Lentini, & Mercadier, 2010). En este contexto, la eficiencia se divide en dos tipos: asignativa y técnica (Farrell, 1957). La primera se relaciona con la capacidad de seleccionar una combinación óptima de insumos dadas los precios o costos relativos y la tecnología disponible (Worthington, 2014). Por otro lado, la eficiencia técnica, desde el enfoque de insumos, se refiere a la capacidad para mantener los mínimos costos o insumos conservando constante el nivel de producción (Ferro *et al.*, 2010). Dado que no se cuenta con información sobre precios relativos de los insumos y considerando la particularidad del sector analizado, el estudio analiza la eficiencia técnica orientado a los insumos. En este sentido, las preguntas de investigación que se plantea son las siguientes: ¿cuál es el porcentaje promedio de costos que los proveedores de agua potable pueden reducir, manteniendo el mismo nivel de producción?, ¿qué factores explican la eficiencia técnica desde el enfoque de insumos?

Una vez definida la eficiencia se debe establecer la forma de medición o cálculo. Desde el trabajo seminal de Farrell (1957), la eficiencia se mide a través de la frontera de posibilidades de producción, que representa las combinaciones de producción técnicamente eficientes en un momento dado (Coelli, Rao, O'Donnell, & Battese, 2005). Existen dos enfoques para construir esta frontera: métodos no paramétricos y paramétricos (Koengkan *et al.*, 2022). Los primeros construyen la frontera eficiente a partir de las unidades productivas eficientes y luego comparan cada empresa contra esta frontera (Benito, Faura, Guillamón, & Ríos, 2019); cuanto más cerca de la frontera se ubique la unidad productiva, mayor será la eficiencia (Coelli *et al.*, 2005). El segundo método considera que las desviaciones de la unidad productiva de su frontera de posibilidades de producción se explican por dos elementos: aleatoriedad e ineficiencia, lo que significa que la simple desviación de la frontera no se atribuye a la ineficiencia (Tan, Choi, Wang, & Huang, 2020). Cada enfoque tiene sus especificidades, ventajas y desventajas, y han sido aplicados por múltiples estudios en el sector de agua potable. En esta investigación se aplica el método de análisis de frontera estocástica (técnica paramétrica) debido a que permite identificar la eficiencia más allá de una desviación de la frontera de posibilidades de producción, pues incluye un término de error para capturar los efectos no observados que la afectan y es más robusto frente a valores atípicos que los métodos no paramétricos (Coelli *et al.*, 2005).

El documento está estructurado en cinco secciones. La sección dos ofrece una revisión de los principales estudios empíricos enfocados en la identificación de los posibles determinantes de la eficiencia en el sector de agua potable. En la sección tres se describe la metodología utilizada

para comprobar las hipótesis de investigación y se detallan los datos empleados. Los resultados obtenidos, así como la discusión y conclusiones, se presentan en las secciones cuatro y cinco, respectivamente.

Estado del arte

Actualmente existe un creciente interés en la investigación de los factores que explican la eficiencia en los proveedores de agua potable. Dicho interés se ha centrado en aspectos económicos, demográficos, operativos, de calidad, naturales, de gobernabilidad y institucionales, entre otros. En esta línea se encuentran estudios como los de Benito *et al.* (2019); Molinos-Senante, Maziotis y Villegas (2020); Molinos-Senante *et al.* (2023); Morán-Valencia *et al.* (2023); Romano, Salvati y Guerrini (2018), y Zheng, Zhang y Xing (2018), entre otros.

Dentro de los determinantes económicos, Ma, Shi y Chou (2016) muestran una relación positiva entre la eficiencia y los ingresos per cápita de los ciudadanos. Un nivel económico elevado puede aumentar los recursos disponibles para invertir en infraestructura o instalaciones de los proveedores del servicio de agua potable, lo que mejora la calidad y eficiencia al respecto (See, 2015). Sin embargo, Benito *et al.* (2019) encuentran una relación negativa en las pequeñas municipalidades, donde proveedores con mayores recursos podrían estar menos preocupados por alcanzar la eficiencia. Por otro lado, Song, Wang y Zeng (2018) argumentan que durante las primeras etapas del crecimiento económico, la eficiencia puede verse afectada por posibles desperdicios de los recursos naturales. No obstante, después de alcanzar cierto punto, en

donde los recursos naturales se vuelven escasos, la eficiencia puede mejorar, al adoptar mejores prácticas de producción que permitan ahorrar recursos.

La densidad de clientes es un factor demográfico que también influye en la eficiencia (Song *et al.*, 2018). Una baja densidad refleja menos personas atendidas por kilómetro de extensión de la red y en consecuencia el proveedor de servicios puede parecer menos eficiente (See, 2015). Estudios como el de Guerrini, Romano y Leardini (2018), en Italia, y Song *et al.* (2018), en China, han encontrado que la eficiencia de las empresas de agua mejora en lugares con alta densidad poblacional. En particular, Guerrini, Romano y Campedelli (2013) descubrieron una relación positiva entre la densidad de clientes y la eficiencia, pues las empresas pueden suministrar agua potable a varios clientes en un mismo kilómetro de red, aprovechando las economías de escala. Sin embargo, una relación negativa puede surgir si existen problemas de congestión, lo que aumentaría los costos del servicio y disminuiría la eficiencia (Benito *et al.*, 2019). Incluso la relación puede ser de tipo U invertida, ya que después de cierto punto, los costos se pueden incrementar cuando el proveedor de tamaño grande ofrece el servicio en áreas fuera de su zona de suministro (Horn & Saito, 2011).

En relación con los factores operativos y de calidad, el volumen o porcentaje de pérdidas de agua es un indicador comúnmente utilizado para explicar la eficiencia del servicio, y representa la proporción de agua suministrada que no es facturada (See, 2015). Este indicador puede tener un efecto negativo en la eficiencia del servicio, tal como Molinos-Senante, Donoso, Sala-Garrido y Villegas (2018) encontraron en las empresas chilenas para el año 2014, pues influye en un incremento de costos. No

obstante, Guerrini *et al.* (2018) demostraron que la reducción del porcentaje de pérdida de agua no necesariamente aumenta la eficiencia de las empresas italianas sino que la disminuye, argumentando que los gastos por reparaciones de fugas podrían resultar mayores que el beneficio de ahorro por dicha reducción. Otras variables, como medidas de la calidad del servicio (p. ej., quejas o reclamos) y nivel de bombeo promedio se suelen usar como proxies del factor de calidad (Estruch-Juan, Cabrera, Molinos-Senante, & Maziotis, 2020; See, 2015; Villegas *et al.*, 2019; Walker, Williams, & Styles, 2020; Worthington, 2014). Un mayor nivel de bombeo se asocia con una mayor ineficiencia, por el mayor uso de energía y, en consecuencia, un incremento en los costos de acuerdo con los hallazgos de Villegas *et al.* (2019). En el caso de quejas y reclamos, una relación negativa, aunque no significativa, fue encontrado por Molinos-Senante y Maziotis (2018); este resultado se explica ya que la empresa enfrenta mayores costos para atender las quejas y reclamos.

La disponibilidad de fuentes de agua (subterránea, superficial, importada) constituye el factor natural más utilizado como determinante de la eficiencia en la provisión de agua potable de acuerdo con estudios como los de Marques, Berg y Yane (2014); Villegas *et al.* (2019), y Walker *et al.* (2020). Según estos últimos, el uso de un mayor número de fuentes empleados para la extracción del agua influye negativamente en la eficiencia debido a que se puede requerir mayores costos (p. ej., materiales, tuberías e infraestructura). Además, el costo marginal del uso de agua de fuente superficial puede ser mayor en comparación con el costo por el uso de agua proveniente de fuente subterránea debido a la necesidad de mayor tratamiento potabilizador por la existencia de sedimentos (Villegas *et al.*, 2019). Cabe señalar que este factor no está

bajo el control absoluto de los administradores, pues depende de los recursos naturales disponibles en la localidad, por lo que los resultados de este factor deben considerarse con cautela (Walker *et al.*, 2020). Los factores meteorológicos son analizados por escasos estudios. Por ejemplo, See (2015) encuentra que altas temperaturas pueden inducir el consumo excesivo del agua, lo cual provoca problemas de sequía y deriva en mayores costos de provisión del servicio de agua potable. Por otro lado, la ubicación geográfica influye en la eficiencia de las empresas, según lo evidencia el estudio de Romano y Guerrini (2011) en el contexto italiano, lo que indica posibles heterogeneidades entre regiones.

El factor institucional/gobernanza incluye el tipo de propiedad de la unidad productiva (pública, privado, mixta). Con base en cierta evidencia empírica, las plantas gestionadas por empresas de propiedad mixta son más eficientes que aquellas totalmente privadas (Romano *et al.*, 2018). Dentro de este factor, Benito *et al.* (2019) estudiaron la ideología y fuerza política, y encontraron que no existen efectos de la ideología, pero sí una relación positiva entre la fuerza política del gobierno local con el nivel de eficiencia. Los autores argumentan que una mayor fuerza política puede generar mayor resistencia ante presiones y facilidad para imponer restricciones presupuestarias, lo que podría incrementar la eficiencia en la provisión del servicio.

Tras revisar la literatura y considerando la disponibilidad de datos, se plantean las siguientes hipótesis de investigación para el caso de Ecuador, que cuenta con distintos tipos de gestión pública, regiones, y heterogeneidades económicas, demográficas y naturales:

H1: la eficiencia en la provisión del agua potable varía según la región geográfica y los tipos de gestión.

H2: existe una relación tipo U invertida entre el valor agregado bruto per cápita —como proxy de los ingresos per cápita— y la eficiencia de los proveedores de servicios de agua potable.

H3: la densidad poblacional tiene una relación en forma de U invertida con la eficiencia en la provisión del servicio de agua potable, y es menos eficiente en áreas con baja densidad y en zonas muy congestionadas.

H4: los proveedores con mayor número de fuentes de extracción de agua son menos eficientes que aquellos con menos fuentes.

H5: el uso de fuentes de agua subterránea influye de modo positivo en la eficiencia de la provisión del servicio de agua potable.

H6: los proveedores de agua potable que reciben un mayor número de quejas por conexión son menos eficientes.

H7: el monitoreo de calidad en el servicio de agua potable influye de forma positiva en la eficiencia.

H8: los proveedores que tienen estación de bombeo son menos eficientes en comparación con aquellos que no la tienen.

H9: un mayor número de días de instalación de agua potable puede influir de forma negativa en la eficiencia.

Materiales y métodos

Para la aplicación de SFA es necesario definir la forma funcional y el tratamiento de la heterogeneidad no observada (Guerrini *et al.*, 2018). Al asumir que la unidad productiva tiene como objetivo la provisión del servicio de agua potable minimizando los costos o el uso de los *inputs*, la

función de la frontera estocástica de costos se puede escribir como (Mendes & Rebelo, 1999):

$$C_i = C(y_i, w_i, \beta) \exp(v_i - u_i) \quad (1)$$

Donde:

C_i = representa los costos totales operativos de la unidad productiva i ($i = 1, \dots, n$)

$C(y_i, w_i, \beta)$ = es una función del proceso de producción y representa la solución del problema $\text{Min}\{w'x: y = g(x)\}$, el cual minimiza los costos (suma del producto entre los precios de los insumos (w) y los insumos (x)), para alcanzar un nivel de *outputs* determinado (y) (Molinos-Senante *et al.*, 2018)

β = es el vector de parámetros

v_i = representa el término de error, para el que se asume una distribución $v_i \sim iid N(0, \sigma_v^2)$

u_i = es una variable no negativa que mide la ineficiencia técnica de costos, ya que mide la distancia entre el costo observado y la frontera eficiente (Filippini, Hrovatin, & Zorić, 2008; Murwirapachena *et al.*, 2019)

La distribución utilizada para u_i en estudios que miden la eficiencia en el sector agua es de tipo exponencial (Estruch-Juan *et al.*, 2020), de media normal (Ferro & Mercadier, 2016; Filippini *et al.*, 2008; Molinos-Senante & Maziotis, 2018) y distribución normal truncada (Ferro, Lentini, Mercadier, & Romero, 2014).

Entre las formas funcionales utilizadas en la literatura para la frontera estocástica de costos se encuentran la función Cobb-Douglas (Estruch-Juan *et al.*, 2020), y la logarítmica lineal o translogarítmica (Molinos-Senante & Maziotis, 2018). No existe consenso en la forma funcional que debe utilizarse, sin embargo, en casos donde el número de observaciones es bajo, la función Cobb-Douglas suele ser empleada debido al bajo número de grados de libertad que requiere frente a una función translog, a pesar de no constituir una forma funcional muy flexible (Estruch-Juan *et al.*, 2020; Filippini *et al.*, 2008).

En esta investigación se utiliza la distribución exponencial para u_i debido a que presenta una cola larga que permite modelar de mejor manera los valores extremos del puntaje de eficiencia (Coelli *et al.*, 2005). Con respecto a la función de la frontera estocástica, el estudio aplica la función translogarítmica por su flexibilidad y su capacidad de capturar interacciones complejas entre los *inputs* (Cullmann, 2012). La frontera de costos a estimar se representa mediante la Ecuación (2), donde el costo total de proveer los servicios (C_i) está en función de los j -ésimos *inputs* (x_{ij}) utilizados para la provisión del servicio y del nivel de producción (y_i). En la Ecuación (2) se utilizan los insumos (x_{ij}) en lugar de los precios (w), ya que no se dispone de dicha información:

$$\ln C_i = \beta_0 + \beta_1 \ln x_{i1} + \beta_2 \ln x_{i2} + \dots + \beta_k \ln x_{ik} + \frac{1}{2} \sum \sum \gamma_{jl} \ln x_{ij} * \ln x_{il} + \delta \ln y_i + \sum \mu_j \ln x_{ij} * \ln y_i + \frac{1}{2} \theta \ln y_i * \ln y_i + v_i - u_i \quad (2)$$

De acuerdo con la Ecuación (2), los costos (C_i), los j -ésimos *inputs* (x_{ij}) y la producción (y_i) se encuentran medidos en logaritmos. La función translog incluye los coeficientes γ_{jl} y μ_j para medir los efectos interacción entre los *inputs*, y entre los *inputs* y la producción, respectivamente.

Para casos donde la estructura de datos es longitudinal existen modelos que tratan la heterogeneidad invariante en el tiempo como ineficiencia, y aquellos que tratan de forma separada ambos componentes. Este último tratamiento se utiliza con frecuencia en la literatura empírica actual en el análisis de la eficiencia de costos en el sector de agua (p. ej., Estruch-Juan *et al.*, 2020; Molinos-Senante & Maziotis, 2018) debido a que permite identificar la ineficiencia que puede ser controlada por la unidad productiva y la heterogeneidad invariante en el tiempo que no está al alcance de la unidad (Sun, Luo, Huang, & Ouyang, 2017). No es posible abordar la heterogeneidad invariante no observada en este estudio, ya que los datos disponibles son de corte transversal.

