



Tecnología y Ciencias $\mathcal{E}$ Agua

ISSN 2007-2422

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-v17-n1



Chlorofila en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina. Foto: María Inés Rodríguez.

Portada: clorofila en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina. Los cuerpos de agua dulce son importantes fuentes de agua potable, principalmente en las regiones semiáridas, como la zona central de Argentina. La concentración de floraciones de algas en el agua degrada la calidad de la misma tanto para el consumo humano o agrícola como para fines recreativos. La eutroficación de los embalses ejerce una nociva presión sobre el ecosistema acuático involucrado. La teledetección por satélite es un complemento eficaz de los métodos de muestreo sobre el terreno, pues permite recopilar datos de zonas muy extensas y más pequeñas. Ver el artículo “Valoración de índices de clorofila con datos Sentinel-2 en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina / Assessment of chlorophyll indices with Sentinel-2 data in San Roque reservoir, Córdoba, Argentina” de Mariana Pagot, María Inés Rodríguez, Micaela Juaneda, Araceli Ferreyra, Marcelo Smrekar y Andrés Rodríguez.

Foto: María Inés Rodríguez.



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

Comité Editorial

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **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 Vitorio 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 Recherche 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**, University of 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 Verduzco**, 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 •



Artículos (originales)

Articles (original)

Sedimentación de embalses en Colombia: panorama y análisis de casos

Juan Daniel Ríos-Arboleda

Diseño físico de un humedal subsuperficial de flujo horizontal utilizando el algoritmo NSGA-II

Jhonatan Mendez-Valencia

Carlos Sánchez-López

Eneida Reyes-Pérez

Remoción de sales de cobre por sodalitas recubiertas con hidróxidos doble laminares

Andrea P. Aparicio

José H. Quintana-Mendoza

J. A. Henao

Análisis experimental de la turbulencia y la erosión local en una pila de puente de sección cuadrada en un canal con una derivación a 90 grados

Camila Carrión

Khaled Hamad-Mohamed

Joseph Sánchez-Balseca

Jorge Escobar-Ortiz

Balance hídrico en regiones cafeteras mediante el déficit de evaporación

Fernando Reyes-González

Arturo Galvis-Spinola

Teresa Marcela Hernández-Mendoza

Juan José Almaraz-Suárez

Alejandro Alarcón

Calculation of the blue water footprint in the pharmaceutical industry: Case of study for the production process of water for injections

Alejandra Balaguera

Daniel López-de-Mesa

Remoción de arsénico (III) en aguas subterráneas mediante residuos de naranja: eficiencia y modelos de adsorción en condiciones altoandinas

Yeuelin Yudith Pariguana-Castillo

Nancy Gladis Quispe-Ccallo

Juan Eduardo Vigo-Rivera



Artículos (traducción)

Articles (translation)

Reservoir sedimentation in Colombia: Overview and case analysis

Juan Daniel Ríos-Arboleda

01

Physical design of a horizontal flow subsurface wetland using the NSGA-II Algorithm

Jhonatan Mendez-Valencia

Carlos Sánchez-López

Eneida Reyes-Pérez

28

Removal of copper salts by sodalite coated with layered double hydroxides

Andrea P. Aparicio

José H. Quintana-Mendoza

J. A. Henao

63

Experimental analysis of turbulence and local erosion in a squares-section bridge pier in channel with a 90 degree derivation

Camila Carrión

Khaled Hamad-Mohamed

Joseph Sánchez-Balseca

Jorge Escobar-Ortiz

91

Water balance in coffee-growing regions through evaporation deficit

Fernando Reyes-González

Arturo Galvis-Spinola

Teresa Marcela Hernández-Mendoza

Juan José Almaraz-Suárez

Alejandro Alarcón

190

Cálculo de la huella hídrica azul en la industria farmacéutica: caso de estudio para el proceso de producción de agua para inyectables

Alejandra Balaguera

Daniel López-de-Mesa

226

Arsenic (III) removal from groundwater using orange residues: Efficiency and adsorption models under high-andean conditions

Yeuelin Yudith Pariguana-Castillo

Nancy Gladis Quispe-Ccallo

Juan Eduardo Vigo-Rivera

265



Artículos (originales)

Articles (original)

Hydraulic performance optimization of triangular-arc
asymmetric labyrinth weirs: Experimental analysis of discharge
efficiency and geometric variations

Seyed Mohammad Tabatabai

Mohammad Heidranejad

Alireza Masjedi

Amin Bordbar

Evaluación de pesos de los factores del método DRASTIC en el
acuífero del Valle Central de Cochabamba, Bolivia

Laura Rosales

Oliver Saavedra

Valoración de índices de clorofila con datos Sentinel-2 en el
embalse San Roque, Córdoba, Argentina

Mariana Pagot

María Inés Rodríguez

Micaela Juaneda

Araceli Ferreyra

Marcelo Smrekar

Andrés Rodríguez



Artículos (traducción)

Articles (translation)

*Optimización del comportamiento hidráulico de vertederos
laberínticos asimétricos con arcos triangulares: análisis
experimental de la eficiencia de descarga y variaciones
geométricas* 314

Seyed Mohammad Tabatabai

Mohammad Heidranejad

Alireza Masjedi

Amin Bordbar

*Weight assessment of DRASTIC method factors within the
aquifer of the Central Valley of Cochabamba, Bolivia* 349

Laura Rosales

Oliver Saavedra

*Assessment of chlorophyll indices with Sentinel-2 data in
San Roque reservoir, Córdoba, Argentina* 338

Mariana Pagot

María Inés Rodríguez

Micaela Juaneda

Araceli Ferreyra

Marcelo Smrekar

Andrés Rodríguez

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

Artículos

Sedimentación de embalses en Colombia: panorama y análisis de casos

Reservoir sedimentation in Colombia: Overview and case analysis

Juan Daniel Ríos-Arboleda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4863-9968>

¹Universidad Cooperativa de Colombia, Medellín, Colombia,
juan_da0716@hotmail.com

Autor para correspondencia: Juan Daniel Ríos-Arboleda,
juan_da0716@hotmail.com

Resumen

En el presente trabajo se realiza una revisión exhaustiva del panorama actual de sedimentación de embalses en Colombia, se documentan las soluciones implementadas a la fecha y se analiza con el modelo Reservoir Conservation 2 (RESCON 2 Beta) del Banco Mundial la efectividad técnica a nivel de prefactibilidad de varias estrategias de gestión de sedimentación en el embalse del proyecto hidroeléctrico Porce II (uno de los casos críticos), el cual se localiza en el noroccidente de Colombia y presenta una pérdida de capacidad promedio de 2.09 Mm³/año. Los

resultados muestran que, de no tomar acción, para el escenario de sedimentación más crítico ($3.36 \text{ Mm}^3/\text{año}$), en poco más de 40 años de operación se pierde el volumen útil o activo, y al cabo de 105 años se pierde el volumen total de almacenamiento; por otro lado, de tomar acción y aplicar la técnica del trasvase (*by-pass*) y el supuesto de que se alcanzara un cuasi equilibrio sedimentológico entre lo que ingresa al embalse y lo que se descarga aguas abajo de la presa se podría prolongar la vida útil del embalse. Se concluye que los embalses en Colombia son un recurso finito que debe gestionarse con especial cuidado para garantizar la seguridad energética de la nación.

Palabras clave: sedimentación, estrategias de gestión, RESCON 2, Colombia.

Abstract

This paper provides a comprehensive review of the current reservoir sedimentation landscape in Colombia and documents the solutions implemented to date. It analyzes, using the World Bank's Reservoir Conservation 2 (RESCON 2 Beta) model, the technical effectiveness of several sedimentation management strategies at the pre-feasibility level in the Porce II hydroelectric project reservoir. This reservoir is one of the critical cases, located in northwestern Colombia, and presents an average capacity loss of $2.09 \text{ Mm}^3/\text{year}$. The results indicate that, if no action were taken, the most critical scenario ($3.36 \text{ Mm}^3/\text{year}$) would result in loss of useful or active volume after just over 40 years of operation. After 105 years, the total storage volume would be lost. In contrast, by taking action and applying the transfer technique (*by-pass*), and assuming quasi-sedimentological equilibrium between inflow and discharge downstream

of the dam, the useful life of the reservoir could be extended. It is concluded that reservoirs in Colombia are a finite resource that must be managed with special care to guarantee the nation's energy security.

Keywords: Sedimentation, management strategies, RESCON 2, Colombia.

Recibido: 25/02/2025

Aceptado: 25/03/2025

Publicado *ahead of print*: 08/04/2025

Versión final: 01/01/2026

Introducción

A lo largo de la historia múltiples autores (Fan & Morris, 1992b; Gracia, 1996; Morris & Fan, 1998; Palau, 2002; Batalla, 2003; Kondolf *et al.*, 2014) han analizado los procesos de sedimentación y pérdida de capacidad que ocurren en los embalses, sin embargo, gran parte de los datos existentes corresponden a latitudes extratropicales (Morris, Annandale, & Hotchkiss, 2008; Schleiss, Franca, Juez, & De Cesare, 2016; Morris, 2020; Randle *et al.*, 2021a; Kantoush, Mousa, Shahmirzadi, Toshiyuki, & Sumi, 2021), donde los procesos naturales ocurren en escalas de tiempo y espacio diferentes a las del trópico.

Por otro lado, en Colombia más del 60 % de la matriz de generación de energía eléctrica es hidráulica (Acolgen, 2019), razón por la cual, los reservorios y embalses son de suma importancia para la seguridad energética de la nación; sin embargo, todos los embalses tropicales están

sometidos a procesos de sedimentación que los hacen perder volumen útil más rápido que en otras latitudes (Jiménez, Farias, & Rodríguez, 2005). Por ejemplo, Ríos (2021) ha reportado que algunos embalses en Colombia presentan tasas promedio anuales de pérdida de capacidad superiores al 1.0 %, tasas superiores incluso a las reportadas para zonas semiáridas como Irán (Emamgholizadeh, Bateni, & Nielson, 2018).

En general, el proceso de sedimentación ocurre debido a la reducción de la velocidad del flujo al ingreso al embalse, lo cual permite que comience una sedimentación selectiva a lo largo del embalse (Palau, 2002), donde los materiales grueso granulares (gravas) se decantan en la cola del embalse (formando así lo que se conoce como el delta) y los materiales fino granulares (limos y arcillas) se asientan en vecindad de la presa, donde la velocidad del flujo es prácticamente nula (Fan & Morris, 1992b).

Debido al riesgo que genera la sedimentación en el interior de los embalses, a nivel global se han creado diferentes métodos o estrategias de gestión de los sedimentos, que buscan prolongar la vida útil de los reservorios (Morris & Fan, 1998; Fan & Morris, 1992a). Según Palmieri, Shah, Annandale y Dinar (2003), es posible gestionar con éxito la sedimentación de los embalses mediante el uso de una o más técnicas de conservación: 1) reducción del aporte de sedimentos, 2) manejo de sedimentos dentro del embalse, 3) evacuación de sedimentos del embalse o 4) reemplazo del almacenamiento perdido.

Como sugieren Randle *et al.* (2021b), el paradigma actual de aceptar la retención continua de sedimentos no es una estrategia sostenible a largo plazo; además, como señalan Morris y Fan (1998), el objetivo de la gestión de sedimentos es lograr un equilibrio de sedimentos en todos los embalses, maximizando al mismo tiempo la capacidad de

almacenamiento utilizable u otros beneficios una vez alcanzado este equilibrio.

En particular, el proyecto Porce II no es el único en Colombia con graves problemas de sedimentación, cabe la pena recordar las costosas operaciones de dragado que se realizan en el proyecto del Bajo Anchicayá (Castro & Mantilla, 2021) sin interrupción desde 1962. Este panorama es un problema mundial, y debido a esto Kondolf y Yi (2022) sugieren que la capacidad de almacenamiento de los embalses debe tratarse como un recurso no renovable.

Motivado por lo anterior, el presente estudio analiza el panorama actual de sedimentación en algunos embalses colombianos y evalúa con el modelo RESCON 2 Beta del Banco Mundial —desarrollado por Palmieri *et al.* (2003); Kawashima, Johndrow, Annandale y Shah (2003), y Efthymiou, Palt, Annandale y Karki (2017)— la efectividad técnica de varias estrategias de gestión de sedimentación en el embalse del proyecto hidroeléctrico Porce II, el cual se localiza en Antioquia y presenta una pérdida de capacidad anual del 1.46 %. El modelo RESCON 2 Beta ha sido usado recientemente por Idrees, Lee y Kim (2019), e Idrees, Lee, Kim y Kim (2021) para evaluar la técnica del *flushing* en embalses de Pakistán y Corea del Sur, respectivamente, sin embargo, para zonas tropicales suramericanas como Colombia no se encuentran en la literatura este tipo de evaluaciones técnico-ambientales. Por último se debe resaltar que el aporte específico a la ingeniería es una metodología clara para el análisis de estrategias de gestión de sedimentación en embalses tropicales.

Materiales y métodos

Revisión del panorama actual de sedimentación

Para consolidar un resumen del panorama actual de sedimentación en Colombia se han analizados los reportes del Consejo Nacional de Operación (CNO), de la Asociación Colombiana de Generadores de Energía Eléctrica (Acolgen), de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) y de los propios generadores.

Caso de estudio

El embalse del proyecto hidroeléctrico Porce II se localiza en Colombia, al nordeste del departamento de Antioquia (Figura 1), en jurisdicción de los municipios de Amalfi, Gómez Plata y Yolombo. Es alimentado principalmente por el río Porce (caudal medio multianual de $117.62 \text{ m}^3/\text{s}$), cuya cuenca al sitio de la presa posee un área de drenaje de aproximadamente $3\,020 \text{ km}^2$ (EPM, 2008), y por dos afluentes menores que son las Quebradas Guaduas (12.88 km^2) y Cancana (42.19 km^2).

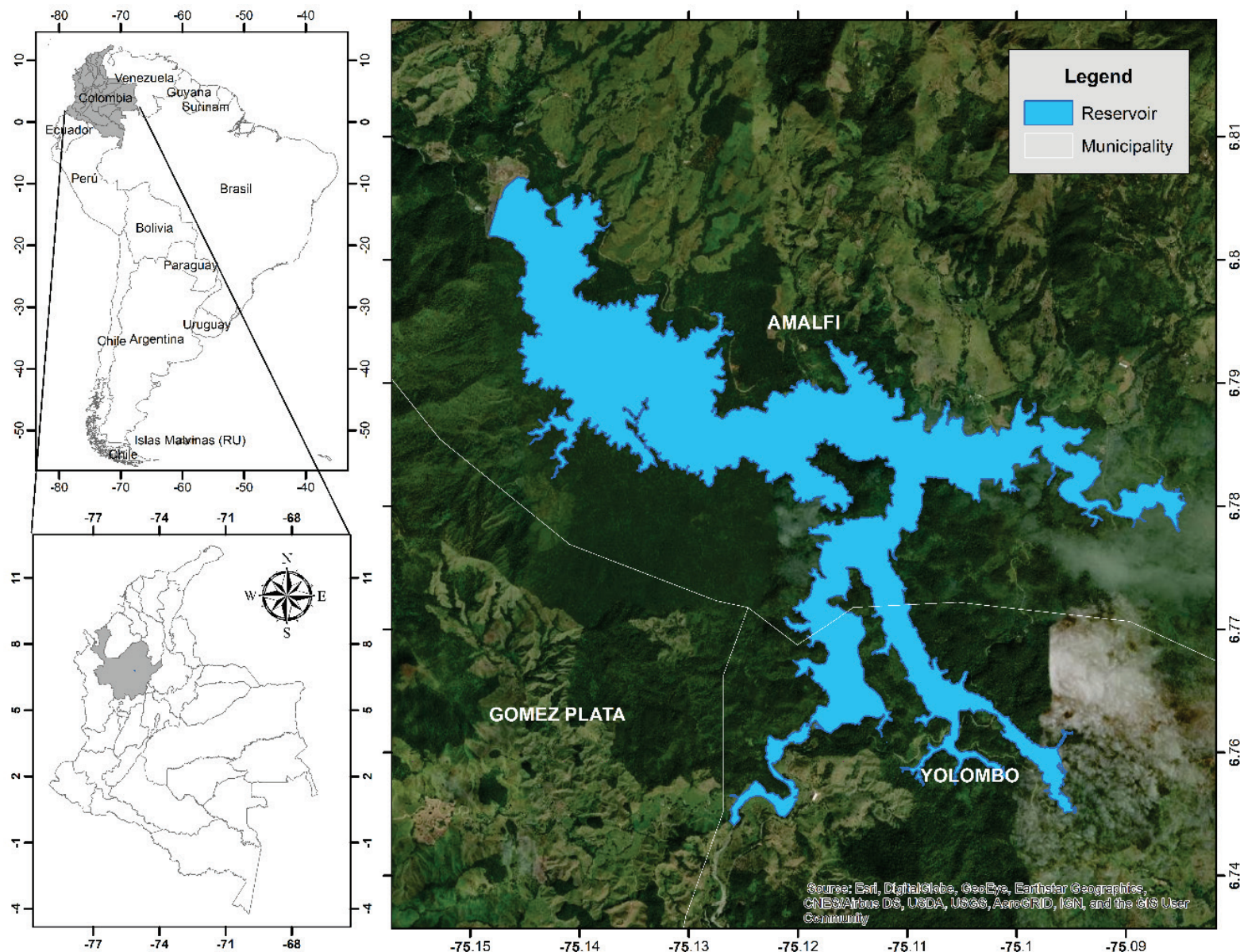


Figura 1. Localización del embalse del proyecto hidroeléctrico Porce II.

El reservorio tiene un área superficial de 931 ha, una longitud de 11 km y actualmente cuenta con un volumen total de 189.14 millones de metros cúbicos; la presa mixta (concreto compactado con rodillo y tierra) tiene una altura de 122 m y el vertedero de excesos es un canal abierto controlado por cuatro compuertas radiales; por su parte, la cola del

embalse exhibe un gran delta de sedimentos avanzando en la dirección longitudinal (Figura 2).

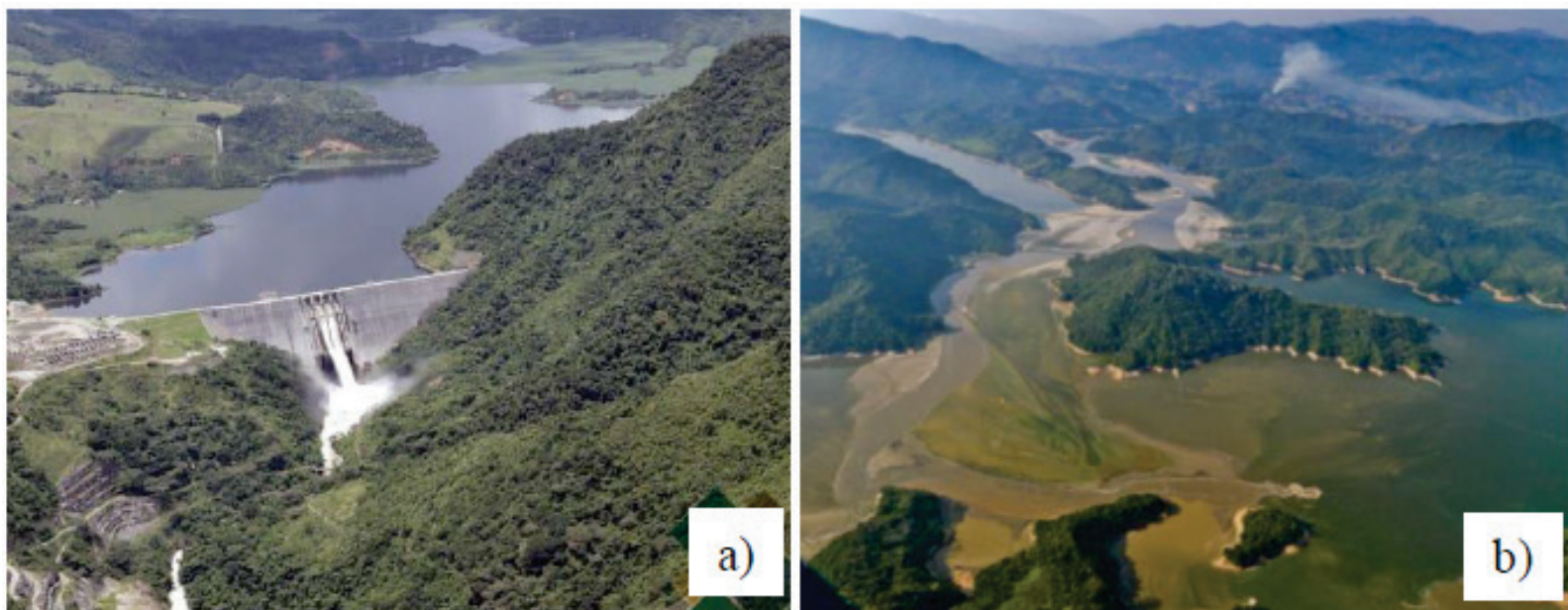


Figura 2. Proyecto hidroeléctrico Porce II: a) sitio de presa) y b) cola del embalse y delta de sedimentos. Fuente: Integral S. A., y EPM (2018).

Información geométrica

El primer grupo de datos corresponde a los geométricos (Tabla 1), los cuales fueron suministrados por Empresas Públicas de Medellín (EPM) propietaria del proyecto Porce II. Cabe aclarar que el volumen activo del embalse corresponde a la suma del volumen útil y el mínimo técnico (124.67 Mm^3 y 65.92 % del volumen total) y el volumen inactivo al volumen muerto (64.47 Mm^3 y 34.09 % del volumen total).

Tabla 1. Características geométricas del embalse.

Parámetro	Valor
Volumen total (Mm ³)	189.14
Volumen útil (Mm ³)	85.89
Volumen muerto (Mm ³)	64.47
Volumen mínimo técnico (Mm ³)	38.79
Volumen máximo técnico (Mm ³)	124.67
Nivel máximo de operación (m s. n. m.)	924.50
Nivel mínimo técnico (m s. n. m.)	911.40
Nivel mínimo físico (m s. n. m.)	900.40
Elevación mínima en el sitio de presa (m s. n. m.)	838.56
Altura de la presa (m)	122
Ancho de la cresta (m)	455

Información hidrológica

Un segundo grupo de datos recopilados fueron los hidrológicos, correspondientes a la estación limnigráfica PP-2A El Diamante de la empresa EPM, localizada 5 km aguas arriba del embalse sobre el cauce principal del río Porce y donde se registra un caudal medio multianual de 117.62 m³/s, además, el régimen de caudales presenta un comportamiento bimodal (Figura 3), con dos periodos secos y dos periodos húmedos (mayo-junio y octubre-noviembre). La distribución anual de entrada de agua al embalse se muestra en la Figura 3. Según Flórez-Molina *et al.* (2018), el tiempo de retención del agua en el embalse es de 20 días.

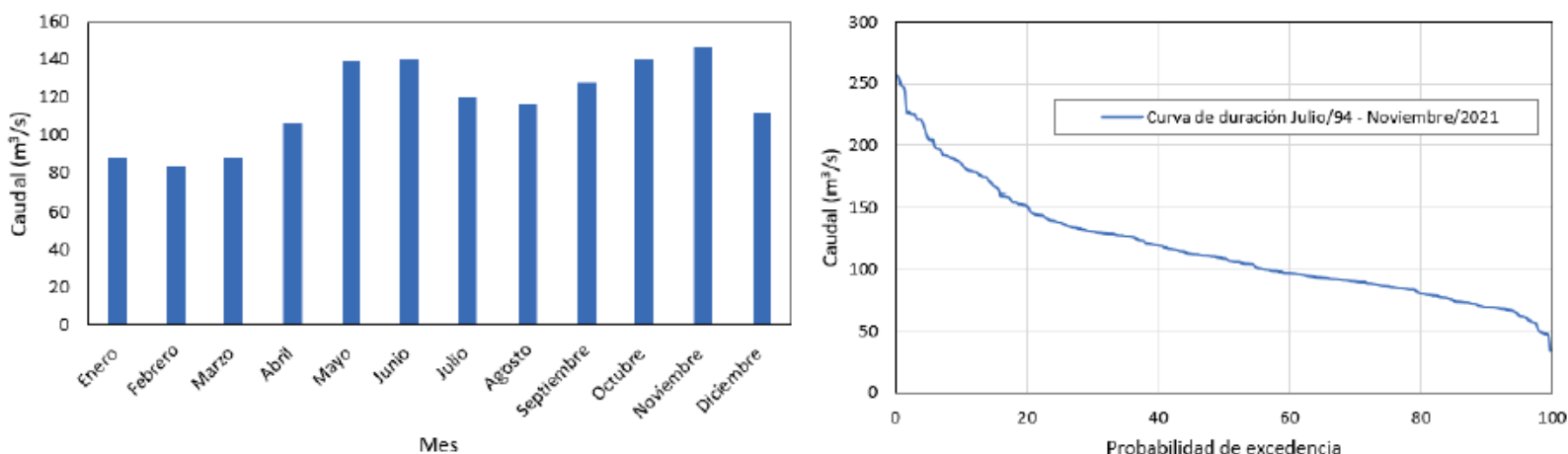


Figura 3. Ciclo anual de caudales medios y curva de duración caudales del río Porce en la estación limnigráfica PP-2A El Diamante.

Información sedimentológica

El tercer y último grupo de datos recopilados fueron los sedimentológicos, entre ellos la densidad seca promedio de los materiales que llegan al embalse (1.1 ton/m^3) y las tasas de sedimentación reportadas por el generador en 2018 a la Comisión Nacional de Operación y calculadas a partir de cuatro estudios batimétricos ejecutados en los años 2002 ($3.00 \text{ Mm}^3/\text{año}$ o 3.30 Mton/año); 2004 ($0.23 \text{ Mm}^3/\text{año}$ o 0.25 Mton/año); 2007 ($1.78 \text{ Mm}^3/\text{año}$ o 1.95 Mton/año), y 2015 ($3.36 \text{ Mm}^3/\text{año}$ o 3.70 Mton/año).

El perfil longitudinal del embalse (Figura 4) muestra un delta en avance hacia el sitio de presa con una velocidad promedio de 0.34 km/año y espesores de hasta 37 m según los análisis realizados por Córdoba-Yepes (2021). El perfil longitudinal es consistente con las tasas de sedimentación reportadas, siendo el periodo 2007-2015 el más crítico en términos del avance del delta y la sedimentación del cuerpo de agua.

Además, según Córdoba-Yepes (2021), existe un proceso de sedimentación anticipada donde las condiciones de flujo son incapaces de arrastrar los sedimentos hasta el sitio destinado para su deposición (volumen muerto o inactivo).

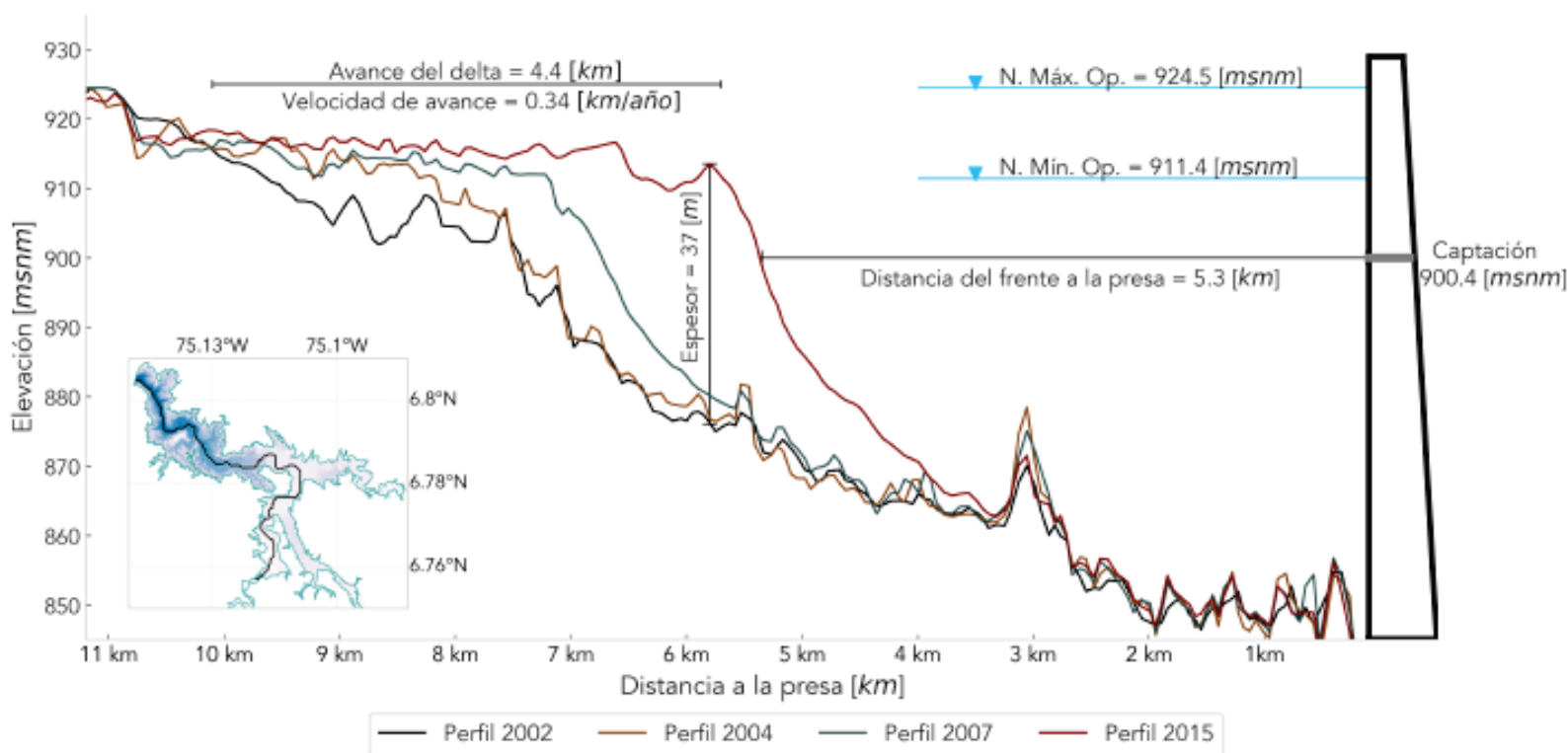


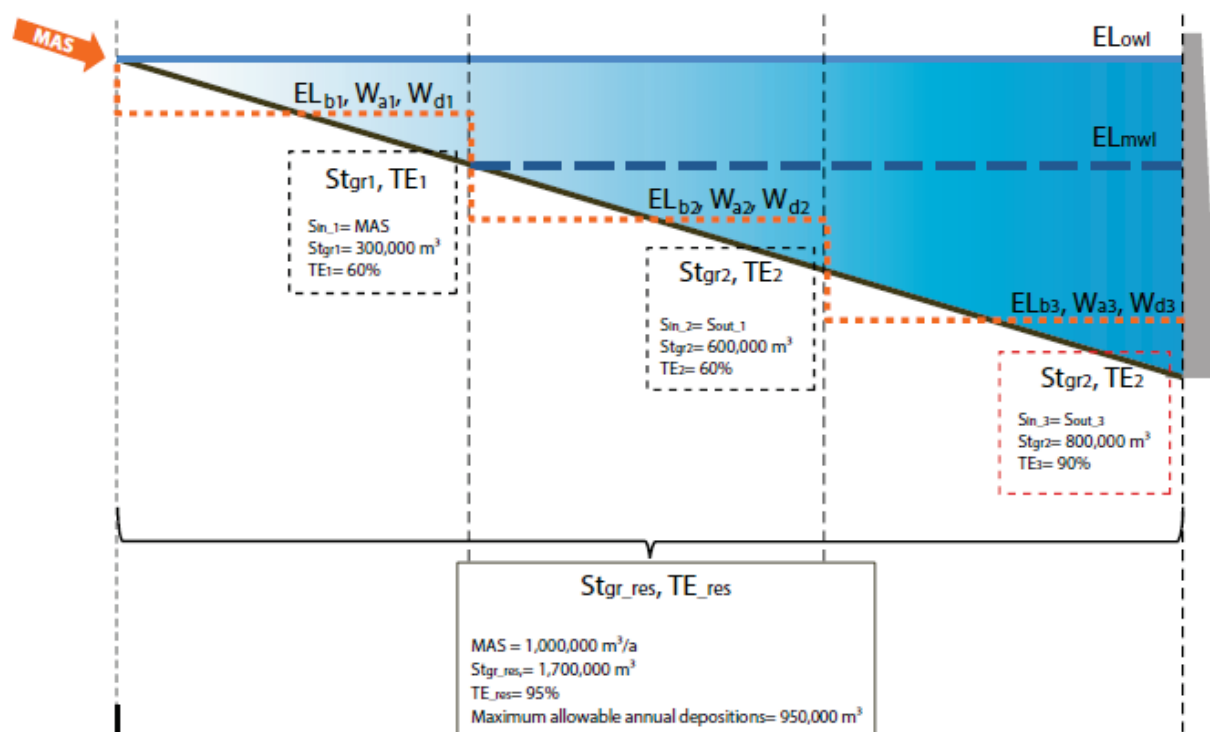
Figura 4. Perfil longitudinal del embalse Porce II y delta de sedimentos entre los años 2002 y 2015. Fuente: Córdoba-Yepes (2021).

Por otro lado, una de las grandes dificultades que genera la acumulación de los sedimentos es la desconexión de los afluentes (río Porce y quebradas Guaduas y Cancana) del embalse, como lo han reportado EPM (2018) y Flórez-Molina *et al.* (2018).

Modelo RESCON2 Beta

El análisis del embalse del proyecto Porce II a nivel de prefactibilidad se realizó con el modelo Reservoir Conservation (RESCON2) versión 2.2 Beta, que es una herramienta de análisis técnico que sirve para la evaluación rápida de alternativas de gestión de sedimentación en embalses a nivel de prefactibilidad, y cuyo objetivo es maximizar los rendimientos netos de la práctica de cada técnica o estrategia de gestión de los sedimentos. El rendimiento del embalse se basa en la capacidad volumétrica restante (V_t) y el valor unitario de este rendimiento es el determinante clave de los ingresos anuales; el escenario modelado fue con base en la tasa de sedimentación más alta y crítica (2015).

El modelo RESCON2 divide el embalse en varios compartimientos (mínimo 3 y máximo 10) y realiza un balance de masas a escala anual (Figura 5) entre el volumen medio anual de sedimento (carga de fondo más carga en suspensión) que ingresa al embalse (MAS), el volumen que es atrapado en este y el volumen que tiene la capacidad de salir, y usa dichos valores para estimar el volumen activo (V_a), el volumen inactivo (V_i) y el volumen total (V_t) en cada paso de tiempo.