Una vez estimada la Ecuación (2) se calcula el nivel de la eficiencia técnica utilizando el método propuesto por Battese y Coelli (1988), que se expresa como:

$$E_i = \exp(-\hat{u}_i) \quad (3)$$

Donde E toma valores entre 0 y 1. Cuando $E = 1$, la unidad productiva se considera técnicamente eficiente; mientras que si es menor a la 1, la unidad se encuentra por debajo de la frontera eficiente. Además, $\hat{u}_i = \hat{E}(u_i|\varepsilon_i)$ y $\varepsilon_i = v_i - u_i$ (Sun *et al.*, 2017). La Ecuación (2) supone que v_i y u_i son homocedásticos; la existencia de heterocedasticidad en v_i

podría conducir a estimaciones sesgadas, mientras que la heterocedasticidad de u_i conduce a estimaciones engañosas del nivel de eficiencia técnica (Murwirapachena *et al.*, 2019). Para abordar el problema se estiman errores estándar robustos para v_i y se toman en cuenta los factores que explican la variación de u_i (Tan *et al.*, 2020). Según Battese y Coelli (1995), la heterocedasticidad de u_i se maneja estimando de forma simultánea la función de costos y la regresión del término de ineficiencia (Ecuación (4)):

$$u_i = \alpha_0 + Z_i\theta + \epsilon_i \quad (4)$$

Donde:

Z_i = representa los factores que se espera que expliquen la variaciones de la varianza de u_i

θ = es el vector de coeficientes que muestra el efecto de las covariables

ϵ_i = es el término de error aleatorio (Tan *et al.*, 2020)

Para identificar los determinantes de la eficiencia técnica de los proveedores de agua potable se prueba la hipótesis nula (H_0), que $\theta = 0$ para cada covariable. Si se rechaza H_0 a un nivel de significancia del 1, 5 o 10 %, se concluye que las variables exógenas Z_i influyen en el nivel de eficiencia técnica.

Datos

La investigación emplea la base de datos 2019 denominada “Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales” publicado por el INEC. La unidad de análisis son los proveedores del servicio en las municipalidades del Ecuador. La base provista contiene información de 221 municipalidades, no obstante, se analizan 169 unidades productivas debido a que no todas presentan información referente a los costos unitarios de producción de agua potable (40 observaciones). Además, para conseguir resultados más robustos, se eliminaron del análisis aquellas unidades que se encuentran a más de 2.5 desviaciones del promedio de la variable volumen de agua suministrada (12 observaciones).

La muestra analizada está constituida por un 47.9 % de proveedoras de agua ubicadas en la región Sierra, mientras que un 30.2 y 20.1 % corresponden a la Costa y Oriente, respectivamente; la diferencia opera en Galápagos. De acuerdo con el tipo de gestión, la mayoría (62.13 %) es gestionada directamente por un departamento municipal, mientras que el 34.32 % lo hace a través de una empresa pública municipal; el resto utiliza otros tipos de gestión, sea mancomunada o privada (3.55 %).

Un análisis de información perdida utilizando el test de Fisher de independencia refleja que no existe aleatoriedad en los datos perdidos, lo cual indica que la información perdida se relaciona con la región geográfica y el tipo de gestión. Por lo tanto, los resultados solo se pueden inferir a las unidades productivas de la muestra en cuestión.

Especificación de las variables y descriptivos

En este apartado se describen las variables utilizadas para la estimación de la frontera de costos, así como las variables exógenas (\mathbf{z}) que explican la variación de la eficiencia (Tabla 1). La variable cu representa el costo unitario por metro cúbico producido y es la variable dependiente de la frontera de costos. La superficie atendida por conexión (k , como proxy de la longitud de la red) y el número de empleados por conexión ($etcap$) son los insumos capital y trabajo utilizados por la unidad i para producir un determinado volumen de agua por conexión ($vapc$). La variable de producción $vapc$ se incluye como medida de *output* del sistema de abastecimiento de agua.

Tabla 1. Variables utilizadas para medir el nivel de eficiencia.

Variable	Descripción	Forma de medición	Unidad de medida
cu	Costo unitario	Costo unitario por metro cúbico producido	USD/m ³
k	Superficie por conexión	Superficie atendida por el proveedor por conexión	km ² / núm. de conexiones
$etcap$	Número de empleados	Empleados totales por conexión de agua potable	Núm. de empleados / núm. de conexiones
$vapc$	Volumen de agua suministrada	Volumen promedio mensual de agua (tratada y no tratada) que va a la red por conexión	m ³ mensual/ núm. de conexiones

Fuente: elaboración propia con base en Benito *et al.* (2019), Estruch-Juan *et al.* (2020) y Romano *et al.* (2018).

De acuerdo con la Tabla 2, la mediana del costo unitario en las unidades productivas que funcionan en la región Costa es mayor que la mediana del costo unitario en la Sierra y Amazonía. Esto denota una posible ineficiencia de los proveedores de esta región, lo que podría explicarse por la superficie por conexión atendida, misma que es considerablemente menor en relación con las otras regiones. La Figura 1 corrobora estos resultados. Se analiza la mediana, pues el valor promedio del costo unitario del metro cúbico puede estar influenciado por valores extremos, lo que la convertiría en una medida no adecuada de comparación.

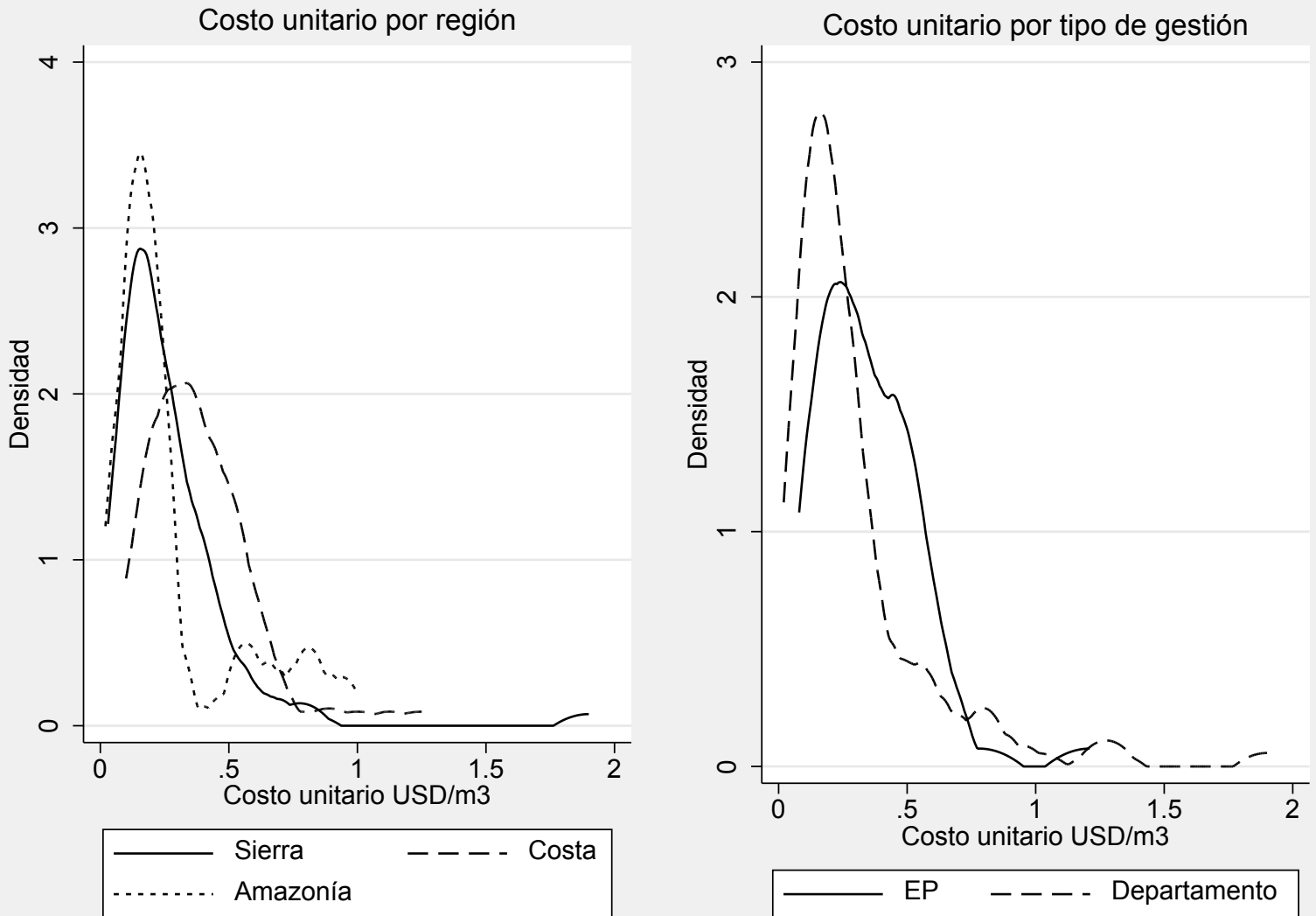


Figura 1. Costo unitario por metro cúbico por región y tipo de gestión.

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019).

Tabla 2. Descriptivos de variables usadas para la estimación de la frontera de costos.

Variable	Muestra completa			Región geográfica			Tipo de gestión		
				Sierra (47.93 %)	Costa (30.18 %)	Amazonía (20.12 %)	EP autónoma (34.32 %)	Dep. municipal (62.13 %)	
	Obs	Media	Desv. est.	Mediana					
<i>cu</i>	169	0.41	0.55	0.25	0.20	0.34	0.20	0.32	0.22
<i>k</i>	169	0.64	1.59	0.16	0.14	0.10	1.10	0.10	0.34
<i>etcap</i>	169	0.02	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
<i>vapc</i>	169	33.77	21.48	30.14	27.46	32.34	38.17	29.60	30.92

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019).

Por tipo de gestión, se observa que los proveedores gestionados directamente a través del departamento municipal utilizan los insumos de capital aproximadamente 3.4 veces más que una EP autónoma, de acuerdo con el valor de la mediana. Si se analiza la distribución del costo unitario por metro cúbico (Figura 1) y la mediana del costo unitario, las unidades que operan a través de un departamento municipal presentan menores costos unitarios en relación con las que funcionan como empresas autónomas.

Para analizar los determinantes de la eficiencia se toma al puntaje de eficiencia técnica calculada a través del método SFA como variable

dependiente. Las variables explicativas se establecieron según la disponibilidad de datos y de acuerdo con la revisión de literatura. En la Tabla 3 se describe la forma de medición de cada variable. Factores económicos, sociodemográficas, operativos, naturales, de gobernabilidad (tipo de gestión) y la ubicación geográfica se incluyeron en la Ecuación (4). En general, existe una correlación baja entre las variables exógenas (Tabla 4), lo que resulta adecuado para el análisis, ya que se evita el problema de multicolinealidad.

Tabla 3. Descripción de las variables explicativas.

Variable	Descripción
<i>lvab</i>	Logaritmo del valor agregado bruto (VAB) per cápita
<i>lden</i>	Personas servidas por conexión
<i>lfuentes</i>	Logaritmo del número de fuentes de agua
<i>sub</i>	Proporción de agua extraída subterránea
<i>quejas</i>	Número de quejas por conexión
<i>monitoreo</i>	Dummy = 1 si existe monitoreo de calidad
<i>bombeo</i>	Dummy = 1 si cuenta con estación de bombeo
<i>ep</i>	Dummy = 1 si es empresa pública
<i>sierra</i>	Dummy = 1 si está en la región Sierra
<i>instalación</i>	Días de instalación

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019).

Tabla 4. Correlaciones entre variables explicativas.

Variables		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
(1)	<i>lvab</i>	1									
(2)	<i>lden</i>	0.114	1								
(3)	<i>lfuentes</i>	0.162	-0.034	1							
(4)	<i>sub</i>	0.111	0.082	0.276	1						
(5)	<i>quejas</i>	0.171	0.049	-0.008	0.176	1					
(6)	<i>monitoreo</i>	-0.106	-0.138	-0.218	-0.186	0.042	1				
(7)	<i>bombeo</i>	0.162	0.041	0.190	0.310	0.170	0.079	1			
(8)	<i>alcance</i>	-0.038	0.032	0.069	-0.047	0.030	0.014	-0.154	1		
(9)	<i>ep</i>	0.252	0.140	0.060	0.156	0.200	0.113	0.245	0.104	1	
(10)	<i>sierra</i>	-0.091	-0.208	0.142	-0.023	-0.050	0.091	-0.268	0.164	-0.044	1
(11)	<i>instalación</i>	0.109	-0.012	-0.020	-0.067	-0.044	0.131	0.043	0.048	0.254	-0.183

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019).

El análisis descriptivo permitió identificar importantes heterogeneidades en los factores explicativos de la eficiencia, según la región geográfica y el tipo de gestión (Tabla 5). De los resultados preliminares, se resalta una mayor ineficiencia en la región Costa, que se explica por las siguientes razones: 1) mayores niveles de quejas; 2) menor porcentaje de unidades productivas que realizan monitoreo en la calidad; 3) mayor número de unidades que requieren de estaciones de bombeo, y 4) mayor número de días de instalación para la conexión de

agua potable, en tanto estas situaciones suelen requerir mayores recursos.

Tabla 5. Descriptivos de las variables independientes.

Variable	Muestra completa			Región geográfica			Tipo de gestión	
	Obs	Media	Desv. est.	Sierra (47.93 %)	Costa (30.18 %)	Amazonía (20.12 %)	EP autónoma (34.32 %)	Dep. municipal (62.13 %)
<i>lvab</i>	169	0.965	0.557	0.941	1.054	0.808	1.164	0.841
<i>lden</i>	169	1.477	0.159	1.439	1.524	1.507	1.503	1.464
<i>lfuentes</i>	167	1.138	0.973	1.260	1.002	1.110	1.201	1.135
<i>sub</i>	168	0.258	0.388	0.252	0.357	0.090	0.337	0.221
<i>quejas</i>	149	0.019	0.074	0.015	0.032	0.009	0.038	0.007
<i>monitoreo</i>	169	0.876	0.330	0.901	0.804	0.912	0.914	0.857
<i>bombeo</i>	169	0.385	0.488	0.259	0.667	0.235	0.517	0.286
<i>ep</i>	169	0.343	0.476	0.346	0.490	0.118	1.000	0.000
<i>sierra</i>	169	0.479	0.501	1.000	0.000	0.000	0.483	0.505
<i>instalación</i>	169	6.047	7.848	4.568	8.529	6.029	8.448	4.752

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019; BCE, 2019).

Por tipo de gestión (de acuerdo con la Tabla 5,) las EP autónomas son las que muestran un mayor número de quejas de los usuarios, de empleo de estaciones de bombeo y un mayor número de días requeridos para la instalación de una conexión.

Resultados y discusión

La Tabla 6 muestra los resultados de la estimación de la frontera de costos. De acuerdo con el estadístico de Wald, el modelo en su conjunto explica los costos de producción (p -value = 0.000). Los hallazgos evidencian que un mayor uso de empleados por conexión (*letcap*) tiende a incrementar los costos unitarios por metro cúbico (p -value = 0.005), similar a lo encontrado por Molinos-Senante y Maziotis (2020). Sin embargo, al analizar el efecto de interacción de *letcap* con la variable *lvapc*, se observa que el aumento de los costos producto de un mayor número de empleados tiende a desacelerarse en la medida en que se incrementa el volumen de agua suministrado (p -value = 0.000); este resultado sugiere la existencia de economías a escala, pues el aumento de los costos por la incorporación de nuevos empleados es menor en los proveedores con mayor capacidad de producción. La superficie por conexión (*lk*) y sus interacciones no mostraron efectos significativos en los costos.

Tabla 6. Frontera de costos.

Icu	Coef	Std err. robusto	
<i>lk</i>	-0.229	0.258	
<i>letcap</i>	37.298	13.263	***
<i>lvapc</i>	-1.621	0.239	***
<i>lk*letcap</i>	0.494	0.779	
<i>lk*lvapc</i>	0.018	0.075	
<i>letcap*lvapc</i>	-10.094	3.839	***
<i>lvapc*lvapc</i>	0.265	0.068	***
<i>costa</i>	0.206	0.150	
<i>amazonía</i>	0.271	0.235	
<i>región insular</i>	1.746	0.185	***
<i>EP. Autónoma</i>	0.348	0.111	***
Vsigma cons	-1.081	0.152	***
E(sigma_u)	0.386		
sigma_v	0.583		***
Núm. de observaciones	147.000		
Log pseudo likelihood	-153.797		
Wald chi	646.710		
Prob > chi2	0.000		***

Nota: errores estándar en paréntesis; *pvalue*: $p < 0.001$ ***, $p < 0.05$ ** , $p < 0.1$ *.

Fuente: elaboración propia con base en la “Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales” (INEC, 2019; BCE, 2019).

Por otro lado, el volumen de agua suministrada por conexión (*vapc*) muestra una relación no lineal en forma de U en relación con los costos unitarios, ya que el coeficiente asociado con la variable al cuadrado es positivo ($p\text{-value} = 0.000$). Esto significa que a partir de cierto valor umbral de *vapc*, un aumento de esta variable tiene como consecuencia un incremento en los costos. Esto implica que los proveedores aún pueden beneficiarse de las economías de escala, pero cada vez a un ritmo decreciente.

Para capturar el efecto de la región geográfica sobre los costos se utilizaron tres variables *dummy*, donde la categoría base la constituye la región Sierra. En este sentido, si bien todas las regiones muestran mayores costos unitarios en relación con la región Sierra, solo en el caso de la región Insular este resultado fue estadísticamente significativo ($p\text{-value} = 0.000$), hallazgo esperado dado que esta región soporta costos y precios a nivel de toda la economía mucho mayores a los del resto del país.

Finalmente, el modelo incorporó una variable *dummy* para las EP autónomas con el fin de controlar los costos de producción según el tipo de gestión de los proveedores de agua potable. Los hallazgos muestran que las unidades que operan bajo una EP autónoma presentan costos unitarios más elevados por metro cúbico en comparación con las unidades gestionadas a través de departamentos municipales ($p\text{-value} = 0.000$). Este resultado podría deberse a que las empresas autónomas enfrentan mayores costos administrativos debido a su autonomía, mientras que los departamentos municipales distribuyen estos costos entre los diversos servicios que brindan.

Tras estimar la frontera de costos, se calcula el puntaje de eficiencia técnica, como se puede observar en la Tabla 7. En promedio, los proveedores de agua potable en Ecuador exhiben una eficiencia técnica del 72.04 %, porcentaje similar a los hallado por Molinos-Senante, Maziotis y Sala-Garrido (2022), quienes emplearon el mismo método para medir la eficiencia en el sector de agua. La proporción de eficiencia implica que las unidades productivas pueden disminuir sus costos en un 27.96 % y aún mantenerse dentro del conjunto factible de producción.

Tabla 7. Nivel de eficiencia técnica.

Muestra	Obs	Mean (%)	Desv. est.	Min	Max
<i>Sierra</i>	67	73.31	0.2065	0.0505	0.9349
<i>Costa</i>	38	71.56	0.1812	0.2597	0.9213
<i>Amazonía</i>	21	67.78	0.2749	0.0538	0.9319
<i>EP autónoma</i>	44	74.41	0.1754	0.0707	0.9213
<i>Dep. municipal</i>	81	70.68	0.2287	0.0505	0.9349
Total	129	72.04	0.2098	0.0505	0.9349

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019; BCE, 2019).

Aunque se observan diferencias en el porcentaje promedio de eficiencia entre regiones y tipos de gestión, el test de Mann-Whitney indica que estas diferencias no son estadísticamente significativas, incluso

al considerar un nivel de significancia del 10 %. Este resultado se ve respaldado por la Figura 2, donde las distribuciones muestran un comportamiento similar entre las distintas categorías comparadas. Esto sugiere que no hay suficiente evidencia para confirmar la hipótesis H1, que plantea diferencias significativas en la eficiencia entre regiones o tipos de gestión para el periodo analizado.

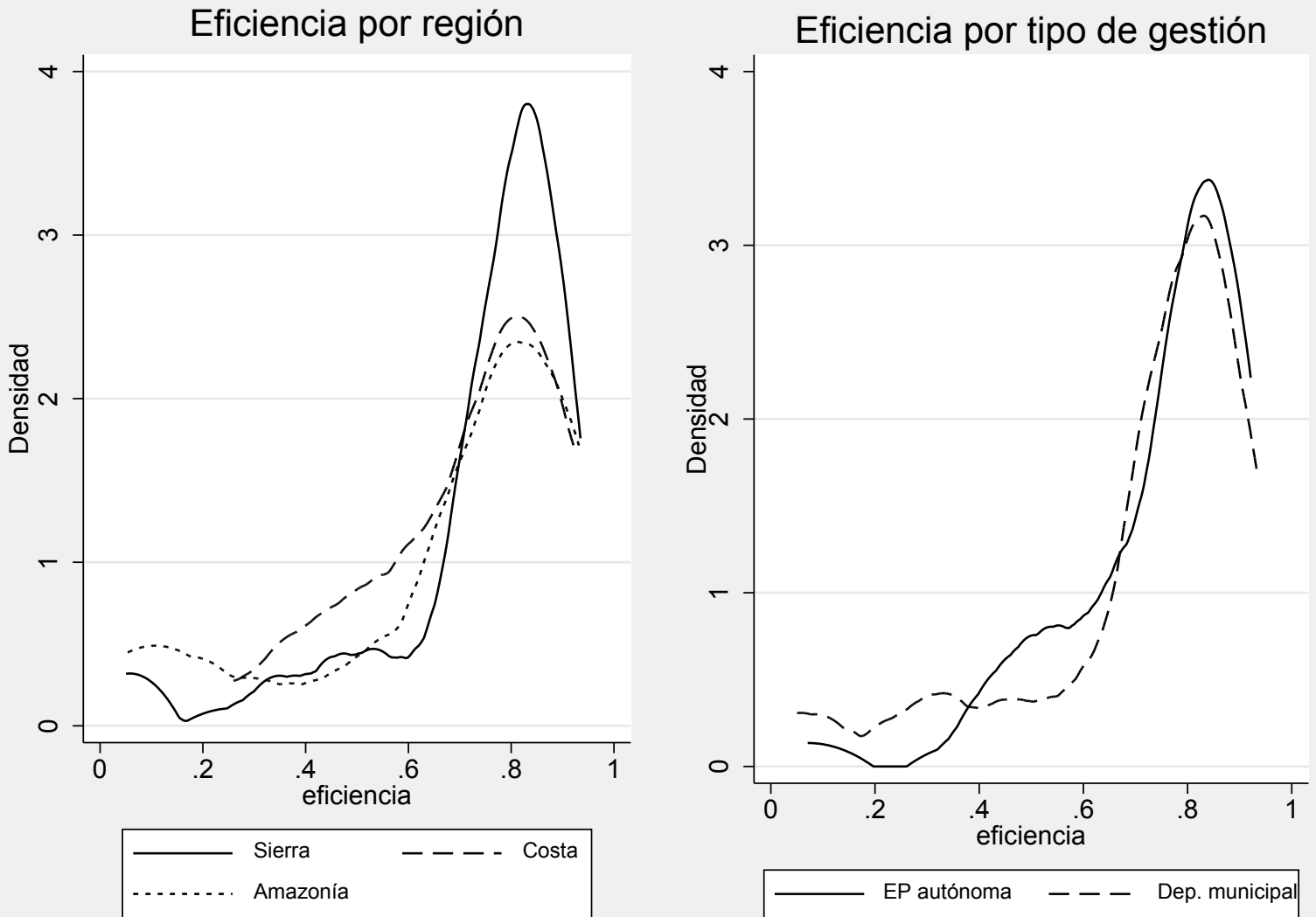


Figura 2. Distribución de la eficiencia. Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019; BCE, 2019).

Sin embargo, en cuanto a la región geográfica, es relevante destacar que existe una mayor concentración de empresas menos

eficientes en la Costa en comparación con la Sierra, ya que la cola izquierda de la distribución de la región Costa muestra una mayor densidad. Este hecho se puede atribuir a los altos costos unitarios en la Costa en relación con la Sierra debido al bombeo necesario para la distribución de agua potable, ya que el relieve de esta área es predominantemente plano. Por otro lado, en la región de la Sierra, la distribución de agua no requiere tanto bombeo debido a su topografía montañosa, lo que podría resultar en una mayor eficiencia en comparación con la región costera.

Además, los resultados sugieren que no existen ventajas evidentes al operar como una empresa pública (EP) autónoma en comparación con la gestión a través de un departamento municipal, incluso teniendo en cuenta la autonomía que posee la EP autónoma. Es probable que esto se explique por los mayores costos (Figura 1) asociados con las EP autónomas, ya que a menudo operan en áreas que requieren bombeo. Sin el bombeo, estas zonas podrían enfrentar problemas de suministro continuo de agua. En este contexto, la eficiencia que podría resultar por la autonomía que dispone una EP autónoma se compensa con una menor eficiencia por mayores costos que enfrenta, haciendo que no exista diferencias significativas entre los tipos de gestión de las unidades analizadas.

Las principales aportaciones del estudio residen en el análisis de cómo la eficiencia técnica en la provisión de agua potable es influenciada por el tipo de gestión y la región geográfica dentro del contexto ecuatoriano. En particular, los hallazgos revelan que a pesar de las expectativas no existen diferencias estadísticamente significativas en la eficiencia técnica entre los proveedores de agua gestionados por

empresas públicas autónomas y aquellos operados por departamentos municipales; esto sugiere que la autonomía de gestión, por sí sola, no garantiza una mayor eficiencia en el sector en la muestra analizada. Dicha observación es fundamental para la política y planificación del sector, pues indica que otros factores, posiblemente relacionados con la operación y administración específicas, son los que contribuyen a la eficiencia más que la estructura de gestión per se a pesar de la autonomía que pueden tener los diferentes tipos de gestión. Además, la investigación aporta evidencia sobre el impacto de la geografía en la eficiencia, destacando cómo las condiciones regionales presentan desafíos únicos que pueden reflejarse en costos unitarios mayores en comparación con otras regiones. Estos hallazgos amplían la comprensión de las economías de escala, y la relación entre la densidad de clientes y la eficiencia, proporcionando así una base empírica para el desarrollo de estrategias más efectivas de gestión y operación en el sector de agua potable, teniendo en cuenta las peculiaridades regionales y de gestión.

Determinantes del nivel de eficiencia técnica

Es importante tener en cuenta que en los modelos SFA, la interpretación del signo de las covariables debe realizarse de manera inversa para identificar el efecto sobre la eficiencia técnica en costos, pues los coeficientes presentados en los modelos SFA muestran el efecto de las variables exógenas sobre el término u de ineficiencia. Según la Tabla 8, el nivel económico ($lvabpc$) de la localidad tiene una influencia positiva en el nivel de eficiencia técnica ($p = 0.000$), resultado que es congruente con el estudio de Ma *et al.* (2016). No obstante, este efecto es no lineal,

comprobando una relación tipo U invertida de acuerdo con lo planteado en la hipótesis H2. Hallazgo que podría explicarse porque la disponibilidad de mayores recursos económicos puede ser invertida en el sector del agua potable, mejorando inicialmente la calidad del servicio. No obstante, a partir de cierto punto, el incremento en los recursos conduce a una menor eficiencia debido al uso excesivo de recursos innecesarios, como por ejemplo la holgura organizacional. En otras palabras, a medida que se invierten más recursos en el sector puede haber un retorno decreciente en la eficiencia debido a la presencia de ineficiencias organizativas.

Tabla 8. Factores que explican la eficiencia técnica orientado a los costos en la provisión de agua potable.

Variables	Coef	Error estándar robusto	
lvabpc	-4.8295	1.5533	***
lvabpc*lvabpc	1.3496	0.5594	**
ldenc	-63.1693	17.4354	***
ldenc*ldenc	22.4876	6.2078	***
lfuentes	-0.9311	0.5582	*
sub	0.3562	0.9218	
quejas	-8.0522	9.3632	
monitoreo	1.9320	1.7049	
bombeo	2.0123	0.6720	***
instalación	-0.0572	0.0506	
constante	42.9003	12.4195	***
Núm. de obs.	147.0000		
Wald chi	646.7100		
Prob > chi2	0.0000		

Fuente: elaboración propia con base en la "Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales" (INEC, 2019; BCE, 2019).

Un aumento en la densidad de clientes (ldenc) parece sugerir en principio una mejora en la eficiencia técnica, lo que concuerda con estudios previos realizados por Guerrini *et al.* (2013) y Song *et al.* (2018). Sin embargo, al igual que con la variable lvabpc, se observa una relación

no lineal en forma de U invertida, lo cual respalda la hipótesis H3 (p -value = 0.00). Esto indica que la eficiencia técnica puede aumentar con un incremento en el número de usuarios hasta cierto punto. Después de ese punto, un alza adicional en la densidad de clientes puede generar efectos de congestión, lo que lleva a una disminución en la eficiencia. La eficiencia técnica en la prestación de servicios de agua potable puede mejorar al aumentar la densidad de clientes, pero solo hasta cierto límite. Más allá de ese límite, la congestión y sobrecarga en la infraestructura pueden provocar una disminución en la eficiencia; esto resalta la importancia de un equilibrio adecuado entre la densidad de clientes y la capacidad del sistema.

El número de fuentes de extracción tiene un efecto positivo en la eficiencia, aunque solo es significativo al 10 %, hallazgo que es opuesto a lo planteado en la hipótesis H4. Este resultado podría explicarse porque la cantidad de recursos hídricos es heterogénea entre regiones del país, haciendo que las proveedoras requieran de un mayor número de fuentes de extracción para satisfacer la demanda en zonas donde existen pocos recursos hídricos. Por otro lado, no se encontró evidencia suficiente para confirmar las hipótesis H5, H6 y H7, ya que la proporción de agua extraída subterránea (sub), el número de quejas por conexión (quejas) y el monitoreo de calidad no parecen tener un impacto significativo en la eficiencia; hallazgo que evidencia que podría ser más importante disponer del recurso hídrico (*fuentes*) independientemente del tipo de extracción (subterránea o superficial). Respecto al número de quejas, los resultados podrían indicar que la existencia de quejas no necesariamente influye en la eficiencia sino que depende de si la unidad productiva las resuelve o no. Por otro lado, la no significancia del monitoreo de calidad puede

sugerir que no solo se requiere un monitoreo sino también acciones correctivas.