Compartment		1	2	3	
Sediment Inflow in Compartment	$S_{in,i}$	1,000,000 m ³ (Mean Annual Sediment inflow in reservoir)	700,000 m ³ (Sediment release from compartment 1)	210,000 m ³ (Sediment release from compartment 2)	
Compartment's Trap Efficiency	TE_i	60%	70%	90%	
Potential deposits in the compartment	$Dep_{pot,i}$	600,000 m ³ ($S_{in,1} \times TE_1$)	490,000 m ³ ($S_{in,2} \times TE_2$)	189,000 m ³ ($S_{in,3} \times TE_3$)	
Total deposits limitation	$Dep_{max,i}$	950,000 m ³ ($TE_{res} \times MAS$)	650,000 m ³ ($TE_{res} \times MAS - dep_1$)	160,000 m ³ ($TE_{res} \times MAS - dep_1 - dep_2$)	
Compartment Storage limitation	$Stgr_i$	300,000 m ³ (available compartment storage $Stgr_1$)	500,000 m ³ (available compartment storage $Stgr_2$)	800,000 m ³ (available compartment storage $Stgr_3$)	
Deposits in compartment i	Dep_i	300,000 m ³ Min ($Dep_{pot,i}$, $Dep_{max,i}$, $Stgr_i$)	490,000 m ³ Min ($Dep_{pot,i}$, $Dep_{max,i}$, $Stgr_i$)	160,000 m ³ Min ($Dep_{pot,i}$, $Dep_{max,i}$, $Stgr_i$)	950,000 ΣDep_i
Sediment Release from compartment i	$S_{out,i}$	700,000 m ³ ($S_{in,i} - S_{out,i}$)	210,000 m ³ ($S_{in,i} - S_{out,i}$)	50,000 m ³ ($S_{in,i} - S_{out,i}$)	50,000 (Sediment release from reservoir)

Figura 5. Ejemplo del método aplicado para la determinación de depósito de sedimentos en los compartimentos del embalse. Fuente: Efthymiou, *et al.* (2017).

Para el cálculo del atrapamiento de sedimentos en el embalse se puede elegir entre las metodologías de Brune, Churchill y Borland. Para este caso se usó la formulación de Brune y se consideró que la carga de fondo es el 20 % de la carga total de sedimentos que ingresan al embalse.

Resultados

Panorama actual de sedimentación

A continuación se muestra el resumen del panorama actual de sedimentación más crítica de las 21 centrales y embalses agremiados en la Acolgen. Es de resaltar que los porcentajes son calculados considerando una capacidad instalada total de 18.9 GW reportada por el Ministerio de Minas y Energía a mayo de 2023.

Estrategias de gestión disponibles

Como ya se mencionó, existen varias estrategias de gestión de sedimentos o técnicas de conservación, entre ellas la reducción del aporte de sedimentos a través de la gestión de cuenca hidrográfica (*catchment management*); el manejo de sedimentos dentro del embalse a través de la ventilación de corrientes de densidad (*density current venting*) y trasvases (*by-pass*); la evacuación de sedimentos del embalse a través de dragado (*dredging*) o evacuación en camiones (*trucking*), o el reemplazo del almacenamiento perdido. Sin embargo, luego del análisis de alternativas se identificó una dificultad adicional, la cual radica en que el proyecto Porce II opera en cadena con el proyecto Porce III, que presenta un embalse sumamente conservado gracias a la regulación de

los caudales líquidos y sólidos en el proyecto Porce II. Razón por la cual, actividades como el lavado de sedimentos (*flushing*) no son analizadas aquí. Además, hoy en día la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales de Colombia (ANLA) no permite dicho tipo de descargas debido a la abundante fauna íctica presente en los ríos colombianos y que podría verse afectada.

Rendimiento físico del embalse Porce II sin acción

De los resultados del comportamiento del embalse para el escenario de sedimentación más crítico ($3.36 \text{ Mm}^3/\text{año}$) sin acción (Figura 6, Tabla 2), es decir, dejar que el proceso de sedimentación continúe sin ningún tipo de intervención, se observa que luego de poco de más de 40 años de operación se pierde el volumen útil o activo (línea azul), y al cabo de 105 años se pierde el volumen total de almacenamiento (línea gris).

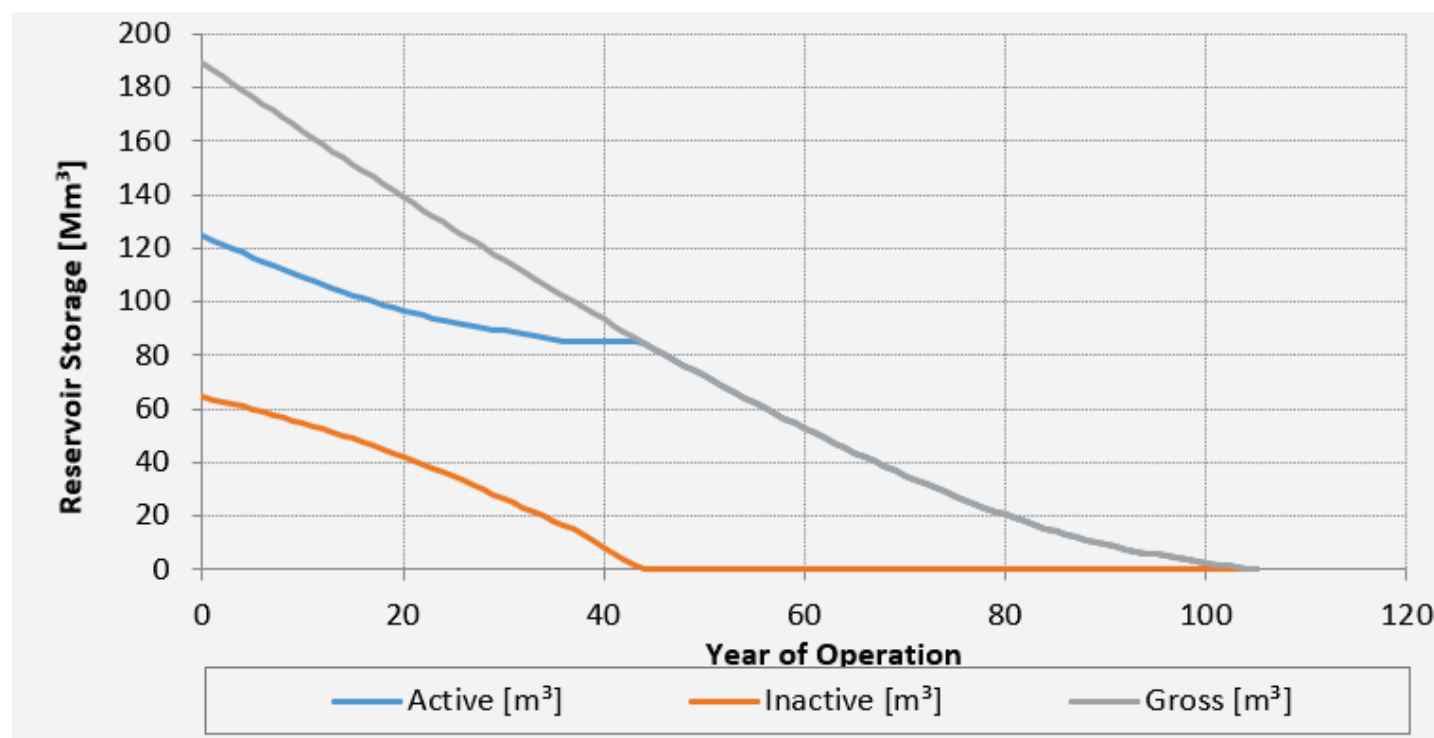


Figura 6. Capacidad remanente en el embalse para el escenario de no acción. Fuente: elaboración propia con base en el modelo RESCON2.

Tabla 2. Resumen del panorama actual de sedimentación.

Reducción	Centrales		Capacidad instalada (MW)	Generación año (GWh)	% capacidad instalada país
Del volumen muerto	< 20%	5 centrales	1 341	6 427	7.1
	20-50 %	3 centrales	1 084	4 785	5.7
	50-70 %	2 centrales	2 453	11 807	13.0
	> 70%	3 centrales	1 674	7 870	8.9
Del volumen útil	< 5%	6 centrales	3 533	16 439	18.7
	5-10 %	4 centrales	2 056	9 586	10.9
	10-20 %	1 central	540	2 091	2.9
	> 70%	1 central	74	330	0.4

Rendimiento físico del embalse Porce II, varias estrategias

Al analizar y evaluar las estrategias de gestión de sedimentos o técnicas de conservación se identifica que la técnica de la ventilación de corrientes de densidad (*density current venting*) presenta la menor efectividad (Figura 7), pues el volumen total de almacenamiento se pierde en menos tiempo que en el escenario de no acción (Figura 6); por otro lado, la técnica de la gestión de cuenca hidrográfica (*catchment management*), con un porcentaje de reducción de la carga de sedimentos del 10 % no supone mayores diferencias con el escenario de no acción (Figura 7). La técnica del trasvase (*by-pass*) y el supuesto de que se alcanzara un cuasi equilibrio sedimentológico entre lo que ingresa al embalse y lo que se descarga aguas abajo de la presa presentaron un mejor rendimiento de al menos 150 años hasta alcanzar la colmatación del cuerpo de agua. Finalmente, las técnicas de dragado (*dredging*) o evacuación en camiones (*trucking*) presentan los mejores desempeños al no depender en gran medida de la hidrodinámica del embalse sino más bien del músculo financiero y la capacidad de los equipos de evacuación.

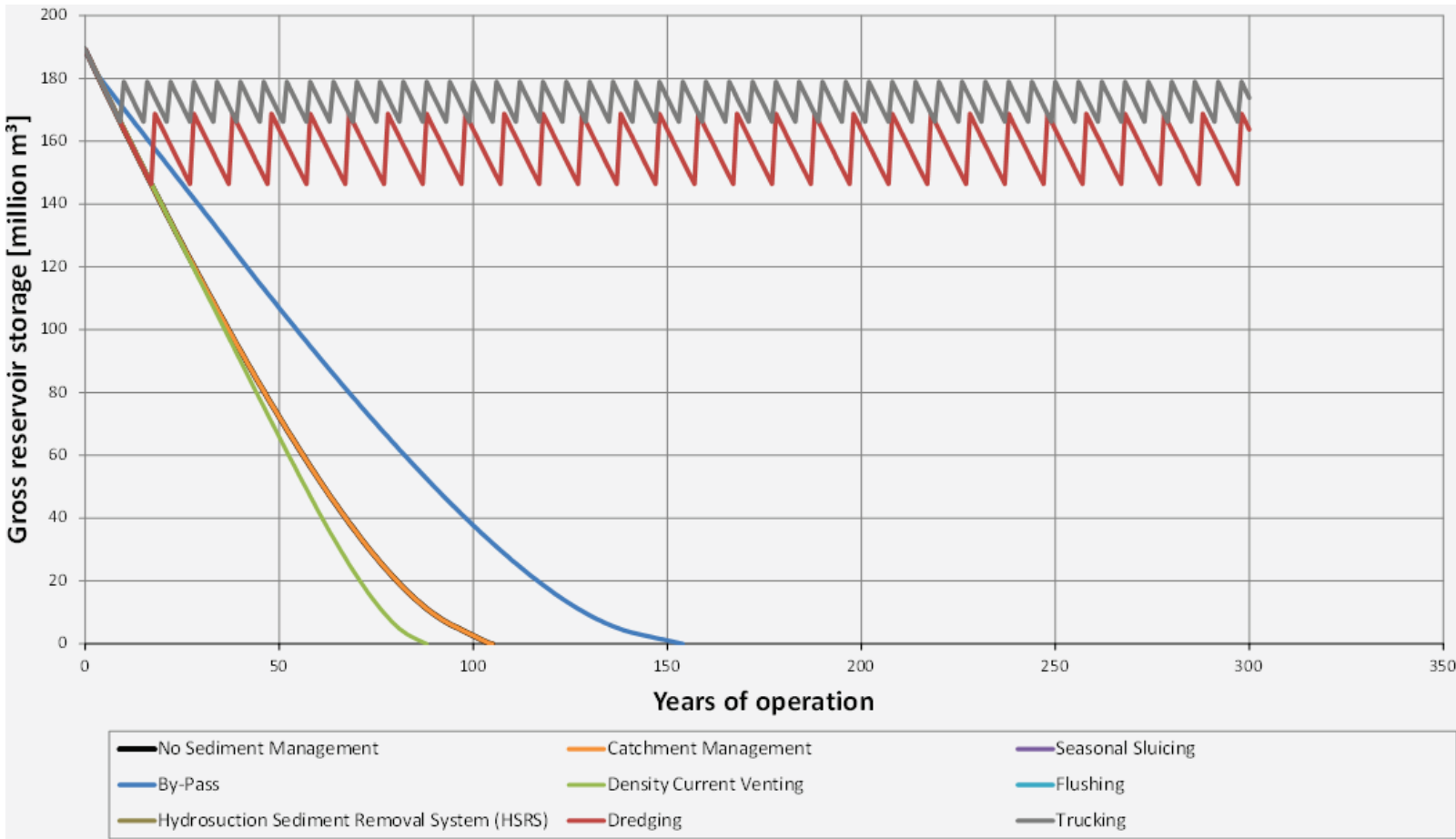


Figura 7. Capacidad remanente en el embalse para varias estrategias.
Fuente: elaboración propia con base en el modelo RESCON2.

Soluciones implementadas en casos críticos

A continuación se documentan las soluciones implementadas en tres de los casos críticos e históricos: 1) Bajo Anchicayá (74 MW), 2) Calderas (19.9 MW) y 3) Chivor (1000 MW). La central hidroeléctrica Bajo Anchicayá (CHBA) inició operaciones en 1955 con dos grupos de 13 MW y en 1957 con dos grupos de 24 MW. Aprovecha un caudal de 104 m³/s del río Anchicayá (proveniente de la descarga del Alto Anchicayá) y del río Dagua, y tiene como objetivo proveer de energía eléctrica a la zona

suroccidente de Colombia. Desde 1962 se realizan actividades continuas de dragado (Figura 8a y 8b) para mantener el proyecto en operación.



Figura 8. Aspecto de casos críticos de sedimentación en Colombia.

El embalse de la central hidroeléctrica Calderas tiene una capacidad de almacenamiento total de 330 000 m³, un volumen útil de 176 000 m³ y aprovecha las aguas de los ríos Calderas (5.2 m³/s) y Tafetanes (1.6 m³/s) para producir anualmente 87 GWh. La gestión de sedimentos se enfoca en remoción mecánica y/o apertura de la descarga de fondo (Figura 8c y 8d); sin embargo, luego de esta última actividad, las concentraciones de sólidos suspendidos aguas abajo de la presa han superado los 14 000 mg/l.

La central hidroeléctrica Chivor cuenta con el embalse La Esmeralda, el cual inició llenado en 1975 y para 2015 presentaba una disminución de volumen útil del 14 % y una reducción de volumen muerto del 80 %, razón por la cual se decidió abandonar la gestión de sedimentos y construir una nueva captación, como lo han documentado Del Río, Moffett, Nieto-Londoño, Vásquez y Escudero-Atehortúa (2020), lo cual prolongó la vida útil del proyecto 50 años más.

Discusión

El modelo *REServoir CONservation 2* (RESCON2) ha mostrado ser una herramienta útil para proyectar estrategias de gestión de la sedimentación desde el punto de vista técnico a nivel de prefactibilidad; además, la evaluación económica no tratada aquí permite traducir la regla de operación del embalse a valores cuantitativos que pueden ser provechosos para los tomadores de decisiones.

Asimismo, con respecto al caso de estudio analizado, se considera que la situación de este embalse es crítica y reclama atención debido a que se perdería capacidad de generación y seguridad energética para la

nación. El paso a seguir para completar el diseño de soluciones sería la realización de simulaciones numéricas tridimensionales (3D) con sedimento y, de ser posible, también evaluaciones en modelo físico. Es de resaltar el compromiso del generador, en este caso Empresas Públicas de Medellín (EPM), con el monitoreo periódico de las condiciones del embalse y la generación de datos para realizar proyecciones como las aquí realizadas.

Algunos autores consideran que para que la estrategia del trasvase (*by-pass*) funcione es común que se requiera vaciar casi totalmente un embalse para la extracción, pues con niveles altos en el vaso no se mueve el sedimento. Esto implica considerar en las maniobras que se lleven a cabo la “pérdida” del agua almacenada y la necesidad de volver a llenar el vaso, lo cual significa tiempo y dinero.

A pesar de que existen estrategias de gestión de sedimentos o técnicas de conservación del volumen de los embalses, esta capacidad debe tratarse como un recurso no renovable, como sugieren Kondolf y Yi (2022), más aún en cuencas tropicales altamente antropizadas y con altas tasas de producción de sedimentos.

Por último, aunque en Colombia es evidente un cambio de los proyectos a la tecnología solar-fotovoltaica, preservar los proyectos hidroenergéticos es vital debido a la confiabilidad y respaldo que le dan al sistema; ejemplo de esto es el famoso cargo por confiabilidad que se paga a los generadores para dar respaldo al sistema en condiciones críticas de disponibilidad.

Conclusiones

Los resultados del análisis permiten entender dos cosas: 1) la vida útil de un embalse tropical no es infinita, pues las cuencas hidrográficas del trópico producen muchos sedimentos y estos se van acumulando, como se ha mostrado aquí; 2) el caso de estudio permitió presentar una metodología de análisis a nivel de prefactibilidad actual y consecuente con las realidades del país, además de bajo costo y fácil implementación en muchos más casos de estudio.

Agradecimientos

Se agradece de manera especial a Empresas Públicas de Medellín (EPM) por los datos suministrados y a la Universidad Cooperativa de Colombia por los recursos aportados para el desarrollo de este trabajo a través del proyecto INV 3211.

Referencias

- Acolgen, Asociación Colombiana de Generadores de Energía Eléctrica. (2019). *Capacidad instalada en Colombia*. Recuperado de <https://www.acolgen.org.co/>
- Batalla, R. (2003). Sediment deficit in rivers caused by dams and instream gravel mining. A review with examples from NE Spain. *Cuaternario y Geomorfología*, 17, 79-91.

- Castro, P. W., & Mantilla, C. A. (2021). Implementation of strategies for the management of dams with sedimented reservoirs. *Water Resources Management*, 35(13), 4399-4413. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02956-7>
- Córdoba-Yepes, S. (2021). *Modelación numérica bidimensional de la dinámica de sedimentación en un embalse tropical* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/80536>
- Del Río, D. A., Moffett, H., Nieto-Londoño, C., Vásquez, R. E., & Escudero-Atehortúa, A. (2020). Chivor's life extension project (CLEP): From sediment management to development of a new intake system. *Water*, 12(10). DOI: <https://doi.org/10.3390/w12102743>
- Efthymiou, N. P., Palt, S., Annandale, G. W., & Karki, P. (2017). *Reservoir conservation model Rescon 2 beta. Economic and engineering evaluation of alternative sediment management strategies. User Manual*. Washington, DC, USA: Banco Mundial. Recuperado de <https://www.hydropower.org/sediment-management-resources/tool-reservoir-conservation-model-rescon-2-beta>
- Emamgholizadeh, S., Bateni, S. M., & Nielson, J. R. (2018). Evaluation of different strategies for management of reservoir sedimentation in semi-arid regions: A case study (Dez Reservoir). *Lake and Reservoir Management*, 34(3), 270-282. DOI: <https://doi.org/10.1080/10402381.2018.1436624>
- EPM, Empresas Públicas de Medellín. (2008). *Ingeniería de presas en Empresas Públicas de Medellín*. Medellín, Colombia: Empresas Públicas de Medellín.

- EPM, Empresas Públicas de Medellín. (2018). *Avances en gestión de sedimentos en el embalse Porce II*. Medellín, Colombia: Empresas Públicas de Medellín.
- Fan, J., & Morris, G. L. (1992a). Reservoir sedimentation. I: Delta and density current deposits. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(3), 354-369. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1992\)118:3\(354\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:3(354))
- Fan, J., & Morris, G. L. (1992b). Reservoir sedimentation. II: Reservoir desiltation and long-term storage capacity. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(3), 370-384. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1992\)118:3\(370\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:3(370))
- Flórez-Molina, M. T., Parra-Sánchez, L. N., Bolaños-Benitez, S. V., Gallo-Sánchez, L. J., Poveda-Sáenz, A., & Agudelo-Echavarría, D. M. (2018). Tasas de sedimentación y características de sedimentos de fondo en tres embalses de Antioquia, Colombia. *Ingeniería del Agua*, 22(4 SE-Artículos), 177-194. DOI: <https://doi.org/10.4995/ia.2018.8001>
- Gracia, J. (1996). Sedimentación en embalses. En: *Manual de ingeniería de ríos*. México, DF, México: Instituto de ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Idrees, M. B., Lee, J.-Y., Kim, D., & Kim, T.-W. (2021). Complementary modeling approach for estimating sedimentation and hydraulic flushing parameters using artificial neural networks and RESCON2 model. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 25(10), 3766-3778. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12205-021-1877-9>

- Idrees, M. B., Lee, J.-Y., & Kim, T.-W. (2019). Estimating RESCON model parameters for efficient sediment flushing in a dam reservoir. *Environmental Earth Sciences*, 78(6), 224. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8229-9>
- Jiménez, Ó., Farias, H. D., & Rodríguez, C. (2005). Procesos de sedimentación en embalses en ambientes tropicales. Estudios de casos en Costa Rica y República Dominicana. *Ingeniería del Agua*, 12(3), 1-16. DOI: <https://doi.org/10.4995/ia.2005.2561>
- Kantoush, S. A., Mousa, A., Shahmirzadi, E. M., Toshiyuki, T., & Sumi, T. (2021). Pilot field implementation of suction dredging for sustainable sediment management of dam reservoirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 147(2), 4020098. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001843](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001843)
- Kawashima, S., Johndrow, T., Annandale, G. W., & Shah, F. (2003). *Reservoir conservation. Volume II. RESCON model and user manual*. Washington, DC, USA: The World Bank.
- Kondolf, G. M., Gao, Y., Annandale, G. W., Morris, G. L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., & Yang, C. T. (2014). Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2(5), 256-280. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>
- Kondolf, M., & Yi, J. (2022). Dam renovation to prolong reservoir life and mitigate dam impacts. *Water*, 14(9). DOI: <https://doi.org/10.3390/w14091464>

- Morris, G. L. (2020). Classification of management alternatives to combat reservoir sedimentation. *Water*, 12(3). DOI: <https://doi.org/10.3390/w12030861>
- Morris, G. L., Annandale, G., & Hotchkiss, R. (2008). Reservoir sedimentation. In: *Sedimentation Engineering* (pp. 579-612). DOI: <https://doi.org/10.1061/9780784408148.ch12>
- Morris, G. L., & Fan, J. (1998). *Reservoir sedimentation handbook*. New York, USA: McGraw-Hill Book Co.
- Palau, A. (2002). *La sedimentación en embalses. Medidas preventivas y correctoras*. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, 10. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/57917394/La-sedimentacion-en-embalses-medidas-preventivas-y-correctoras>
- Palmieri, A., Shah, F., Annandale, G. W., & Dinar, A. (2003). *Reservoir conservation. Volume I. The RESCON approach*. Washington, DC, USA: The World Bank.
- Randle, T. J., Morris, G. L., Tullos, D. D., Weirich, F. H., Kondolf, G. M., Moriasi, D. N., Annandale, G. W., Fripp, J., Minear, J. T., & Wegner, D. L. (2021a). Sustaining United States reservoir storage capacity: Need for a new paradigm. *Journal of Hydrology*, 602, 126686. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126686>
- Randle, T. J., Morris, G. L., Tullos, D. D., Weirich, F. H., Kondolf, G. M., Moriasi, D. N., Annandale, G. W., Fripp, J., Minear, J. T., & Wegner, D. L. (2021b). Sustaining United States reservoir storage capacity: Need for a new paradigm. *Journal of Hydrology*, 602, 126686. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126686>

Ríos, D. (2021). Sedimentación reciente e histórica en embalses de Colombia. *Revista Hidrolatinoamericana*, 5, 16-19.

Schleiss, A. J., Franca, M. J., Juez, C., & De Cesare, G. (2016). Reservoir sedimentation. *Journal of Hydraulic Research*, 54(6), 595-614. DOI: <https://doi.org/10.1080/00221686.2016.1225320>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-02

Artículos

Diseño físico de un humedal subsuperficial de flujo horizontal utilizando el algoritmo NSGA-II

Physical design of a horizontal flow subsurface wetland using the NSGA-II Algorithm

Jhonatan Mendez-Valencia¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-0484-0951>

Carlos Sánchez-López², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3214-5832>

Eneida Reyes-Pérez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6198-8580>

¹Laboratorio de Ambiental, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, México, 20172903@uatx.mx

²Departamento de Electrónica, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, México, csanchezl@uatx.mx

³Laboratorio de Ambiental, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, México, eneida.reyes@uatx.mx

Autor para correspondencia: Carlos Sánchez-López, csanchezl@uatx.mx

Resumen

Este trabajo presenta el diseño físico de un humedal subsuperficial de flujo horizontal destinado al tratamiento de aguas residuales grises. El



objetivo principal es optimizar la eficiencia de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno mediante el uso del algoritmo NSGA-II, el cual es una técnica de optimización multiobjetivo. Se evalúan tres funciones objetivo: maximización de la eficiencia de remoción, maximización del caudal y minimización del volumen del humedal. Cuatro restricciones son definidas: eficiencia de remoción superior al 95 %, volumen físico menor a 1 000 m³, caudal superior a 10 m³/d y una relación largo-ancho entre 2 y 4. Las funciones objetivo y las restricciones dependen de seis variables de diseño: tiempo de retención hidráulica, ancho, longitud, profundidad del agua en el humedal, profundidad del humedal y pendiente. Al emplear el algoritmo genético de clasificación no dominada como optimizador evolutivo se utilizó una población junto con un número de generaciones de 100, 200 y 300 durante el proceso de optimización. El objetivo de la optimización multiobjetivo es proporcionar los mejores compromisos entre los objetivos, el cual se visualiza claramente en las superficies de Pareto generadas.

Palabras clave: humedal, optimización multiobjetivo, MOP, agua residual.

Abstract

This paper presents the physical design of a horizontal flow subsurface wetland for the treatment of grey wastewater. The main objective is to optimize the removal efficiency of biochemical oxygen demand by using the NSGA-II algorithm, which is a multi-objective optimization technique. Three objective functions are evaluated: Maximization of removal efficiency, maximization of flow rate, and minimization of wetland volume. Four constraints are defined: Removal efficiency greater than 95%,

physical volume less than 1000 m³, a flow rate greater than 10 m³/d, and a length-to-width ratio between 2 and 4. The objective functions and constraints depend on six design variables, which are: Hydraulic retention time, width, length, water depth in the wetland, substrate depth, and slope. By employing the non-dominated sorting genetic algorithm as an evolutionary optimizer, a population along with a generation number of 100, 200, and 300 were used during the optimization process. The goal of multi-objective optimization is to provide the best trade-offs between objectives, which is clearly visualized in the generated Pareto surfaces.

Keywords: Wetland, Multiobjective optimization, MOP, Waste Water.

Recibido: 21/01/2025

Aceptado: 31/03/2025

Publicado *ahead of print*: 29/04/2025

Versión final: 01/01/2026

Introducción

El tratamiento de aguas residuales se ha convertido en un tema de creciente importancia, especialmente en áreas donde la escasez de agua y la necesidad de reducir la contaminación son críticas (Aguilar, 2019; Arteaga-Cortez *et al.*, 2019; Vidal & Hormazábal, 2018; Cenipalma *et al.*, 2022). Entre las tecnologías más prometedoras para el tratamiento de estas aguas se encuentran los humedales artificiales (HA). Este tipo de tecnologías se caracteriza por su simplicidad operativa y su capacidad para remover contaminantes orgánicos a través de procesos como la biodegradación y sedimentación (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010;

Antonio-Traba, 2023). Sin embargo, a pesar de la simplicidad que presenta su diseño, puede ser tratado como un problema de optimización multiobjetivo debido a la necesidad de equilibrar simultáneamente múltiples factores y criterios de desempeño (Mendez-Valencia, Sánchez-López, & Reyes-Pérez, 2024). Así, Liao, Jin, Chen y Li (2020) examinan uno de los principales canales de drenaje de Beijing, el río Beiyun en China, por donde se descarga el 76 % de las aguas residuales de la ciudad. En tal estudio se diseñó y construyó un HA en la parte baja del río Beiyun, con el objetivo de tratar sus aguas residuales. Para la evaluación y optimización del humedal se empleó el sistema de modelado MIKE 21 para simular la distribución del agua. Después se utilizó el método de jerarquía analítica para analizar los resultados de la simulación. Además, se implementó una red neuronal de retro-propagación, entrenada para cuantificar la relación entre los parámetros hidrológicos y el rendimiento del humedal, basándose en la distribución del agua y las correspondientes clasificaciones. Aunque el proceso de simulación y optimización fue complejo, pues involucró el uso de tres *softwares*, el estudio no incluyó una representación gráfica de las generaciones realizadas para visualizar todas las soluciones. Asimismo, se reportó un tiempo de simulación aproximado de 24 horas, lo que resalta la importancia de tener en cuenta los aspectos temporales en este tipo de análisis.

En Li *et al.* (2022) se realizó un estudio sobre un humedal subsuperficial de flujo horizontal (HSFH) en un sistema rural de tratamiento de aguas residuales, donde se plantaron juncos (*Phragmites australis*) para facilitar la eliminación de contaminantes. Para mejorar la simulación y predicción del rendimiento del HSFH, se desarrolló una red neuronal completamente conectada basada en el algoritmo de

optimización ADAM. Los datos de entrada incluían condiciones climáticas, así como la calidad y cantidad de los afluentes y efluentes. Además, se emplearon análisis de redundancia, partición de variaciones y modelado de trayectorias de mínimos cuadrados parciales para examinar el impacto de las condiciones climáticas y la carga de los afluentes en la calidad del efluente. Aunque el estudio de Li *et al.* (2022) incluye factores climáticos, se limita a generar un único diseño, el cual debe someterse a múltiples pruebas y análisis adicionales para garantizar su eficacia, lo que implica una mayor inversión de tiempo y esfuerzo computacional.

Recientemente, Mendez-Valencia *et al.* (2024) llevaron a cabo la optimización evolutiva de un HSFH para el tratamiento de aguas grises utilizando el algoritmo NSGA-II. Se plantearon dos funciones-objetivo: minimizar el volumen del humedal y maximizar la eficiencia de remoción de contaminantes. Estas funciones-objetivo se definieron en función de seis variables de diseño: tiempo de retención hidráulico, largo, ancho, profundidad del agua, profundidad del medio y pendiente. A partir de dichas variables obtuvieron un conjunto de soluciones que permitió identificar el frente de Pareto. Sin embargo, no se incluyó el caudal como objetivo durante el proceso de optimización, lo que resultó en un caudal mínimo de aguas tratadas.

Además, el espacio de búsqueda de soluciones estuvo restringido a un volumen reducido, lo que limitó la exploración de nuevas configuraciones de diseño. Como se ha observado en los estudios reportados hasta la fecha, el diseño y la construcción de los diferentes HA se efectúa mediante diversas metodologías, pero ninguna aborda el diseño como un problema multiobjetivo, a diferencia de lo propuesto por Mendez-Valencia *et al.* (2024). Esta falta de enfoque multiobjetivo genera una discrepancia significativa, pues en el diseño de un HA es crucial

considerar varios factores de forma simultánea. La omisión de estos factores puede dar lugar a problemas en el desempeño del humedal, lo que, a su vez, implica un mayor consumo de recursos económicos tanto en su construcción como en su mantenimiento. Por lo ya descrito, en el presente trabajo se propone una continuación para mejorar el diseño del HSFH a partir del estudio de Mendez-Valencia *et al.* (2024). Por lo tanto, este trabajo tiene como objetivo principal optimizar el diseño del HSFH utilizando el algoritmo genético multiobjetivo NSGA-II, incorporando tres funciones-objetivo (se incluye el caudal) y cuatro restricciones, para dar como resultado una mejor eficiencia de remoción de contaminante en el HSFH.

El presente trabajo se organiza de la siguiente manera: se describen las ecuaciones de comportamiento del HSFH, y se define el problema de optimización multiobjetivo (MOP), el cual abarca las funciones objetivo, restricciones y variables de diseño. Asimismo, se incluye una descripción concisa del diagrama de flujo que ilustra el funcionamiento del algoritmo NSGA-II. En los resultados numéricos se analizan las superficies de Pareto generadas a partir de los dos objetivos previamente definidos. En la discusión se aborda la optimización multiobjetivo del HSFH y por último se tienen las conclusiones.

Materiales y métodos

El diseño del HSFH se realizó utilizando el algoritmo NSGA-II, una técnica de optimización multiobjetivo que permite abordar varios objetivos simultáneamente, lo cual maximiza la eficiencia de remoción de contaminante, materia orgánica (DBO_5), y caudal de agua contaminada, minimizando el volumen del humedal. Para ello se establece una

concentración de entrada de 220 mg/L de DBO₅, basada en datos reportados en la literatura. Además, dado que este estudio se desarrolla de manera teórica y no se cuenta con un HSFH construido, se identifica un área de oportunidad para su implementación y validación experimental en futuras investigaciones.

Formulación del problema de optimización

Un MOP se formula matemáticamente como:

$$\begin{matrix} \text{Min} \\ \text{Max} \end{matrix} f(x) = [f_1(x), f_2(x), \dots, f_p(x)]$$

$$\text{Sujeto a } c(x) = [c_1(x), c_2(x), \dots, c_m(x)] \geq 0 \quad (1)$$

$$\text{Con } x = (x_1, x_2, \dots, x_q) \in X$$

$$x_q^v \leq x_q \leq x_q^u$$

Donde:

$f(x)$ = vector con p funciones-objetivo

$c(x)$ = vector con m funciones de restricción

x = vector con q variables de diseño en el espacio de decisión X , limitando cada variable de diseño entre un límite inferior (x_q^v) y un límite superior (x_q^u)

Para abordar el problema de la Ecuación (1), la literatura reporta el uso de algoritmos genéticos de clasificación no dominada, como el NSGA-II (Deb, 2001; Rangaiah, 2016). Este método es ampliamente reconocido por su eficacia en la resolución de problemas de optimización multiobjetivo, al utilizar un enfoque basado en algoritmos genéticos que permite explorar eficientemente el espacio de soluciones (Deb, 2001).

El algoritmo NSGA-II se basa en cuatro principios clave: la clasificación no dominada, la preservación de élite, la distancia de aglomeración y el operador de selección (Deb, 2001). Estos principios guían la búsqueda y selección de soluciones óptimas para el diseño del HSFH. El algoritmo opera con una población de padres que atraviesa un ciclo de operación, donde los individuos se ajustan a las restricciones del problema. A medida que se generan soluciones, estas se agregan en sucesivas generaciones hasta formar un conjunto óptimo que contiene soluciones viables para el problema. Los resultados finales, obtenidos tras aplicar NSGA-II, se consolidan en la última generación y conforman las soluciones no dominadas, esenciales para construir el frente de Pareto (Deb, 2001).

La Figura 1 muestra un diagrama de flujo del algoritmo. Al inicio se generan las poblaciones a partir de las variables de diseño, y en los pasos sucesivos se crean descendientes, y se evalúan las funciones objetivo y las restricciones.