Teniendo en cuenta el factor operativo del bombeo, se observa que este tiene un impacto negativo en la eficiencia del proveedor (p -value = 0.00). Tal hallazgo es consistente con otros estudios, como el de Villegas *et al.* (2019), que respalda la hipótesis H8. El uso del bombeo podría sugerir la necesidad de consumir más energía en comparación con los proveedores que no lo utilizan, lo que conduce a mayores costos y, por lo tanto, a una menor eficiencia. En cuanto a la hipótesis H9, no se encontró evidencia suficiente para confirmarla, pues el número de días de instalación del servicio de agua potable (instalación) no parece afectar la eficiencia, lo que podría explicarse en casos donde el número de días sea influido por factores externos, como la disponibilidad de permisos, la cooperación de los propietarios o las condiciones climáticas.

Dada la complejidad inmersa en la operación de los proveedores de agua potable, los resultados y la discusión presentados sugieren varias explicaciones importantes respecto a las hipótesis planteadas. Estos hallazgos abren caminos para futuras investigaciones, que podrían incluir variables adicionales para verificar y profundizar las relaciones detectadas e interpretaciones realizadas.

Conclusiones

Esta investigación ha llevado a cabo un análisis de la eficiencia técnica en el sector de agua potable en Ecuador utilizando el método de frontera estocástica para el año 2019. Los resultados obtenidos en la muestra estudiada demuestran que los proveedores tienen un potencial para

reducir costos sin afectar el nivel de producción en términos de volumen de agua suministrada.

En cuanto a la representatividad e inferencia, sería conveniente que futuras investigaciones pudieran abarcar todos los cantones de Ecuador para obtener resultados generalizables. Esto permitiría obtener una visión más amplia del sector, observando posibles heterogeneidades entre zonas geográficas, y ayudaría a identificar áreas de mejora y oportunidades de ahorro en la gestión y operación de los proveedores de agua potable en el país. Una limitación de este estudio es el enfoque en datos disponibles, excluyendo variables como clima y costos de insumos debido a la inaccesibilidad de dicha información. Investigaciones subsecuentes podrían ampliar el modelo integrando estos factores, proporcionando así una perspectiva más holística e integral de la eficiencia operativa.

Los puntajes de eficiencia promedio obtenidos mostraron una homogeneidad relativa con respecto al tipo de gestión y la ubicación geográfica. Se encontró que no hay diferencias significativas en los niveles de eficiencia promedio, pues cada región opera considerando sus propias características climáticas y geográficas. Esto sugiere que las diferencias en el entorno local pueden afectar la operación de los proveedores de agua potable, pero no necesariamente su eficiencia general. No obstante, también existe una mayor densidad de proveedores con menor eficiencia en la Costa en relación con las otras regiones.

Factores como el nivel económico de la localidad y la densidad de clientes influyen en la eficiencia de los operadores de agua potable, pero de manera no lineal. De esto se derivan ciertas implicaciones. Un aumento en la densidad de clientes mejora la eficiencia hasta cierto punto, pero para unidades productivas con alta densidad puede surgir un efecto de

saturación o congestión que incremente los costos. Del mismo modo, los recursos financieros disponibles pueden mejorar la eficiencia siempre que se utilicen para incrementar la calidad del servicio. Sin embargo, una alta disponibilidad de recursos junto con posibles holguras organizacionales podría disminuir la eficiencia.

En cuanto al factor operativo, se recomienda que las unidades productivas puedan buscar formas alternativas al uso del bombeo dentro de la operación para brindar el servicio en la medida de lo posible, ya que el bombeo puede requerir mayor energía, haciendo que los costos se incrementen.

Dado que la eficiencia es relativamente homogénea según el tipo de gestión y ubicación geográfica, las políticas públicas deberían centrarse en abordar factores específicos que afectan la eficiencia, como el nivel económico local, la densidad de clientes y el uso del bombeo. Estas políticas podrían incluir: (1) fomentar la inversión en infraestructura y tecnologías que mejoren la eficiencia en la distribución de agua, especialmente en áreas con alta densidad de clientes o donde se requiere bombeo; (2) implementar programas de capacitación y apoyo técnico para mejorar las prácticas de gestión y operación en los proveedores de agua potable; (3) establecer mecanismos de control y seguimiento de los recursos financieros destinados al sector, con el objetivo de minimizar las holguras organizacionales y garantizar una asignación eficiente de los recursos, y (4) promover la cooperación y el intercambio de experiencias entre proveedores de agua potable de diferentes tamaños y regiones, para identificar y adoptar las mejores prácticas del sector.

Finalmente, el análisis realizado hasta ahora se ha centrado en la eficiencia técnica, pero aún hay aspectos adicionales que podrían

contribuir al conocimiento del sector y proporcionar una base sólida para las políticas públicas. Por ejemplo, sería interesante investigar la eficiencia en la escala de los proveedores de servicios de agua potable y determinar si operan con una escala creciente o decreciente. Este enfoque podría brindar información valiosa a los responsables de políticas sobre qué operadores tienen una escala óptima y cuáles están subutilizados o sobreutilizados. Un análisis dinámico de la eficiencia y cambio técnico, en conjunto con el análisis de productividad del sector, es una tarea que queda pendiente. Además, el análisis de la eficiencia asignativa, y una combinación con de la eficiencia técnica se puede realizar con el fin de disponer del panorama completo de la eficiencia económica, de forma que estos análisis adicionales podrían enriquecer la investigación existente y proporcionar una base más amplia para la formulación de políticas en el sector del agua potable.

Agradecimientos

Agradecemos al Departamento de Economía, Empresa y Desarrollo Sostenible de la Facultad de Economía y Administración, Universidad de Cuenca, y al grupo de investigación Water Law and Management Lab de la Universidad de Cuenca por proporcionar acceso a las instalaciones, recursos y financiamiento necesarios para llevar a cabo esta investigación.

Referencias

- Ablanedo-Rosas, J. H., Guerrero-Campanur, A., Olivares-Benitez, E., Sánchez-García, J. Y., & Nuñez-Ríos, J. E. (2020). Operational efficiency of Mexican water utilities: Results of a double-bootstrap data envelopment analysis. *Water*, 12(2), 553. DOI: 10.3390/w12020553
- ARCA, Agencia de Regulación y Control del Agua. (2022). *Benchmarking de prestadores públicos de los servicios de agua potable y saneamiento en el Ecuador*. Recuperado de http://www.regulacionagua.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2022/12/Boletín-estadístico-APS-2021_fn_v02.pdf
- Battese, G. E., & Coelli, T. J. (1995). A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production function for panel data. *Empirical Economics*, 20(2), 325-332. DOI: 10.1007/BF01205442
- Battese, G. E., & Coelli, T. J. (1988). Prediction of firm-level technical efficiencies with a generalized frontier production function and panel data. *Journal of Econometrics*, 38(3), 387-399. DOI: 10.1016/0304-4076(88)90053-X
- Benito, B., Faura, Ú., Guillamón, M. D., & Ríos, A. M. (2019). The efficiency of public services in small municipalities: The case of drinking water supply. *Cities*, 93, 95-103. DOI: 10.1016/j.cities.2019.04.016

- BCE, Banco Central del Ecuador. (2019). *Cuentas nacionales anuales*. Recuperado de https://contenido.bce.fin.ec/documentos/informacioneconomica/cuentasnacionales/ix_cuentasnacionalesanuales.html#
- Carvalho, P., & Marques, R. C. (2016). Estimating size and scope economies in the Portuguese water sector using the Bayesian stochastic frontier analysis. *Science of the Total Environment*, 544, 574-586. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.169
- Cetrulo, T. B., Ferreira, D. F. C., Marques, R. C., & Malheiros, T. F. (2020). Water utilities performance analysis in developing countries: On an adequate model for universal access. *Journal of Environmental Management*, 268, 110662. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110662
- Coelli, T., Estache, A., Perelman, S., & Trujillo, L. (2003). A primer on efficiency measurement for utilities and transport regulators. In: *A primer on efficiency measurement for utilities and transport regulators*. Washington, DC, USA: The World Bank. DOI: 10.1596/0-8213-5379-9
- Coelli, T. J., Rao, D. S. P., O'Donnell, C. J., & Battese, G. E. (2005). An introduction to efficiency and productivity analysis. In: *An Introduction to efficiency and productivity analysis*. Berlin, Germany: Springer US. DOI: 10.1007/b136381
- Cullmann, A. (2012). Benchmarking and firm heterogeneity: A latent class analysis for German electricity distribution companies. *Empirical Economics*, 42(1), 147-169. DOI: 10.1007/S00181-010-0413-4/METRICS

- Estruch-Juan, E., Cabrera, E., Molinos-Senante, M., & Maziotis, A. (2020). Are Frontier efficiency methods adequate to compare the efficiency of water utilities for regulatory purposes? *Water*, 12(4), 1046. DOI: 10.3390/w12041046
- Farrell, M. J. (1957). The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 120(3), 253. DOI: 10.2307/2343100
- Ferro, G., Lentini, E. J., & Mercadier, A. C. (2010). *Economías de escala en agua y saneamiento: examen de la literatura*. Recuperado de <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00460661>
- Ferro, G., Lentini, E. J., Mercadier, A. C., & Romero, C. A. (2014). Efficiency in Brazil's water and sanitation sector and its relationship with regional provision, property and the independence of operators. *Utilities Policy*, 28, 42-51. DOI: 10.1016/j.jup.2013.12.001
- Ferro, G., & Mercadier, A. C. (2016). Technical efficiency in Chile's water and sanitation providers. *Utilities Policy*, 43, 97-106. DOI: 10.1016/j.jup.2016.04.016
- Filippini, M., Hrovatin, N., & Zorić, J. (2008). Cost efficiency of Slovenian water distribution utilities: An application of stochastic frontier methods. *Journal of Productivity Analysis*, 29(2), 169-182. DOI: 10.1007/s11123-007-0069-z
- Guerrini, A., & Romano, G. (2014). *Water management in Italy governance, performance, and sustainability*. Berlin, Germany: Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-07818-2

Guerrini, A., Romano, G., & Campedelli, B. (2013). Economies of scale, scope, and density in the Italian water sector: A two-stage data envelopment analysis approach. *Water Resources Management*, 27(13), 4559-4578. DOI: 10.1007/s11269-013-0426-9

Guerrini, A., Romano, G., & Leardini, C. (2018). Economies of scale and density in the Italian water industry: A stochastic frontier approach. *Utilities Policy*, 52, 103-111. DOI: 10.1016/j.jup.2018.04.003

Horn, T., & Saito, H. (2011). Cost efficiency and scale economies of Japanese water utilities. *Discussion Papers in Economics and Business*. Recuperado de <https://ideas.repec.org/p/osk/wpaper/1119.html>

INEC, AME, & ARCA, Instituto Nacional de Estadística y Censos, Asociación de Municipalidades Ecuatorianas & Agencia de Regulación y Control del Agua. (2018). *Gestión de agua potable y alcantarillado*. Recuperado de chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2018/Agua_potable_alcantarillado-2018/PRESENTACION%20APA%202018%20V06.pdf

INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2019). *Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales*. Recuperado de <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/municipales-2019/>

- Koengkan, M., Fuinhas, J. A., Kazemzadeh, E., Osmani, F., Alavijeh, N. K., Auza, A., & Teixeira, M. (2022). Measuring the economic efficiency performance in Latin American and Caribbean countries: An empirical evidence from stochastic production frontier and data envelopment analysis. *International Economics*, 169, 43-54. DOI: 10.1016/J.INTECO.2021.11.004
- Ma, H., Shi, C., & Chou, N.-T. (2016). China's water utilization efficiency: An Analysis with environmental considerations. *Sustainability*, 8(6), 1-15. DOI: 10.3390/su8060516
- Marques, R. C., Berg, S., & Yane, S. (2014). Nonparametric benchmarking of Japanese water utilities: Institutional and environmental factors affecting efficiency. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(5), 562-571. DOI: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000366
- Martínez, A., & Salazar, D. (2021). El agua como un derecho humano y fundamental en el Ecuador, a la luz de los derechos de la naturaleza. *Revista Institucional de la Defensa Pública de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires*, 25, 188-207. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/350471416_El_agua_como_un_derecho_humano_y_fundamental_en_el_Ecuador_a_la_luz_de_los_derechos_de_la_naturaleza
- Mendes, V., & Rebelo, J. (1999). Productive efficiency, technological change and productivity in Portuguese banking. *Applied Financial Economics*, 9(5), 513-521. DOI: 10.1080/096031099332177

Molinos-Senante, M., Donoso, G., Sala-Garrido, R., & Villegas, A. (2018). Benchmarking the efficiency of the Chilean water and sewerage companies: A double-bootstrap approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8432-8440. DOI: 10.1007/s11356-017-1149-x

Molinos-Senante, M., & Maziotis, A. (2018). Assessing the influence of exogenous and quality of service variables on water companies' performance using a true-fixed stochastic frontier approach. *Urban Water Journal*, 15(7), 682-691. DOI: 10.1080/1573062X.2018.1539502

Molinos-Senante, M., & Maziotis, A. (2020). A metastochastic frontier analysis for technical efficiency comparison of water companies in England and Wales. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(1), 729-740. DOI: 10.1007/s11356-019-06981-3

Molinos-Senante, M., Maziotis, A., & Sala-Garrido, R. (2022). Benchmarking the economic and environmental performance of water utilities: A comparison of frontier techniques. *Benchmarking*, 29(10), 3176-3193. DOI: 10.1108/BIJ-08-2021-0481

Molinos-Senante, M., Maziotis, A., Sala-Garrido, R., & Mocholi-Arce, M. (2023). Assessing the influence of environmental variables on the performance of water companies: An efficiency analysis tree approach. *Expert Systems with Applications*, 212, 118844. DOI: 10.1016/J.ESWA.2022.118844

- Molinos-Senante, M., Maziotis, A., & Villegas, A. (2020). Estimating technical efficiency and allocative distortions of water companies: Evidence from the English and Welsh water and sewerage industry. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(28), 35174-35183. DOI: 10.1007/s11356-020-09850-6
- Morán-Valencia, M., Flegl, M., & Güemes-Castorena, D. (2023). A state-level analysis of the water system management efficiency in Mexico: Two-stage DEA approach. *Water Resources and Industry*, 29, 100200. DOI: 10.1016/J.WRI.2022.100200
- Murwirapachena, G., Mahabir, J., Mulwa, R., & Dikgang, J. (2019). Efficiency in South African water utilities: A comparison of estimates from DEA, SFA and StoNED. *Working Papers*. Recuperado de <https://ideas.repec.org/p/rza/wpaper/780.html>
- Romano, G., & Guerrini, A. (2011). Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: A data envelopment analysis approach. *Utilities Policy*, 19(3), 202-209. DOI: 10.1016/j.jup.2011.05.005
- Romano, G., Salvati, N., & Guerrini, A. (2018). Governance, strategy and efficiency of water utilities: The Italian case. *Water Policy*, 20(1), 109-126. DOI: 10.2166/wp.2017.172
- See, K. F. (2015). Exploring and analysing sources of technical efficiency in water supply services: Some evidence from Southeast Asian public water utilities. *Water Resources and Economics*, 9, 23-44. DOI: 10.1016/j.wre.2014.11.002

- Song, M., Wang, R., & Zeng, X. (2018). Water resources utilization efficiency and influence factors under environmental restrictions. *Journal of Cleaner Production*, 184, 611-621. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.02.259
- Sun, C., Luo, Y., Huang, Y., & Ouyang, X. (2017). A comparative study on the production efficiencies of China's oil companies: A true fixed effect model considering the unobserved heterogeneity. *Journal of Cleaner Production*, 154, 341-352. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.03.222
- Tan, X., Choi, Y., Wang, B., & Huang, X. (2020). Does China's carbon regulatory policy improve total factor carbon efficiency? A fixed-effect panel stochastic frontier analysis. *Technological Forecasting and Social Change*, 160, 120222. DOI: 10.1016/j.techfore.2020.120222
- Tourinho, M., Santos, P. R., Pinto, F. T., & Camanho, A. S. (2022). Performance assessment of water services in Brazilian municipalities: An integrated view of efficiency and access. *Socio-Economic Planning Sciences*, 79, 101139. DOI: 10.1016/J.SEPS.2021.101139
- Villegas, A., Molinos-Senante, M., & Maziotis, A. (2019). Impact of environmental variables on the efficiency of water companies in England and Wales: A double-bootstrap approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(30), 31014-31025. DOI: 10.1007/s11356-019-06238-z

- Walker, N. L., Williams, A. P., & Styles, D. (2020). Key performance indicators to explain energy & economic efficiency across water utilities, and identifying suitable proxies. *Journal of Environmental Management*, 269, 110810. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110810
- Wingfield, S., Martínez-Moscoso, A., Quiroga, D., & Ochoa-Herrera, V. (2021). Challenges to water management in Ecuador: Legal authorization, quality parameters, and socio-political responses. *Water*, 13(8), 1017. DOI: 10.3390/w13081017
- Worthington, A. C. (2014). A review of frontier approaches to efficiency and productivity measurement in urban water utilities. *Urban Water Journal*, 11(1), 55-73. DOI: 10.1080/1573062X.2013.765488
- Zheng, J., Zhang, H., & Xing, Z. (2018). Re-examining regional total-factor water efficiency and its determinants in China: A parametric distance function approach. *Water*, 10(10), 1286. DOI: 10.3390/w10101286

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-10

Notes

Design of hydraulic structures in supercritical regime with sediments: A mathematical criterion to calculate bottom roughness

Diseño de estructuras hidráulicas en régimen supercrítico con sedimentos: un criterio matemático para calcular la rugosidad del fondo

Jesús Gracia-Sánchez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2555-0802>

Oscar Arturo Fuentes-Mariles², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1888-2913>

Judith Ramos³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9979-977X>

¹Instituto de Ingeniería, UNAM, Mexico City, Mexico, JGraciaS@iingen.unam.mx

²Instituto de Ingeniería, UNAM, Mexico City, Mexico, OFuentesM@iingen.unam.mx

³Instituto de Ingeniería, UNAM, Mexico City, Mexico, JRamosH@iingen.unam.mx

Corresponding author: Judith Ramos, JRamosH@iingen.unam.mx



Abstract

In some channels with high gradients, heavy scouring and erosion, as well as overflow, is highly common to occur, thus it is required a water flow velocities regulation. An option for achieving this, is to significantly increase the channel's bottom roughness through the installation of rapid hydraulic structures. However, in sedimentary density fluids, the change in velocity generates the deposition of solids which could be consolidated by changing the geometric design of these structures. This study aims to estimate the degree of confidence expected when modifications are made to the artificial roughness geometries at the bottom of the channel with turbulent and sediment flows. This modification requires to transverse the ribs into ramps by using experimental mathematical analysis. The study enables us to conclude that the new generated bottom roughness produces more stable water flows, and it is also a way to reduce flow velocities.

Keywords: Ramp roughness, transverse ribs, rapid hydraulic structure, energy dissipation, sediment deposit.

Resumen

En algunos canales revestidos con pendientes altas es muy común que ocurran fuertes socavaciones y erosión, así como desbordes, por lo que se requiere una regulación de las velocidades del flujo de agua. Una opción para lograrlo es aumentar significativamente la rugosidad del fondo mediante la instalación de estructuras hidráulicas rápidas. Sin embargo, en fluidos con sedimentos, el cambio de velocidad genera la deposición de sólidos, los cuales podrían consolidarse, cambiando el

diseño geométrico de estas estructuras. Este estudio tiene como objetivo estimar el grado de confianza esperado cuando se producen modificaciones en las geometrías de rugosidad artificial en el fondo del canal con flujo turbulento y densidad de fluido. Esta modificación modifica barras transversales en rampas con base en un análisis matemático experimental. El estudio permite concluir que la rugosidad del fondo generada provoca flujos de agua más estables y es una forma de reducir las velocidades de flujo.

Palabras clave: rugosidad de rampa, barras transversales, estructura hidráulica rápida, disipación de energía, depósito de sedimentos.

Received: 17/11/2023

Accepted: 04/06/2024

Available ahead of print: 24/06/2024

Version of record: 01/07/2025

Introduction

Spatial and temporal scale variations in a river imply changes in energy, discharge, velocity, channel characteristics and load from its source to its discharge. These variations define the natural features of the floodplain and the processes of the river, such as erosion, transportation, and deposition of solids through the stream. Processes that respond to any changes in velocity profile shape, since it is affected by the shear stress and the friction either along the bed or liquid interface (between density current and clear water), create a sedimentary density current

(Kashefipour, Daryae, & Ghomeshi, 2018). In this type of current, the velocity and the depth of the body (thickness of flow) are calculated as the cross-sectional area average value along the river's course. Thus, flow velocity has a determinant role in many fluvial processes and properties, being necessary to consider a fast flow upstream, but slow downstream due to an increase in the cross-section, making the channel broader and deeper (Schneider, Rickenmann, Turowski, & Kirchner, 2015).

In some channels with high gradients, it is being required a water flow velocities regulation that guarantee that flow velocities could not reach values considerably higher than the values established as limits to avoid both sedimentation (minimum velocity) and erosion at the channel bed (maximum velocity) such as: from 0.9 to 1.0 $m \cdot s^{-1}$ for clay channels and channels with rock and simple mixture, and 3.0 to 5.0 $m \cdot s^{-1}$ for channels covered with concrete (Chanson, 1999; Tollner, 2021). Yochum, Bledsoe, David and Wohl (2012) observed that an average velocity of 0.44 $m \cdot s^{-1}$ could be predicted with an average error lower than 0.071 $m \cdot s^{-1}$ when discharge and bedform geometry are known, and 0.10 $m \cdot s^{-1}$ (23 %) when only bedform geometry is identified. Also, Ferguson (2022) noted that as many natural reaches are non-uniform, the cross section varies along the reach, with consequent flow acceleration and deceleration. Thus, the original hydraulic geometry relations are not dimensionally consistent, but they can be if grain size or roughness height in non-dimensional combinations with velocity (V) and unit discharge (Q) are included. Yadav, Sen, Mao and Schwanghart (2022) determined that a reduction in flow velocity and an increase in the apparent roughness length on the channel bed could be achieved as a result of the moving

bed grains that increase the flow resistance in bedload sediment transport.

Overreach the flow velocity limits, means causing dragging of materials, undermining of the walls and erosion of the channel bed, washing of fine material on the walls and bottom, and deformations in the section of the structure to finally inundate the floodplain and damage hydraulic works (Merchán, 2019).

One option to reduce flow velocity is by changing the roughness in the channel bed through the construction of rapids that generates a turbulent flow. For that, one of the most used methodologies for this reduction is the use of artificial roughness, which includes the incorporation of impact elements at the bottom of the channel known as rapid hydraulics structures (RHS), e.g. Radecki-Pawlik (2013) showed different real cases with a regular geometrically shaped flow director. In some cases, artificial roughness also considers removing material from a surface. In the end, the main idea is to create a two- or three-dimensional pattern that modifies the natural condition of the stream, thereby damping its excess kinetic energy. Also, as artificial roughness is considered a passive energy transfer enhancement technique, it helps to prevent riverbed erosion, stabilise bed slope and keep river channels stable, avoiding flooding conditions (Pagliara & Palermo, 2015; Takakuwa & Fukoaka, 2020; Zaborowski, Kałuzza, Rybacki, & Radecki-Pawlik, 2023; Zampiron, Cameron, Stewart, Marusic, & Nikora, 2022).

It is crucial that the turbulence created by the RHS must be only in the region where the kinetic energy needs to be reduced; otherwise, it will result in negative responses, losing the fluid flow. The RHS needs to be smaller in comparison with the channel dimensions (Figure 1).

However, as there is no a specific parameter for structured roughness, Huthoff (2012) noticed that the common practice is to use roughness height values and relative roughness to assess and compare the effects of different geometries on fluid flow. Both variables are expressed in terms of Chèzy or Manning coefficients or by characteristic grain diameters of sediments in the channel.

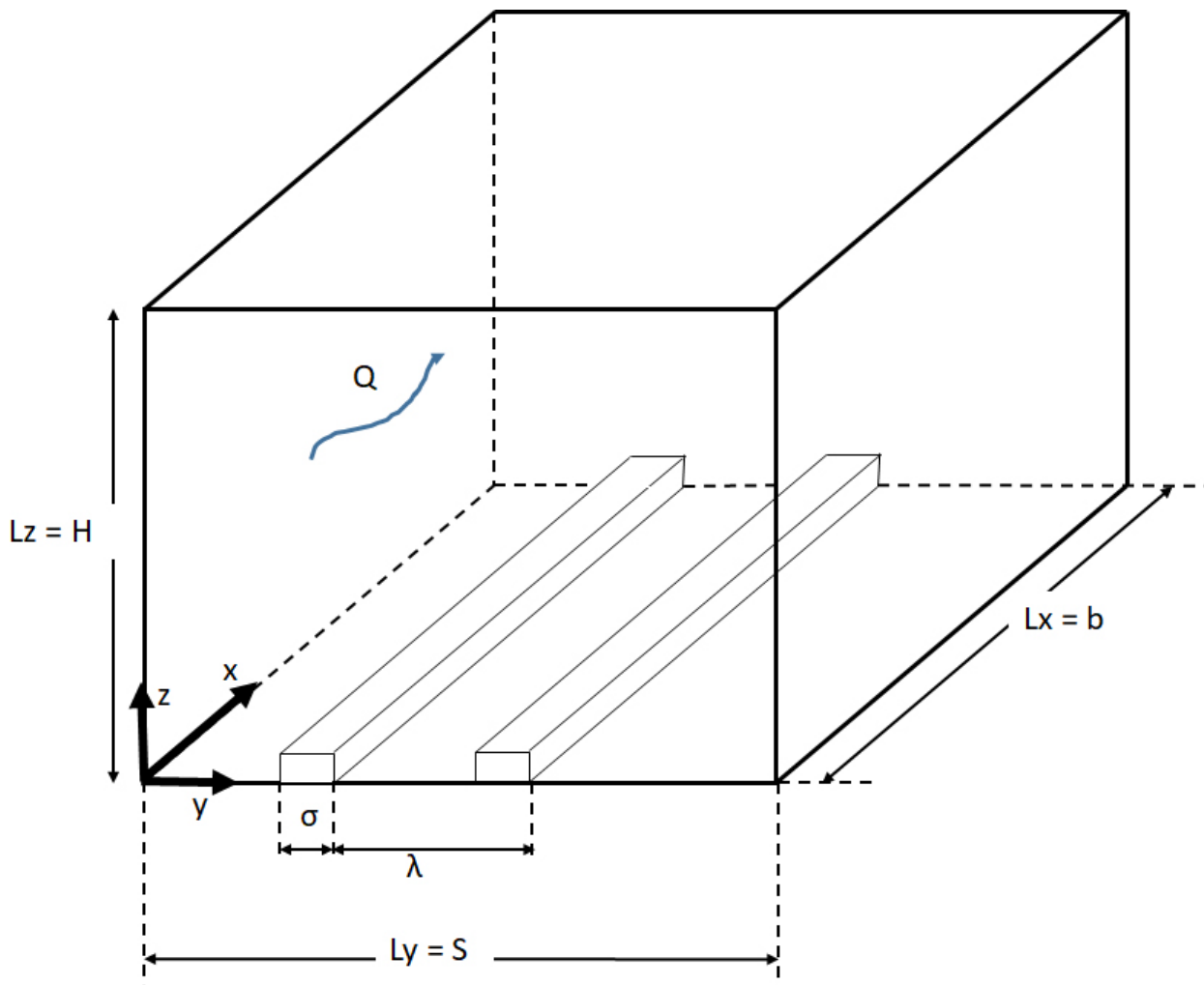


Figure 1. Geometrical parameters for transverse ribs in a channel domain. Adapted from Castro, Kim, Stroh and Lim (2021).

Andersson, Larsson, Gunnar, Burman and Andreasson (2021) have pointed out that even today, it is quite difficult to get velocity measures in situ as well as experimental results for large-scale surface roughness.

Traditionally, surface roughness considers a uniform sand grain roughness factor (k_s) for the rough surface, which creates a spatially averaged resistance for the analysed flow. This k_s requires defining an offset constant to include the shift in velocity distribution within the roughness boundary layer.

The ratio of roughness height to boundary layer thickness is frequently correlated to the transition to turbulence. Jiménez (2004) described that on turbulent flows over transverse rib-type roughness, there are two types of roughness according to the position of the ribs: d-type roughness when ribs are closely spaced such that they can sustain stable vortexes (recirculation downstream of the roughness elements) that serve to isolate the bulk flow from the roughness; and k-type roughness, which is sparser such that the flow separates at the top of the roughness element and re-attaches downstream, before reaching the next roughness element. Here, the vortexes interact with the bulk flow due to this sparse roughness, causing increased friction factors and early transition to turbulence. Also, there is a transitional roughness that occurs between these two types of roughness, because transverse rib roughness depends on the ratio of the distance between two consecutive ribs (rib pitch) and the height of the rib λ/e as shown in Figure 1.