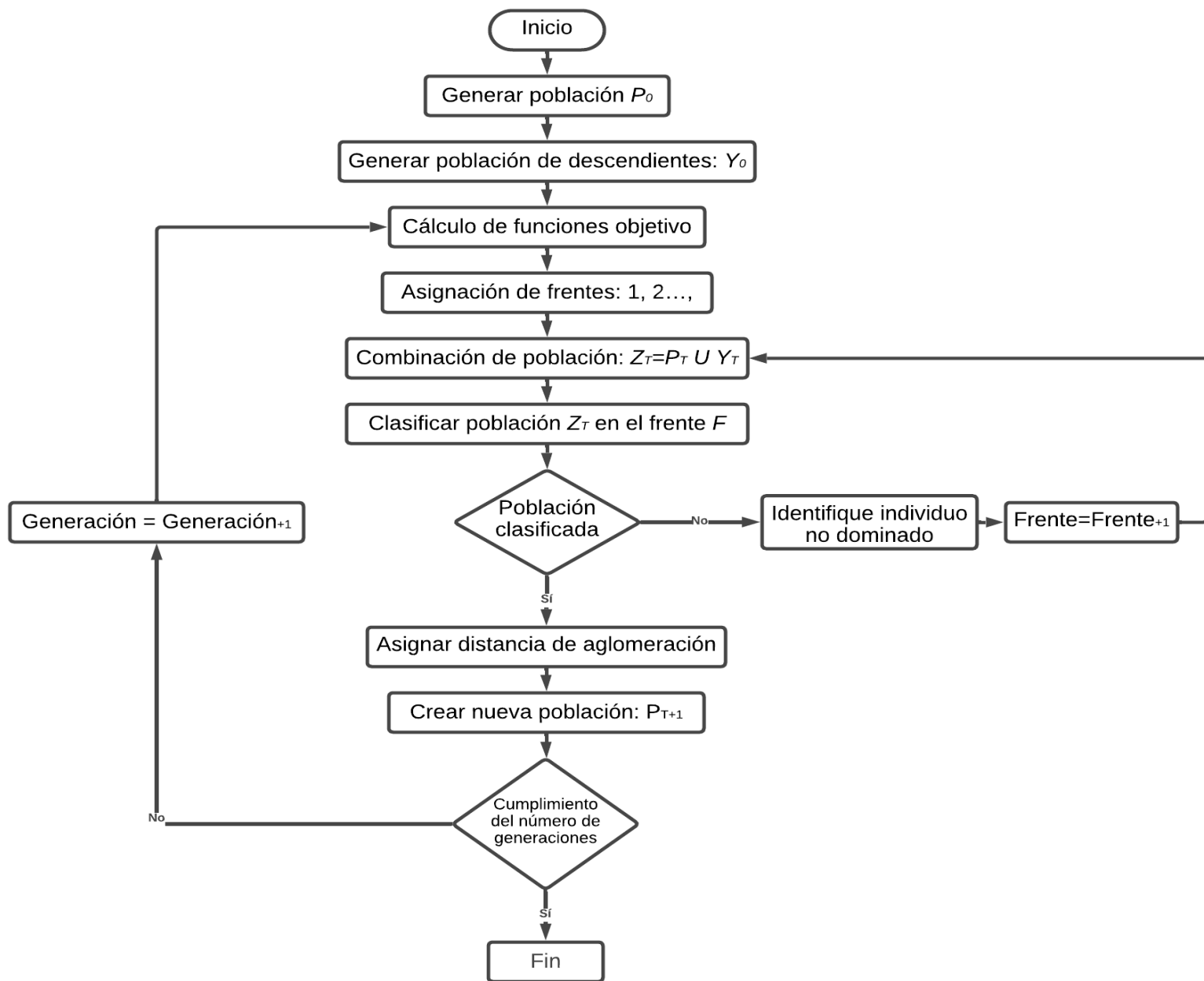


Figura 1. Algoritmo NSGA-II. Fuente: elaboración propia con base en Deb, Pratap, Agarwal y Meyarivan (2002).

Ecuaciones de comportamiento del HSFH

El proceso de diseño de un HSFH se divide en dos etapas: la etapa cinética y la etapa hidráulica. En la primera etapa del diseño se utilizó el modelo de primer orden para calcular la concentración de contaminante a la salida del humedal (Delgadillo, 2010; Dotro *et al.*, 2021). La ecuación utilizada para este propósito fue:

$$C_s = C_e \exp^{-K_T \cdot t} \quad (2)$$

Donde:

C_e, C_s = concentraciones de entrada-salida del contaminante (mg/l)

$K_T = 0.262$ es la constante cinética de primer orden (d^{-1}) (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010)

t = tiempo de retención hidráulico (d)

En la segunda etapa, el dimensionamiento del HSFH considera parámetros hidráulicos como el área superficial (A_s) (m^2) dado por:

$$A_s = \frac{Q \ln \frac{C_e}{C_s}}{K_T h_m n} \quad (3)$$

Donde:

Q = caudal de entrada al humedal (m^3/d)

C_e, C_s = concentraciones de entrada-salida del contaminante (mg/l)

$K_T = 0.262$ es la constante cinética de primer orden (d^{-1}) (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010)

h_m = profundidad del humedal (m)

$n = 0.35$, es la porosidad (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010; Cenipalma *et al.*, 2022)

El ancho del humedal (W) (m) se estima como:

$$W = \frac{1}{h_a} \left(\frac{QA_s}{sK_s} \right)^{0.5} \quad (4)$$

Donde:

h_a = profundidad del agua (m)

Q = caudal de entrada al humedal (m^3/d)

A_s = área superficial (m^2)

s = pendiente (m)

$K_s = 5\,000$ es la conductividad hidráulica (m/d) (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010; Cenipalma *et al.*, 2022)

El largo del humedal (L) (m) se aproxima como:

$$L = \frac{A_s}{W} \quad (5)$$

Donde:

A_s = área superficial (m^2)

W = ancho del humedal (m)

Funciones-objetivo y restricciones

Las funciones-objetivo del MOP dependen de las variables de diseño y deben cumplir con diversas restricciones específicas. Además, es crucial que exista un equilibrio entre ellas, ya que mejorar una puede implicar compromisos en otras. Con base en este análisis y considerando las ecuaciones de (2) a (5), se plantean las funciones-objetivo. Para el volumen del humedal (V_H) (m^3), la función-objetivo se define como:

$$V_H = \frac{t[(h_a + h)_m] W h_a^2 s K_s}{h_m n L} \quad (6)$$

Donde:

t = tiempo de retención hidráulico (d)

h_a = profundidad del agua (m)

h_m = profundidad del humedal (m)

W = ancho del humedal (m)

s = pendiente (m)

$K_s = 5\,000$ es la conductividad hidráulica (m/d) (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010; Cenipalma *et al.*, 2022)

$n = 0.35$ es la porosidad (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010; Cenipalma *et al.*, 2022)

L = largo del humedal (m)

La función-objetivo para la eficiencia de remoción de contaminante (μ) (%) se define como:

$$\mu = 1 - e^{-k_T t} \quad (7)$$

Donde:

$K_T = 0.262$ es la constante cinética de primer orden (d^{-1}) (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010)

t = tiempo de retención hidráulico (d)

El caudal de entrada al humedal se define como función-objetivo:

$$Q = \frac{W h_a^2 s K_s}{L} \quad (8)$$

Donde:

W = ancho del humedal (m)

h_a = profundidad del agua (m)

s = pendiente (m)

$K_s = 5\,000$ es la conductividad hidráulica (m/d) (Conagua, s.f.; Delgadillo, 2010; Cenipalma *et al.*, 2022)

L = largo del humedal (m)

La función-objetivo dada por la Ecuación (6) debe ser minimizada, mientras que las dos funciones-objetivo dadas por las ecuaciones (7) y (8) deben ser maximizadas. Estas funciones-objetivo forman el vector $f(x)$ con $p = 4$ funciones-objetivo en la Ecuación (1). El potencial de mejora de una función-objetivo no es infinito, dado que su desempeño está limitado por diversas restricciones. Estas restricciones son

fundamentales para asegurar la viabilidad y funcionalidad del sistema dentro de parámetros operacionales y de diseño. Considerando lo antes mencionado, se definen cuatro restricciones:

$$\mu \geq 0.95 \quad (9)$$

$$Q > 10 \quad (10)$$

$$V_F < 1000 \quad (11)$$

$$2 \leq \frac{L}{W} \leq 4 \quad (12)$$

Donde:

μ = eficiencia de remoción de contaminante (%)

Q = caudal de entrada al humedal (m^3/d)

V_H = volumen del humedal (m^3)

L = largo del humedal (m)

W = ancho del humedal (m)

La primera restricción, establecida en la Ecuación (9), busca lograr una remoción de contaminantes del 95 % (es decir, $\mu \geq 0.95$), lo que asegura que las concentraciones de salida estén por debajo de los límites establecidos en las normas oficiales mexicanas para la DBO_5 (Semarnap, 1997). Sin embargo, dicha metodología está diseñada específicamente para el tratamiento de aguas residuales grises, por lo que, en caso de

aplicar a otros tipos de aguas, como las aguas negras, será necesario realizar ajustes en el diseño y en los parámetros de optimización.

La segunda restricción, indicada en la Ecuación (10), garantiza un caudal superior a $10 \text{ m}^3/\text{d}$, lo que asegura un volumen adecuado de agua residual tratada. La tercera restricción, presentada en la Ecuación (11), está relacionada con el volumen del humedal y su objetivo es que este no exceda el área disponible para la implementación del HSFH que es de 1000 m^3 .

Finalmente, la cuarta restricción, descrita en la Ecuación (12), establece una relación específica entre L y W del HSFH, con un límite inferior de 2 y un límite superior de 4, con el objetivo de evitar la generación de geometrías idénticas en el diseño del humedal. Tales restricciones forman el vector $c(x)$ con $m = 4$ funciones de restricción en la Ecuación (1). Tanto las funciones objetivo como las restricciones dependen de seis variables de diseño, las cuales son cruciales, pues definen el espacio de búsqueda en el que el algoritmo de optimización opera para maximizar o minimizar los objetivos establecidos. Cada variable puede afectar de modo significativo el rendimiento del sistema, por lo que su correcta selección y ajuste son fundamentales en el proceso de diseño. La Tabla 1 ofrece un resumen detallado de las variables de diseño utilizadas durante el proceso de optimización, al igual que las variables utilizadas en las ecuaciones (2) a (12), que incluyen los rangos de valores basados en la literatura; esto garantiza que las decisiones se fundamenten en información validada. Por lo tanto, es claro que el vector $x = (t, W, L, h_a, h_m, s)$ en la Ecuación (1).

Tabla 1. Variables de diseño.

Variable	Descripción	Literatura	Este trabajo	Unidades
t	Tiempo de retención hidráulico	1-5 ¹ , 2-7 ² , 3-10 ³ , 4-15 ^{4,5}	1-60	d
L	Largo del humedal	1-15 ² , 15-61 ⁶	5-100	m
W	Ancho del humedal	1-60 ² , 5-30 ⁶	5-100	m
h _a	Profundidad del agua	0.4-0.5 ² , 0.3-0.6 ³ , 0.1-0.8 ⁴	0.1-2	m
h _m	Profundidad del humedal	0.1-0.6 ¹ , 0.5-0.6 ² , 0.5-0.8 ³ , 0.7-1.5 ⁴ , 5-8 ⁵	0.1-10	m
s	Pendiente	0-1 ^{1,4} , 0.5-1 ²	0-1	m
A _s	Área superficial	-	-	m ²
C _s	Concentración de salida	-	-	mg/L
C _e	Concentración de entrada	-	-	mg/L
K _s	Conductividad hidráulica	-	-	m/d
K _T	Constante cinética de primer orden	-	-	d ⁻¹
n	Porosidad	-	-	-
Q	Caudal de entrada al humedal	-	-	m ³ /d
V _H	Volumen del HSFH	-	-	m ³
μ	Eficiencia de remoción de contaminante	-	-	%

¹Vidal y Hormazábal (2018)

²Conagua (s.f.)

³Cenipalma *et al.* (2022)

⁴Delgadillo (2010)

⁵Halverson (2004)

⁶Rincón-Santamaría (2020)

De acuerdo con la literatura y para fines comparativos, la Tabla 1 no solo incluye el rango de valores de cada variable de diseño, sino que también garantiza que las decisiones se basen en información verificada. No obstante, para enriquecer el proceso de búsqueda de soluciones, se amplía el espacio de decisión, extendiendo los rangos de valores de las variables de diseño.

Resultados

A continuación se detallan los resultados obtenidos a través de la aplicación del algoritmo NSGA-II para la optimización del HSFH. El proceso de ejecución del algoritmo NSGA-II y la evolución de las funciones objetivo se realizaron en una computadora equipada con una CPU Intel Core i5 de 1.6 GHz y una memoria RAM de 4 GB, bajo un sistema operativo Windows 10; el lenguaje en el que se programó el algoritmo NSGA-II es C.

Funciones-objetivo y restricciones

El algoritmo NSGA-II genera un conjunto de soluciones basado en el tamaño de la población (P) y número de generaciones (G). Estas soluciones, conocidas como no dominadas, están determinadas por las restricciones y variables de diseño indicadas en la Tabla 1. Para ofrecer una visión más clara del rendimiento y la evolución del algoritmo bajo distintas configuraciones, se ha generado la Tabla 2, que resume a cuatro individuos (i) aleatoriamente de cada una de las poblaciones propuestas, donde $i = 4$ de un total de 100, $i = 4$ de un total de 200 e $i = 4$ de un total de 300, que corresponde al conjunto de soluciones que son todas

aceptadas de la última generación; destaca cómo varían al ajustar los valores de P y G para las funciones-objetivo descritas en las ecuaciones (6) a (8).

Tabla 2. Funciones-objetivo y restricciones.

P	G	i	Función-objetivo			Restricciones			
			μ	Q	V_H	μ	Q	V_H	L/W
100	100	1	0.986	12.644	607.357	0.036	2.644	392.643	0.576
		2	0.977	17.651	754.551	0.027	7.651	245.449	0.202
		3	0.961	20.367	746.169	0.011	10.367	253.831	0.069
		4	0.958	13.904	495.991	0.008	3.904	504.009	0.475
200	200	1	0.972	12.142	503.592	0.022	2.142	496.408	0.808
		2	0.958	18.388	660.263	0.008	8.388	339.737	0.717
		3	0.978	19.059	840.599	0.028	9.059	159.401	0.623
		4	0.996	15.440	964.405	0.046	5.440	35.595	0.385
300	300	1	0.985	16.483	792.242	0.035	6.483	207.758	0.769
		2	0.993	13.188	744.956	0.043	3.188	255.044	0.119
		3	0.967	18.961	733.688	0.017	8.961	266.312	0.142
		4	0.959	25.678	936.150	0.009	15.678	63.851	0.103

En el análisis detallado de los datos presentados en la cuarta columna de la Tabla 2 se destacan las eficiencias de remoción de contaminantes superiores al 95 % (equivalente a $\mu \geq 0.95$) que cumplen con la restricción definida en la Ecuación (9). Este nivel de eficiencia garantiza que las concentraciones de DBO_5 sean inferiores a 20 mg/l, con lo cual se cumplen los límites máximos permisibles establecidos por la

NOM-003-SEMARNAT-1997 en México. En la quinta columna se observan los resultados del caudal de entrada (Q) al HSFH; se obtienen caudales superiores a los $10 \text{ m}^3/\text{d}$, que cumplen con la restricción indicada en la Ecuación (10), donde se observa cómo el NSGA-II maximiza esta función-objetivo, lo cual implica que a un mayor caudal un mayor volumen de agua tratada. En cuanto a la última función-objetivo respecto al volumen del humedal (V_H), a partir de la Ecuación (11), los datos muestran que en todos los casos se mantiene por debajo de los $1\,000 \text{ m}^3$, como se indica en la sexta columna de la Tabla 2. Esto demuestra que al reducir el volumen del HSFH se obtienen altas eficiencias de remoción de contaminante superiores al 95 %. Finalmente, las columnas 7-10 de la Tabla 2 corresponden a los valores de las restricciones obtenidas por el NSGA-II definidas por las ecuaciones (9) a (12). Tales restricciones limitan el espacio de búsqueda de soluciones y permiten obtener solo las mejores configuraciones de diseño del HSFH.

Variables de diseño

Las variables de diseño descritas en la Tabla 1 son fundamentales, pues influyen de manera directa en el rendimiento, eficacia del sistema de tratamiento y están intrínsecamente ligadas con las funciones-objetivo del proceso de optimización. En la Tabla 3 se detallan las variables de diseño que han sido seleccionadas por NSGA-II para diversas configuraciones del HSFH. Se presentan los resultados de cuatro individuos (i) seleccionados de modo aleatorio de cada una de las poblaciones propuestas, donde $i = 4$ de un total de 100, $i = 4$ de un total de 200 e $i = 4$ de un total de 300; estas soluciones son todas aceptadas de la última generación. Asimismo, el propósito de que NSGA-II

proporcione estas variables de diseño está vinculado con la rápida obtención de los datos requeridos por el especialista en la construcción física del HSFH.

Tabla 3. Variables de diseño.

P	G	i	t	W	L	h_a	h_m	s
100	100	1	16.280	9.508	33.997	0.146	4.482	0.423
		2	14.457	12.958	41.497	0.154	4.404	0.478
		3	12.411	11.803	36.227	0.149	4.492	0.563
		4	12.130	12.827	44.578	0.131	4.477	0.560
200	200	1	13.589	11.218	42.722	0.197	2.894	0.237
		2	12.070	11.177	41.546	0.201	4.864	0.339
		3	14.540	12.588	45.602	0.228	3.698	0.265
		4	20.895	11.764	39.822	0.221	4.779	0.214
300	300	1	15.989	13.693	51.611	0.128	2.456	0.757
		2	18.805	14.092	43.954	0.110	2.150	0.674
		3	13.028	13.831	43.462	0.127	3.202	0.742
		4	12.202	13.786	42.783	0.147	3.224	0.733

En la cuarta columna se observan los valores del tiempo de retención hidráulico, en donde el promedio $P=G=100$ es igual a 13.820, $P=G=200$ es igual a 15.273 y para $P=G=300$ es igual a 15.006. Delgadillo (2010) y Halverson (2004) reportan un rango de 4 a 15 días; comparando los promedios se demuestra que los valores obtenidos por NSGA-II caen dentro del valor máximo que reportan dichos autores. Respecto a los valores obtenidos del ancho del HSFH, según lo reportado por Rincón-

Santamaría (2020), se encuentran entre 5 y 30 metros; mientras que Conagua (s.f.) reporta un valor de 1 a 60 metros; es evidente que los datos obtenidos por NSGA-II caen dentro lo reportado por ambos autores.

Los valores del largo del HSFH, Conagua (s.f.) y Rincón-Santamaría (2020) reportan un rango de 1-15 metros y de 15-61 metros, respectivamente; los resultados obtenidos por el NSGA-II caen dentro de lo reportado por Rincón-Santamaría (2020). En la séptima columna se observan los valores obtenidos por NSGA-II para la profundidad del agua de 0.110-0.228, que caen dentro de los que reporta Delgadillo (2010). Mientras que para la profundidad del HSFH reportada por Halverson (2004) se encuentra en un rango de 5-8 metros, con el NSGA-II se obtuvieron valores entre 2.150 y 4.864 metros, que están en el límite inferior reportados por Halverson (2004). Por último, la novena columna muestra los valores de la pendiente, que se obtuvieron con NSGA-II, los cuales, comparados con Vidal y Hormazábal (2018), Delgadillo (2010) y Conagua (s.f.) se encuentran dentro del rango que reportan.

Superficies de Pareto

Las superficies de Pareto se obtienen reprocesando las soluciones identificadas por NSGA-II para las funciones-objetivo mediante el uso de *Matlab Online* (MathWorks, s.f.). Las superficies de Pareto ilustran las interacciones y compensaciones entre las diversas funciones-objetivo a través de su confrontación para los diferentes valores de P y G. En la Figura 2, Figura 3 y Figura 4 se presentan las superficies de Pareto de la confrontación de μ vs. Q vs. V_H , donde se observa que a mayor densidad de población mejora la visualización de las soluciones no dominadas partir de los valores iniciales de P y G. En la Figura 2 y Figura 4, cada punto

representa una solución aceptada que cumple con las restricciones del problema, por lo cual todas las soluciones son válidas y se obtiene más de un diseño óptimo de HSFH.

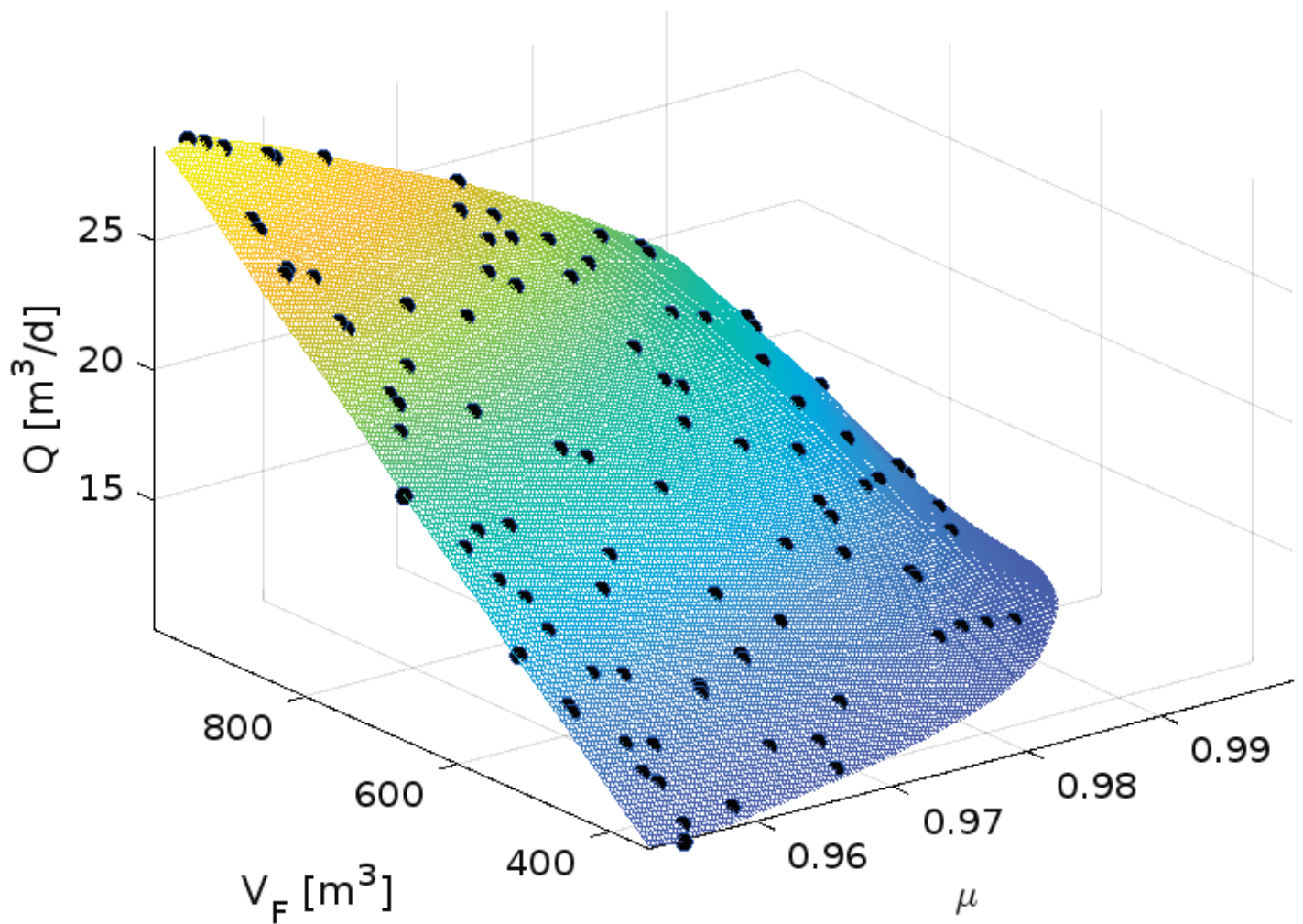


Figura 2. Superficie de Pareto para $P = 100$ y $G = 100$.

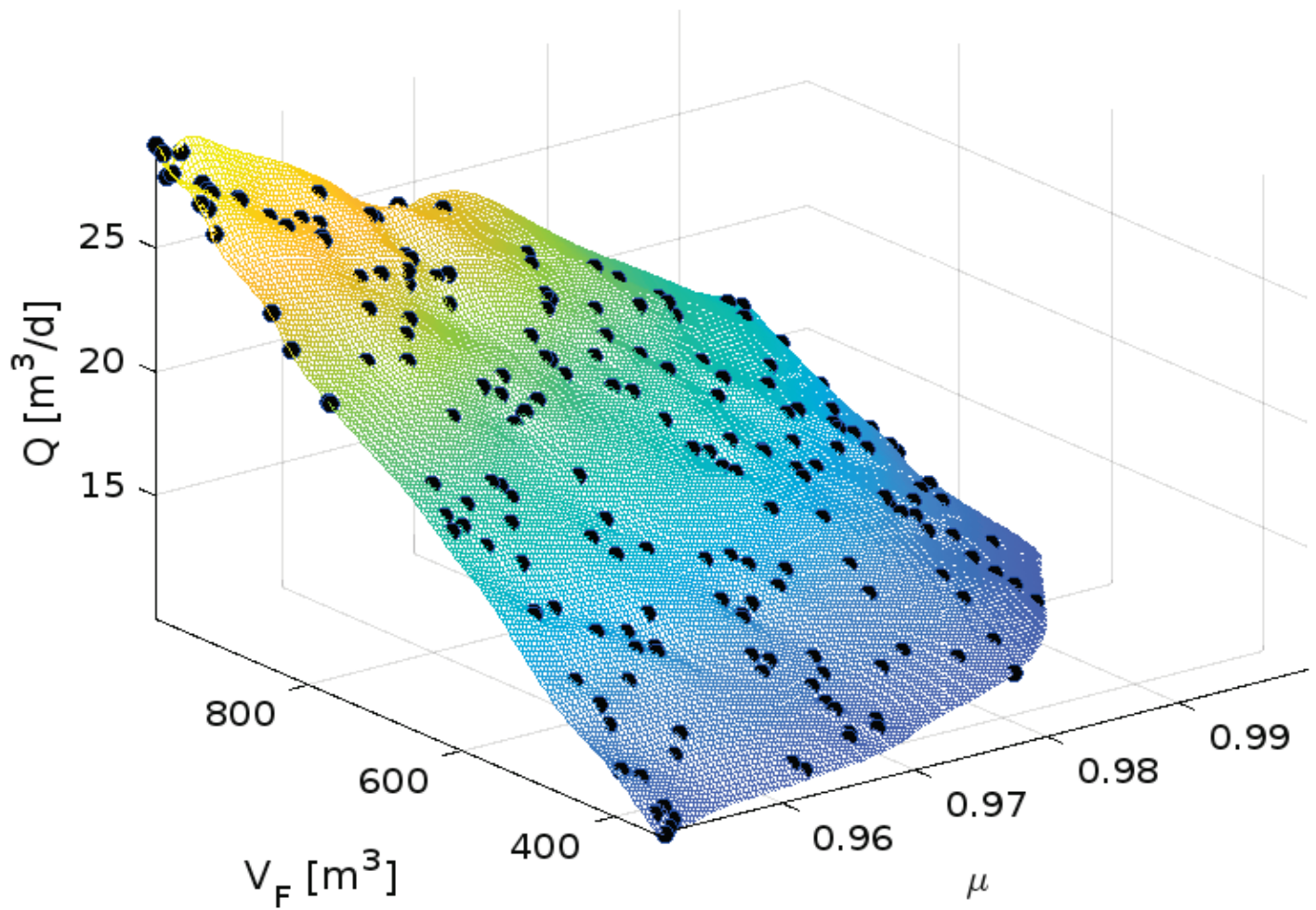


Figura 3. Superficie de Pareto para $P = 200$ y $G = 200$.

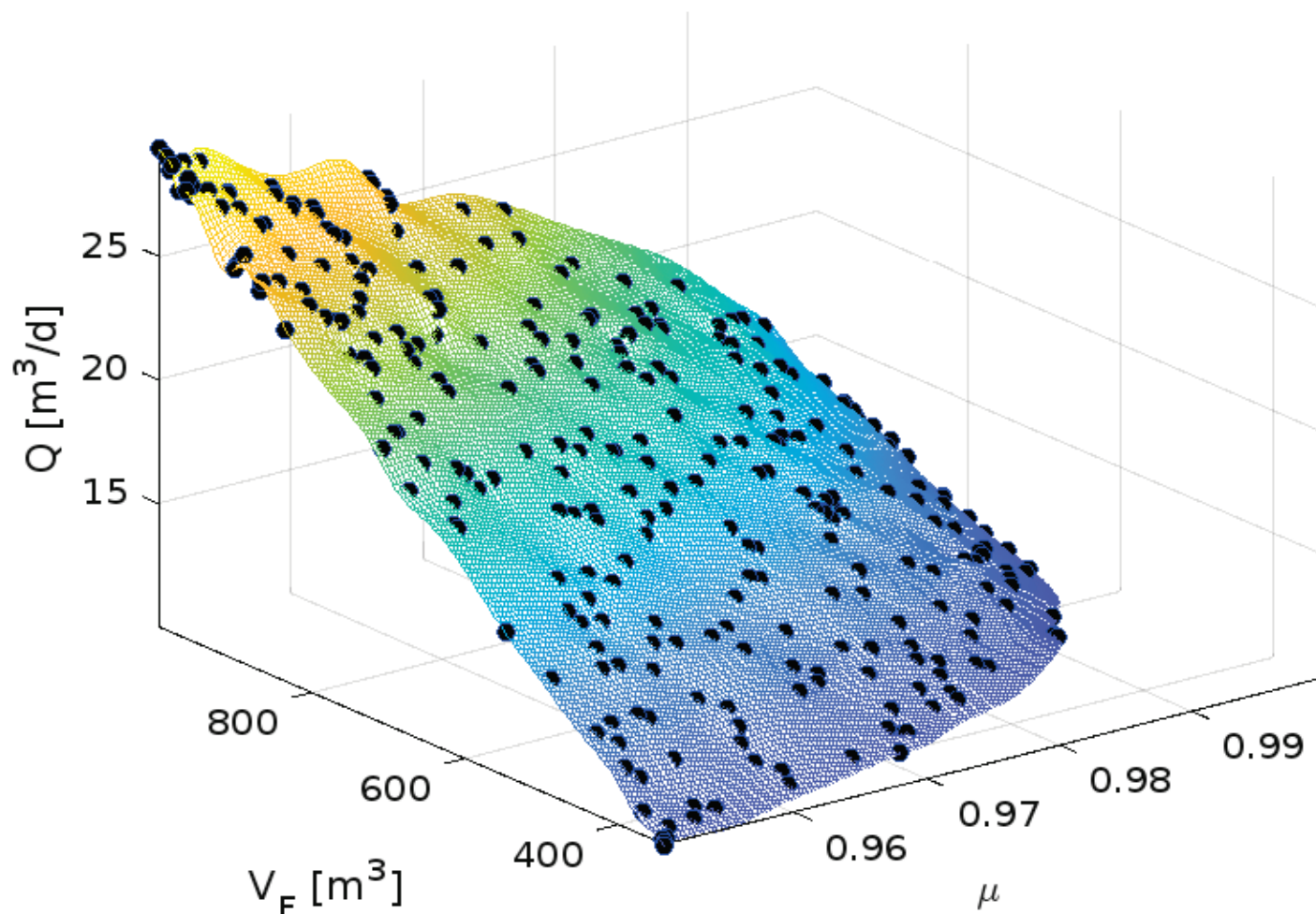


Figura 4. Superficie de Pareto para $P = 300$ y $G = 300$.

En este contexto, al seleccionar cualquier punto de la superficie de Pareto, se muestra la información relacionada con el diseño del HSFH a partir del NSGA-II, como se ilustra en la Figura 5. De esta solución se tiene $\mu = 0.972$ (equivalente a $\mu \geq 0.97\%$), $Q = 12.124 \text{ m}^3/\text{d}$, $V_H = 503.592 \text{ m}^3$, $t = 13.589 \text{ d}$, $W = 11.218 \text{ m}$, $L = 42.722 \text{ m}$, $h_a = 0.197 \text{ m}$, $h_m = 2.894 \text{ m}$ y $s = 0.237 \text{ m}$. Estos resultados demuestran que el algoritmo NSGA-II es una herramienta robusta que, al adaptarse a las características específicas del diseño del HSFH, permite obtener configuraciones optimizadas para mejorar la eficiencia en el tratamiento

de aguas residuales mediante métodos físicos. Esto refuerza la viabilidad del sistema y su potencial para la reutilización en la gestión de aguas residuales grises.

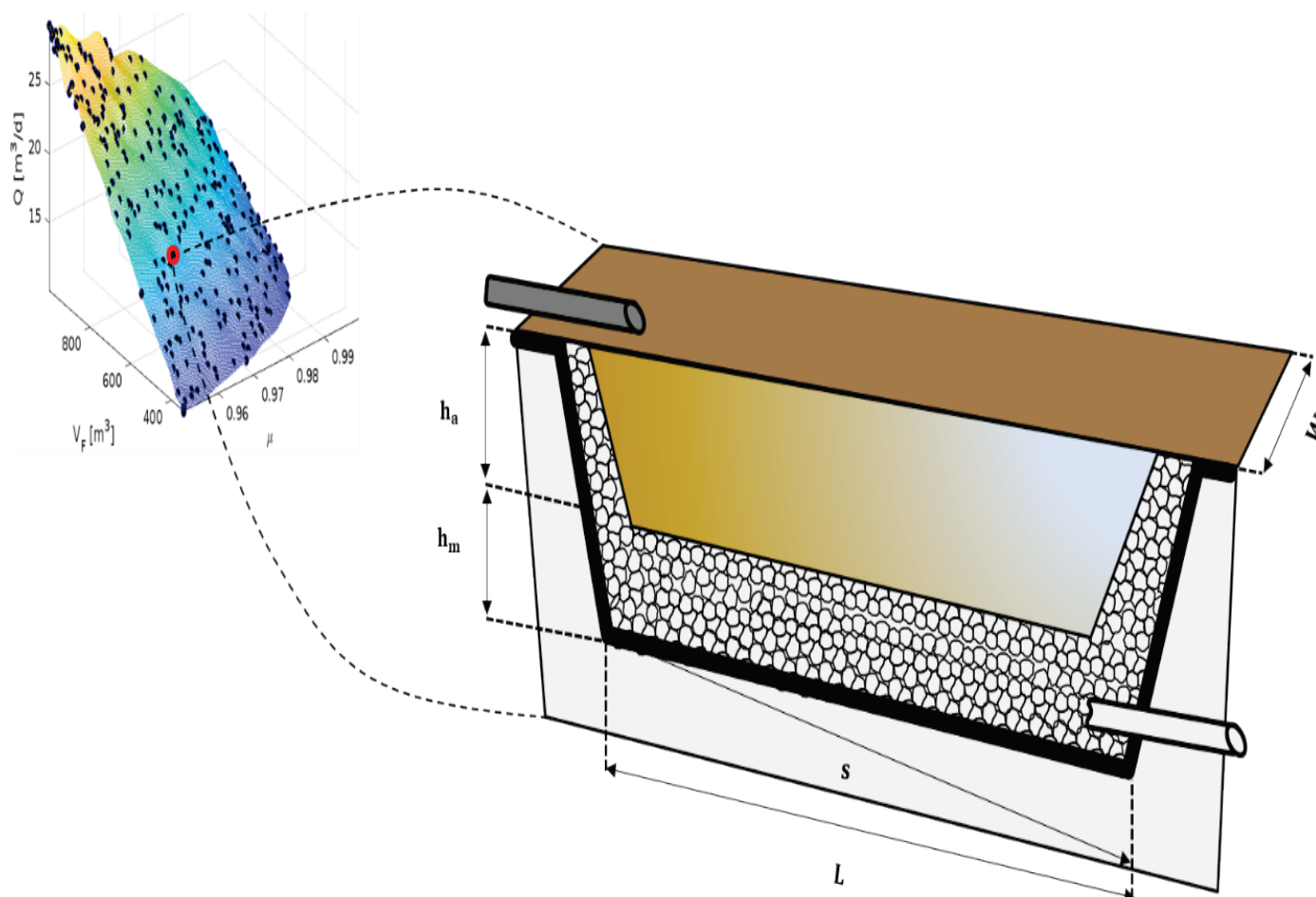


Figura 5. Representación del HSFH.