For Coleman, Nikora, McLean and Schlicke (2007), the transitional roughness is at $\lambda/e \approx 8$ for the most predominant effect on fluid flow. Values of $\lambda/e < 5$ indicate closely spaced ribs, d-type roughness, or

skimming flow, while $\lambda/e > 5$ indicate isolated roughness elements, k-type roughness, or interactive flow. In the extremes where λ/e is less than 5, the roughness effect is expected to diminish the effectiveness of elements, or whether λ/e is significantly greater than 5 neither is effective since the flow retained in a first element recovers its speed until it reaches the next one and when it collides. It produces splashes and waves, affecting the flow conditions.

Researchers such as Sarkar and Dey (2010); Zhao, Wang and Lu (2001), and Andersson *et al.* (2021) continue using roughness height and relative roughness values in order to assess and compare the roughness effects with the different geometries devices on fluid flow as it was also done by Huang *et al.* (2016), and Chung, Nicholas, Schultz and Flack (2021) with their saw-tooth device (two-dimensional structured or artificial roughness), and by Coleman, Hodge and Taylor (1984) with the three-dimensional arrays of spheres, cones, and angled roughness.

In 2010, Wagner (1991) used a square geometry roughness to correlate friction factors considering height, width, and spacing of the elements, and she found that the roughness pitch is determinant in fluid flow, and they could be represented by a series of empirical formulations. Thus, the friction factor increases as roughness elements are brought closer together; i.e. higher friction factors for smaller pitch values. Also, the friction factor increases as the roughness height increases, being greater for triangular and rectangular geometries, and lower for trapezoidal roughness.

Singh and Singh (2018) showed that the key dimensionless geometrical parameters to characterise artificial roughness are:

1. Relative roughness gradient (λ/e).
2. Relative roughness height (e/B): the ratio of rib height to equivalent channel width B .
3. Angle of attack (α): the inclination of the rib with the direction of the flow, which allows transport of the induced vortexes along the rib extracting more energy.
4. Shape of roughness element: can be two-dimensional ribs or three-dimensional discrete elements. The typical shape of ribs is square, but the final shapes need to guarantee the best energy-hydraulic performance.
5. Aspect ratio: It is the ratio of channel width to channel height, crucial to defining the energy hydraulic performance.
6. Reynolds number (R_e): its influence on the flow pattern needs to be considered. As the Reynolds number increases, the vortexes intensify and appear much better defined (Sangrá-Inciarte, 1995).

Although the roughness geometry is a key parameter, its relationship with the friction factor can only be represented as a series of empirical formulations (Sun & Faghri, 2003; Wagner, 1991; Wang, Yap, & Mujumdar, 2005). Related to this, Schneider *et al.* (2015) noticed that the friction factor may be used to predict flow velocity in steep streams, particularly with low submergence of roughness elements. Krochin (1986) presented various devices of artificial roughness such as zigzag walls along the cross-section, rectangular blocks spaced a given distance, wedge-shaped walls, and bedrock or thick stones, among others.

As a result, artificial roughness only provides spatially averaged quantities, but they do not reflect the actual river dynamics. One

important point is to distinguish how the flow is transported on the rough surface due to the velocity shift when passing the obstacles. Thus, the hydraulic characteristics of the bed roughness are modified by an RHS force to include flow damping and its effect on hydraulic resistances, as well as the interaction of roughness and sedimentary density current (Kashefipour *et al.*, 2018).

As bed roughness is a parameter that affects the transport mechanism and characteristics of sedimentary density current, it may be used as a suitable way for controlling the density current by decreasing flow velocity and increasing the time for settling sediment particles. Thus, the high erosive capacity of the flow is reduced, as well as a significant elevation of the water level in the curves and Mach waves, which causes the lateral spill out of the flow. For that, the study described here analyses the change of the RHS geometry from transverse ribs into ramp roughness in a right-angled channel as result of the sediment deposit. For it, the management of pitch and height ribs is crucial to reduce the speed of the flow, so that, in exchange for the channel having larger cross-sections, a more stable operation and a lower erosive capacity can be achieved. Although the relationship between the ramp roughness and the friction factor is well represented by empirical formulations, it is necessary to assess the degree of confidence that can be expected under different conditions.

Bed roughness proposal

Krochin (1986) presented different arrangements to provide artificial roughness in a channel and their specific formula to define the dimensions of each roughness element. All artificial roughness models correspond to an adaptation of Wagner and Kandlikar (2012).

To increase the Chèzy roughness coefficient C of a rectangular section channel with slope S and width B , square transverse bars with side e are placed at the bottom parallel to a distance $8e$ as shown in Figure 2.

$$C = [47.5 - 1.2 (h/e) - 0.1 (B/h)]/1000 \quad (1)$$

In the Equation (1), h is the water depth above the bar.

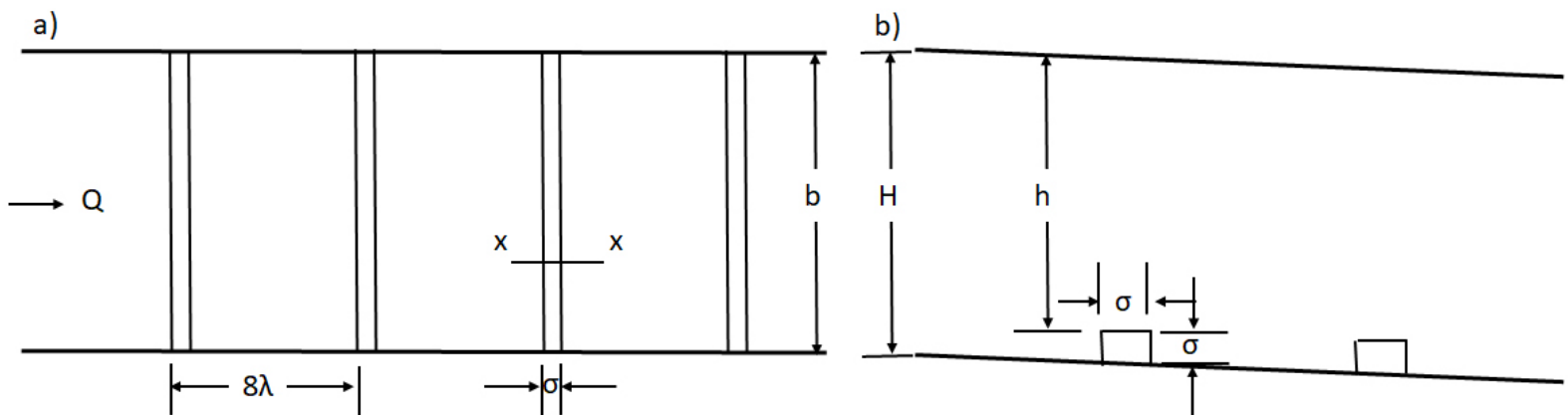


Figure 2. Transverse rib: a) plane, b) profile.

The Equation (1) is valid for:

$$\alpha = h/e \quad (2)$$

And:

$$\beta = B/h \quad (3)$$

Where the limited values for α and β are defined as:

$$3.5 \leq \alpha \leq 8 \quad (4)$$

$$6 \leq \beta \leq 1 \quad (5)$$

The channel energy slope S is limited as:

$$S \leq 0.15 \quad (6)$$

C roughness coefficient of Chezy formula:

$$V = C R^{1/2} S^{1/2} \quad (7)$$

Where:

V = average velocity

This channel is analysed due to its transformation into other geometries as a result of the sedimentation.

The C coefficient describes the flow velocity in channels with artificial roughness as a function of the conditions of both material and shape at the bottom, and on the channel wall. Also, the formulas consider the effect of the slope by introducing a correction factor for some geometries, thus the final coefficient of resistance C is calculated based on the ratios B/h and h/e , and on the depth of the flow (Saico-Bermeo & Vivar-Orellana, 2019).

The value of the velocity projected for the flow with artificial roughness, which must be less than the theoretical value corresponding to the natural roughness of the original C coefficient. R is the hydraulic radius defined in (Equation (7)) and A is the sectional area defined in (Equation (9)):

$$R = \frac{A}{b+2(h+e)} \quad (8)$$

$$A = b(h+e) \quad (9)$$

The discharge Q is defined in (Equation (10)):

$$Q = V A \quad (10)$$

Whether S and B are known in a channel, by selecting a value of e and choosing the one within the limits imposed in (Equation (4) and Equation (5)), it is possible to determine the value of h .

Ramp ribs

There are numerous RHS with several roughness geometries that have been studied, and each one offers some advantages over others in achieving a significant artificial roughness that provides a turbulent flow, as highlighted by Singh and Singh (2018). However, the potential sedimentation of material transported in suspension introduces an additional difficulty since it decreases the kinetic energy dissipation efficiency. Although, this condition could be challenging to occur due to the channel working in a fast regime with high velocities, it could be possible that as the velocity decreases significantly, sedimentation could occur or even the consolidation of the solids at the bottom changing the proposed roughness. This consolidation effect change can be explained by Campbell (2005), who identified that high flow resistance is associated with intermediate densities of the roughness elements since the vortex generation and the dissipation of shadow of one element are not complete before the flow meets the next element.

Also, Campbell (2005) pointed out that at high densities, a quasi-stable vortex is developed between the closely spaced in-line elements. This creates the upper limb of this vortex, which acts as a roof, and the free stream skims over the tops of the elements, as a result, a quasi-smooth flow with lower resistance is then produced (Figure 3).

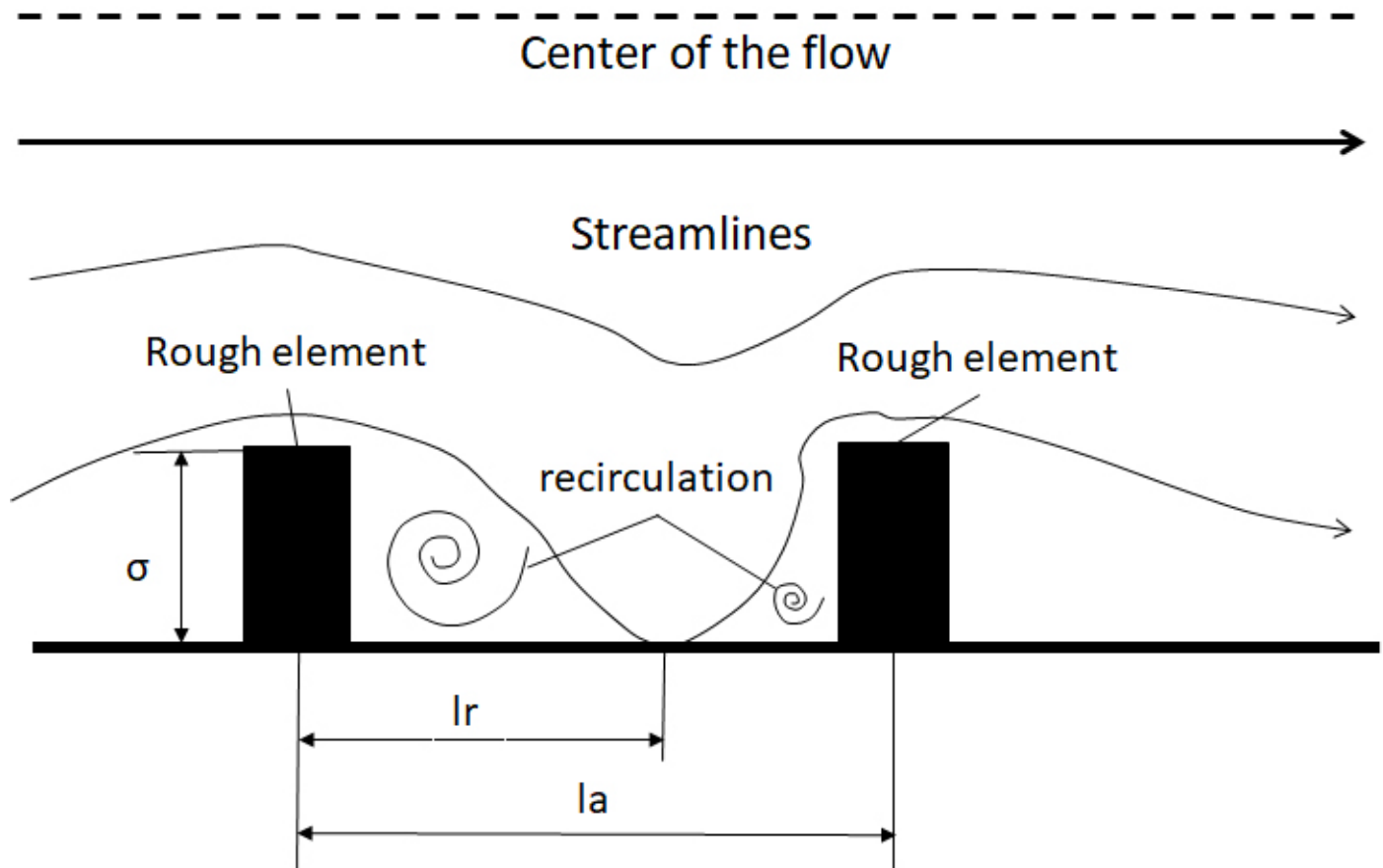


Figure 3. Streamlines for water flow through an RHS, Source: Chen *et al.* (2017).

Hassani and Reid (1990) found that when there is a reduction in bedload flux rates, an increase in flow resistance is observed, thereby increasing both roughness and energy dissipation. It was also observed that flow resistance is inversely proportional to the bedload discharge since it is implicit in the degree of energy available for moving sediment. In addition, there is bed protection generated by microforms, and as the density of the current body thickness increases, there is also a decrease

in the maximum value of velocity and an increase in in the distance of the peak value of the velocity point from the bed.

Chen *et al.* (2017) noted that the recirculation of the streamlines was mainly controlled by the angle from which the streamlines enter the rough element and by the Reynolds number (R_e). Changes in the R_e implicate modification on the flow current and shorten the distance from where the flow enters between ribs. In fact, this distance could generate recirculation vortexes quasi stables that isolate the outer flow from the roughness. The flow recirculation zone behind the rib decreases in the region before the re-joining point. Thus, the low-energy transfer region behind the rib is reduced, which results in an enhancement of the overall flow velocity (Figure 4).