Los resultados obtenidos con la metodología propuesta se comparan con diversas configuraciones de diseño de HFSH encontradas en la literatura. Al seleccionar un individuo de la superficie de Pareto y analizar su diseño, es posible establecer comparaciones con otros diseños previamente propuestos, tal como se detalla en la Tabla 4.

Tabla 4. Comparación con otros trabajos.

Función objetivo/variable de diseño	Aguilar (2019)	Basantes- Cascante (2021)	Velásquez <i>et al.</i> (2022)	Mendez-Valencia, Sánchez-López, & Reyes-Pérez (2024)	Este trabajo
μ	96.480	95.000	87.500	96.800	97.200
Q	72.010	148.180	7.800	10.197	12.124
V_H	917.025	351.250	92.400	401.445	503.592
t	8.240	7.000	4.510	13.122	13.589
W	247.310	261.240	9.600	27.446	11.218
L	15.220	26.300	38.500	74.869	42.722
h_a	0.450	0.500	-	0.100	0.197
h_m	-	-	0.250	2.000	2.894
s	1.000	1.000	2.000	0.556	0.237

Como se ha reportado en la literatura, los diseños de HSFH suelen ser completamente personalizados. Además, es habitual que solo se consideren las variables h_a o h_m para el dimensionamiento, con valores de s generalmente fijados en 0 a 2. Asimismo, estos estudios suelen trabajar con una única relación entre L y W, lo que limita la exploración de diversas configuraciones. Ello plantea dudas sobre la posibilidad de alcanzar un diseño realmente óptimo, pues al generar un único diseño pueden surgir discrepancias en su aplicación práctica. Es importante señalar que las referencias citadas reportan un único diseño personalizado, mientras que la metodología desarrollada permite identificar múltiples configuraciones de diseños aceptables. Como se observa en la Figura 2 y Figura 4, cada punto representa una configuración de diseño. Por ejemplo, en la Figura

4, con $P = 300$, se presentan 300 configuraciones de diseño viables para el HSFH.

Discusión

Los resultados obtenidos mediante el uso del algoritmo NSGA-II muestran un claro balance entre las tres funciones-objetivo planteadas: maximizar la eficiencia de remoción, maximizar el caudal y minimizar el volumen del HSFH. La evolución de los resultados a través de las simulaciones con diferentes tamaños de P y G resaltan la importancia de un enfoque multiobjetivo en el diseño del HSFH. El aumento en el número de individuos y generaciones en cada simulación permite mejorar la calidad de las soluciones, reflejado en una mayor densidad de población de las superficies de Pareto, como se muestra en la Figura 4. Esto indica que con un mayor número de simulaciones es posible obtener diseños que optimizan de manera más efectiva los tres funciones-objetivo de modo simultáneo.

Una de las principales ventajas del uso del algoritmo NSGA-II es la capacidad de manejar restricciones, lo cual fue clave para asegurar que los diseños generados cumplieran con la normativa vigente, como la NOM-003-SEMARNAT-1997. Todos los diseños obtenidos en las simulaciones superaron el 95 % de remoción de la DBO_5 y demostraron la efectividad del humedal en el tratamiento de aguas residuales grises. Asimismo, las restricciones sobre el caudal y el volumen del humedal desempeñaron un papel crucial para evitar el sobredimensionamiento del HSFH. La principal contribución de este estudio es la metodología del diseño del HSFH utilizando optimización multiobjetivo, la cual es una opción factible que permite integrar de manera eficiente múltiples factores relevantes para el

diseño de dichos sistemas. Estos hallazgos sugieren que la relación largo-ancho entre 2 y 4 fue un factor determinante para garantizar que los valores varíen del largo-ancho del HSFH. Los resultados de las variables de diseño que se obtuvieron del algoritmo NSGA-II se comparan con las reportadas en la literatura, como se muestra en la Tabla 1, y evidencia que todas las variables de diseño que se obtuvieron en este trabajo se encuentran dentro de los rangos reportados por los diferentes autores que realizaron los trabajos en campo mediante experimentación. De igual manera, los resultados por el NSGA-II son los siguientes: 12-20 días para el tiempo de retención hidráulico, 9-14 metros para el ancho del humedal, 33-51 metros para el largo, 0.1-0.2 metros para la profundidad del agua, 2-4 metros para la profundidad del HSFH, 0-1 metros para la pendiente. Cabe destacar que en este estudio se amplió de forma significativa el rango de búsqueda para cada una de estas variables de diseño; los resultados obtenidos permanecen alineados con los valores reportados, lo que refuerza la validez de NSGA-II.

Respecto al análisis de los resultados que se obtuvieron de las superficies de Pareto, permiten identificar y visualizar las soluciones de las funciones-objetivo de las últimas generaciones, que corresponden a $P = G = 100$, $P = G = 200$, $P = G = 300$, que cumplen con todas las restricciones establecidas en el problema. La generación de estos gráficos resulta fundamental en los procesos de diseño para la optimización, que proporcionan una representación clara de las alternativas óptimas, lo cual facilita la toma de decisiones informada, al evaluar los compromisos entre las diferentes funciones-objetivo planteadas, al contar con más de una solución. En las superficies de Pareto se visualizan todas estas soluciones sin la necesidad de recurrir al banco de datos generado por NSGA-II, por

lo tanto se obtienen más de 100 diseños que cumplen con especificaciones optimizadas y confiables.

En relación con los resultados obtenidos con la metodología propuesta, se realizó una comparación con los trabajos de otros autores, como Aguilar (2019), Basantes-Cascante (2021) y Velásquez *et al.* (2022). Tales estudios emplean métodos tradicionales basados en reglas generales, modelos de flujo de pistón y la ley de Darcy. Si bien estas técnicas han sido útiles para el dimensionamiento de humedales subsuperficiales, presentan limitaciones, pues carecen de análisis más rigurosos, lo que puede generar incertidumbre en los diseños y derivar en sistemas menos eficientes y con posibles errores operativos; dichas metodologías suelen arrojar un único diseño personalizado. Con la contribución metodológica en este trabajo se logra más de un diseño de HSFH, el cual es capaz de adaptarse a cualquier necesidad de diseño. Para conseguir los resultados con la contribución metodológica son importantes tres funciones-objetivo y seis variables de diseño. La eficiencia de remoción de contaminante, caudal de estrada y volumen del HSFH son las funciones-objetivo, mientras que las variables de diseño son tiempo de retención hidráulico, ancho, largo, profundidad del agua, profundidad del HSFH y la pendiente.

Cabe destacar que al comparar este trabajo con Aguilar (2019) y Basantes-Cascante (2021), se observan similitudes en términos de la eficiencia de remoción de contaminantes, que va de 95 a 96.48 (%); en este trabajo se obtuvo 97.200 (%). Sin embargo, el caudal utilizado en estos estudios presenta una variabilidad considerable, ya que va de 72 a 148.18 (m³/d), mientras en este trabajo fue de 12.124 (m³/d). El caudal de entrada impacta directamente en el volumen de los humedales diseñados que va de 351.25 a 917 (m³); en este trabajo se obtuvo de

503.592 (m^3). Además, el tiempo de retención hidráulica reportado por estos autores resulta entre 7 y 8.24 (d), para este trabajo fue de 13.589 (d), esto debido a que utilizan pendiente estándar de 1 (m), la cual es mayor a la reportada en este trabajo, que fue de 0.237 (m). Esto representa una desventaja para Aguilar (2019), Basantes-Cascante (2021), pues no exploran otras alternativas de pendiente en su diseño, solo muestran el valor de profundidad de agua que va de 0.45 a 0.5 (m) mientras que para este trabajo fue de 0.197 (m).

Mientras que en el estudio de Velásquez *et al.* (2022) se evidencia una diferencia notable en la eficiencia de remoción de contaminantes de 87.500 (%), en este trabajo fue igual a 97.200 (%). Esto se debe principalmente al uso de una pendiente de 2 (m), comparada con 0.237 (m) de este trabajo, que reduce significativamente el tiempo de retención hidráulico a 4.51 (d), respecto a 13.589 (d) de este trabajo, que afecta negativamente la eficiencia del sistema. En cuanto a la profundidad del HSFH, Velásquez *et al.* (2022) reportan un valor de 0.250 (m), en comparación con el obtenido de 2.894 (m), que representa una diferencia de 2.6 (m), con la ventaja de una mejor distribución del flujo de agua a través del HSFH. Estos resultados resaltan la importancia de realizar análisis detallados y utilizar enfoques de optimización avanzados, como el NSGA-II, para garantizar diseños más eficientes y ajustados a los requerimientos específicos; los resultados obtenidos con el algoritmo NSGA-II demuestran su alta eficiencia en el diseño de HSFH; destacan ventajas significativas frente a las metodologías tradicionales basados en reglas generales, modelos de flujo de pistón y la ley de Darcy. Una de las principales fortalezas del NSGA-II es su capacidad para generar múltiples diseños óptimos en lugar de limitarse a una única solución, lo que amplía las posibilidades de elección según los requisitos específicos del proyecto.

Futuras investigaciones podrían involucrar el diseño real de un HSFH e implicar procesos complejos de depuración de contaminantes tanto biológicos como químicos, que representan desafíos adicionales en un contexto más realista. La metodología propuesta en este trabajo establece una base sólida para abordar de manera integrada el diseño biológico y químico, y sienta las bases para futuras mejoras y aplicaciones.

Conclusiones

El diseño de HSFH para el tratamiento de aguas residuales grises utilizando el algoritmo NSGA-II ha demostrado ser una herramienta efectiva para optimizar múltiples funciones-objetivo de diseño. A través de la optimización multiobjetivo se logró maximizar la eficiencia de remoción de la DBO_5 , así como el caudal de entrada, mientras se minimizó el volumen del humedal. Los resultados obtenidos a partir de las simulaciones realizadas con diferentes valores de población y generaciones permitieron identificar que el incremento en el número de individuos y generaciones mejora la calidad y diversidad de las soluciones. En particular, la simulación con 300 individuos y 300 generaciones presentó los mejores resultados en términos de balance entre las tres funciones-objetivo, cumpliendo con todas las restricciones impuestas. El cumplimiento de las restricciones, como la eficiencia de remoción superior al 95 %, el caudal mínimo de $10 \text{ m}^3/\text{d}$ y el volumen máximo del humedal de $1\,000 \text{ m}^3$, garantiza que los diseños generados no solo sean técnicamente viables, sino también eficientes en términos de espacio y operación. Esto subraya la importancia del empleo de técnicas avanzadas de optimización en el diseño de sistemas de tratamiento de aguas

residuales. En conclusión, el algoritmo NSGA-II ofrece una metodología robusta para el diseño optimizado de humedales subsuperficiales y permite abordar problemas complejos con múltiples funciones-objetivo y restricciones, lo que contribuye a la creación de soluciones sostenibles y eficientes para el tratamiento de aguas residuales grises.

Agradecimientos

Se expresa un profundo agradecimiento a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) por la beca otorgada, cuyo apoyo fue fundamental para la ejecución de este proyecto.

Referencias

- Aguilar, K. A. (2019). *Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales para la comunidad de Charcay, Provincia del Cañar (Ecuador)* (tesis de maestría). Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España. Recuperado de <https://core.ac.uk/reader/275645690>
- Antonio-Traba, L. (2023). Humedales y gobernanza ambiental como enfoque para su planificación-gestión. Estado de situación en la Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(5), 1-53. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-05-01>
- Arteaga-Cortez, V. M., Quevedo-Nolasco, A., Valle-Paniagua, D. H. D., Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., & Ramírez-Zierold, J. A. (2019). Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 319-343. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-12>

- Basantes-Cascante, C. E. (2021). *Diseño de un sistema de humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales de la comunidad de Alacao, provincia de Chimborazo (Ecuador)*. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10251/177715>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (s.f.). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: humedales artificiales*. Recuperado de <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro25.pdf>
- Cenipalma, Corporación Centro de Investigación en Palma de Aceite, Gonzalez-Diaz, A., Rodríguez, N., García-Núñez, J. A., Ruiz-Álvarez, E., Acero-Hernández, J. H., & Reyes-Ávila, W. A. (2022). *Humedales artificiales como alternativa para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite*. Bogotá, Colombia: Corporación Centro de Investigación en Palma de Aceite, Cenipalma. Recuperado de <https://repositorio.fedepalma.org/handle/123456789/141561#page=2>
- Deb, K. (2001). *Multi-objective optimization using evolutionary algorithms*. Weinheim, Alemania: Wiley.
- Deb, K., Pratap, A., Agarwal, S., & Meyarivan, T. A. M. T. (2002). A fast and elitist multiobjective genetic algorithm: NSGA-II. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, 6(2), 182-197. DOI: <https://doi.org/10.1109/4235.996017>
- Delgadillo, O. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba, Bolivia: Nelson Antequera.

- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., R. Stein, O., & Von Sperling, M. (2021). *Humedales para tratamiento*. London, UK: IWA Publishing.
- Halverson, N. (2004). *Review of constructed subsurface flow vs. surface flow wetlands (No. WSRC-TR-2004-00509)*. Savannah River Site (SRS), Aiken, SC (United States). DOI: <https://doi.org/10.2172/835229>
- Liao, R., Jin, Z., Chen, M., & Li, S. (2020). An integrated approach for enhancing the overall performance of constructed wetlands in urban areas. *Water Research*, 187, 116443. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116443>
- Li, P., Zheng, T., Li, L., Lv, X., Wu, W., Shi, Z., Zhou, X., Zhang, G., Ma, Y., & Liu, J. (2022). Simulating and predicting the performance of a horizontal subsurface flow constructed wetland using a fully connected neural network. *Journal of Cleaner Production*, 380, 134959. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134959>
- MathWorks. (s.f.). MATLAB. Recuperado de <https://la.mathworks.com/products/matlab.html>
- Mendez-Valencia, J., Sánchez-López, C., & Reyes-Pérez, E. (2024). Multi-objective design of a horizontal flow subsurface wetland. *Water*, 16(9), 1253. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16091253>
- Rangaiah, G. P. (ed.). (2016). *Multi-objective optimization: Techniques and applications in chemical engineering* (Vol. 5). Singapur: World Scientific.
- Rincón-Santamaría, A. (2020). *Humedales construidos para tratamiento de aguas residuales domésticas y aguas ricas en metales*. Recuperado de <https://repositorio.ucm.edu.co/handle/10839/4221>

- Semarnap, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1997). *NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/311363/NOM_003_SEMARNAT.pdf
- Velásquez, M. G., Mendoza, P. C., Espinoza, A. J. G., Casas, E. P. P., Mendoza, T. O. B., & Casas, E. L. P. (2022). Alternativa de tratamiento terciario de aguas residuales mediante humedal de flujo subsuperficial para reúso agrícola. *Alfa Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinaria*, 6(18), 503-515. DOI: <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i18.186>
- Vidal, G., & Hormazábal, S. (2018). *Humedales contruidos: diseño y operación*. Concepción, Chile: Universidad de Concepción. Recuperado de <http://biblioteca.cehum.org/handle/CEHUM2018/1779>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-03

Artículos

Remoción de sales de cobre por sodalitas recubiertas con hidróxidos doble laminares

Removal of copper salts by sodalite coated with layered double hydroxides

Andrea P. Aparicio¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2361-3112>

José H. Quintana-Mendoza², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7107-5830>

J. A. Henao³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2887-1532>

¹Grupo de Investigación GIA-ECBTI, Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Bucaramanga, Santander, Colombia, Andrea_24sanchez@hotmail.com

²Grupo de investigación CIDAGRO-ECAPMA, Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Bucaramanga, Santander, Colombia, jhquintanam@gmail.com

³Grupo de Investigación GIQUE, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Santander, Colombia, jahenao@uis.edu.co

Autor para correspondencia: José H. Quintana-Mendoza, jhquintanam@gmail.com

Resumen

Se sintetizaron zeolitas tipo sodalita a partir de silicio y aluminio posconsumo, las cuales se recubrieron con el hidróxido doble laminar (HDL) con una relación molar $Mg^{2+} / Al^{3+} = 2$, que se formaron por el método de coprecipitación a baja saturación. Las propiedades estructurales, morfológicas y texturales de la zeolita, el HDL y el material recubierto se determinaron mediante difracción de rayos X de muestras policristalinas (XRD), microscopía electrónica de barrido (SEM), espectroscopía de resonancia magnética nuclear ^{27}Al (RMN) y medidas texturales. Los sólidos obtenidos se utilizaron para la eliminación de Cu^{2+} , Cl^{-} , NO_3^{-} y SO_4^{2-} desde soluciones acuosas de $Cu(NO_3)_2$, $CuCl_2$ y $CuSO_4$, estudiando la capacidad de remoción por espectrometría de fluorescencia de rayos X (XFR) para Cu^{2+} , Cl^{-} y SO_4^{2-} , y espectroscopía UV-Vis para el NO_3^{-} . Los resultados mostraron que la zeolita tipo sodalita recubierta con HDL fue capaz de hacer la captación simultánea de cationes y aniones como el Cu^{2+} en $9.26 \text{ mmol} \cdot g^{-1}$, Cl^{-} en $9.34 \text{ mmol} \cdot g^{-1}$, SO_4^{2-} en $8.82 \text{ mmol} \cdot g^{-1}$ y NO_3^{-} en $14.41 \text{ mmol} \cdot g^{-1}$. Estos resultados muestran que las zeolitas recubiertas con HDL se pueden usar para retener cationes y aniones dañinos para el medio ambiente, y representan una oportunidad para diseñar catalizadores

Palabras clave: adsorción de aniones y cationes, HDL, XRD, SEM, RMN, zeolita, tipo sodalita, remediación del agua.

Abstract

Sodalite type zeolite from silicon and aluminum post consume was coated with layered double hydroxide (molar relationship $Mg^{2+} / Al^{3+} = 2$) by coprecipitation to low saturated method. The structural, morphological and

textural properties for the zeolite, LDH and coated material were characterized by the powder X-ray diffraction (XRD), scanning electron microscopy (SEM), Nuclear Magnetic Resonance spectroscopy (NMR) 27Al and textural measurements. The solids obtained were used by removal Cu^{2+} , Cl^- , NO_3^- and SO_4^{2-} from $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$, CuCl_2 and CuSO_4 solutions. Removal capacity was studied by X-ray Fluorescence spectrometry (XFR) (for Cu, Cl and S) and UV-vis spectroscopy (NO_3^-), the results were showed the sodalite coated with LDH retained simultaneous uptake cations and anions Cu^{2+} ($9.26 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$), Cl^- ($9.34 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$), SO_4^{2-} ($8.82 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$) and NO_3^- ($14.41 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$). These results show zeolites coated with LDH can using how removal harmful cations and anions and catalysts.

Keywords: Cations and anions adsorption, LDH, XRD, SEM, NMR, zeolite, sodalite type, water remediation.

Recibido: 14/10/2024

Aceptado: 07/04/2025

Publicado *ahead of print*: 29/04/2025

Versión final: 01/01/2026

Introducción

Los HDL son un grupo de arcillas o hidrotalcitas tipo CdI_2 con cationes M^{2+} y M^{3+} en láminas de hidróxido con composición $(\text{M}^{2+}_{(1-x)} \text{M}^{3+}_x(\text{OH})_2)$ dejando una carga residual positiva que se compensa en el espacio interlaminar por aniones ($\text{Y}_{x/n}$), donde "Y" es el anión interlaminar, "n" es la carga del anión interlaminar, $x = \text{relación molar } (\text{M}^{3+} / (\text{M}^{2+} + \text{M}^{3+}))$

(Theiss, Couperthwaite, Ayoko, & Frost, 2014; Chung *et al.*, 2020). Los aniones son intercambiables de acuerdo con las condiciones de síntesis, por lo que han sido empleado para diversas aplicaciones, como intercalación de biomoléculas y surfactantes (Kumari *et al.*, 2023); liberación controlada de fármacos (Guilherme, Cunha, De Paula, De Araujo, & Constantino, 2022); fotocatalizadores para la generación de $H_{2(g)}/O_{2(g)}$ (Yang *et al.*, 2021); oxidación y catálisis de contaminantes en aguas residuales (Xie *et al.*, 2021), o reacciones internas para la transformación de biomasa (Li *et al.*, 2024).

Por otro lado, las zeolitas son sólidos cristalinos microporosos de dimensiones moleculares que acomodan cationes intercambiables. La red tridimensional está constituida por unidades tetraédricas de cuatro átomos de oxígeno alrededor de un catión T ($T = Si, Al, B, Be, Co, Ga, Ge, Fe, P, Zn$) enlazados entre sí por los átomos de oxígeno, formando tectosilicatos que en sus redes pueden intercambiar cationes y albergar moléculas orgánicas de manera selectiva como lixiviados y/o nutrientes, lo cual las hace útil en la agricultura y protección ambiental (Cataldo *et al.*, 2021; Szerement, Szatanik-Kloc, Jarosz, Bajda, & Mierzwa-Hersztek, 2021; Yuan, Han, Deng, Zhou, & Zhou, 2024) para depositar en su superficie o cavidades especies químicas de rodio, calcio, cloro, cobre y cromo para procesos de síntesis orgánica fina y/o producción catalítica de alta eficiencia (López, Toro, Romero-Bohórquez, Quintana, & Henao, 2020; Weitkamp, 2020; Zhang *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2024).

Debido a las potentes propiedades para la remoción de aniones y cationes conocidas en los HDL y las zeolitas se pretende desarrollar un material que tenga integrado las estructuras de tectosilicatos y el hidróxido doble laminar; un primer paso en esta área fue la inclusión de HDL de Mg y Al a una zeolita del tipo LTA (Yamada *et al.*, 2006) y su

aplicación para la remoción de aniones y cationes de cobre en agua residual en bajas concentraciones (Bezerra, Bieseki, Da Silva, & Pergher, 2019); en el caso de remoción de Cr^{6+} se han empleado hidrotalcitas, HDL-Cl y zeolitas naturales con HDL (Wang, Zhou, Achari, Yu, & Cai, 2014; Yue, Liu, Chen, & Lin, 2017; Zhang *et al.*, 2019a; Zhang *et al.*, 2019b). Para la retención de Cd^{2+} ($1428.57 \text{ mmg} \cdot \text{kg}^{-1}$) se han empleado zeolitas con HDL de Zn, Mg y Fe y también se han utilizado para la fijación de nitrógeno y fósforo (Yuan *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019a; Ji *et al.*, 2020). Lo que busca el presente trabajo es emplear una zeolita más básica, como la sodalita, con cajas más pequeñas, que aumenten el área superficial para recubirla con HDL de Mg y Al, con el objeto de lograr un material con alta capacidad de remoción de aniones y cationes en soluciones de cobre, lo cual podría facilitar la obtención de catalizadores heterogéneos para procesos de polimerización (Hong *et al.*, 2004) o electrólisis del agua (Lee, Wu, & Sun, 2020).

Materiales y métodos

Materiales

Las soluciones de silicato y aluminato de sodio se obtuvieron a partir de sílice de columna desechada de columna cromatográfica convencional y aluminio posconsumo de envoltura para comida, NaOH (MERCK), $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (MERCK), $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (MERCK) y Na_2CO_3 (MERCK), $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ (MERCK), CuCl_2 (MERCK) y CuSO_4 (MERCK). Todos los sólidos sintetizados a continuación se lavaron con agua desionizada y se secaron a 298 K. La síntesis se realizó por triplicado para cada sólido.

Síntesis de precursores

Para el tratamiento del silicio posconsumo se aplicó el proceso de purificación reportado por Teixeira, Mathias y Canela (2003); luego el silicio tratado se mezcló estequiométricamente con NaOH 3M a 363 K por 2 h a reflujo; al término del tiempo se filtró la mezcla, y el filtrado de la solución de silicato de sodio se caracterizó por absorción atómica; se utilizó un equipo Thermo Electron con lámpara de cátodo hueco de Si, y se obtuvo una solución de 30 000 mg/l, la cual se concentró por evaporación a 350 K hasta lograr una concentración de 60 000 mg/l de silicio en la solución.

Para la solución de aluminato de sodio se limpió el papel de aluminio con agua y se secó a 298 K, luego se trató el aluminio estequiométricamente con NaOH 3M hasta terminar la emisión de hidrógeno, siguiendo el proceso de Quintana, Aparicio, Parra, Henao y Ríos (2014), luego se caracterizó el filtrado por absorción atómica mediante un equipo Thermo Electron, con lámpara de aluminio para determinar la concentración de 100 000 mg/l de Al.

Síntesis de zeolita

Se tomó como solución A la mezcla de 15.5 ml de aluminato de sodio con 3.1 g de NaOH, como solución B 26.8 ml de silicato de sodio, posteriormente las dos soluciones se mezclaron gota a gota en un reactor de teflón de 65 ml, garantizando una ocupación del 65 % del volumen del recipiente; durante la mezcla se mantuvo la reacción en agitación constante a 250 rpm; al terminar la adición se cerró el reactor y se

sometió a 363 K por 32 h; al término de este tiempo se filtró, se lavó el sólido y se secó a 50 °C por 12 h, el material obtenido se denominó SOD1.

Para disminuir el tamaño del cristalito en el material previamente sintetizado se partió de 1.000 g de SOD1 y se mezclaron con 82.5 ml de cloruro de aluminio a 0.01 M, luego la mezcla se sometió a reflujo y 750 rpm por 2 h; al final del proceso se filtró, se lavó con agua destilada hasta pH neutro y se secó a 50 °C por 12 h para obtener el sólido SOD2.

Síntesis de hidróxido doble laminar

El HDL se sintetizó mediante el procedimiento de coprecipitación a baja saturación; se mezclaron las soluciones de cloruro de aluminio hexahidratado y cloruro magnesio hexahidratado con una relación molar Mg/Al igual a 2, partiendo de 1.0000 g de la sal de aluminio y mezclado con la sal de magnesio se diluyó a 25 ml y empleando como solución precipitante 0.2000 g carbonato de sodio en 25 mL de una solución de hidróxido de sodio 3M. El pH se ajustó a 9, se agitó por 30 min y el crudo de la reacción se dejó en envejecimiento a 363 K durante 9 h. El sólido se filtró, se secó a 50 °C durante 12 horas y se denominó como HDL2.

Síntesis de zeolitas recubiertas con hidróxidos dobles laminares

Partiendo de 1.0000 g de la SOD2 se sometieron a 573 K por 1 h bajo flujo constante de $N_{2(g)}$; luego, sin retirar el flujo inerte, se enfrió el sólido a 273 K; posteriormente se le agregaron 25 ml de la solución de los cationes de aluminio y magnesio bajo una relación molar de 2 (partiendo de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ y de $Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$); después, a esta mezcla

se le añadieron 25 ml de NaOH 3M preparados con agua descarbonatada con argón; por último, la reacción se trató a 362 K por 9 h, bajo agitación magnética a 750 rpm. El sólido filtrado se lavó con agua destilada hasta pH neutro y se secó a 50 °C y se denominó como SOD2-HDL2.

Estudio de intercambio de iones

Para la fijación iónica se tomaron 0.1000 g de SOD1 y se mezclaron con 20 ml de $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ a 0.02M a 500 rpm por 30 minutos; al finalizar el tiempo, la mezcla se filtró y la solución filtrada se caracterizó; el procedimiento se repitió para los materiales HDL2, SOD2 y SOD2-HDL2, y luego con cada uno de los materiales, pero cambiando la solución de cobre por CuCl_2 y luego por CuSO_4 las dos soluciones a 0.02M de cobre.

Los filtrados obtenidos fueron estudiados por fluorescencia de rayos-X, empleando un equipo marca Bruker modelo S8 Tiger de longitud de onda dispersiva de 4 KW mediante el método Quant-Express en el rango de elementos livianos, un tubo de Rh como fuente de rayos-X y un goniómetro de alta precisión para ángulos theta y 2 theta, lo anterior para determinar la concentración de cobre, sulfato y cloruro. La cuantificación de la solución de nitrato de cobre se realizó mediante la técnica espectrofotométrica de ultravioleta-visible empleando un espectrofotómetro UV-VIS marca Shimadzu a una longitud de onda de 410 nm siguiendo el protocolo publicado por Jagessar y Sooknundun (2011).

Caracterización de sólidos

Los patrones de difracción de rayos X de muestras policristalinas (XRD) se midieron en un equipo Bruker, modelo D8 Advance con geometría DA VINCI usando radiación $\text{Cu K}\alpha_1$ bajo las siguientes condiciones: 40 KV, 30 mA, rendijas soller 2.5° (incidencia y difracción). El perfil se midió desde 3.5 hasta $70.0^\circ 2\theta$ a un paso de $0.015^\circ 2\theta$ y se tomaron muestras mediante barrido continuo. La caracterización morfológica se realizó por microscopía electrónica de barrido (SEM) (Fei Quanta 200). Las medidas de RMN para ^{27}Al se realizaron con un espectrómetro Bruker Advance III-400, con adaptación de sonda para sólidos de 4 mm, y utilizando $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ como patrón a 0 ppm, con una frecuencia central de 78.14 MHz, a temperatura ambiente. Finalmente, las medidas texturales se realizaron en un equipo 3 FlexMicrometrics, tratando la muestra para su desgasificación a 573 K por 8 h, luego de lo cual se realizó la adsorción/desorción de nitrógeno N_2 , a 75,062 K por 12 h.

Resultados y discusión

A partir de los sólidos SOD1, SOD2, HDL2 y SOD2-HDL2 se obtuvieron los patrones de difracción indicados en la Figura 1, los cuales, al ser analizados en el *software* SEARCH/MATCH y la base de datos ICDD PDF-4, permitieron establecer que la zeolita SOD1 tiene un perfil con alta cristalinidad y una correspondencia con la fase tipo sodalita con tarjeta PDF-76-1639, lo que indica un buen modelo sintético sin material amorfo.

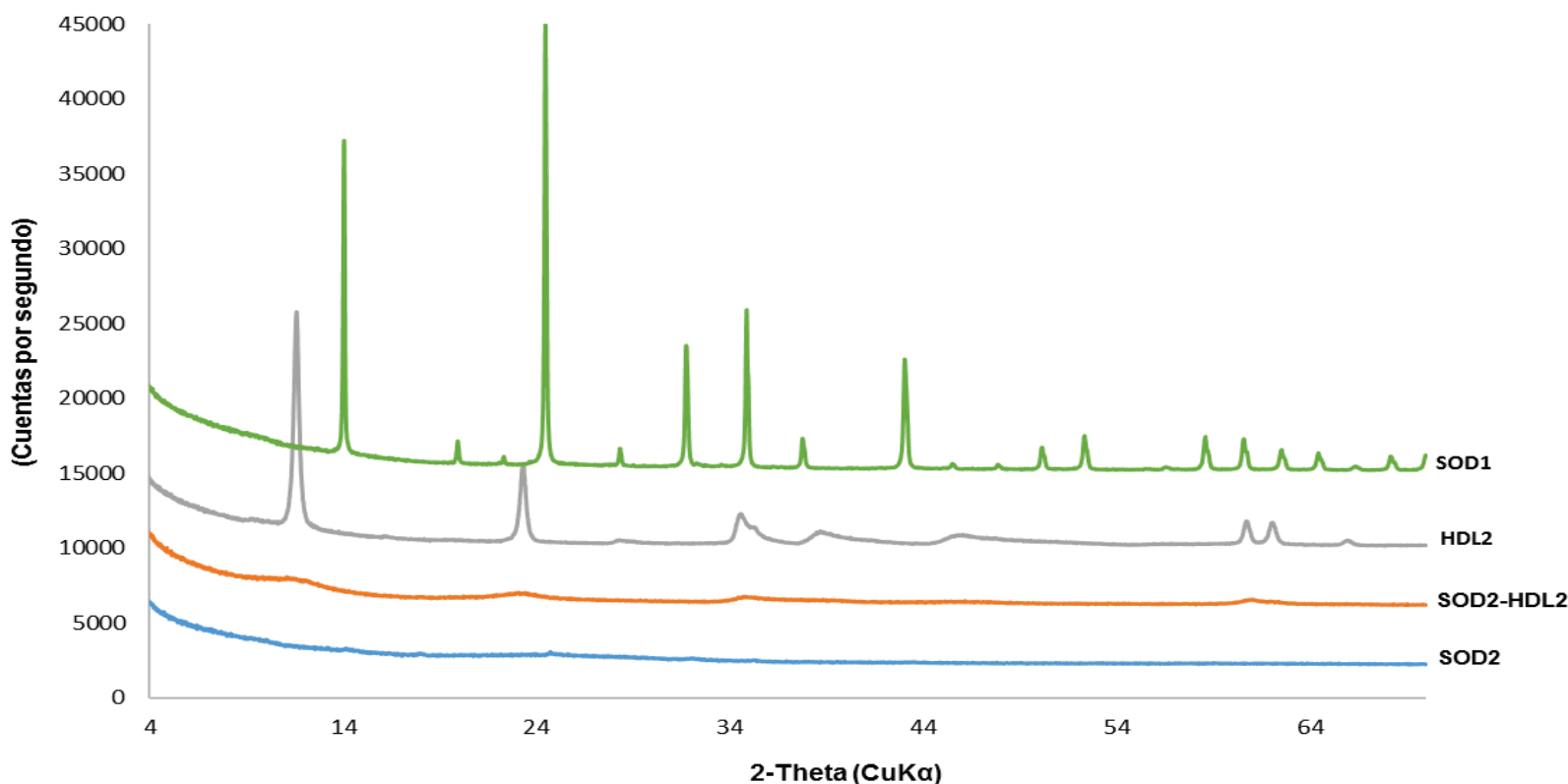


Figura 1. Perfiles de difracción de los materiales sintetizados.

Para el caso del SOD2, el perfil de difracción indica una conservación de la misma fase zeolítica, pero con una disminución del tamaño del cristalito, lo anterior evidenciado por la disminución en la intensidad en cuentas por segundo en todo el perfil y una leve alza sobre el *background* del patrón de difracción alrededor de 25° 2-Theta; lo anterior se atribuye a que el AlCl_3 actúa como ácido de Lewis desestabilizando los enlaces oxohidróxidos en la red cristalina (Bernal & Railsback, 2008).

De acuerdo con la Figura 1, el sólido HDL2 muestra un perfil de difracción cristalino, concordante con la fase de tarjeta PDF-35-965; el patrón muestra un buen apilamiento laminar y sin un efecto turbostrático, ya que la reflexión del plano (d (003) ubicado a 11.60° 2theta) no presenta asimetría (Forano, Hibino, Leroux, & Taviot-Guého, 2006). El

difractograma para el sólido SOD2-HDL2 presenta fases de HDL con PDF-43-72, manteniendo la fase de la zeolita amorfa, por lo que se puede afirmar que se mantienen las dos fases cristalinas con un posible recubrimiento de los cristalitos de la zeolita tipo sodalita por las láminas de HDL; lo anterior se soportará con la observado en el SEM y RMN, además se puede afirmar que no se presenta corrimiento en el plano (003), pues la distancia interplanar se mantiene y corresponde a aniones del tipo OH^- y CO_3^{2-} , es decir, que ningún componente de la zeolita se intercaló, lo cual se esperaba para este material y concuerda con rutas sintéticas para materiales similares (Yamada *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2014; Yue *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019a; Zhang *et al.*, 2019b).

En el estudio morfológico se obtuvieron las imágenes indicadas en la Figura 2, donde para el sólido SOD1 se observan cristales de la sodalita del tipo paralelepípedo y con tamaños entre 0.9 y 1.6 μm , los cuales se aglomeran entre sí (Figura 2a). Para el HDL2 se ve el apilamiento de las láminas para la formación del cristal por diversos granos laminares (Figura 2b y 2c). Por otro lado, la SOD2 después de amorfizar el tectosilicato inicial, la imagen muestra una disminución del tamaño de los cristales (0.5-0.7 μm), manteniendo la morfología y el tipo de aglomeración (Figura 2d). Por último, para el material SOD2-LDH2 (Figura 2e) se logra comprobar la presencia de los paralelepípedos de la zeolita sodalita (un poco distorsionados) con las láminas de HDL que recubren la superficie externa, lo cual es comparable con lo observado por Yamada *et al.* (2006) para cristales de zeolita LTA (2006), lo anterior se debe a que la característica básica del aluminosilicato en la superficie facilita la interacción con las cargas residuales producto de los octaedros del catión aluminio, que tiene carga residual positiva.

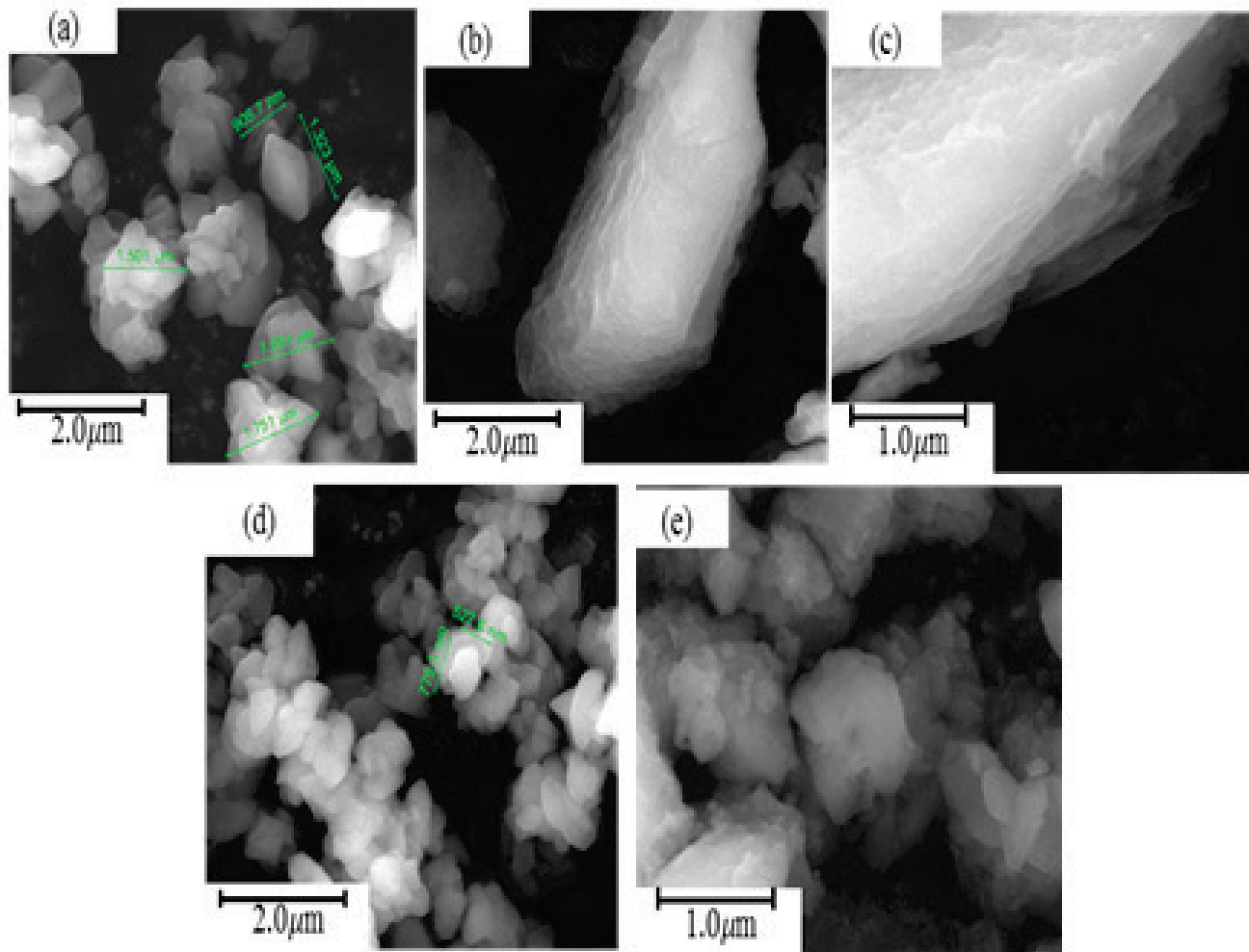


Figura 2. Imágenes SEM, (a) SOD1, (b) HDL2, (c) HDL2 acercamiento a las láminas (d) SOD2 y (e) SOD2-HDL2.

Los espectros de ^{27}Al -MAS-NMR de las transiciones para las muestras SOD1, HDL2, SOD2 y SOD2-HDL2 se muestran en la Figura 3 (a-d). Una resonancia de alta intensidad alrededor de 50 ppm es observada para la muestra SOD1 (Figura 3a) y de menor intensidad para SOD2 (Figura 3c), lo que demuestra la presencia de coordinación tetraédrica para la zeolita sodalita antes y después de la amorfización, señales que son características de estos materiales del tipo tectosilicato

(Datt, Burns, Dhuna, & Larsen, 2013). La resonancia alrededor de 0 ppm demuestra la presencia de coordinación octaédrica presentes en las muestras HDL2 (Figura 3b) y en la muestra SOD2-HDL2 (Figura 3d) relacionándolo con HDL de coordinación 6, lo cual confirma la coexistencia de las dos fases cristalinas.

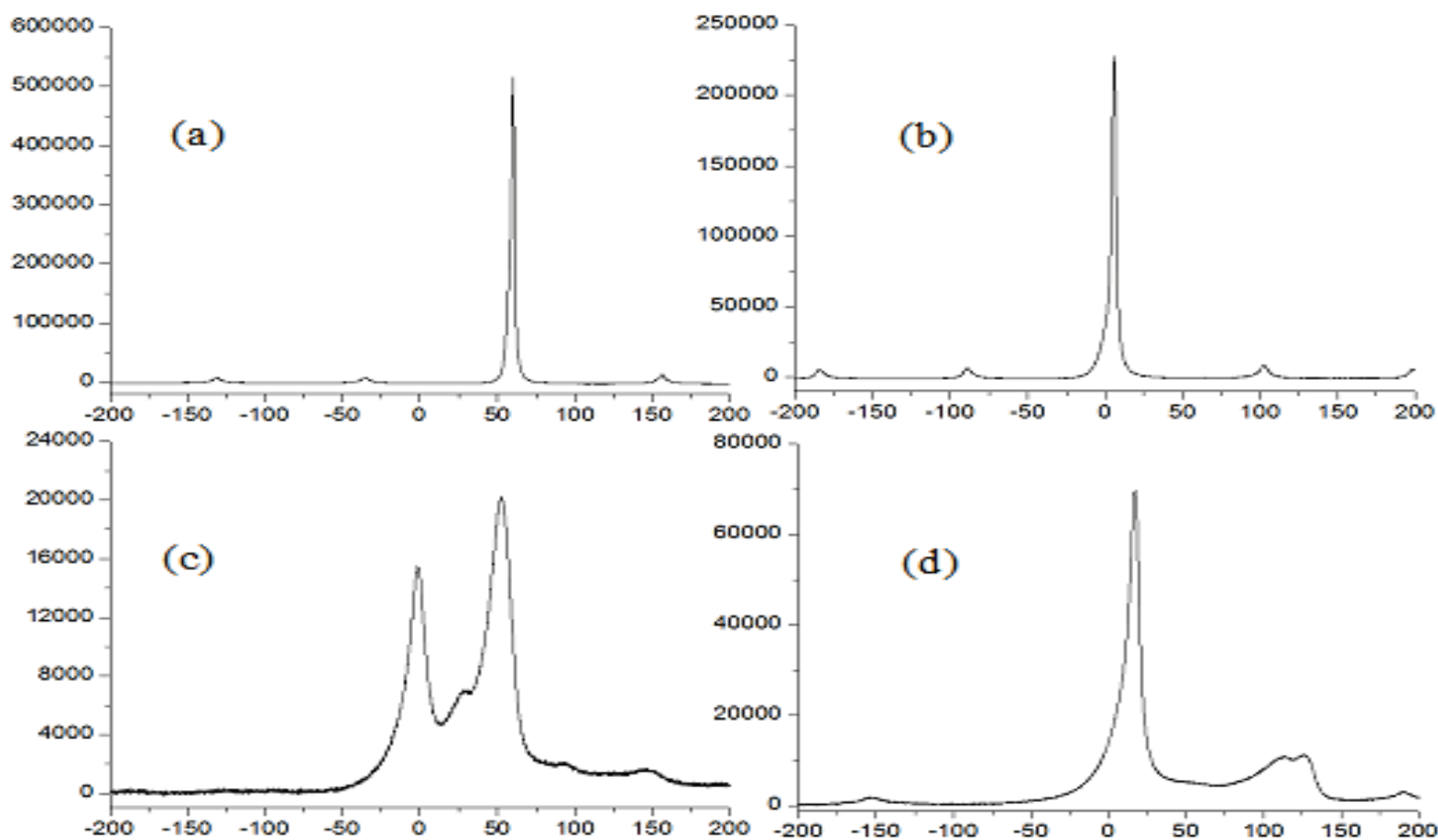


Figura 3. Espectro RMN ^{27}Al -MAS ($\nu = 78.14$ MHz) de las muestras (a) SOD 1, (b) HDL2, (c) SOD2, (d) SOD2-HDL2.

En la Figura 3c, correspondiente a la muestra SOD2, se observa el desdoblamiento de la señal inicial y la aparición de nuevos picos atribuidos a aluminios hexacoordinados o extra red alrededor de 0 ppm; el más

intenso sigue siendo el de aluminios tetraédricos de 50-60 ppm. Se observan nuevas señales atribuidas a aluminios pentacoordinados en 25 ppm y especies Al_4^{5-} libres entre 70 y 90 ppm (Datt *et al.*, 2013). La aparición de estas nuevas señales, que se atribuyen a diferentes coordinaciones, evidencia que el tratamiento con cloruro de aluminio rompe la red de aluminios tetraédricos y crea diferentes coordinaciones y tamaños, lo cual facilitará la interacción de las sales de cobre en la superficie del material.

En la Figura 3d de la muestra SOD2-HDL2 se observan dos señales a parte de la señal de 0 ppm del HDL2: en 60 ppm atribuida a aluminios tetraédricos de la zeolita y en 70 ppm a aluminios tetraédricos de especies deformadas de HDL (Di Bitetto, André, Carteret, Durand, & Kervern, 2017).

En la Figura 4, las isothermas de adsorción/desorción de N_2 arrojan diferentes comportamientos para cada muestra. Para HDL2 se observa una isoterma tipo IV caracterizada por un bucle de histéresis asociado con la presencia de mesoporosidad, causado por condensación capilar que limita la adsorción a altas presiones relativas, lo anterior indica que la ruta sintética de control de pH facilita la construcción de mesoporosidad por encima a la reportada por Bezerra *et al.* (2019). En las muestras SOD1 y SOD2 se presentan isothermas del tipo III relacionadas con una baja interacción adsorbato-adsorbente atribuida a materiales con baja porosidad o microporosidad.

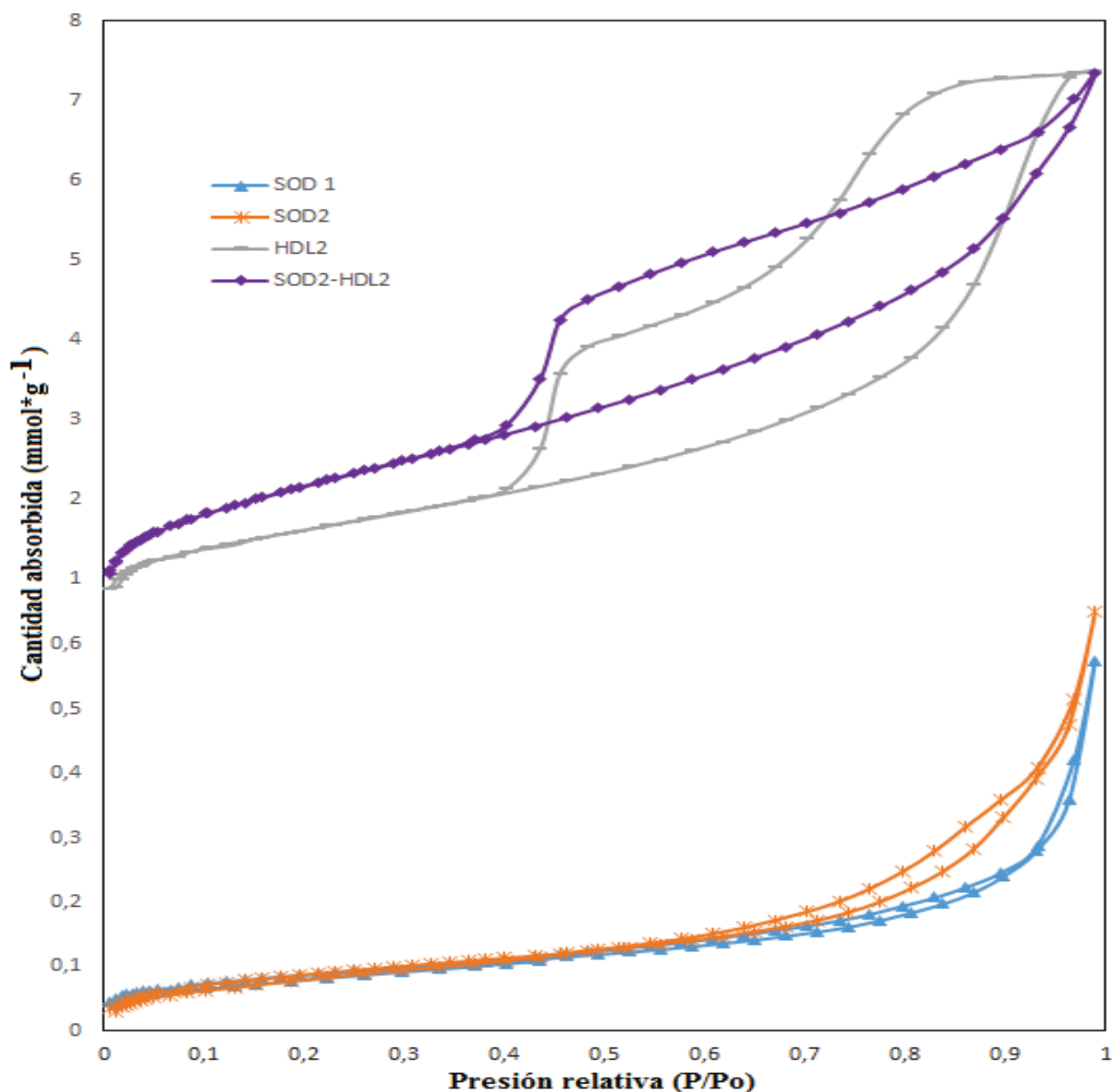


Figura 4. Isothermas de adsorción/desorción de N_2 de las muestras SOD1, SOD2, HDL2 y SOD2-HDL2.

Luego de las síntesis de los materiales para la obtención del material SOD2-HDL2, se observó que la curva de adsorción/desorción es de tipo IV y cambia su carácter de microporo a un carácter de material

mesoporoso asociado con el bucle de histéresis característico en estos casos; dichos resultados son comparables con los obtenidos por Bezerra *et al.* (2019) para una zeolita LTA con HDL Mg/Al igual a 3; esto permite concluir que para el caso de la sodalita, el recubrimiento de los materiales aumenta la porosidad de los mismos.

El análisis de los resultados obtenidos de las isotermas de adsorción/desorción arrojó los valores de área superficial BET, volumen de poro y tamaño de poro promedio, para los materiales sintetizados, los cuales se presentan en la Tabla 1. Los valores del tamaño de poro para todos los materiales se encuentran en el rango correspondiente a materiales mesoporosos, el cual es de 2 a 50 nm (Tian *et al.*, 2025). El tamaño promedio de poro para el HDL2 y del SOD2 es considerablemente mayor que el de los otros materiales, como se observa en la Tabla 1, lo cual se debe a que las fases cristalinas solas mantienen en mejor crecimiento del cristal.

Tabla 1. Propiedades texturales del poro de SOD1, SOD2, HDL2, y SOD2-HDL2

Muestra	S _{BET} (m ² g ⁻¹)	V (cm ³ g ⁻¹)	D(nm)
HDL2	127.99	0.242	7.57
SOD1	6.97	0.010	5.94
SOD2	7.25	0.014	8.07
SOD2-HDL2	175.33	0.219	5.00

El empleo de agentes amorfizantes —como el AlCl₃ para la obtención del sólido SOD2, al ser un ácido de Lewis— afecta los grupos hidroxilos, al causar defectos y alteraciones en la red porosa; llevar al

desplazamiento de sodio por el aluminio extrarred, y aumentar el tamaño de las esferas de hidratación, que provoca un incremento en los tamaños de poros. La muestra SOD2-HDL2 presenta un tamaño de poro promedio menor, lo cual puede deberse a que la estructura terciaria de la sodalita presenta núcleos microporosos que pueden interactuar con los núcleos del HDL de esta misma naturaleza, lo cual cubre de manera más amplia los granos del HDL y evita que la disponibilidad del poro sea observada (Contini, Jendrlin, Al-Ani, & Zholobenko, 2024).

Los materiales recubiertos presentan mayor volumen y tamaño de poro que zeolitas tipo LTA sintetizadas con diferentes cantidades de organosilanos como surfactantes (Lucena *et al.*, 2022). Los materiales sintetizados en este trabajo presentan mayor área superficial y volumen que en zeolitas LTA, HDL Mg/Al = 3, y en los materiales recubiertos reportados por Bezerra *et al.* (2019); esto muestra un avance en el área de investigación para generar materiales con potenciales en remoción y catálisis.

El área superficial BET aumenta después de los recubrimientos del HDL con la zeolita SOD2 con área superficial pequeña en comparación con zeolitas del tipo sodalita reportadas por Derkowski, Franus, Beran y Czímerová (2006), fenómeno que mejora al realizar el recubrimiento de la HDL sobre los cristales del aluminosilicato; mayor área superficial mejora de manera significativa la interacción con posibles sustratos en un proceso catalítico.

Como se observa en la Tabla 2, luego de mezclar los cuatro materiales anteriormente caracterizados con las soluciones de nitrato, sulfato y cloruro de cobre 0.02 M, todos los materiales presentan fijación del catión Cu^{2+} en el rango de 2.31 a 9.26 mmol Cu^{2+} por cada gramo de material. Para la zeolita sodalita (SOD1), la capacidad de remoción del

cación cobre desde una solución de nitrato es comparable con los reportados por Quintana *et al.* (2014); ello demuestra que la cavidad del tipo sodalita de las dos estructuras es la responsable de hospedar el catión.

Tabla 2. Porcentaje de iones Cu^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} y Cl^- fijados en los sólidos.

Muestra	Nitrato de cobre		Sulfato de Cobre		Cloruro de Cobre	
	* Cu^{2+}	* NO_3^-	* Cu^{2+}	* SO_4^{2-}	* Cu^{2+}	* Cl^-
SOD1	4.84 ± 0.02	12.20 ± 0.02	5.41 ± 0.01	0.00	5.83 ± 0.01	4.17 ± 0.01
SOD2	2.31 ± 0.01	13.21 ± 0.01	4.88 ± 0.02	3.20 ± 0.01	2.35 ± 0.01	3.60 ± 0.01
LDH2	4.30 ± 0.01	13.50 ± 0.02	6.06 ± 0.02	4.59 ± 0.02	4.31 ± 0.01	4.69 ± 0.01
SOD2- LDH2	7.28 ± 0.02	14.41 ± 0.02	9.10 ± 0.01	8.82 ± 0.02	9.26 ± 0.02	9.34 ± 0.02

La variación en el rango de remoción del Cu^{2+} se debe a que se demostró que el anión que acompaña el cobre influye en la remoción del catión de la solución problema; esto evidencia que tiene las siguientes tendencias $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$ para SOD1 y SOD2-HDL2, que son materiales más básicos que la sodalita amorfizada y el HDL, en donde el catión se remueve en mayor concentración para cuando procede del SO_4^{2-} seguido por el $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$, lo anterior se puede explicar por la diferencia de polarizabilidad de los aniones y que afecta el tamaño de las esferas de hidratación (Bergström, Lindgren, & Kristiansson, 1991).

Estos resultados demuestran que los materiales presentan una mayor remoción de Cu^{2+} que las resinas DOWEX 50W ($4.6 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$)

(Pehlivan & Altun, 2006), que el hidróxido doble laminar Mg/Al = 3 ($0.37 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$) y otros estudios que emplean nanopartículas de sulfato de mercaptoetanos (Bezerra *et al.*, 2019; Vicente-Martínez, Caravaca-Garratón, García-Onsurbe, & Soto-Meca, 2021), biomasa tratada como la piel de tubérculos y la combinación de especies marinas para biorremediación (Aman, Kazi, Sabri, & Bano, 2008; Panfili, Bartucca, Ballerini, & Del Buono, 2017).

Para la remoción de los aniones se logra evidenciar que la sodalita y el HDL sintetizados presentan capacidad de retención de sulfato, nitrato y cloruro (excepto SOD1, que no remueve sulfato), que se podría deber a que el sulfato presenta una esfera de hidratación más grande al poro de la zeolita (Bergström *et al.*, 1991). La capacidad de remoción es superior a las reportadas para una HDL de Mg/Al = 3 y una zeolita LTA en estado natural, en combinación o como material compuesto (Yuan *et al.*, 2018; Bezerra *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019b) lo que demuestra la mayor alcalinidad superficial del material realizado en este trabajo.

Por otro lado, los resultados del presente trabajo permiten demostrar que el recubrimiento de un tectosilicato básico con el HDL de baja relación molar Mg/Al presenta mayor capacidad de retención de aniones y cationes, fenómeno inverso al reportado para una zeolita LTA menos básica y un HDL de mayor relación molar Mg/Al; lo anterior se puede deber la precipitación de hidroxisales de cobre y sus aniones a nivel interno y superficial en las cajas y láminas de los materiales (Bezerra *et al.*, 2019).

Por otro lado, la remoción de moles de cationes y aniones en sales contaminantes por cada gramo de material recubierto es alta en comparación con los reportes para una HDL de cloro (2.01 mmol de Cr^{6+} por gramo) (Yue *et al.*, 2017); una hidrotalcita (0.58 mmol Cr^{6+} por

gramo) (Wang *et al.*, 2014); HDL Mg-Fe³⁺ (0,11 mmol Cr⁶⁺/g) (García-Sosa *et al.*, 2015); zeolitas modificadas (0.02 mmol Cr⁶⁺/g) (Salgado-Gómez, Macedo-Miranda, & Olguín, 2014), o para la inclusión de aniones y cationes como rodio, calcio y cobre en zeolitas sintéticas del tipo filipsita (López *et al.*, 2020).

Conclusiones

Se logró construir una ruta sintética para obtener la zeolita del tipo sodalita, el HDL y el tectosilicato recubierto con HDL a partir de materiales posconsumo, lo cual evidencia que los granos de sodalita del tipo paralelepípedo son recubiertos con láminas de HDL con coordinación de aluminio octaédrica y tetraédrica, con pequeñas deformaciones, isothermas tipo IV, un área superficial muy superior al característico para una sodalita, mesoporoso, y con capacidad de remoción de Cu²⁺ y los aniones cloruro, nitrato y sulfato en concentraciones de hasta 9.26 mmol*g⁻¹ para el catión y 9.34 mmol*g⁻¹, 8.82 mmol*g⁻¹ y 14.41 mmol*g⁻¹ de Cl⁻, SO₄²⁻ y NO₃⁻, respectivamente. Estos resultados resaltan el potencial de los materiales sintetizados para aplicaciones en procesos de remediación del agua e intercambio iónico.

Referencias

Aman, T., Kazi, A. A., Sabri, M. U., & Bano, Q. (2008). Potato peels as solid waste for the removal of heavy metal copper (II) from waste water/industrial effluent. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 63(1), 116-121. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2007.11.013>

- Bergström, P. A., Lindgren, J., & Kristiansson, O. (1991). An IR study of the hydration of perchlorate, nitrate, iodide, bromide, chloride and sulfate anions in aqueous solution. *The Journal of Physical Chemistry*, 95(22), 8575-8580. DOI: <https://doi.org/10.1021/j100175a031>
- Bernal, J. P., & Railsback, L. B. (2008). Introducción a la tabla periódica de los elementos y sus iones para ciencias de la tierra. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 25(2), 236-246.
- Bezerra, B. G. P., Bieseki, L., Da Silva, D. R., & Pergher, S. B. C. (2019). Development of a zeolite A/LDH composite for simultaneous cation and anion removal. *Materials*, 12(4), 661. DOI: <https://doi.org/10.3390/ma12040661>
- Cataldo, E., Salvi, L., Paoli, F., Fucile, M., Masciandaro, G., Manzi, D., Masini, C. M., & Mattii, G. B. (2021). Application of zeolites in agriculture and other potential uses: A review. *Agronomy*, 11(8), 1547. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11081547>
- Chung, J., Lee, J., Kim, J. K., Kim, M., Lee, K. S., Kim, S. J., Lee, M. H., & Yu, T. (2020). An analytical method to characterize the crystal structure of layered double hydroxides: Synthesis, characterization, and electrochemical studies of zinc-based LDH nanoplates. *Journal of Materials Chemistry A*, 8(17), 8692-8699. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0TA01774D>
- Contini, A., Jendrlin, M., Al-Ani, A., & Zholobenko, V. (2024). Structural and acidic properties of ion-exchanged mazzite. *Petroleum Chemistry*, 64(3), 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0965544123110099>

- Datt, A., Burns, E. A., Dhuna, N. A., & Larsen, S. C. (2013). Loading and release of 5-fluorouracil from HY zeolites with varying $\text{SiO}_2 / \text{Al}_2 \text{O}_3$ ratios. *Microporous and Mesoporous Materials*, 167, 182-187. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.09.011>
- Derkowski, A., Franus, W., Beran, E., & Czímerová, A. (2006). Properties and potential applications of zeolitic materials produced from fly ash using simple method of synthesis. *Powder Technology*, 166(1), 47-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2006.05.004>
- Di Bitetto, A., André, E., Carteret, C., Durand, P., & Kervern, G. (2017). Probing the dynamics of layered double hydroxides by solid-state ^{27}Al NMR spectroscopy. *The Journal of Physical Chemistry C*, 121(13), 7276-7281. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.6b13106>
- Forano, C., Hibino, T., Leroux, F., & Taviot-Guého, C. (2006). Layered double hydroxides. *Developments in Clay Science*, 1, 1021-1095. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1572-4352\(05\)01039-1](https://doi.org/10.1016/S1572-4352(05)01039-1)
- García-Sosa, I., Cabral-Prieto, A., Nava, N., Navarrete, J., Olguín, M. T., Escobar, L., López-Castañares, R., & Olea-Cardoso, O. (2015). Sorption of chromium (VI) by Mg/Fe hydrotalcite-type compounds. *Hyperfine Interactions*, 232, 67-75. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10751-014-1117-5>
- Guilherme, V. A., Cunha, V. R., De Paula, E., De Araujo, D. R., & Constantino, V. R. (2022). Anti-inflammatory and analgesic evaluation of a phytochemical intercalated into layered double hydroxide. *Pharmaceutics*, 14(5), 934. DOI: <https://doi.org/10.3390/pharmaceutics14050934>

- Hong, S. J., Ryu, J. Y., Lee, J. Y., Kim, C., Kim, S. J., & Kim, Y. (2004). Synthesis, structure and heterogeneous catalytic activities of Cu-containing polymeric compounds: Anion effect and comparison of homogeneous vs. heterogeneous catalytic activity. *Dalton Transactions*, 17, 2697-2701. DOI: <https://doi.org/10.1039/B406877G>
- Jagessar, R. C., & Sooknundun, L. (2011). Determination of nitrate anion in waste water from nine selected areas of coastal Guyana via a spectrophotometric method. *International Journal of Research and Reviews in Applied Sciences*, 7(2), 203-212.
- Ji, Y., Zhang, X., Gao, J., Zhao, S., Dou, Y., Xue, Y., & Chen, L. (2020). Efficiency and mechanisms of cadmium removal via core-shell zeolite/Zn-layer double hydroxides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 188, 109887. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109887>
- Kumari, S., Sharma, V., Soni, S., Sharma, A., Thakur, A., Kumar, S., Dhama, K., Sharma, A. K., & Bhatia, S. K. (2023). Layered double hydroxides and their tailored hybrids/composites: Progressive trends for delivery of natural/synthetic-drug/cosmetic biomolecules. *Environmental Research*, 231, 117171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117171>
- Lee, H., Wu, X., & Sun, L. (2020). Copper-based homogeneous and heterogeneous catalysts for electrochemical water oxidation. *Nanoscale*, 12(7), 4187-4218. DOI: <https://doi.org/10.1039/C9NR10437B>

- Li, H., Li, S., Guan, R., Jin, Z., Xiao, D., Guo, Y., & Li, P. (2024). Modulating the surface concentration and lifetime of active hydrogen in Cu-based layered double hydroxides for electrocatalytic nitrate reduction to ammonia. *ACS Catalysis*, 14(16), 12042-12050. DOI: <https://doi.org/10.1021/acscatal.4c03245>
- Liu, S., Lian, X., Yue, B., Xu, S., Wu, G., Chai, Y., Zhang, Y., & Li, L. (2024). Control of zeolite local polarity toward efficient xenon/krypton separation. *Journal of the American Chemical Society*, 146(12), 8335-8342. DOI: <https://doi.org/10.1021/jacs.3c13994>
- López, J. A., Toro, R. A., Romero-Bohórquez, A. R., Quintana, J. H., & Henao, J. A. (2020). Synthesis of zeolites P and evaluation of their activity as new and reusable heterogeneous catalysts in a three-component ABB'Povarov model reaction. *Universitas Scientiarum*, 25(3), 385-407. DOI: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC25-3.sozp>
- Lucena, S. M., De Oliveira, J. C. A., Vasconcelos-Gonçalves, D. V., Lucas, L. M., Moura, P. A., Gomes-Santiago, R. G., Azevedo, D., & Bastos-Neto, M. (2022). LTA zeolite characterization based on pore type distribution. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 61(5), 2268-2279. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.1c04897>
- Panfilì, I., Bartucca, M. L., Ballerini, E., & Del Buono, D. (2017). Combination of aquatic species and safeners improves the remediation of copper polluted water. *Science of the Total Environment*, 601, 1263-1270. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.003>

- Pehlivan, E., & Altun, T. (2006). The study of various parameters affecting the ion exchange of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , and Pb^{2+} from aqueous solution on Dowex 50W synthetic resin. *Journal of Hazardous Materials*, 134(1-3), 149-156. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.052>
- Quintana, J. H., Aparicio, A. P., Parra, L. K., Henao, J. A., & Ríos, C. A. (2014). Estudio de parámetros de síntesis de las estructuras zeolíticas Linde Tipo A (LTA) y Faujasita (FAU) X a partir de aluminio post-consumo y diatomita, para la remoción de metales pesados. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 38(148), 167-180. DOI: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.162>
- Salgado-Gómez, N., Macedo-Miranda, M. G., & Olguín, M. T. (2014). Chromium VI adsorption from sodium chromate and potassium dichromate aqueous systems by hexadecyltrimethylammonium-modified zeolite-rich tuff. *Applied Clay Science*, 95, 197-204. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.04.013>
- Szerement, J., Szatanik-Kloc, A., Jarosz, R., Bajda, T., & Mierzwa-Hersztek, M. (2021). Contemporary applications of natural and synthetic zeolites from fly ash in agriculture and environmental protection. *Journal of Cleaner Production*, 311, 127461. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127461>
- Teixeira, S. C. G., Mathias, L., & Canela, M. C. (2003). Recuperação de sílica-gel utilizando processos oxidativos avançados: Uma alternativa simples e de baixo custo. *Química Nova*, 26(6), 931-933. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422003000600025>

- Theiss, F. L., Couperthwaite, S. J., Ayoko, G. A., & Frost, R. L. (2014). A review of the removal of anions and oxyanions of the halogen elements from aqueous solution by layered double hydroxides. *Journal of Colloid and Interface Science*, 417, 356-368. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2013.11.040>
- Tian, K., Tan, D., Fu, X., Zhang, Y., Yao, D., Zhong, M., Chen, R., Dong, Y., & Liu, Y. (2025). Adsorption performance of 1,4-dioxane by MCM-22 and Beta zeolites and their bio-zeolite composite system in the presence of co-contaminants. *Separation and Purification Technology*, 354, 128752. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128752>
- Vicente-Martínez, Y., Caravaca-Garratón, M., García-Onsurbe, M. D. C., & Soto-Meca, A. (2021). Silver nanoparticles functionalized with sodium mercaptoethane sulfonate to remove copper from water by the formation of a micellar phase. *Separations*, 8(8), 108. DOI: <https://doi.org/10.3390/separations8080108>
- Wang, W., Zhou, J., Achari, G., Yu, J., & Cai, W. (2014). Cr(VI) removal from aqueous solutions by hydrothermal synthetic layered double hydroxides: Adsorption performance, coexisting anions and regeneration studies. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 457, 33-40. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2014.05.034>
- Weitkamp, J. (2000). Zeolites and catalysis. *Solid State Ionics*, 131(1-2), 175-188. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-2738\(00\)00632-9](https://doi.org/10.1016/S0167-2738(00)00632-9)