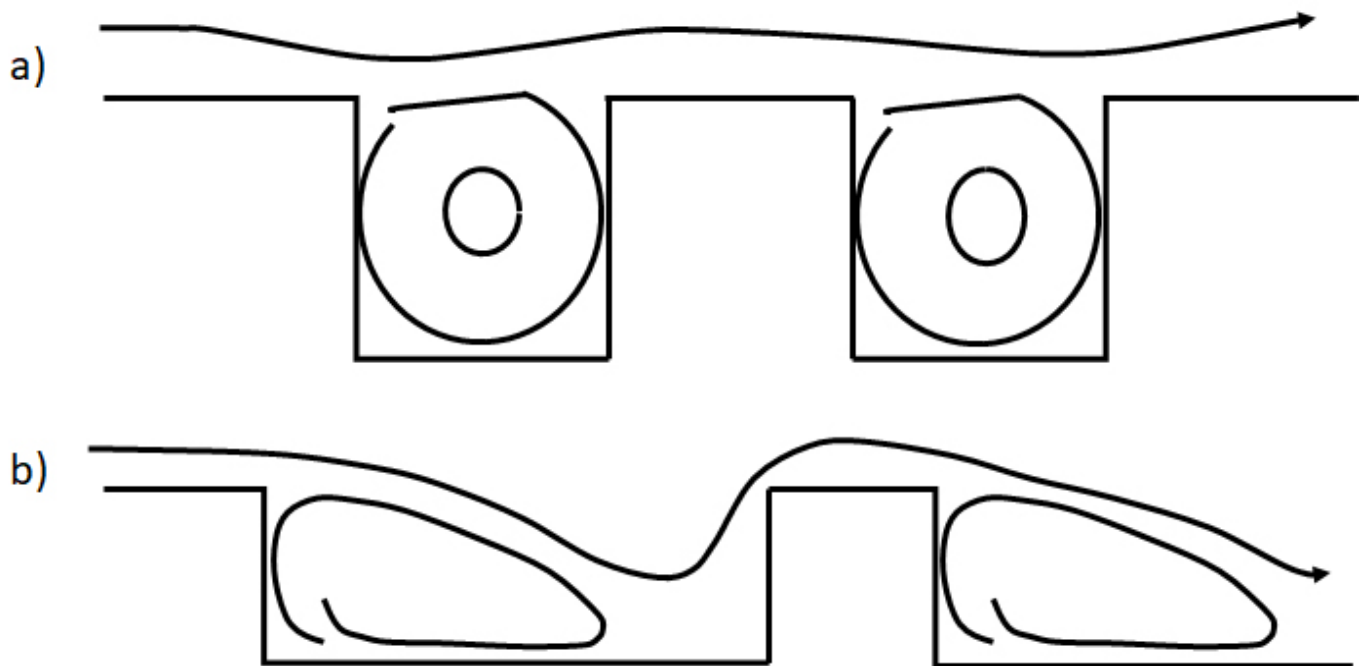


Figure 4. Geometry of a) d-type, and b) k-type rib walls. Source: Andersson *et al.* (2021).

Andersson *et al.* (2021) showed a natural modification of the geometry roughness based on the constructive simplicity of transverse ribs, by introducing a slope, ramps are created by the sediment consolidation. This geometry (Figure 5) can be associated with the one proposed by Huthoff (2012).

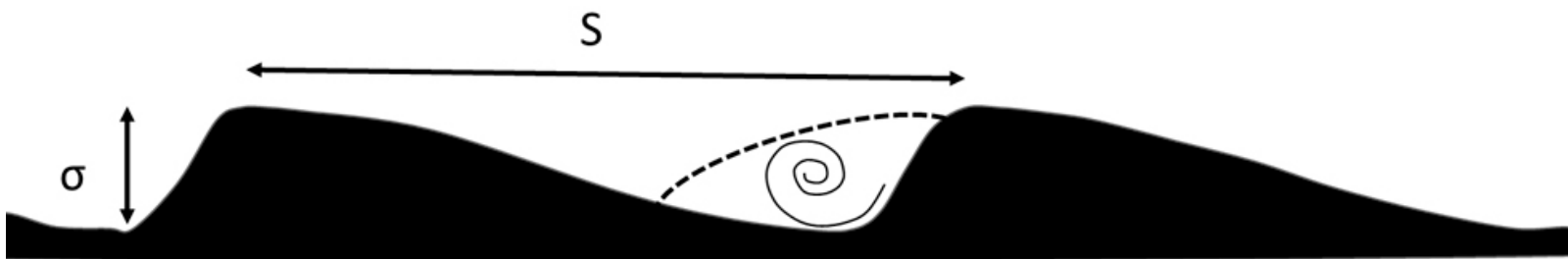


Figure 5. Roughness geometry for the proposal ramps ribs. Adapted from Huthoff (2012).

The geometry proposed in this paper (Figure 6) has a slope (S_R) different to the channel slope S as well as modifications in the width of the bottom channel (B), the transverse ribs with height (e) and the separation between each geometry (λ) (Sánchez-B., Gracia-S., & Franco, 2000).

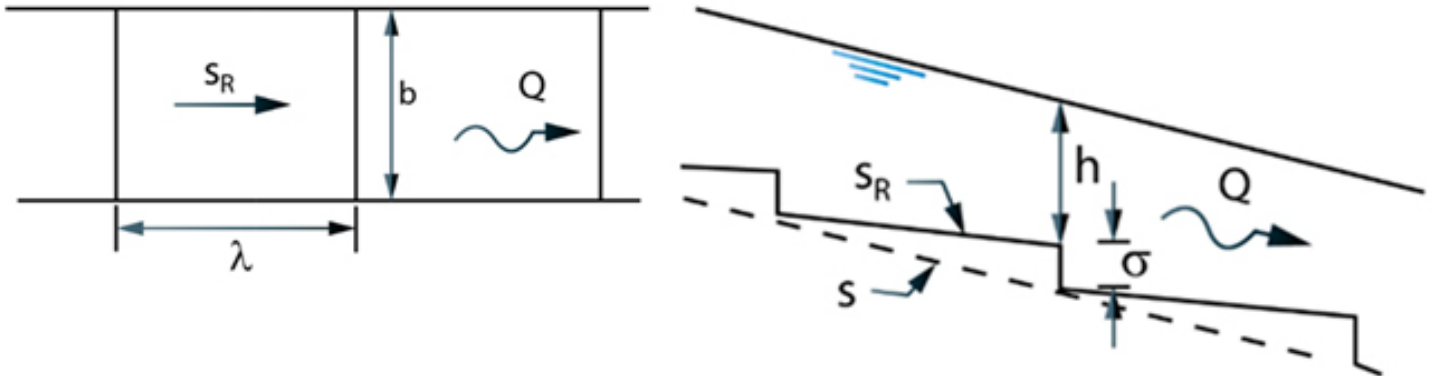


Figure 6. Ramps' roughness: a) plane and b) profile.

When a discharge Q , the difference in level between the free surface of the water and the upper end of the height rib is h . The spacing between the super-elevations of the steps is λ equal to $8e$. (Equation (4)) and (Equation (5)) are applied, but the limited values for σ_* and β_* are redefined as:

$$3 \leq \alpha \leq 7 \quad (11)$$

$$1 \leq \beta \leq 6 \quad (12)$$

For energy slope S of the channel the friction coefficient is:

$$C = (3.3 + 32 S^{\frac{1}{4}} + 10 \beta^{\frac{1}{9}} - 0.67\alpha)/1000 \quad (13)$$

In this case the radius and hydraulic area are obtained with equations (14) and (15):

$$R = \frac{A}{b+2(h+e/2)} \quad (14)$$

$$A = b(h+e/2) \quad (15)$$

Mathematical criteria to compute ramp roughness

For the design of a channel with artificial roughness, the dimensions and slope of the channel must first be defined, as well as the flow velocity of the channel without roughness, and a proposed initial flow velocity value to be reached (less than the observed in the channel).

Therefore, for a channel with artificial roughness, it is proposed to express the discharge Q as a potential function of the dimensionless variables h/e , B/h and S as:

$$Q = a (h/e)^b (B/h)^c S^d \quad (16)$$

In order to know the a, b, c, d constants in a channel, it is necessary to select N sets of values for $F_r, (h/e), (B/e)$ and S , observing the limits imposed by Equation 4 to Equation (6). The constant a has the same units as the flow rate; other constants b, c and d are dimensionless.

Whether $w = \ln Q$, $x = \ln(h/e)$, $y = \ln(B/e)$ and $z = \ln S$, according to the least squares method (Zienkiewicz, Taylor, & Zhu, 2013), the system of linear equations formed is (Equation (17)):

$$\begin{pmatrix} N & \Sigma x & \Sigma y & \Sigma z \\ \Sigma x & \Sigma x^2 & \Sigma xy & \Sigma xz \\ \Sigma y & \Sigma xy & \Sigma y^2 & \Sigma yz \\ \Sigma z & \Sigma xz & \Sigma yz & \Sigma z^2 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a \\ b \\ c \\ d \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \Sigma w \\ \Sigma xw \\ \Sigma yw \\ \Sigma zw \end{pmatrix} \quad (17)$$

The solution of this system corresponds to values of a , b , c and d required to compute Q values in (Equation (16)) for each one of the N sets of values.

Set values results and discussion

This section presents the application results of the theoretical model, which is used to understand the effects of each variable prior to the production of the roughness of the ramps. Special attention needs to be focused on Kashefipour *et al.* (2018) findings, which identified that increasing bed slope generally increases the maximum velocity but reduces depth.

Additionally, in sedimentary density fluids, when the density is increased, the flow velocity also increases due to the difference between densities. Thus, for a proposed channel with a width bottom of 6 m, it was considered in total, 27 N set values for Q , e , h/e , B/h and S (Table 1).

Table 1. Selected values of some elements of the channel.

Set	e (m)	h (m)	h/e	B/h	S	Q(m ³ s ⁻¹)
1	0.280	1.960	7.000	3.061	0.15	181.711
2	0.280	1.610	5.750	3.727	0.150	138.199
3	0.280	1.010	3.600	5.952	0.150	73.673
4	0.380	2.660	7.000	2.256	0.150	271.680
5	0.380	2.180	5.750	2.746	0.150	207.995
6	0.380	1.330	3.500	4.511	0.150	108.520
7	0.480	3.360	7.000	1.786	0.150	366.609
8	0.480	2.760	5.750	2.174	0.150	282.131
9	0.480	1.680	3.500	3.571	0.150	149.051
10	0.280	1.960	7.000	3.061	0.100	158.565
11	0.280	1.610	5.750	3.727	0.100	120.304
12	0.280	1.010	3.600	5.952	0.100	63.870
13	0.380	2.660	7.000	2.256	0.100	237.283
14	0.380	2.180	5.750	2.746	0.100	181.214
15	0.380	1.330	3.500	4.511	0.100	94.134
16	0.480	3.360	7.000	1.786	0.100	320.407
17	0.480	2.760	5.750	2.174	0.100	245.962
18	0.480	1.680	3.500	3.571	0.100	129.367
19	0.280	1.960	7.000	3.061	0.050	124.929
20	0.280	1.610	5.750	3.727	0.050	94.380
21	0.280	1.010	3.600	5.952	0.050	49.746
22	0.380	2.660	7.000	2.256	0.050	187.242
23	0.380	2.180	5.750	2.746	0.050	142.376
24	0.380	1.330	3.500	4.511	0.050	73.391
25	0.480	3.360	7.000	1.786	0.050	253.139
26	0.480	2.760	5.750	2.174	0.050	193.463
27	0.480	1.680	3.500	3.571	0.050	100.963

Based on the data in Table 1, the following values for the dimension and dimensionless parameters were derived, where Q was computed using Equation (13) to Equation (15).

The solution to the matrix of least squares in Equation 17 achieves a \tilde{Q} value.

$$a = 1566.8767$$

$$b = -0.0030$$

$$c = -1.3386$$

$$d = 0.3471$$

Discharge \tilde{Q} in a bottom channel of 6 m is convincingly reliable according to the following expression:

$$\tilde{Q} = 1566.8767(B/h)^{-1.3386}(h/e)^{-0.0030} S^{0.3471} \quad (18)$$

The computation unexplained variation $V_{NE} = \sum_{i=1}^{27} (\tilde{Q} - Q)^2 = 64.52$

The total variation is $V_T = \sum_{i=1}^{27} (\tilde{Q} - \bar{Q})^2 = 914334.36$

The adjusted coefficient of determination is

$$D^2 = 1 - \frac{\frac{V_{NE}}{[n - (p + 1)]}}{\frac{V_T}{[n - 1]}} = 1 - \frac{\frac{64.52}{[27 - (3 + 1)]}}{\frac{914334.36}{[26]}} = 0.999$$

Where:

n = number of sets

p = number of variables explained, in this case 3.

Knowing the discharge \tilde{Q} , B and energy slope S (Equation (18)), for each value of e there is a value for h . To validate these results, it is useful to verify that the limit values for α and β (in Equation (4) and Equation (5)) are observed. As the roughness height (h / e) is known, it is possible to estimate the Chèzy or Manning roughness coefficient.

In this case using h , the hydraulic area is obtained with Equation (15) for a channel of rectangular section, width bottom B , and slope S , thus average velocity of the water is:

$$V = \frac{Q}{A} \quad (19)$$

The hydraulic radius is calculated with Equation (14), the Chèzy and Manning roughness coefficients are:

$$C = \frac{V}{R^{1/2} S^{1/2}} \quad (20)$$

$$n = \frac{R^{2/3} S^{1/2}}{V} \quad (21)$$

The roughness coefficients of Chèzy and the Manning coefficient are present in Table 2 for each 27 N set of data used.

Table 2. Chèzy and Manning Coefficient, n , for ramps ribs.

Set	Q (m ³ /s)	S	e (m)	h (m)	A (m ²)	R (m)	V (m/s)	C Chezy (m ^{1/2} /s)	n Manning (s/m ^{1/3})
1	181.7110	0.1500	0.2800	1.9600	12.6000	1.2353	14.4215	33.5027	0.0309
2	138.1990	0.1500	0.2800	1.6100	10.5000	1.1053	13.1618	32.3249	0.0315
3	73.6730	0.1500	0.2800	1.0100	6.9000	0.8313	10.6772	30.2363	0.0321
4	271.6800	0.1500	0.3800	2.6600	17.1000	1.4615	15.8877	33.9321	0.0314
5	207.9950	0.1500	0.3800	2.1800	14.2200	1.3240	14.6269	32.8216	0.0319
6	108.5200	0.1500	0.3800	1.3300	9.1200	1.0088	11.8991	30.5884	0.0327
7	366.6090	0.1500	0.4800	3.3600	21.6000	1.6364	16.9726	34.2581	0.0317
8	282.1310	0.1500	0.4800	2.7600	18.0000	1.5000	15.6739	33.0436	0.0324
9	149.0510	0.1500	0.4800	1.6800	11.5200	1.1707	12.9385	30.8751	0.0333
10	158.5650	0.1000	0.2800	1.9600	12.6000	1.2353	12.5845	35.8057	0.0289
11	120.3040	0.1000	0.2800	1.6100	10.5000	1.1053	11.4575	34.4634	0.0295
12	63.8700	0.1000	0.2800	1.0100	6.9000	0.8313	9.2565	32.1042	0.0302
13	237.2830	0.1000	0.3800	2.6600	17.1000	1.4615	13.8762	36.2966	0.0293
14	181.2140	0.1000	0.3800	2.1800	14.2200	1.3240	12.7436	35.0223	0.0299
15	94.1340	0.1000	0.3800	1.3300	9.1200	1.0088	10.3217	32.4966	0.0308
16	320.4070	0.1000	0.4800	3.3600	21.6000	1.6364	14.8337	36.6698	0.0296
17	245.9620	0.1000	0.4800	2.7600	18.0000	1.5000	13.6646	35.2817	0.0303
18	129.3670	0.1000	0.4800	1.6800	11.5200	1.1707	11.2298	32.8203	0.0313
19	124.9290	0.0500	0.2800	1.9600	12.6000	1.2353	9.9150	39.8954	0.0260
20	94.3800	0.0500	0.2800	1.6100	10.5000	1.1053	8.9886	38.2360	0.0266
21	49.7460	0.0500	0.2800	1.0100	6.9000	0.8313	7.2096	35.3621	0.0274
22	187.2420	0.0500	0.3800	2.6600	17.1000	1.4615	10.9498	40.5058	0.0263
23	142.3760	0.0500	0.3800	2.1800	14.2200	1.3240	10.0124	38.9139	0.0269
24	73.3910	0.0500	0.3800	1.3300	9.1200	1.0088	8.0473	35.8302	0.0280
25	253.1390	0.0500	0.4800	3.3600	21.6000	1.6364	11.7194	40.9714	0.0265
26	193.4630	0.0500	0.4800	2.7600	18.0000	1.5000	10.7479	39.2459	0.0273
27	100.9630	0.0500	0.4800	1.6800	11.5200	1.1707	8.7641	36.2240	0.0283