- Xie, Z. H., Zhou, H. Y., He, C. S., Pan, Z. C., Yao, G., & Lai, B. (2021). Synthesis, application and catalytic performance of layered double hydroxide based catalysts in advanced oxidation processes for wastewater decontamination: A review. *Chemical Engineering Journal*, 414, 128713. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.128713>
- Yamada, H., Watanabe, Y., Hashimoto, T., Tamura, K., Ikoma, T., Yokoyama, S., Tanaka, J., & Moriyoshi, Y. (2006). Synthesis and characterization of Linde A zeolite coated with a layered double hydroxide. *Journal of the European Ceramic Society*, 26(4-5), 463-467. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2005.07.018>
- Yang, Z. Z., Zhang, C., Zeng, G. M., Tan, X. F., Huang, D. L., Zhou, J. W., Fang, Q.-Z., Yang, K.-H., Wang H., Wei, J., & Nie, K. (2021). State-of-the-art progress in the rational design of layered double hydroxide based photocatalysts for photocatalytic and photoelectrochemical H_2/O_2 production. *Coordination Chemistry Reviews*, 446, 214103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2021.214103>
- Yuan, E. H., Han, R., Deng, J. Y., Zhou, W., & Zhou, A. (2024). Acceleration of zeolite crystallization: Current status, mechanisms, and perspectives. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 16(23), 29521-29546. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsami.4c01774>
- Yuan, Y., Zhang, X., Lei, Y., Jiang, Y., Xu, Z., Zhang, S., Gao, J., & Zhao, S. (2018). Nitrogen removal by modified zeolites coated with Zn-layered double hydroxides (Zn-LDHs) prepared at different molar ratios. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 87, 73-82. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2018.03.010>

- Yue, X., Liu, W., Chen, Z., & Lin, Z. (2017). Simultaneous removal of Cu(II) and Cr(VI) by Mg-Al-Cl layered double hydroxide and mechanism insight. *Journal of Environmental Sciences*, 53, 16-26. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.01.015>
- Zhang, Q., Li, J., Wang, X., He, G., Li, L., Xu, J., Mei, D., Terasaki, O., & Yu, J. (2023). Silanol-engineered nonclassical growth of zeolite nanosheets from oriented attachment of amorphous protozeolite nanoparticles. *Journal of the American Chemical Society*, 145(39), 21231-21241. DOI: <https://doi.org/10.1021/jacs.3c04031>
- Zhang, X., Gao, J., Lei, Y., Xu, Z., Xia, S., Jiang, Y., & Cheng, J. (2019a). Phosphorus removal and mechanisms by Zn-layered double hydroxide (Zn-LDHs)-modified zeolite substrates in a constructed rapid infiltration system. *RSC Advances*, 9(68), 39811-39823. DOI: <https://doi.org/10.1039/C9RA04826J>
- Zhang, X., Gao, J., Zhao, S., Lei, Y., Yuan, Y., He, C., Gao, C., & Deng, L. (2019b). Hexavalent chromium removal from aqueous solution by adsorption on modified zeolites coated with Mg-layered double hydroxides. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 32928-32941. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06410-5>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-04

Artículos

**Análisis experimental de la turbulencia y la erosión
local en una pila de puente de sección cuadrada en un
canal con una derivación a 90 grados**

**Experimental analysis of turbulence and local erosion in
a squares-section bridge pier in channel with a 90
degree derivation**

Camila Carrión¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-1217-0893>

Khaled Hamad-Mohamed², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9365-9602>

Joseph Sánchez-Balseca³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1741-3229>

Jorge Escobar-Ortiz⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3862-1657>

¹Facultad de Infraestructura, Hábitat y Creatividad, Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE), Ecuador, cinthyacamilacarrion@gmail.com

²Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, khaled.hamad@epn.edu.ec

³Facultad de Infraestructura, Hábitat y Creatividad, Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE), Ecuador, jsanchez450@puce.edu.ec

⁴Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, jorge.escobaro@epn.edu.ec

Autor para correspondencia: Khaled Hamad-Mohamed, khaled.hamad@epn.edu.ec

Resumen

Un adecuado análisis de la socavación, transporte y sedimentación de partículas permite mitigar los efectos de erosión sobre las estructuras construidas sobre un cauce hídrico, tal como ocurre con los puentes. La presente investigación utilizó un canal de bifurcación de 90 grados, a escala de laboratorio, de 0.60 m de ancho y profundidad, de 6 m de longitud para el canal principal y 2.2 m para el canal secundario. En el centro de la bifurcación del canal se instaló una pila de sección cuadrada de lado igual a 0.10 m y alto de 0.90 m. La profundidad del sedimento en el canal es de 0.20 m, que reposa sobre 0.10 m de grava. Se utilizó un medidor ultrasónico de efecto Doppler (ADV) para determinar las velocidades instantáneas. La pila incrementó considerablemente la socavación aguas arriba de la estructura, determinando una máxima socavación de -0.182 m. Además, se observó que la velocidad instantánea en la dirección del flujo U_x tiene valores máximos de 0.30 m/s cercanos a la velocidad media del flujo (0.33 m/s), lo que identifica cómo la pila alteró el patrón del flujo y creó zonas de alta turbulencia. Las velocidades turbulentas, en específico cerca del lecho del canal, llegan a tener picos de 0.10 m/s en U'_x . Aguas abajo, las tensiones de Reynolds, τ_{xx} , cercanas a la pila, fueron máximas, entre 0.02 y 0.04 (m/s)² para una altura de z

= 0.08 m y decrecen a valores inferiores a 0.015 (m/s)^2 para $z = 0.11 \text{ m}$, lo que indica que la presencia de la pila genera un aumento en el transporte de sedimentos y contribuye a procesos erosivos intensos en su alrededor. Cerca del lecho del canal ($z = 0.08 \text{ m}$), las escalas de longitud de Kolmogórov tuvieron valores reducidos entre 0.1 y 0.3 mm, lo que refleja la presencia de estructuras turbulentas de tamaño limitado y gran intensidad.

Palabras clave: socavación, erosión local, turbulencia, transporte de sedimentos, bifurcación, pilas de puente, ADV.

Abstract

An adequate analysis of scour, transport, and sedimentation of particles allows for the mitigation of erosion effects on structures built over a watercourse, as is the case with bridges. The present research utilized a 90-degree bifurcation channel, constructed at a laboratory scale, measuring 0.60 m in width and depth, with a main channel length of 6 m and a secondary channel length of 2.2 m. At the center of the channel bifurcation, a square-section pile measuring 0.10 m on each side and 0.90 m in height was installed. The sediment depth in the channel is 0.20 m, resting on 0.10 m of gravel. An Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) was employed to determine instantaneous velocities. The pile significantly increased the scour upstream of the structure, resulting in a maximum scour of -0.182 m. Additionally, it was observed that the instantaneous velocity in the flow direction U_x reached maximum values of 0.30 m/s, close to the mean flow velocity (0.33 m/s), indicating how the pile altered the flow pattern, creating zones of high turbulence. Turbulent velocities, specifically near the channel bed, peaked at 0.10 m/s in U'_x . Downstream,

the Reynolds stresses τ_{xx} near the pile were maximal, ranging from 0.02 to 0.04 (m/s)² at a height of $z = 0.08$ m, then decreasing to values below 0.015 (m/s)² for $z = 0.11$ m, indicating that the presence of the pile generates an increase in sediment transport and contributes to intense erosional processes in its vicinity. Near the channel bed ($z = 0.08$ m), the Kolmogorov length scales were reduced to values between 0.1 and 0.3 mm, reflecting the presence of turbulent structures with limited size and high intensity.

Keywords: Scour, local erosion, turbulence, sediment transport, bifurcation, bridge piers, ADV.

Recibido: 27/02/2025

Aceptado: 23/04/2025

Publicado *ahead of print*: 28/05/2025

Versión final: 01/01/2026

Introducción

Los puentes son elementos esenciales en la infraestructura de un país, que reflejan el desarrollo urbano y la situación económica de la región (Abu-Dabous & Feroz, 2020). Un puente es una estructura susceptible al desgaste debido a varios elementos resultantes de la intervención de los fenómenos naturales (Cusba-Morales, 2011). Por consiguiente, es esencial considerar en el diseño de puentes las potenciales amenazas a las que pueden estar expuestos, a fin de optimizar su durabilidad y prolongar su vida útil (Monleón, 2017). Desde el punto de vista hidráulico, la principal problemática radica en los procesos de socavación en las pilas,

que ocurren al no tener en cuenta la interacción entre el cauce del río, los sedimentos y la estructura (Farroñan-Inoñan, 2022). La socavación en torno a pilas de puentes se ha establecido como un factor determinante causante de colapso, pues representa un 46 % de todas las fallas identificadas en los puentes que han sufrido colapso en Ecuador desde el año 2000 hasta el 2022 (Marín-Guzmán & Maldonado-Noboa, 2022).

Durante el fenómeno de socavación, el material en el fondo del río y en las cercanías de las pilas es erosionado debido a los cambios bruscos en la velocidad del agua (Tapia, Molina, Pérez, & Torres, 2012; Barros & Echeverría, 2020; Torres, 2019). La presencia de la pila altera el equilibrio en el transporte de sedimentos en el cauce aluvial, siendo dicha alteración especialmente notable alrededor de la estructura (Fernández-Nualart, 2004; Bateman-Pinzón & Martín-Vide, 2011). Esto generalmente provoca un proceso de socavación del lecho, donde se generan remolinos, conocidos como vórtices de herradura, que ocurre como resultado del aumento en la velocidad del flujo (Rodríguez-Beltrán, 2007; Gallardo, 2019; Álvarez-Mejía, 2022). Asimismo, debido a la presencia de la pila se generan vórtices en la superficie, producidos por la interacción con la lámina de agua y la estructura. En pilas cilíndricas, el desprendimiento periódico del flujo da lugar al vórtice de Von Kármán, caracterizado por una fila de remolinos aguas abajo de la pila (Barros & Echeverría, 2020).

En los últimos años, el análisis y la investigación de modelos físicos asociados con la erosión local alrededor de pilas de puentes han despertado un interés creciente (Guevara-Álvarez, 2021; Cañas-Ramos, 2018; Rivera-Soler, Daza-Ramírez, & Torres, 2022). Para la medición de la velocidad del flujo, de forma tradicional se ha utilizado un instrumento mecánico llamado molinete. Este dispositivo determina el comportamiento de las partículas líquidas a partir del número de giros de

su hélice, lo cual permite conocer la velocidad del agua (Burgos-Flores, 2017). No obstante, su uso se encuentra limitado para canales abiertos con profundidades mínimas y velocidades relativamente bajas (Tapia *et al.*, 2012).

En contraste, en estudios experimentales es común el uso del velocímetro Doppler acústico, también conocido como ADV, un equipo que permite medir el flujo tridimensional utilizando la información captada por los sensores que se encuentran equipados en el dispositivo, además funciona bien con fluidos que contienen material particulado en suspensión (Voulgaris & Trowbridge, 1998). Debido a la tecnología acústica Doppler, el ADV proporciona mediciones precisas de velocidades instantáneas; ello lo convierte en una herramienta fundamental para investigaciones en hidráulica (Barros & Echeverría, 2020).

En los estudios de la erosión local, los canales con bifurcación representan un escenario de especial interés debido a la complejidad del flujo en la zona de derivación y a la formación de patrones de turbulencia que incrementa el proceso erosivo alrededor de una estructura hidráulica, como lo son las pilas de puentes. El caudal que se conduce a través de la bifurcación es dividido en dos o más partes: una parte sigue el curso en dirección al flujo inicial, la segunda parte se conduce a través de un canal secundario (Muriel, 2023). En un canal que presenta bifurcaciones, usualmente los sedimentos se desplazan hacia el canal secundario producto de la derivación. Este comportamiento de partículas sólidas en un canal con bifurcación genera un transporte de sedimentos desigual y se observa una acumulación en la entrada de la derivación.

El efecto Bulle se conoce así debido a la investigación realizada por Henri Bulle en 1926, donde documenta la distribución de los sedimentos en canales con derivaciones o bifurcaciones (Bulle, 1926). Bulle observó

que las velocidades del flujo cerca de la entrada de las derivaciones eran relativamente bajas, lo cual facilitaba el desvío de las partículas hacia el canal secundario (Muriel, 2023).

El desvío del flujo se atribuye a la presencia de un gradiente de presión lateral ubicado en el ingreso de la derivación, que condiciona la dirección del movimiento del agua. Además, se ve afectado el flujo aguas abajo y contribuye a la formación de depósitos que requieren mantenimiento periódico para evitar obstrucciones o pérdida de capacidad en los canales (Muriel, 2023).

La interacción del flujo en estas estructuras genera patrones complejos de turbulencia, al igual que variaciones importantes en el transporte de sedimentos. Por esta razón, el presente artículo pretende analizar de modo experimental la erosión local y la turbulencia en un canal con bifurcación a 90 grados, que tiene una pila de puente de sección cuadrada. La investigación se centra en identificar la erosión local, medir las velocidades instantáneas del flujo mediante un velocímetro Doppler acústico (ADV) y calcular los parámetros clave de turbulencia, como las tensiones de Reynolds, energía cinética turbulenta, escalas de Kolmogórov e intensidades turbulentas. Esta investigación se desarrolló en un modelo de laboratorio, en el Centro de Investigaciones y Estudios en Recursos Hídricos (CIERHI) de la Escuela Politécnica Nacional (EPN), en Quito-Ecuador. Esta ciudad está en las coordenadas geográficas de latitud 0.1807° S y longitud 78.4678° O. Debido a la localización en la zona ecuatorial, en esta ciudad se presenta una estabilidad térmica documentada en la Tercera Comunicación Nacional del Ecuador sobre Cambio Climático (Ministerio del Ambiente, 2017), lo que proporciona condiciones controladas en estudios experimentales de laboratorio.

Materiales y métodos

Materiales

Descripción del canal de bifurcación a 90 grados

El canal principal mide 6 m de largo y cuenta con una sección destinada a la recolección de sedimentos de 1.36 m. Por otra parte, el canal secundario, que corresponde a la bifurcación de 90 grados, tiene una longitud de 2.2 m y una sección de recolección de sedimentos de 1.26 m. Ambos canales poseen una profundidad y un ancho de 0.6 m. La vista en planta y lateral del canal de bifurcación se muestra en la Figura 1. En la Figura 1 (b) se destacan los puntos de referencia para las mediciones, con el origen de coordenadas (0, 0, 0) marcado en color rosado para el uso del velocímetro acústico Doppler (ADV), y en color verde el punto inicial para el levantamiento batimétrico.

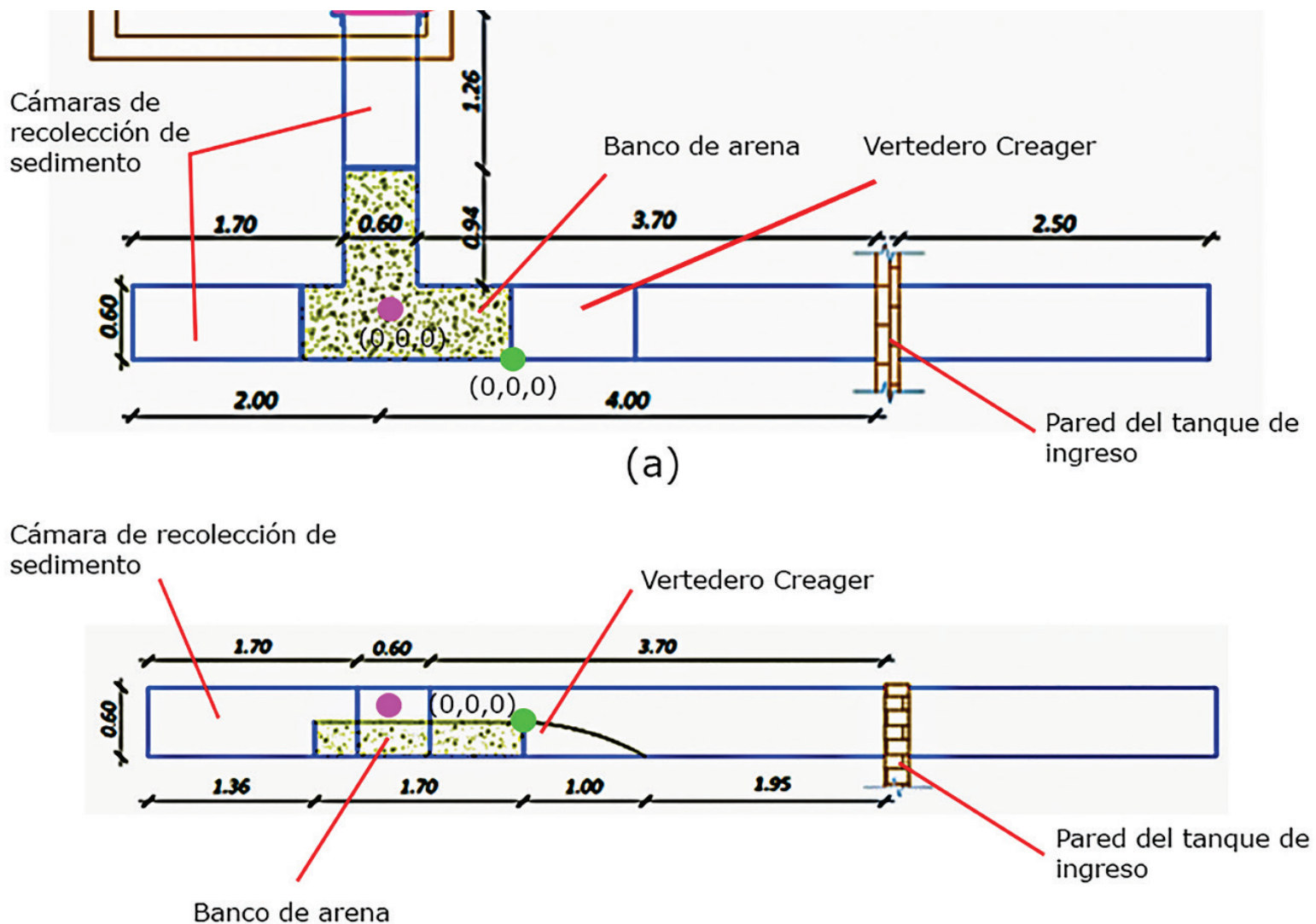


Figura 1. (a) Vista en planta y (b) vista lateral del canal con bifurcación a 90°.

El laboratorio cuenta con un sistema de recirculación y bombeo, que transporta el agua hacia el tanque de ingreso. A partir de este tanque, el agua fluye hacia el canal principal y pasa por un vertedero Creager invertido, que se puede observar en la Figura 2, para garantizar la estabilización del flujo y que el agua pueda llegar de forma horizontal al banco de arena.

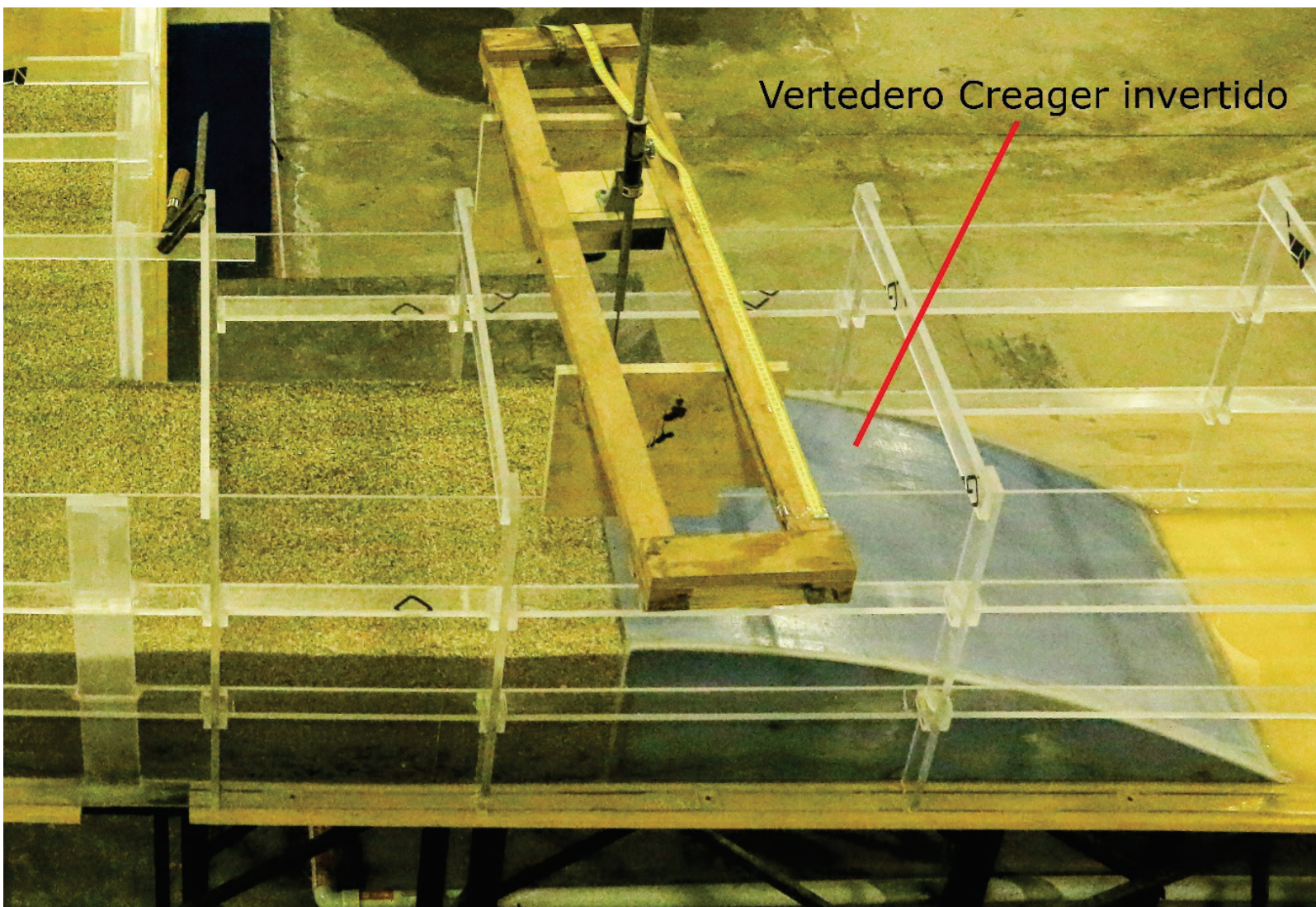


Figura 2. Vertedero Creager invertido.

En la salida del canal de bifurcación se encuentra la compuerta de regulación del calado. En el tanque de descarga se ubica un vertedero que, junto con los limnímetros, permite determinar el caudal en el modelo, lo que se evidencia en la Figura 3.



Figura 3. Instalaciones del tanque de aforo del CIERHI.

Características de la pila cuadrada instalada en el canal de bifurcación a 90 grados

La pila instalada en el canal de bifurcación presenta una resistencia a la compresión de 210 kg/cm^2 , valor representativo de las pilas de puentes convencionales. Su superficie es rugosa, lo que contribuye a reproducir condiciones más realistas de interacción flujo-estructura, y sus esquinas son completamente rectas, manteniendo una geometría definida que facilita el análisis del patrón de flujo. Para la determinación de sus dimensiones se consideró que el ancho debía estar dentro del rango del 10 al 30 % del ancho del canal, lo cual permite garantizar estabilidad estructural sin generar una obstrucción excesiva al flujo; mientras que la altura debía ser, como mínimo, el 90 % de la profundidad del canal, a fin de asegurar que la estructura sobresaliera por encima del nivel de calado (Barros & Echeverría, 2020), tal como se muestra en la Figura 4. Las medidas seleccionadas para la pila cuadrada son de:

- Lado (b): 10 cm.
- Altura (h): 90 cm.



Figura 4. Dimensiones de la pila.

Medidor de velocidades instantáneas (ADV)

Para las mediciones de las velocidades instantáneas se utilizó un ADV modelo FlowTracker2 de la marca SonTek, como se observa en Figura 5, un dispositivo portátil que utiliza tecnología Doppler acústica para medir la velocidad instantánea del agua. Tiene la capacidad de medir las velocidades en un rango de 0.001 a 4.0 m/s. El volumen de muestreo se ubica a 10 cm de la punta de la sonda, con un diámetro de 6 mm, lo que garantiza mediciones precisas y localizadas.

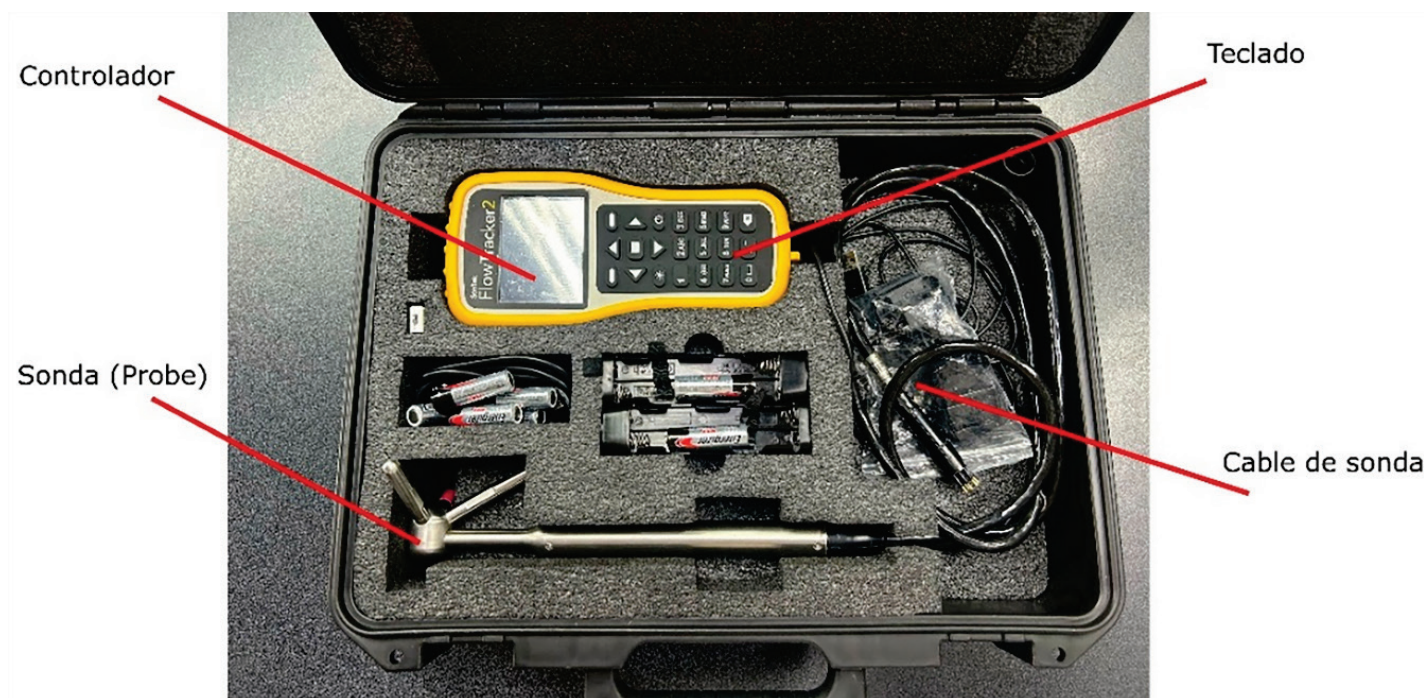


Figura 5. Componentes del dispositivo ADV.

La frecuencia de muestreo fue de 10 Hz y el tiempo de registro en cada punto de análisis fue de 5 minutos. Además, se controló la relación señal/ruido (SNR), que debe ser mayor que 4 dB para tener una operación confiable. Durante el muestreo, el SNR se mantuvo en 10 dB, el cual es el valor recomendado para garantizar la fiabilidad de los datos obtenidos. Asimismo, este aparato tiene una precisión de $\pm 1\%$ del valor medio o ± 0.002 m/s (SonTek, 2018), todas estas características se consideraron en la recolección de las velocidades instantáneas para minimizar posibles errores asociados con el aparato.

Cabe destacar que se llevaron a cabo pruebas preexperimentales con el objetivo de verificar la calidad de las señales registradas y asegurar la ausencia de interferencia en la medición.

Caracterización del sedimento

Los diámetros característicos del sedimento utilizado en el estudio se encuentran representados en la Tabla 1. Estos valores permitieron calcular el coeficiente de uniformidad con el D_{10} y el D_{60} , cuyo valor es de 1.49. Dicho resultado indica que el material tiene una granulometría uniforme, adecuada para el estudio.

Tabla 1. Diámetros característicos del sedimento.

Diámetro x (x = % de material que pasa)	Tamaño del diámetro de la muestra (mm)
D_{10}	0.75
D_{16}	0.85
D_{50}	1.06
D_{60}	1.12
D_{84}	1.4
D_{90}	1.52

Metodología

La metodología usada en el presente trabajo de investigación siguió el algoritmo mostrado en la Figura 6, que puede resumirse en la secuencia metodológica desarrollada: 1) preparación del sedimento y ubicación de la pila; 2) determinación del caudal dentro del sistema; 3) establecimiento de las condiciones de flujo de entrada; 4) inicio de movimiento; 5) medición de velocidades instantáneas en el modelo hidráulico considerando el sistema de referencia; 6) análisis de turbulencia, y 7) recolección de datos para la batimetría.

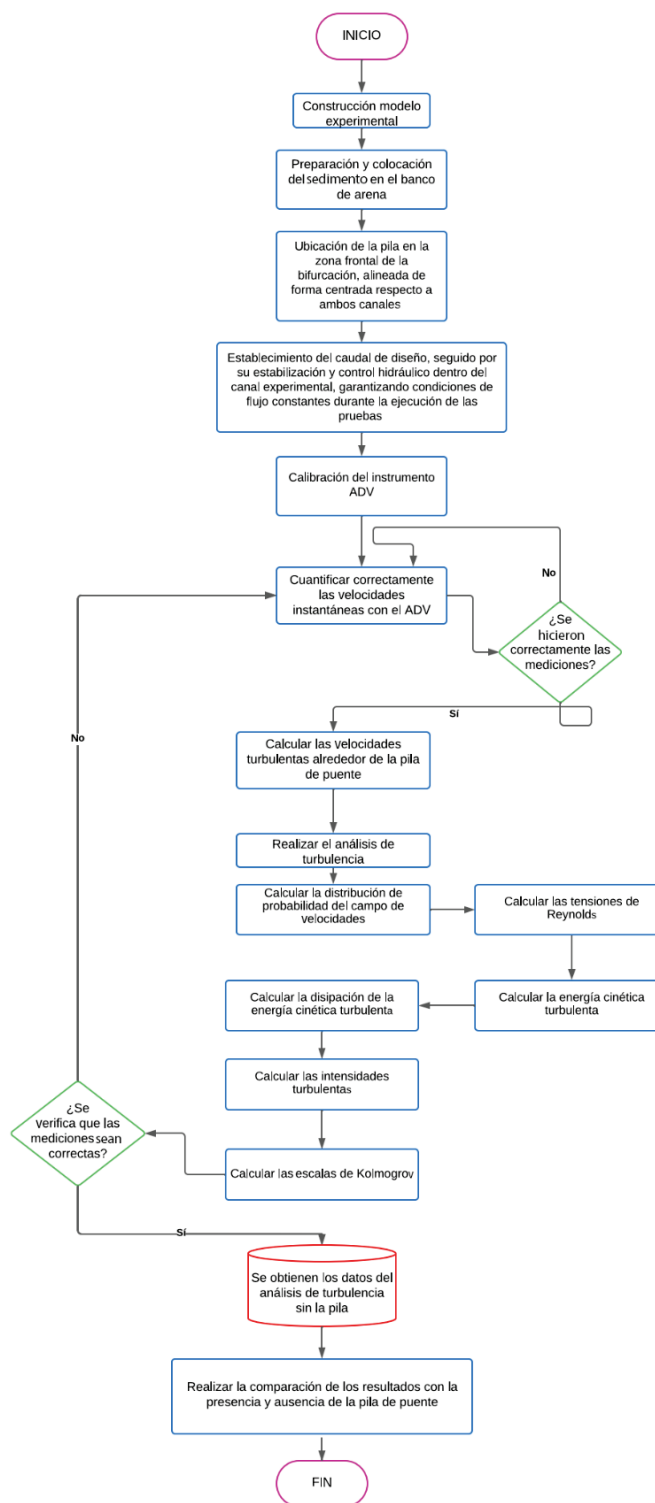


Figura 6. Algoritmo de la metodología utilizada en la investigación.

Preparación del sedimento y ubicación de la pila

Para preparar el lecho del canal, se coloca una capa de grava o piedra de 10 cm de espesor en el fondo, con el fin de generar una rugosidad sólida. Sobre esta capa se deposita arena hasta alcanzar una altura total de 20 cm, de manera que, sumadas ambas capas, se iguale la altura del vertedero Creager invertido (30 cm), como se muestra en la Figura 7 (a). En la zona destinada a la instalación de la pila cuadrada se retira cuidadosamente el material para evitar la mezcla de las capas. Una vez despejada el área, se coloca la pila centrada entre el canal de entrada y el canal de bifurcación. Por último, se nivela la superficie de arena, asegurando una compactación uniforme para evitar desplazamientos del sedimento durante el ensayo, como se muestra en la Figura 7 (b).

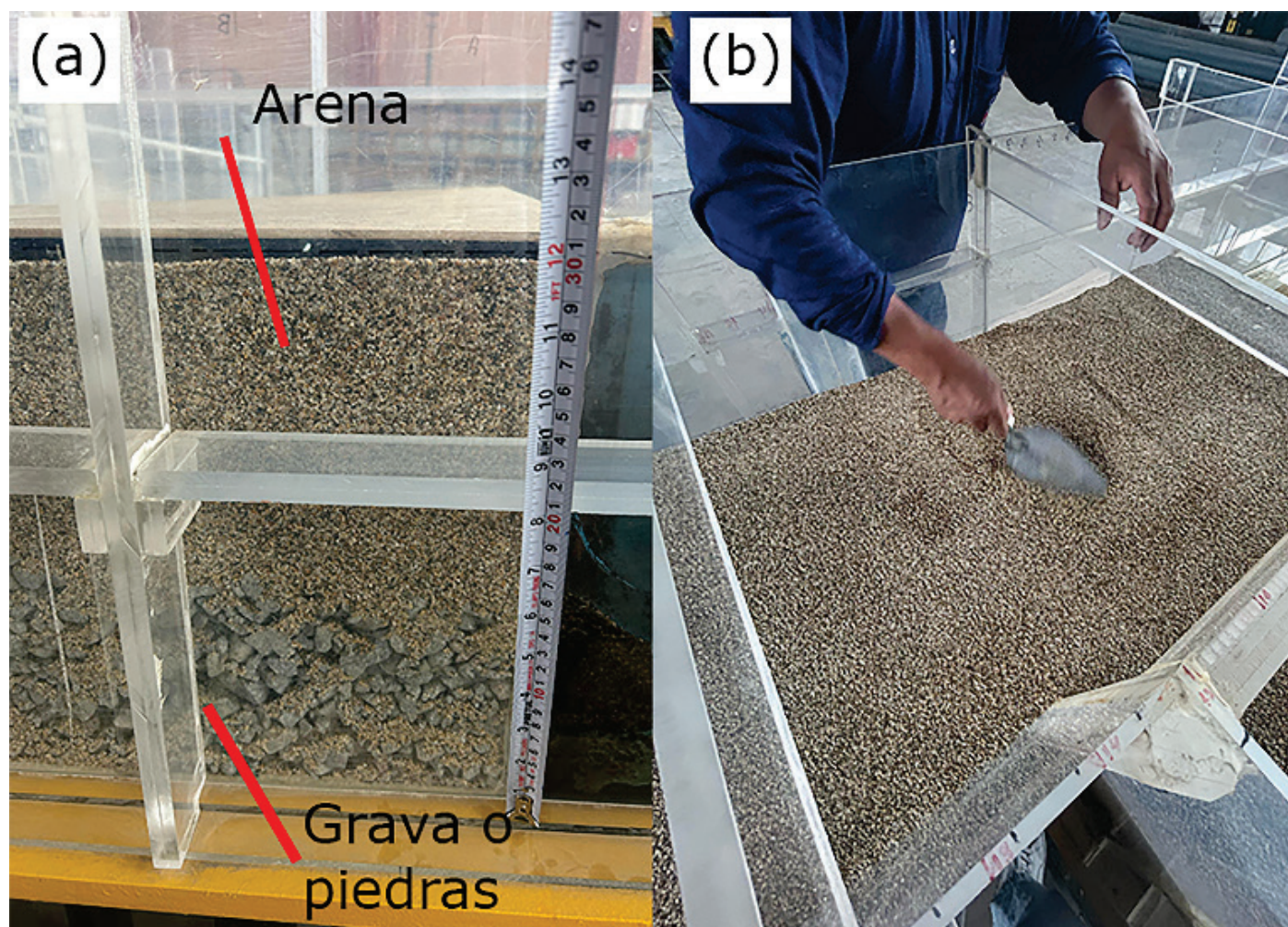


Figura 7. (a) Configuración de arena y grava en la zona de sedimentos, y (b) proceso de compactación y nivelación de la arena.

La pila se ubicó en la zona frontal de la bifurcación, alineada de forma centrada respecto a ambos canales. Luego se procedió a la remoción cuidadosa del sedimento en el área de instalación, a fin de evitar la mezcla entre capas. Una vez despejada la superficie, la pila se colocó en su posición, y se verificó su alineación y nivelación.

Caudal dentro del sistema

El caudal en el canal de bifurcación se determina mediante el aforo en un vertedero trapezoidal de pared delgada ubicado en la salida. La fórmula calibrada para este modelo experimental es:

$$Q = 1.5705 (H_i - H_0)^{1.3305} \quad (1)$$

Donde:

Q = caudal estimado con el vertedero trapezoidal de pared delgada (l/s)

H_i = nivel de la superficie libre del agua (cm)

H_0 = nivel del paramento del vertedero (cm)

Para determinar el nivel del paramento del vertedero se utiliza la lectura registrada en los limnómetros cuando el nivel del agua en el tanque de aforo alcanza la altura de la cresta del vertedero bajo condiciones de flujo estables y sin perturbaciones, como se muestra en la Figura 8. Para identificar los limnómetros (izquierdo y derecho) se observa desde aguas abajo del canal, lo cual permite asociar correctamente el valor de la altura H_0 y saber que caudal se encuentra dentro del sistema; con lo que se obtienen los siguientes valores para un caudal de 40 l/s:

H_0 izquierdo = 31.49 cm.

H_0 derecho = 22.51 cm.



Figura 8. Estructura de control: vertedero trapezoidal.

Condiciones del flujo de entrada

Para establecer las condiciones del flujo de entrada óptimas para la ejecución del experimento se realizaron varios experimentos preliminares, con el objetivo de verificar el adecuado funcionamiento del ADV y la correcta medición de las velocidades instantáneas, lo que permitió comparar diferentes configuraciones experimentales.

Para la velocidad media del flujo para las condiciones de entrada se determinó a partir de mediciones específicas realizadas en diferentes ubicaciones del canal utilizando el Velocímetro acústico Doppler (ADV). En cada uno de estos puntos se registraron las tres componentes de la velocidad instantánea, a partir de las cuales se calculó la velocidad media. Para finalmente realizar un promedio de las velocidades medias y obtener un resultado de 0.33 m/s , como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Condiciones del flujo de entrada del modelo experimental de investigación.

Parámetro	Simbología	Valor	Unidad
Caudal del flujo	Q	0.04	m ³ /s
Ancho del canal	b	0.60	m
Calado	d	0.20	m
Radio hidráulico	Rh	0.12	m
Peso específico del agua	γ	1	T/m ³
Peso específico del sedimento	γ_s	2.65	T/m ³
Velocidad media del flujo	V	0.33	m/s
Pendiente del canal	S	0.1	%

Inicio del movimiento

Una vez establecidas claramente las condiciones de contorno, se procede a realizar el cálculo del inicio de movimiento, que permite identificar los parámetros necesarios para generar el desplazamiento de las partículas que conforman el sedimento. Este procedimiento se realiza bajo condición de flujo con aguas claras, donde el movimiento de las partículas se le atribuye en específico a lo vórtices generados por la presencia de la pila, y o de forma directa a la fuerza de arrastre que tiene la corriente (Barros & Echeverría, 2020).

El inicio de movimiento da comienzo cuando los valores de la tensión del fondo (τ_o) y la tensión crítica (τ_{cr}) son iguales (Shields, 1936), a continuación se detallan los pasos necesarios para obtener esta condición.

Calcular el número de Reynolds del sedimento (Re^*)

$$Re^* = \frac{U^* \cdot D_{50}}{\nu} \quad (2)$$

Donde:

Re^* = número de Reynolds del sedimento

D_{50} = diámetro mediano de las partículas (m)

ν = viscosidad cinemática del agua (m^2/s)

U^* = velocidad de corte (m/s) se calcula de la siguiente manera:

$$U^* = \sqrt{g \cdot R_h \cdot S} \quad (3)$$

Donde:

g = gravedad ($9.8 m^2/s$)

R_h = radio hidráulico (m)

S = pendiente del fondo (m/m)

Cálculo de la ecuación ASCE

$$ASCE = \frac{D_{50}}{\nu} \cdot \sqrt{0.1 \cdot \left(\frac{\gamma_s}{\gamma} - 1 \right) \cdot g \cdot D_{50}} \quad (4)$$

Donde:

γ_s = peso específico del sedimento ($2.65 T^3/m$)

γ = peso específico del agua (1 T/m^3)

ν = viscosidad cinemática del agua ($\frac{1.14 \times 10^{-6} \text{ m}^2}{\text{s}}$)

Se debe encontrar el punto de intersección entre Re^* y el resultado de la ecuación ASCE, el cual es un parámetro en el diagrama de Shields, que se muestra en la Figura 9, para obtener τ^* y calcular τ_{cr} .

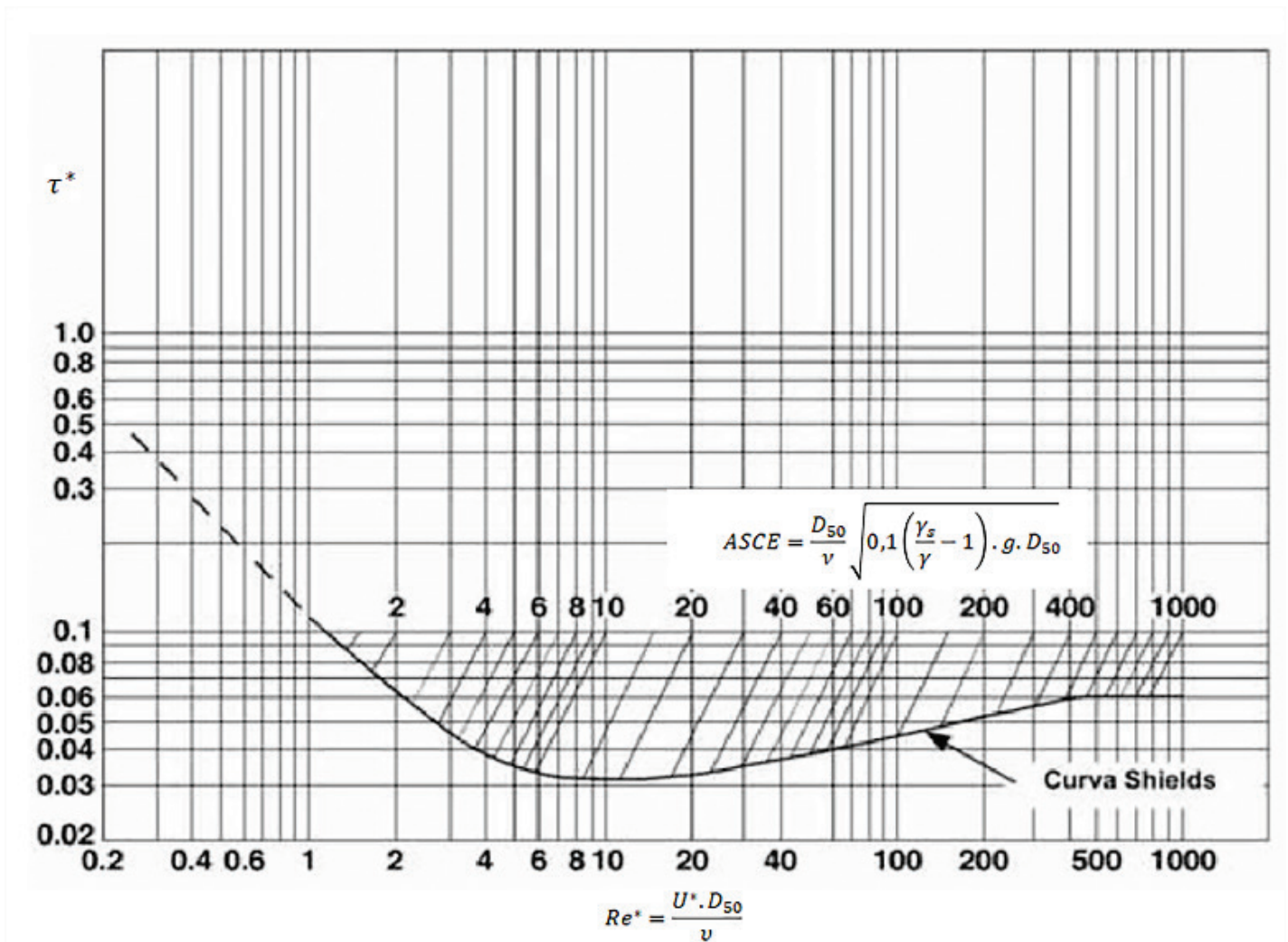


Figura 9. Diagrama de Shields (Rocha-Felices, 1998).

Cálculo de la tensión cortante del flujo

$$\tau_{cr} = \tau^* \cdot (\gamma_s - \gamma) \cdot D_{50} \quad (5)$$

Donde:

τ^* = parámetro del diagrama de Shields (adimensional)

Cálculo de la rugosidad de Manning

Para obtener la rugosidad de Manning se utiliza la siguiente ecuación (Posada, 1998), la cual se encuentra en función del D_{50} del sedimento. Cabe mencionar que se escogió esta ecuación de Strickler debido a que la arena utilizada es de origen industrial, por lo que fue provista con su respectiva granulometría, y esta ecuación permite tener una mejor aproximación de condiciones debido a que se utiliza el D_{50} y representa el tamaño medio de la partícula que forma todo el volumen de sedimento en el canal:

$$n = \frac{D_{50}^{\frac{1}{6}}}{21} \quad (6)$$

Donde:

D_{50} = tamaño de partícula donde el 50 % del material es más fino y el otro 50 % del material es más grueso (mm)

Cálculo de la pendiente motriz

$$S_f = \frac{n^2 \cdot Q^2}{A^2 \cdot R_h^{\frac{4}{3}}} \quad (7)$$

Donde:

Q = caudal que pasa por la sección (m^3/s)

A = área de la sección (m^2)

n = coeficiente de Manning

Cálculo de la tensión inicial del fondo

$$\tau_o = \gamma \cdot R_h \cdot S_f \quad (8)$$

Donde:

τ_o = tensión inicial del fondo (N^2/m)

Se realiza la relación entre la tensión crítica y la tensión del fondo:

$$\tau_{cr}/\tau_o \quad (9)$$

Para completar esta última sección se debe identificar cuál condición del flujo se está cumpliendo, tomando en consideración la Tabla 3, propuesta por Barros y Echeverría (2020).

Tabla 3. Condición del flujo.

τ_o/τ_{cr}	Condición del flujo
< 1	Debajo de la línea de inicio de movimiento (existe transporte de sedimentos)
$= 1$	En la línea de movimiento (la condición del inicio de transporte de sedimentos)
> 1	Sobre la línea de movimiento (no existe transporte de sedimentos)

Fuente: Barros y Echeverría (2020).

Medición de velocidades instantáneas en el modelo hidráulico considerando el sistema de referencia

Se generó una nube de puntos, entendida como un conjunto de coordenadas tridimensionales que representan la geometría del entorno y permiten cubrir el área cercana a la pila, al igual que realizar el estudio correspondiente de las velocidades instantáneas. Los ejes de referencia del canal se definieron tomando como origen el centro de la pila, como se puede identificar en la Figura 10.



Figura 10. Sistema de coordenadas.

Para la ubicación de los puntos de análisis se tomó en consideración la siguiente distribución en las tres dimensiones:

- Para la dirección en x , se estableció un intervalo de 5 cm, aguas arriba de la pila se decidió tomar 3 puntos y aguas abajo 5 puntos.

- En la dirección y , el intervalo es de 2 cm, tomando 3 puntos a cada lado de la pila.
- En la dirección z , para evitar interferencias en el equipo debido a la proximidad al fondo, se decidió no acercarse demasiado el ADV al sedimento. Esto se debe a que las partículas en suspensión podrían chocar con la sonda, generando mediciones incorrectas. Por esta razón, se estableció que el primer nivel de análisis (z) estaría a 8 cm por encima de la capa de sedimento. Finalmente, se trabajó con solo dos niveles, separados entre sí por una distancia de 3 cm.

En la Figura 11 se describe la ubicación de los puntos de medición alrededor de la pila en los ejes descritos anteriormente (x , y , z).

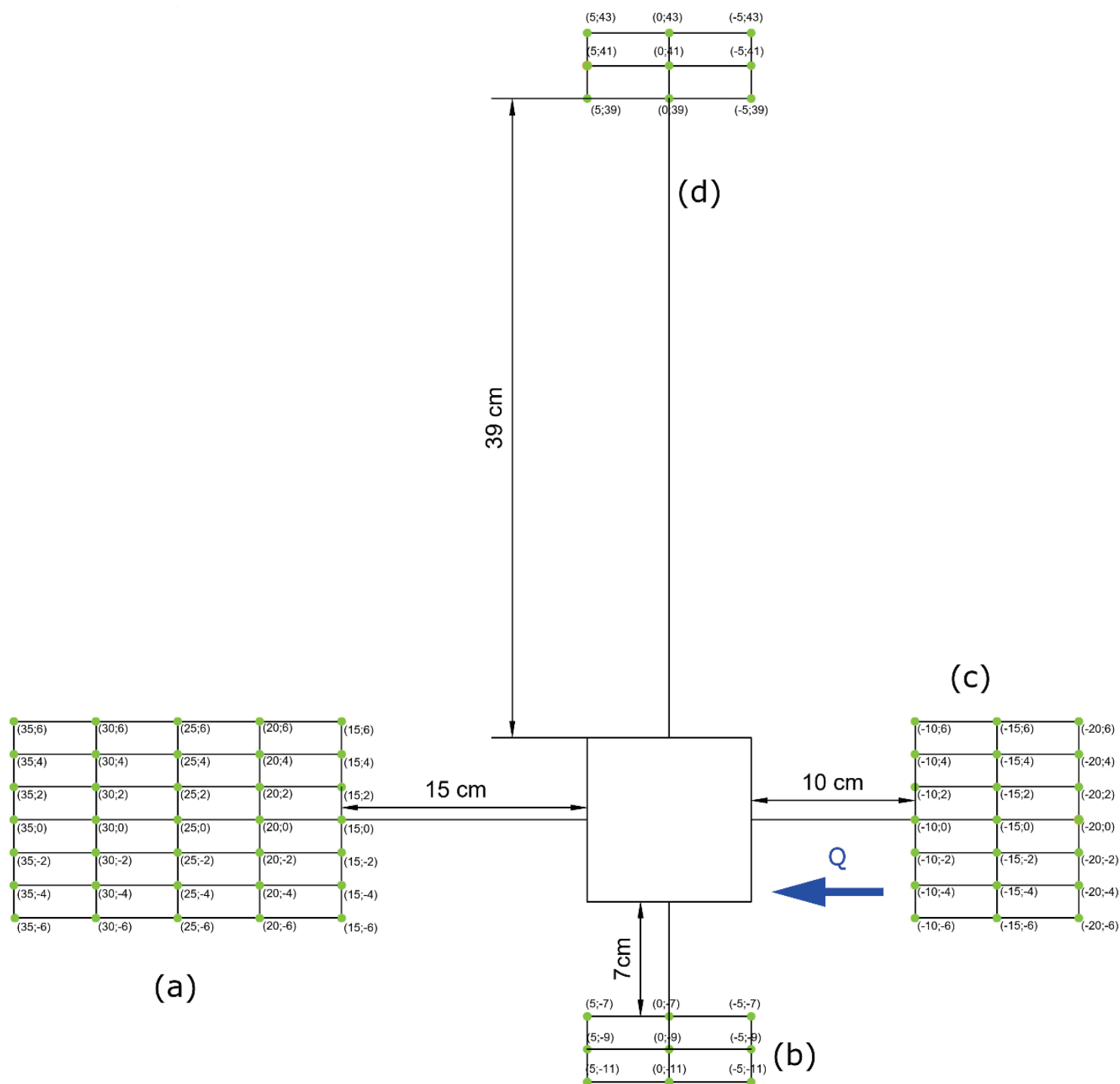


Figura 11. Ubicación de puntos para medición: (a) puntos aguas debajo de la pila; (b) puntos en y- de la pila; (c) puntos aguas arriba de la pila, y (d) puntos en y+ de la pila.

Cabe aclarar que el ADV se ubicó a una distancia de 39 centímetros de la cara de la pila en y (+), pues durante las mediciones se detectó una relación señal-ruido menor a 4 dB que impedía obtener datos precisos. Este problema surge cuando las partículas interfieren con la onda y generan registros incorrectos.

Una vez establecidos los puntos de análisis, las condiciones de contorno y determinado el umbral de inicio de movimiento, se procede a la recolección de las velocidades instantáneas medidas con el ADV; se recalca que el flujo no fue sembrado con sedimentos o partículas sólidas, sino que los únicos sedimentos fueron aquellos colocados alrededor de la pila de puente.

Análisis de turbulencia

El análisis de los parámetros de turbulencia se genera a partir de las ecuaciones desarrolladas por Navier-Stokes, que describen el comportamiento de un fluido newtoniano en tres dimensiones. Dichas ecuaciones se componen de derivadas parciales no lineales que integran la ley de viscosidad de Newton y el principio de conservación de la masa. (Hamad, 2015).

El método de cálculo de flujos turbulentos, conocido como modelo algebraico de tensión, o conocido también como ASM por sus siglas en inglés, se basa en identificar el movimiento promedio y las fluctuaciones asociadas dentro del flujo turbulento y se describe como la velocidad en un punto específico, donde los valores varían de forma caótica o desordenada alrededor de un valor medio:

$$\mathbf{u}' = \mathbf{U} - \mathbf{u} \quad (10)$$

Donde:

$\mathbf{u}'$ = velocidad fluctuante en las tres dimensiones (x, y, z) (m/s)

$\mathbf{U}$ = velocidad media en las tres dimensiones (x, y, z) (m/s)

$\mathbf{u}$ = velocidad instantánea en las tres dimensiones (x, y, z) registradas por el ADV (m/s)

A continuación se detallan todos los parámetros de turbulencia que se necesitan para realizar el análisis de turbulencia.

La probabilidad asociada con una variable aleatoria x suele describirse mediante una función de distribución de probabilidad. En este contexto, la probabilidad de que x se encuentre dentro de un intervalo (a, b), expresada como $P(a < x < b)$, está vinculada con la función de densidad de probabilidad correspondiente (Hamad, 2015):

$$P(a < x < b) = \int_a^b f(x) dx \quad (11)$$

El término $f(x) dx$ representa la probabilidad relativa de que x se encuentre en un rango de $x \rightarrow (x + dx)$, y al sumar las probabilidades relativas debe llegar a 1, por lo que la media de una distribución se representa como:

$$\mu = \int_{-\infty}^{\infty} xf(x) dx = |x| \quad (12)$$

La varianza describe cuánto se desvían las velocidades instantáneas u respecto al valor promedio μ . Matemáticamente, se define como:

$$\sigma^2 = \int_{-\infty}^{\infty} (x - \mu)^2 f(x) dx = |x^2| \quad (13)$$

La desviación estándar es un parámetro estadístico que dentro del análisis de turbulencia indica cuán intensas son las fluctuaciones turbulentas con respecto al valor promedio del flujo, se obtiene de la raíz cuadrada de la varianza. Además, permite evaluar la variabilidad de la muestra comparando con la media; se expresa como:

$$\sigma_x = \frac{|u'_x|^2}{|u'_x|} \quad (14)$$

$$\sigma_y = \frac{|u'_y|^2}{|u'_y|} \quad (15)$$

$$\sigma_z = \frac{|u'_z|^2}{|u'_z|} \quad (16)$$

El factor de simetría o Skewness está definido por el tercer momento estadístico de la distribución de la velocidad y es una medida que describe el grado de asimetría de la distribución de las fluctuaciones respecto a la media; asimismo, se identifica si se presenta un sesgo hacia valores más altos o bajos. Matemáticamente, se expresa como:

$$S = \int_{-\infty}^{\infty} \frac{x^3 f(x)}{\sigma^3} dx = \frac{|x^3|}{|x^2|^{\frac{3}{2}}} \quad (17)$$

$$S_x = \frac{\frac{|u'_x|^3}{|u'_x|^2}}{|u'_x|^{\frac{3}{2}}} \quad (18)$$

$$S_y = \frac{\frac{|u'_y|^3}{|u'_y|^2}}{|u'_y|^{\frac{3}{2}}} \quad (19)$$

$$S_z = \frac{\frac{|u'_z|^3}{|u'_z|^2}}{|u'_z|^{\frac{3}{2}}} \quad (20)$$

El factor de Kurtosis se define por el cuarto momento de la distribución de la velocidad, y mide los valores de las fluctuaciones de velocidad con referencia a la media. Matemáticamente, se calcula como:

$$\delta = \int_{-\infty}^{\infty} \frac{x^4 f(x)}{\sigma^4} dx = \frac{|x^4|}{|x^2|^2} \quad (21)$$

$$\delta_x = \frac{\frac{|u'_x|^4}{|u'_x|^2}}{|u'_x|^2} \quad (22)$$

$$\delta_y = \frac{\frac{|u'_y|^4}{|u'_y|^2}}{|u'_y|^2} \quad (23)$$

$$\delta_z = \frac{|u'_z|^4}{|u'_z|^2} \quad (24)$$

Las tensiones de Reynolds representan las fluctuaciones turbulentas que influyen en el transporte de cantidad de movimiento dentro del flujo. También reflejan las fuerzas relacionadas con la viscosidad que generan resistencia al movimiento. Estas tensiones se incorporan en las ecuaciones de Navier-Stokes cuando se analiza un flujo con velocidad media constante, mediante la descomposición de Reynolds, la cual separa los valores promedio de las fluctuaciones turbulentas.

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho U_i) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho U_i U_j) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left\{ -\rho \partial x_{ij} - \rho \langle u'_i u'_j \rangle + u \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) \right\} \quad (25)$$

Las tensiones de Reynolds se representan en la siguiente matriz:

$$\begin{bmatrix} \tau_{ii} & \tau_{ij} & \tau_{ik} \\ \tau_{ji} & \tau_{jj} & \tau_{jk} \\ \tau_{ki} & \tau_{kj} & \tau_{kk} \end{bmatrix} \quad (26)$$

La diagonal en la Ecuación (25) indica las tensiones normales al flujo y los otros valores son las tensiones tangenciales al flujo.

Por lo tanto, las tensiones normales del flujo quedan representadas matemáticamente como $\tau_{ii} = -\rho \cdot u'^2_i$; $\tau_{jj} = -\rho \cdot u'^2_j$; $\tau_{kk} = -\rho \cdot u'^2_k$.

Y las tensiones tangenciales al flujo quedan representadas matemáticamente como $\tau_{ij} = -\rho u'_i \cdot u'_j$; $\tau_{ik} = -\rho u'_i \cdot u'_k$; $\tau_{jk} = -\rho u'_j \cdot u'_k$.

La energía cinética turbulenta es importante porque describe la energía contenida en las fluctuaciones caóticas, y representa el límite de energía en la destrucción y formación de remolinos:

$$k = \frac{1}{2} \cdot (u_x'^2 + u_y'^2 + u_z'^2) \quad (27)$$

La energía cinética turbulenta ε representa la tasa de disipación de un vórtice turbulento, determinando la escala a la cual las fluctuaciones de velocidad son atenuadas y disipadas. Taylor (1935), mediante un estudio experimental, formuló la siguiente ecuación para determinar ε :

$$\varepsilon = 15\nu \cdot u_x'^2 \quad (28)$$

La relación entre la velocidad fluctuante y la velocidad media en un punto y un tiempo determinado describe cómo las fluctuaciones de velocidad se desvían respecto al valor promedio. Esta relación refleja la naturaleza caótica y variable del flujo turbulento. Existen tres tipos de intensidades turbulentas que se puede clasificar dependiendo el rango de porcentaje en el que se encuentren.

Según Barros y Echeverría (2020), la intensidad turbulenta se clasifica en tres niveles:

- Turbulencia alta: de 5 a 20 %
- Turbulencia media: de 1 a 15 %
- Turbulencia baja: < 1 %

$$TI_x = \frac{|u'_x|}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}} \cdot 100 \quad (29)$$

$$TI_y = \frac{|u'_y|}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}} \cdot 100 \quad (30)$$

$$TI_z = \frac{|u'_z|}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}} \cdot 100 \quad (31)$$

Donde:

TI_x = intensidad turbulenta en la dirección del flujo (%)

TI_y = intensidad turbulenta transversal (%)

TI_z = intensidad turbulenta vertical (%)

u'_x = velocidad turbulenta en la dirección del flujo (m/s)

u'_y = velocidad turbulenta transversal (m/s)

u'_z = velocidad turbulenta vertical (m/s)

u_x = velocidad instantánea en la dirección del flujo registrada por el ADV (m/s)

u_y = velocidad instantánea transversal registrada por el ADV (m/s)

u_z = Velocidad instantánea vertical registrada por el ADV (m/s)

Las escalas de Kolmogórov representan las dimensiones más pequeñas de un flujo turbulento, en donde la energía cinética del flujo es disipada por acción de la viscosidad. Estas escalas (longitud, velocidad y

tiempo) dependen solo de la viscosidad cinemática y la energía de disipación (Pope, 2000).

Escala de longitud (n_k):

$$n_k = \left(\frac{v^3}{\varepsilon} \right)^{\frac{1}{4}} \quad (32)$$

Donde:

ε = energía de disipación turbulenta que se calcula de la siguiente forma:

$$\varepsilon = 15 \cdot v \cdot u_x^2 \quad (33)$$

Escala de tiempo (U_n):

$$t_n = \left(\frac{v}{\varepsilon} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (34)$$

Escala de velocidad (u_n):

$$u_n = (v \cdot \varepsilon)^{\frac{1}{4}} \quad (35)$$

El número de Reynolds del flujo se obtiene utilizando la velocidad media previamente determinada, el radio hidráulico característico de la sección del canal y la viscosidad cinemática del agua. Esta formulación

permite caracterizar el régimen del flujo considerando tanto las propiedades geométricas del canal como las propiedades físicas del fluido:

$$Re = \frac{V \cdot R_h}{\nu} \quad (36)$$

Donde:

V = velocidad del fluido (m/s)

ν = viscosidad cinemática (m²/s)

R_h = radio hidráulico (m)

$$Re = \frac{u_n \cdot n_k}{\nu} \quad (37)$$

Recolección de datos para la batimetría

Para poder realizar la recolección de datos batimétricos, se estableció una malla de puntos con un intervalo de 4 cm. El procedimiento llevado a cabo fue el siguiente:

Se vació completamente el canal, como se observa en la Figura 12, y se esperó entre 1 y 2 días para que la arena se secara, facilitando así la recolección de datos.

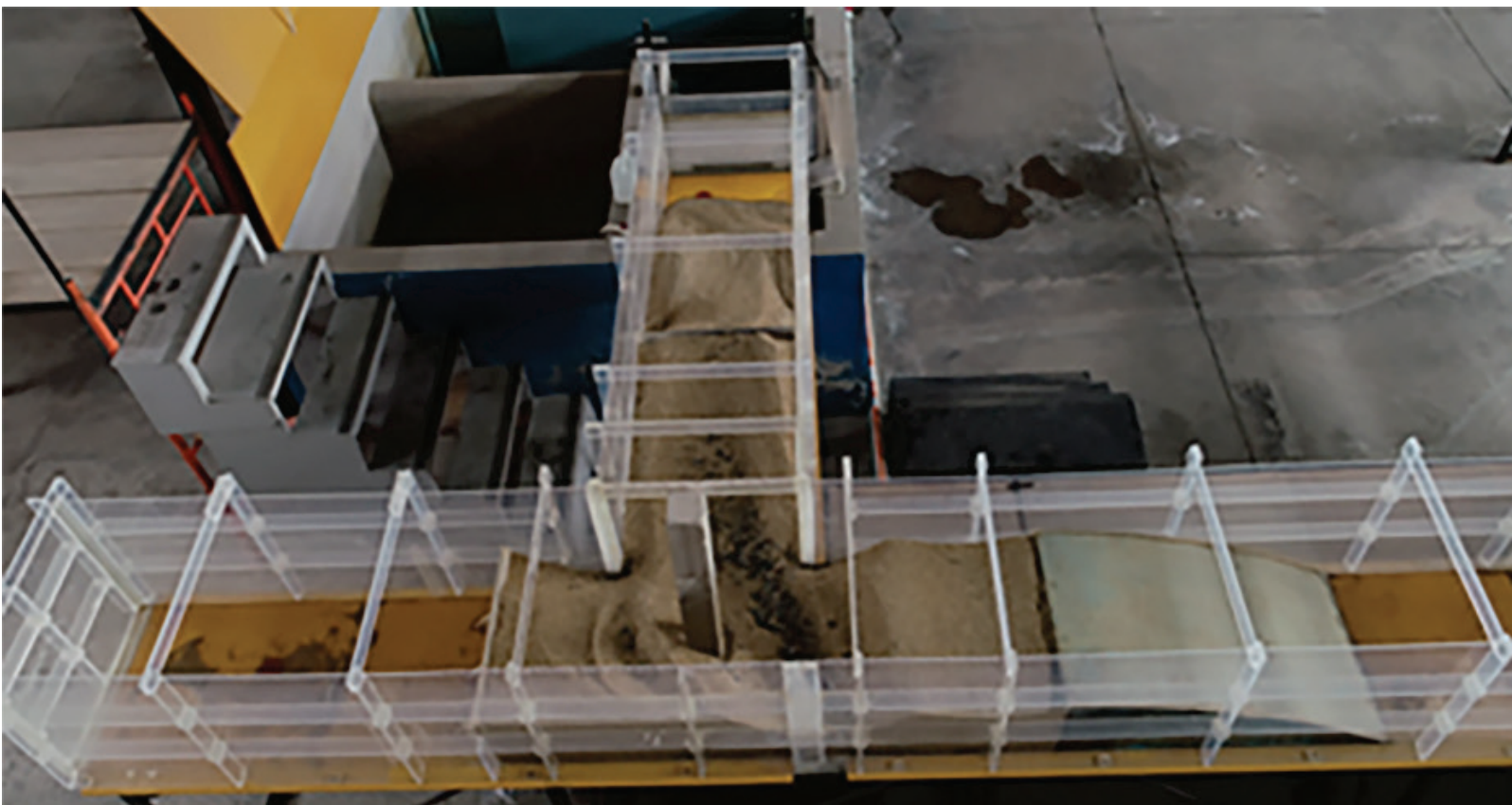


Figura 12. Canal de bifurcación completamente vaciado.

Diseño de la cuadrícula. Se generó la cuadrícula adecuada como se describe en la Figura 13, a fin de identificar cada punto de medición de manera precisa.