Channel numerical model to test equations for ramp ribs

The artificial roughness in equations Chèzy and Manning transverse, and ramps ribs was studied by applying Equation (18) and Equation (20) controlling height (h), pitch, side section (almost square, e), and slope (S). The channel has a rectangular section with a width B of 6.0 m and a slope S of 0.15. The channel was excavated in the rock, thus the height difference between the bottom channel and the free surface h is 3.2 m. The flow of water has a discharge of $Q = 95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

- Rectangular section channel without artificial roughness. The lined channel without artificial roughness geometry has a roughness coefficient of $n = 0.015$. As, $Q = 95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, the depth $h = 0.822 \text{ m}$, the average velocity $V = 19.262 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ and the $Fr = 6.7831$.
- Rectangular section channel with transverse ribs. To reduce the velocity in the channel, artificial roughness was used installing transverse ribs with the characteristics of width $B = 6 \text{ m}$, and side section e is 0.28m, slope $S = 0.15$ and discharge $Q = 95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Substituting these values, the h value is 0.822 m, the velocity is $19.262 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, the Chèzy coefficient is 61.9161, and the F_r number is 6.7831.
- Rectangular section channel with ramps. Once transverse ribs change their behavior due to sediment deposition between (8e), it is assumed that the geometry could now work as ramps. The moment when this condition takes place it is highly variable due to the physic-chemical

sediment composition. Thus, the flow operation under this condition is modified to $e = 0.28$ m and $h = 1.213$ m, if the free surface is $h + e/2 = 1.353$ m less than 3.20 m, this means water did not spill out and the average velocity as F_r number can be reduced from the geometry without RHS to 3.2121. The n value calculated is $0.0316 \text{ s m}^{-1/3}$.

The theory presented here involves concepts from the phenomenological theory of turbulence and fluid mechanics, thus:

- *For the original condition*, the water depth is small, the velocity is very high, as well as the Froude number, with very low roughness.
- *For the transverse rib condition*, water depth increases, whereas velocity decreases, as well as the Froude number, but the roughness coefficient increases.
- *For the ramp condition*, water depth decreases again, velocity is higher than in transverse ribs geometry, as well as the Fr number, but n decreases.

The flow depth in the coefficient of Manning's equation on the transverse ribs and ramps indicates that the flow is above the roughness elements. Thus, the ramps formed with the sediment really modify the flow operation provided with transverse ribs. In the numerical exercise, it is evident that velocity adjustment is significant from $19.262 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ to $11.072 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, which corresponds to a decrement of 57 %.

Although it was considered that the vortexes generated between ribs sometimes did not affect the prevailing turbulence flow, this recirculation in time is the cause of sediment deposits from sediment load fluids, which can be placed at any time or even not at all. Thus, the drag

coefficient needs to include the shape effects of the obstruction (streamlining), the submergence ratio and the effects of the vortices for the two dimensions of roughness elements with frontal width and height.

As sediment consolidation depends on the type of sediment transported, bed roughness remains useful, although a little less effective. In addition, to validate the results obtained with a ramp geometry, the solid material should not be removed for an extended period so that it can be cemented; typical examples of this are soil mixtures of sand and clay (Dankers, Sills, & Winterwerp, 2008; van Rijn & Barth, 2018). According to the data obtained, for flows with lower discharge, the velocity of the water could remove the particles of sand of regular size and lime – clays, but it will be in function of the consolidation degree of the deposited material.

Conclusions

In general, the RHS are functions of variables such as material, structure, distribution, and streamline reattachment length (vortex). Looking at the geometry, it can be confirmed that transverse ribs roughness in a rectangular section of lined channels shows a more stable water flow within a wider working range, however, this option is more expensive and less resistant to wear.

On the contrary, when ramps are created as a result of the natural modification to the transverse ribs due to sediment consolidation, this geometry is less expensive and more resistant to wear. Therefore, it is highly recommended to reduce water velocities, which tend to increase as well as the Froude number. In practice, the formation of ramps is

frequent, but it will depend on the amount of fine material (silt – clay) and its consolidation, and also to the variation of speeds over these structures.

It is essential to consider that the channel designs are made for the maximum flow rate with a relatively low probability of occurrence; thus, with the RHS, lower fluid rates are expected, and the roughness element wear can be attenuated. Also, the results obtained in the calculation examples demonstrated that when the designs are made for Froude numbers less than 1.5, the deposit increases, respecting the unevenness between the natural terrain and the channel bottom, free embankments are available, consequently as flood protection.

Finally, installing a ramp's geometry roughness seems to be the best option to reduce water flow velocity by increasing the bottom roughness in the channel. However it is necessary to take special attention to the consolidation of the sediment deposit since solid deposits will continue, and a further transformation of the ramps could be achieved till modify the original rib elements.

Acknowledgments

Thanks to Liliana Marrufo Vázquez for her helpful discussions on an earlier draft of this manuscript.

References

- Andersson, L., Larsson, I., Gunnar, J. H. I., Burman, A., & Andreasson, P. (2021). Localized roughness effects in non-uniform hydraulic waterways. *Journal of Hydraulic Research*, 59(1), 100-108. DOI: 10.1080/00221686.2020.1744744
- Campbell, L. J. (2005). *Double-averaged open-channel flow over regular rough beds*. (Ph.D. thesis, School of Engineering, University of Aberdeen, Aberdeen). Recovered from <https://www.semanticscholar.org/paper/Double-averaged-open-channel-flow-over-regular-beds-Campbell/12c71cd21584c973b1bdcdbd166df75e0d2b86cd>
- Castro, I. P., Kim, J. W., Stroh, A., & Lim, H. C. (2021). Channel flow with large longitudinal ribs. *Journal of Fluid Mechanics*, 915, A92. DOI: 10.1017/jfm.2021.110
- Chanson, H. (1999). *The hydraulics of open channel flow: An introduction*. London, UK: Butterworth-Heinemann Eds.
- Chen, Z., Qian, J., Zhan, H., Zhou, Z., Wang, J., & Tan, Y. (2017). Effect of roughness on water flow through a synthetic single rough fracture. *Environmental Earth Sciences*, 76(186), 2-17. DOI: 10.1007/s12665-017-6470-7
- Chung, D., Nicholas, H., Schultz, M. P., & Flack, K. A. (2021). Predicting the drag of rough surfaces. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 53, 439-471. DOI: 10.1146/annurev-fluid-062520115127
- Coleman, H. W., Hodge, B. K., & Taylor, R. P. (1984). A re-evaluation of schlichting's surface roughness experiment. *Journal of Fluids Engineering*, 106(1), 60-65. DOI: 10.1115/1.3242406

- Coleman, S. E., Nikora, V. I., McLean, S. R., & Schlicke, E. (2007). Spatially averaged turbulent flow over square ribs. *Journal of Engineering Mechanics*, 133(2), 194-204. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9399133:2(194)
- Dankers, P. J. T., Sills, G. C., & Winterwerp, J. C. (2008). Chapter 18. On the hindered settling of highly concentrated mud-sand mixtures. In: Kusuda, T., Yamanishi, H., Spearman, J., & Gailani, J. Z. (eds.). *Sediment and ecohydraulics* (pp. 255-274). Amsterdam, Netherlands: INTERCOH 2005, Elsevier B. V. DOI: 10.1016/S1568-2692(08)80020-4
- Ferguson, R. I. (2022). *Reach-scale flow resistance*. Durham, UK: Elsevier Inc. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.09386-6
- Hassani, M. A., & Reid, I. (1990). The influence of microform bed roughness elements on flow and sediment transport in gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 15(8), 739-750. DOI: 10.1002/esp.3290150807
- Huang, G., Simoëns, S., Vinkovic, I., Le Ribault, C., Dupont, S., & Bergametti, G. (2016). Law-of-the-wall in a boundary-layer over regularly distributed roughness elements. *Journal of Turbulence*, 17(5), 518-541. DOI: 10.1080/14685248.2016.1139121
- Huthoff, F. (2012). Theory for flow resistance caused by submerged roughness elements. *Journal of Hydraulic Research*, 50(1), 10-17. DOI: 10.1080/00221686.2011.636635
- Jiménez, J. (2004). Turbulent flows over rough walls. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 36, 173-196. DOI: 10.1146/annurev.fluid.36.050802.122103

- Kashefipour, S. M., Daryaei, M., & Ghomeshi, M. (2018). Effect of bed roughness on velocity profile and water entrainment in a sedimentary density current. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 45, 9-17. DOI: 10.1139/cjce-2016-0490
- Krochin, S. (1986). *Diseño hidráulico*. Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional.
- Merchán, P. N. (2019). *Simulación numérica experimental de un canal con un nuevo modelo de rugosidad artificial* (B. S. E. thesis). Facultad de Ingeniería, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador. Recovered from <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/32054>
- Pagliara, S., & Palermo, M. (2015) Hydraulic jumps on rough and smooth beds: Aggregate approach for horizontal and adverse-sloped beds. *Journal of Hydraulic Research*, 53(2), 243-252. DOI: 10.1080/00221686.2015.1017778
- Radecki-Pawlik, A. (2013). On using artificial rapid hydraulic structures (RHS) within mountain stream channels: Some exploitation and hydraulic problems. In: Rowiński, P. (ed.). *Experimental and Computational Solutions of Hydraulic Problems*. Berlin, Germany: GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences, Springer. DOI: 10.1007/978-3-642-30209-1_6
- Saico-Bermeo, V. D., & Vivar-Orellana, R. A. (2019). *Evaluación de métodos de diseño para conductos con rugosidad artificial mediante experimentación en modelo físico*. (B. S. E. thesis). Facultad de Ingeniería, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador. Recovered from <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/32576>

- Sangrá-Inciarte, P. (1995). *Perturbación de un flujo geofísico por un obstáculo. Aplicación a la isla de Gran Canaria* (Ph.D. thesis). Departamento de Física, Universidad de las Palmas de Gran Canaria, España. Recovered from <https://accedacris.ulpgc.es/handle/10553/1913>
- Sarkar, S., & Dey, S. (2010). Double averaging turbulence characteristics in flows over a gravel bed. *Journal of Hydraulic Research*, 48(6), 801–809. DOI: 10.1080/00221686.2010.526764.430
- Schneider, J. M., Rickenmann, D., Turowski, J. M., & Kirchner, J. W. (2015). Self-adjustment of stream bed roughness and flow velocity in a steep mountain channel. *Water Resources Research*, 51, 7838–7859. DOI: 10.1002/2015WR016934
- Singh, I., & Singh, S. (2018). A review of artificial roughness geometries employed in solar air heaters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 92, 405–425 DOI: 10.1016/j.rser.2018.04.108
- Sun, H., & Faghri, M. (2003). Effect of surface roughness on nitrogen flow in a microchannel using the direct simulation Monte Carlo method. *Numerical Heat Transfer Applications*, 43(1), 1–8. DOI: 10.1080/10407780307302
- Sánchez-B, J. L., Gracia-S., J., & Franco, V. (2000). Critical review of equations to determine the effect of artificial roughness in a channel with steep slopes. *Dam Engineering*, 11(2), 89–109.
- Takakuwa, Y., & Fukuoka, S. (2020). Three-dimensional flow structures of straight rough-bed channels with different aspect ratios. In: Uijtewaal *et al.* (eds.). *River Flow 2020*. Abingdon-on-Thames, UK: Taylor & Francis Group. DOI: 10.1201/b22619-9

- Tollner, E. W. (2021). *Open channel design: Fundamentals and applications*. Oxford, UK: John Wiley & Sons Ltd. DOI: 10.1002/9781119664338
- van Rijn, L. C., & Barth, R. (2018). Settling and consolidation of soft mud-sand layers. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 145(1), 04018028. DOI: 10.1061/(ASCE)WW.1943-5460.0000483
- Wagner, R., & Kandlikar, S. G. (2012). Effects of structured roughness on fluid flow at the microscale level. *Heat Transfer Engineering*, 33(6), 483-493. DOI: 10.1080/01457632.2012.624850
- Wagner, R. N. (1991). *Effects of structured roughness on fluid flow at the microscale level*. (M. S. thesis). Rochester, USA: Rochester Institute of Technology. Recovered from <https://scholarworks.rit.edu/theses/5893/>
- Wang, X. Q., Yap, C., & Mujumdar, A. S. (2005). Effects of two-dimensional roughness in flow in microchannels. *Journal of Electronic Packaging*, 127(3), 357-361 DOI: 10.1115/1.1997164
- Yadav, A., Sen, S., Mao, L., & Schwanghart, W. (2022) Evaluation of flow resistance equations for high gradient rivers using geometric standard deviation of bed material. *Journal of Hydrology*, 605, 127292. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.127292
- Yochum, S. E., Bledsoe, B. P., David, G. C. L., & Wohl, E. (2012). Velocity prediction in high-gradient channels. *Journal of Hydrology*, 424-425, 84-98. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.12.031

- Zaborowski, S., Kałuza, T., Rybacki, M., & Radecki-Pawlik, A. (2023) Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: The Flinta river, Wielkopolska Province, Poland. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 23, 79-97. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2022.10.002
- Zampiron, A., Cameron, S. M., Stewart, M.T., Marusic, I., & Nikora, V. I. (2023) Flow development in rough-bed open channels: mean velocities, turbulence statistics, velocity spectra, and secondary currents. *Journal of Hydraulic Research*, 61(1), 133-144. DOI: 10.1080/00221686.2022.2132311
- Zhao, Y., Wang, G. C., & Lu, T. M. (2001). Characterization of amorphous and crystalline rough surface: Principles and applications. Experimental Methods in the Physical Sciences. In: Celotta, R., & Lucatorto, T. (eds.). *Book Series* (Vol. 37) (pp. 417). Cambridge, USA: Academic Press.
- Zienkiewicz, O. C., Taylor, R. L., & Zhu, J. Z. (2013). Variational forms and finite element approximation: 1-d problems. In: Zienkiewicz, J. Z. O. C., & Taylor, R. L. (eds.). *The finite element method: Its basis and fundamentals*. Exeter, UK: Elsevier. DOI: 10.1016/B978-1-85617-633-0.00004-6