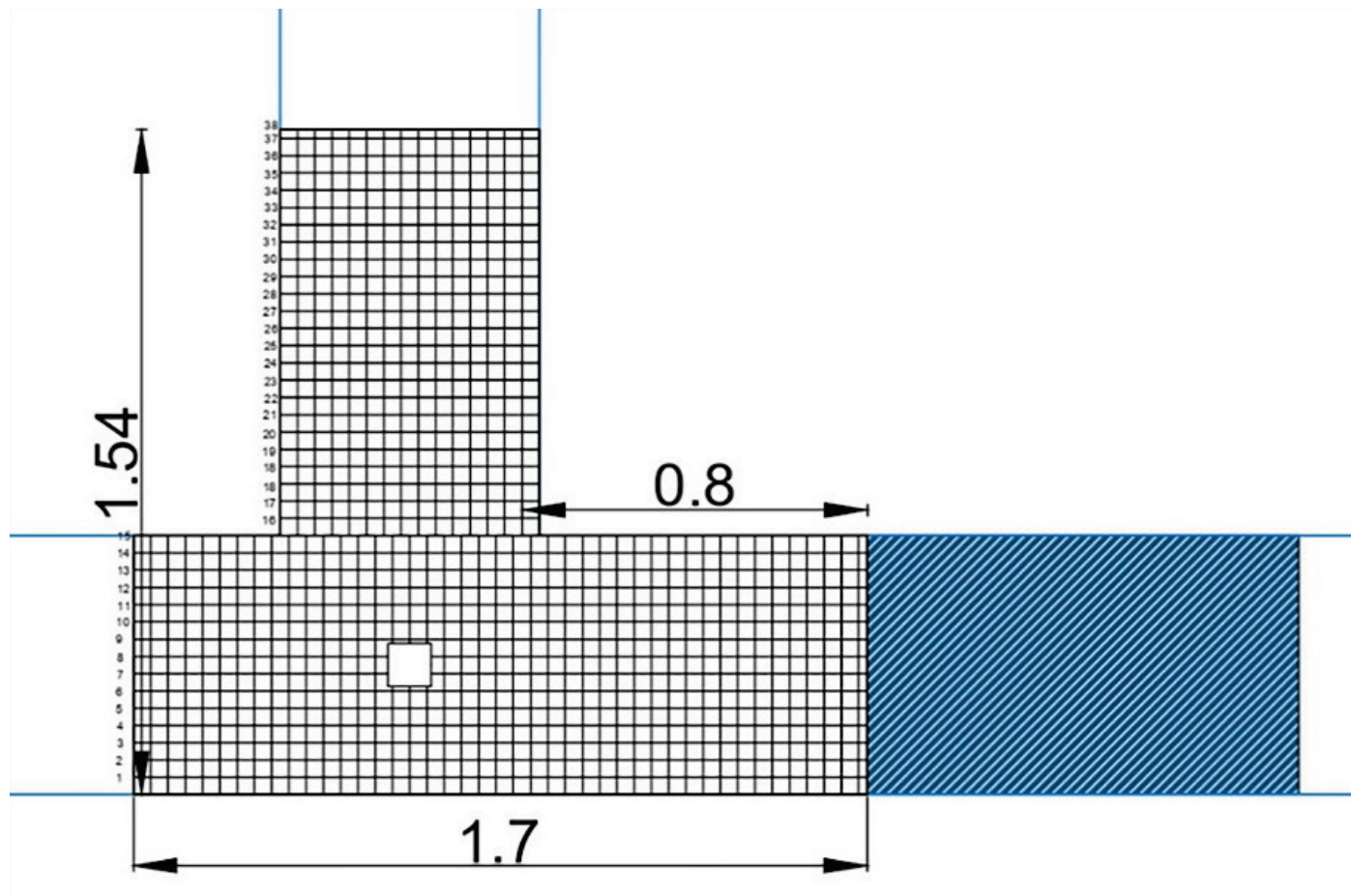


Figura 13. Cuadrícula dibujada en AutoCAD para toma de datos para la batimetría.

Trazado en el canal. Se trazó la cuadrícula en el canal de bifurcación, asegurando la correspondencia con la cuadrícula diseñada en AutoCAD para garantizar mayor precisión en la ubicación de los puntos, tal como se observa en la Figura 14.



Figura 14. Cuadrícula en campo con ayuda de piola.

Registro de datos. Los valores obtenidos se registraron con el propósito de procesarlos en *QGIS* y *Surfer*, y ver los resultados obtenidos del transporte de sedimentos.

Resultados

Velocidades instantáneas

Velocidades instantáneas en la dirección del flujo (U_x)

En la Figura 15(a) se puede identificar que las velocidades instantáneas U_x aumentan conforme la posición x se aleja aguas arriba de la pila. Los valores más altos de velocidad se presentan en las distancias más alejadas, que son $x = -15$ cm y $x = -20$ cm. En los extremos, las velocidades tienden a estabilizarse con menores variaciones entre los diferentes planos x . A medida que x aumenta, las velocidades crecen, especialmente en las zonas cercanas al centro de la pila, destacando un pico más definido en $x = 20$ cm y $x = 30$ cm. La Figura 15(b) muestra que las velocidades U_x son mayores conforme se alejan aguas arriba de la pila, como lo fue para $z = 11$ cm. En los extremos del canal, las velocidades tienden a estabilizarse y poseen valores similares, lo cual refleja una menor variación en estas zonas. Las posiciones más cercanas a la pila aguas arriba $x = -10$ cm, $x = -15$ cm presentan velocidades más uniformes y menores en comparación con los planos más alejados.

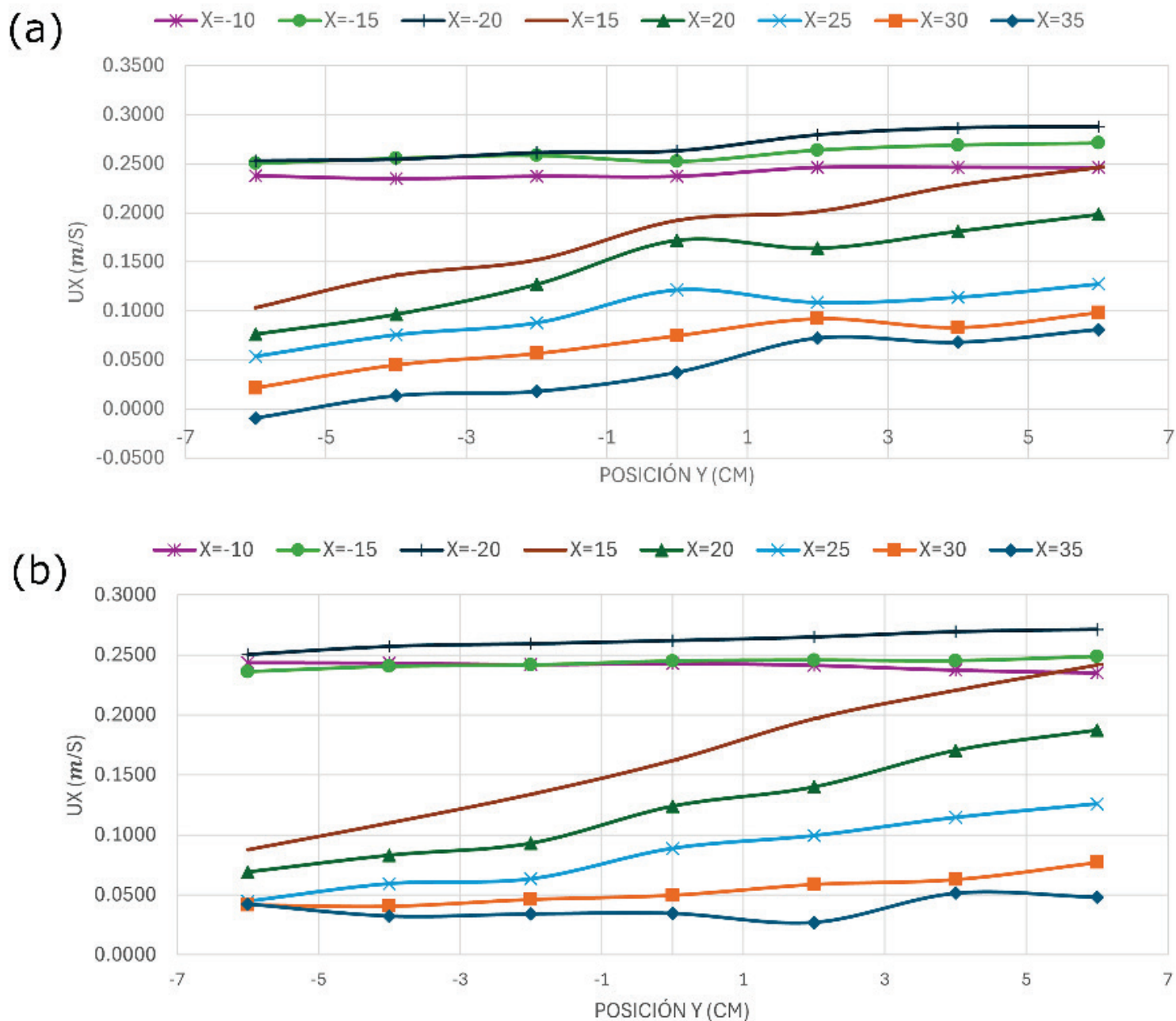


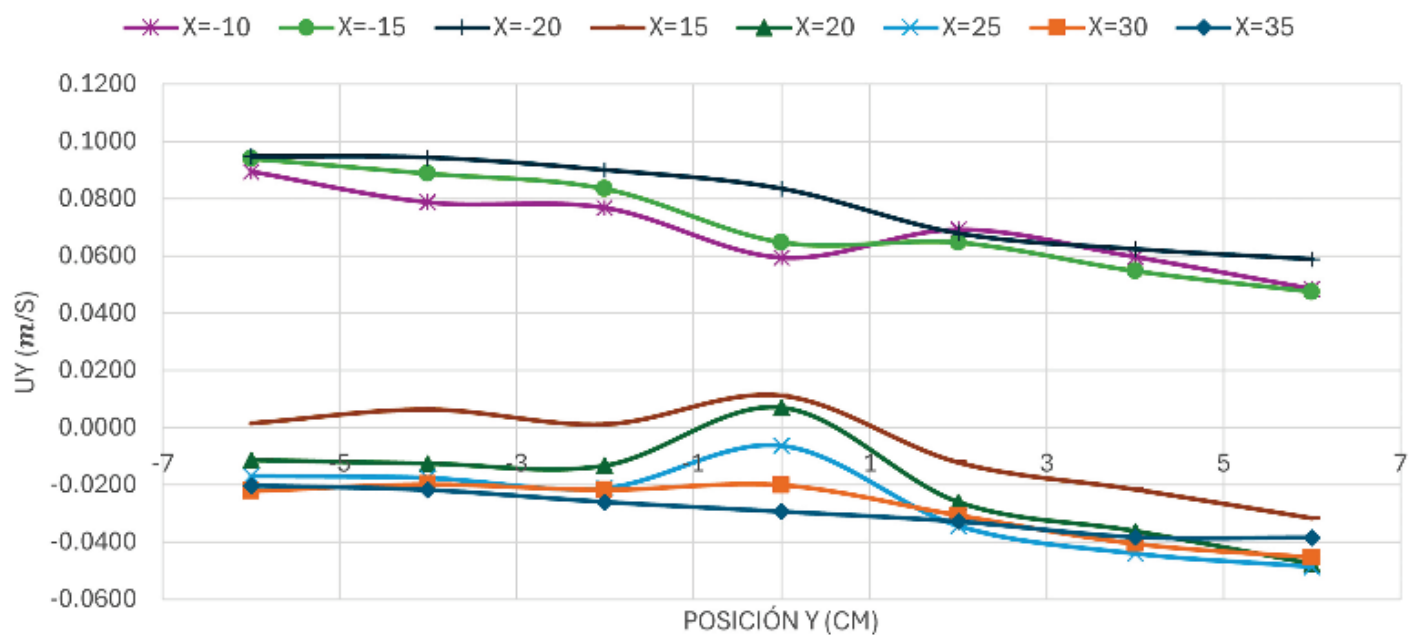
Figura 15. Velocidad instantánea en la dirección del flujo (U_x).

Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Velocidades instantáneas transversales (U_y)

En la Figura 16(a) se evidencia que para las zonas aguas arriba de la pila las velocidades son positivas y tienen una tendencia similar debido a que empiezan a decrecer y en $y = 6$ cm llegan a su punto de menor velocidad. Por otro lado, cuando se analizan las velocidades trasversales aguas abajo de la pila se evidencia que la mayoría tiene valores negativos y presenta un crecimiento importante en el centro de la pila para luego tener su valor mínimo en $y = 6$ cm. La Figura 16(b) representa las velocidades U_y , en donde se observa que para la zona aguas arriba de la pila se tienen valores positivos con una tendencia uniforme. Por otro lado, aguas debajo de la pila los valores tienden a ser negativos.

(a)



(b)

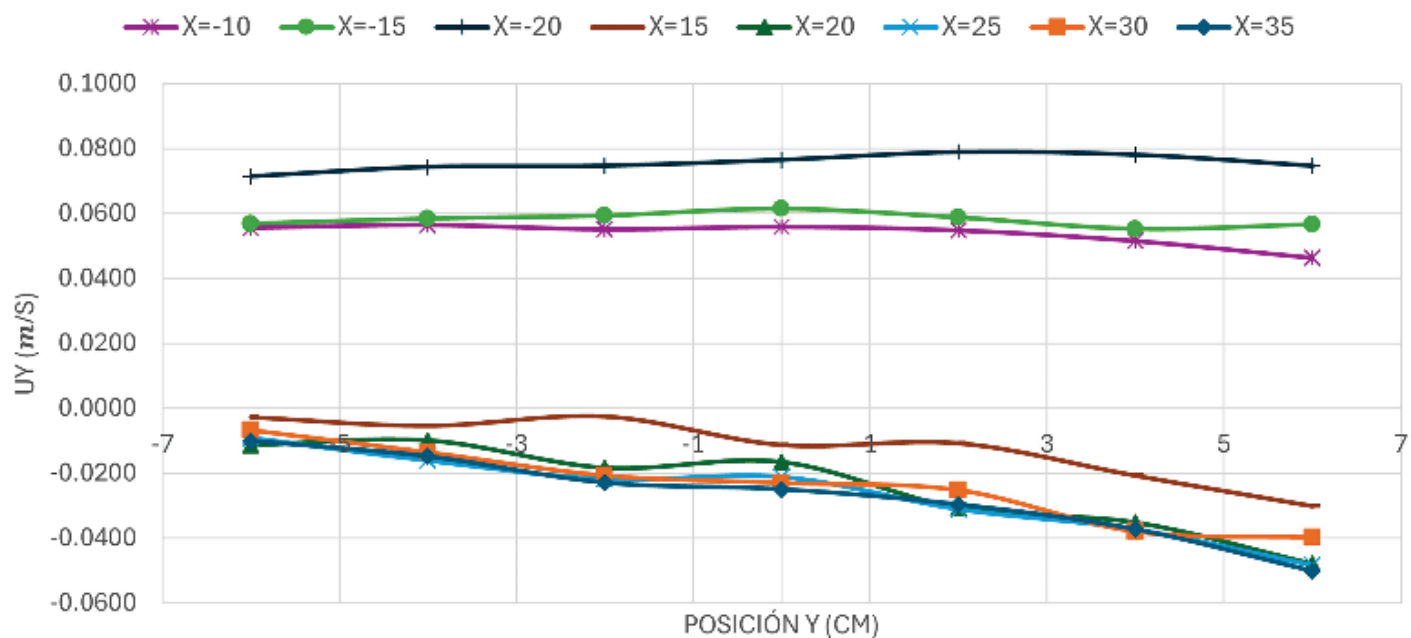


Figura 16. Velocidad instantánea transversal (U_y). Distribuciones en y :
(a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Velocidades instantáneas verticales (U_z)

En la Figura 17(a) se puede observar cómo las velocidades U_z se distribuyen a lo largo de la posición y ; se puede identificar que se tiene un incremento en todas las velocidades en el punto $y = 0$ cm, que luego decrece a valores negativos. Se verifica que $x = -10$ cm, $x = -15$ cm y $x = -20$ cm tienen una distribución más suave y siguen la misma tendencia las tres. Para $z = 11$ cm, se observa una distribución más uniforme conforme se cambia la posición en y , como se muestra en la Figura 17(b); cuando se tomaron los datos en la zona más alejada aguas arriba, los valores fueron negativos, pero luego descendieron hasta tener un valor similar en $x = 15$ cm.

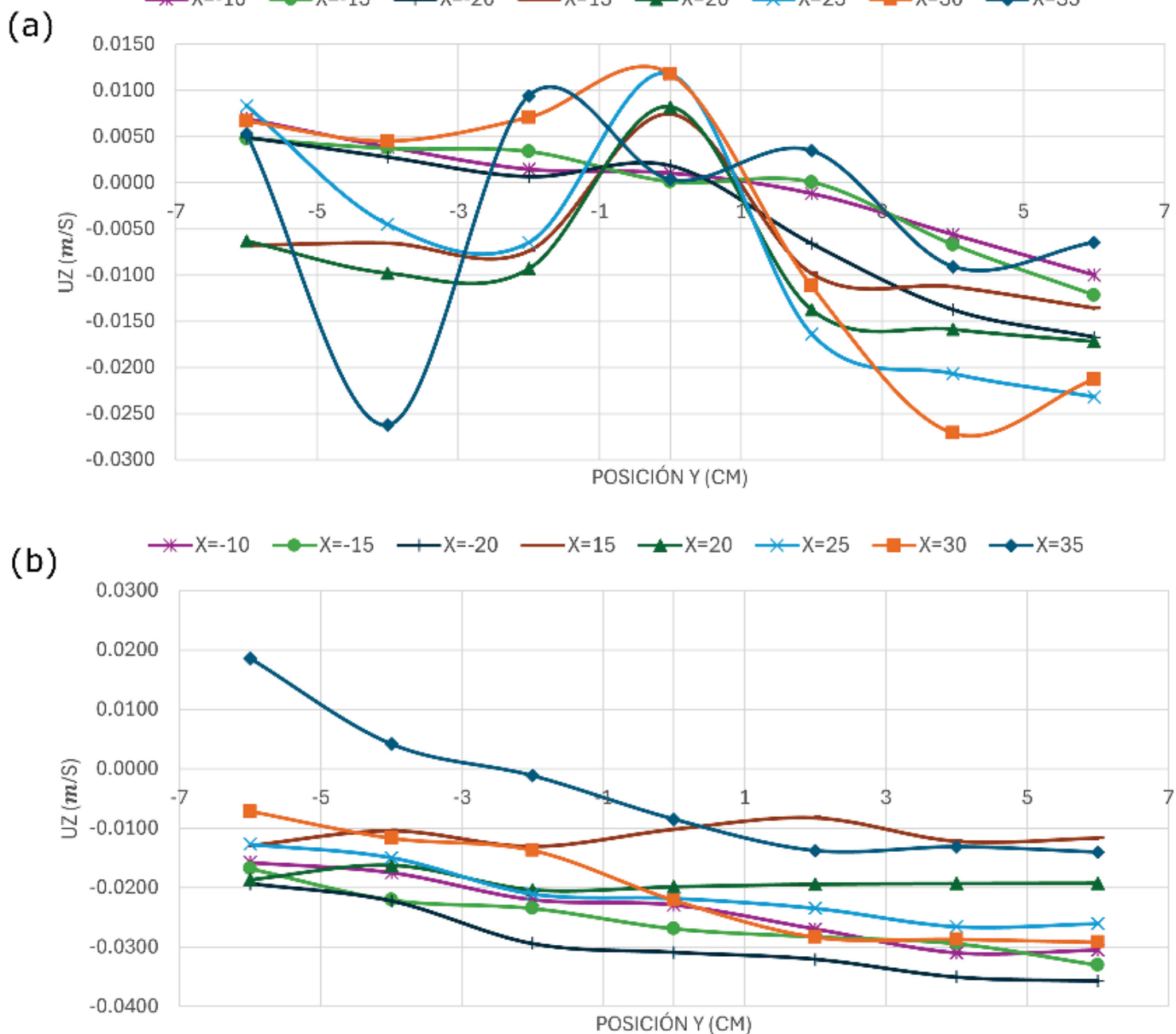


Figura 17. Velocidad instantánea vertical (U_z). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Velocidades turbulentas

Velocidades turbulentas en la dirección del flujo (U'_x)

En la Figura 18(a) se representan los valores de velocidades turbulentas para cada plano x y se puede identificar que las velocidades U'_x aumentan conforme la posición x se aleja aguas arriba de la pila. Los valores más altos de velocidad se presentan en las distancias más alejadas, que son $x = -15$ cm y $x = -20$ cm. En los extremos, las velocidades tienden a estabilizarse con menores variaciones entre los diferentes planos x . A medida que x aumenta, las velocidades crecen, especialmente en las zonas cercanas al centro de la pila, destacando un pico más definido en $x = 15$ cm y $x = 20$ cm. Como se puede identificar en la Figura 18(b), las velocidades U'_x mayores son aquellas ubicadas aguas arriba de la pila; por otro lado, aquellas velocidades tomadas atrás de la pila empiezan a disminuir mientras más se alejen en el plano x ; como se observa, el mayor valor es en $x = 35$ cm, también se advierte cómo las velocidades tomadas cerca de la cara de la pila aguas abajo tienden a estabilizarse.

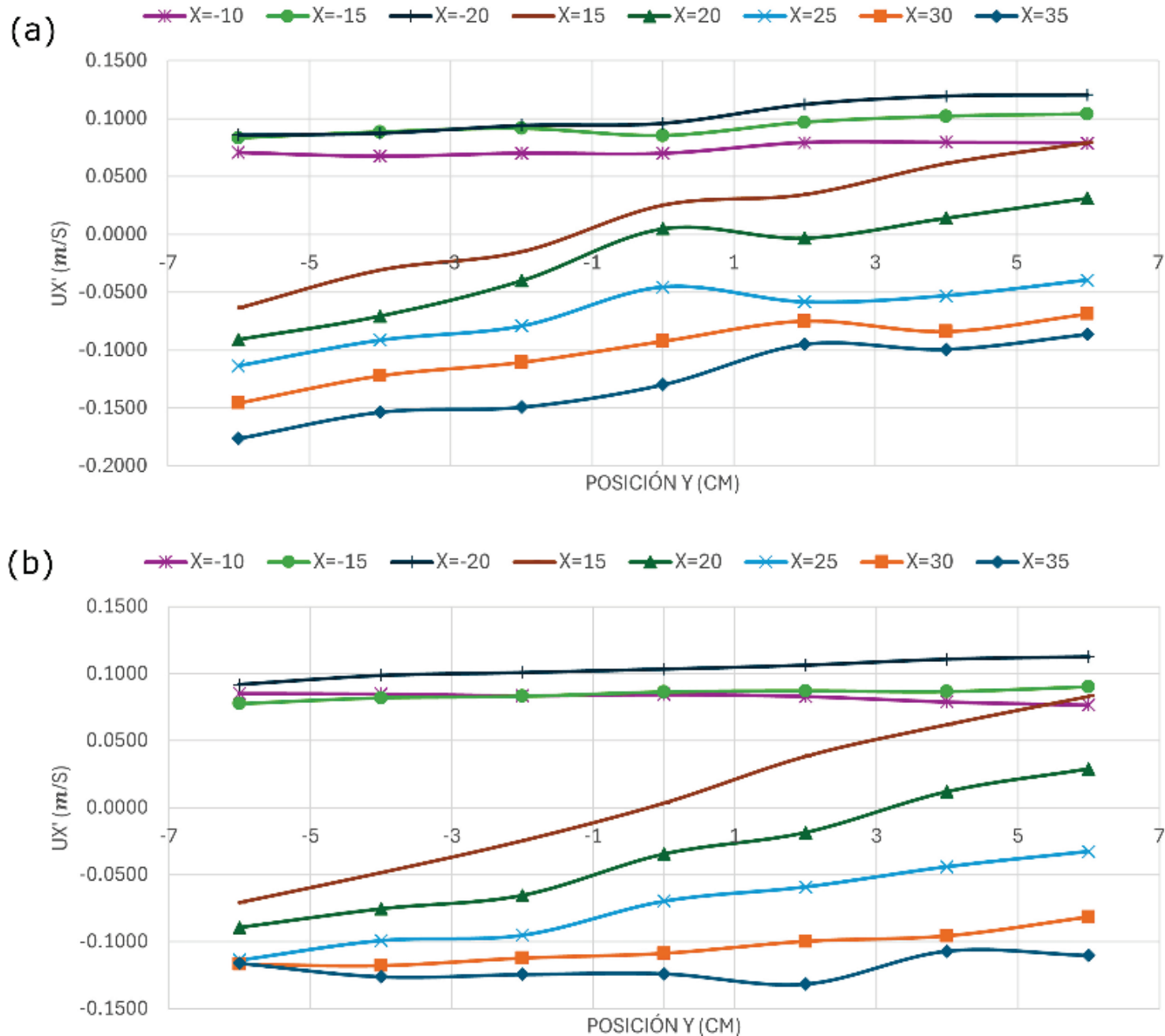
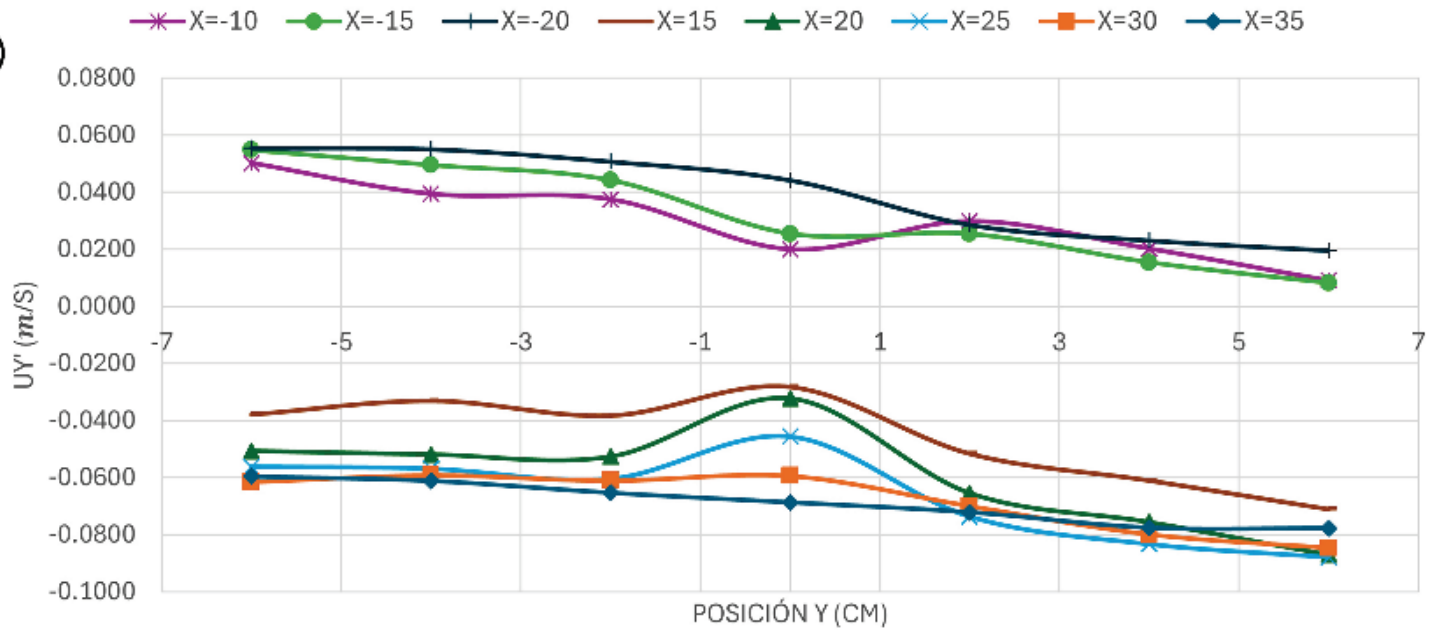


Figura 18. Velocidad turbulenta en la dirección del flujo (u'_x).
Distribuciones en y: (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Velocidades turbulentas transversales (u'_y)

En la Figura 19(a) se observa cómo las velocidades aguas arriba de la pila son todas positivas, mientras aguas abajo son negativas; asimismo, cómo en esta zona las velocidades presentan un pico justo en el centro de la pila. Cabe señalar que todas las velocidades comienzan y finalizan en valores similares entre ellas. De igual forma, como en el caso anterior, en la Figura 19(b) las velocidades son positivas aguas arriba y negativas aguas debajo de la pila; justo en el centro de la pila se tienen valores muy cercanos entre sí, lo que demuestra una uniformidad en este punto.

(a)



(b)

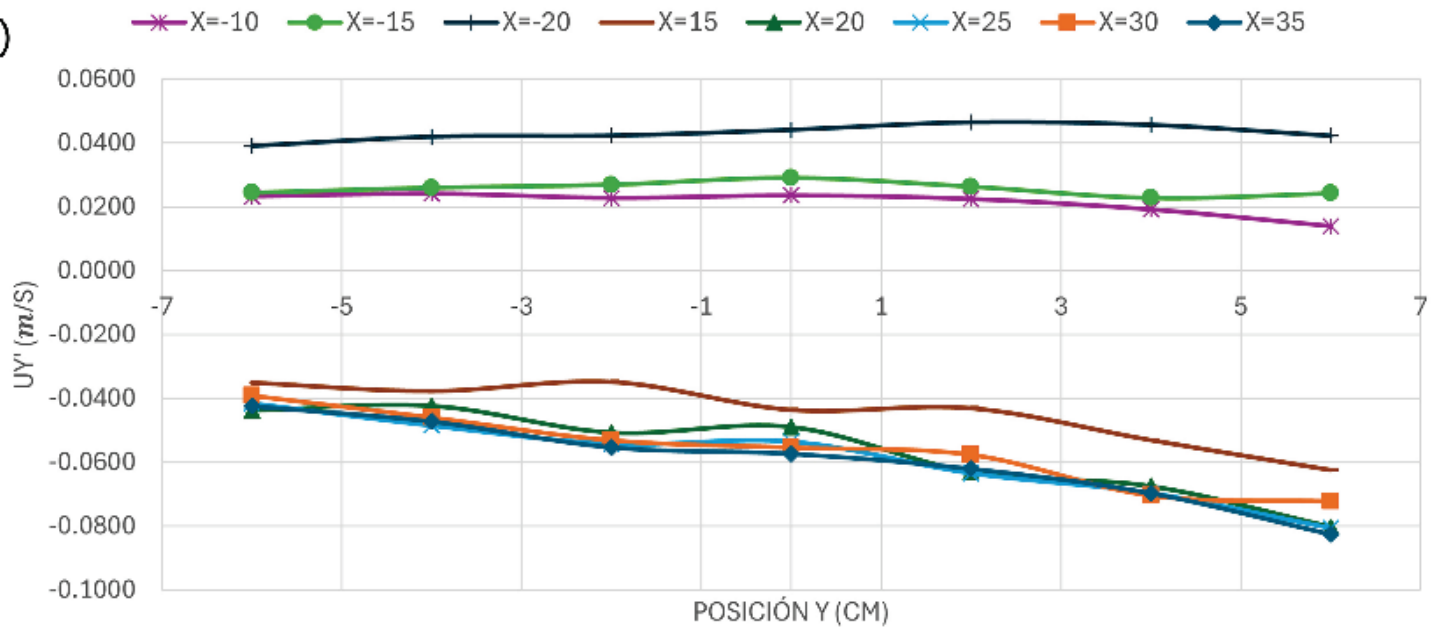


Figura 19. Velocidad turbulenta transversal (u'_y). Distribuciones en y:
(a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Velocidades turbulentas verticales (U'_z)

Se observa en la Figura 20(a) cómo las velocidades turbulentas U'_z en el centro de la pila llegan a tener los valores máximos con una tendencia similar sin presentar una variación notable entre los datos. Para $z = 11$ cm, en la Figura 20(b) se observa una distribución más uniforme conforme se cambia la posición en y ; asimismo, se identifica cómo al alejarse de la pila, los valores en $x = -20$ cm son mayores en $y = -6$ cm, pero luego siguen la misma tendencia que los demás datos.

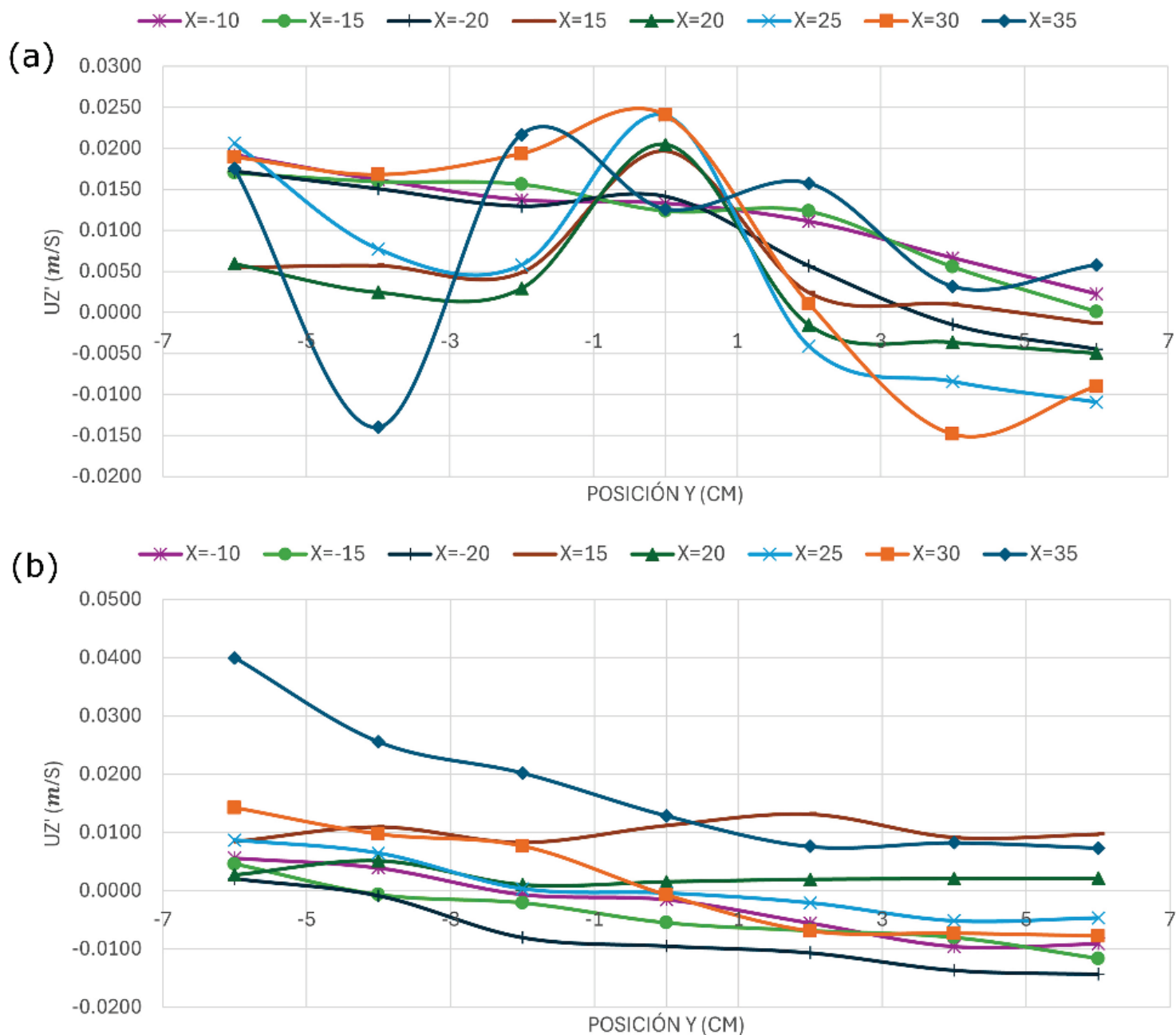


Figura 20. Velocidad turbulenta vertical (U'_z). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Análisis de turbulencia

Desviación estándar de la velocidad en la dirección del flujo (σ_x)

En la Figura 21(a) se observa cómo los valores de σ_x , a una altura de 8 cm del lecho, tienden a ser mayores en el extremo izquierdo del canal; asimismo, a medida que se acercan a la pila ($y = 0$ cm), los valores se estabilizan hasta tener una menor variación. En la distribución de σ_x a una distancia de 8 cm del lecho del canal, como se observa en la Figura 21(b), la variación de los valores es más evidente que a 8 cm, con un patrón más irregular y con fluctuaciones alrededor de todas las posiciones.

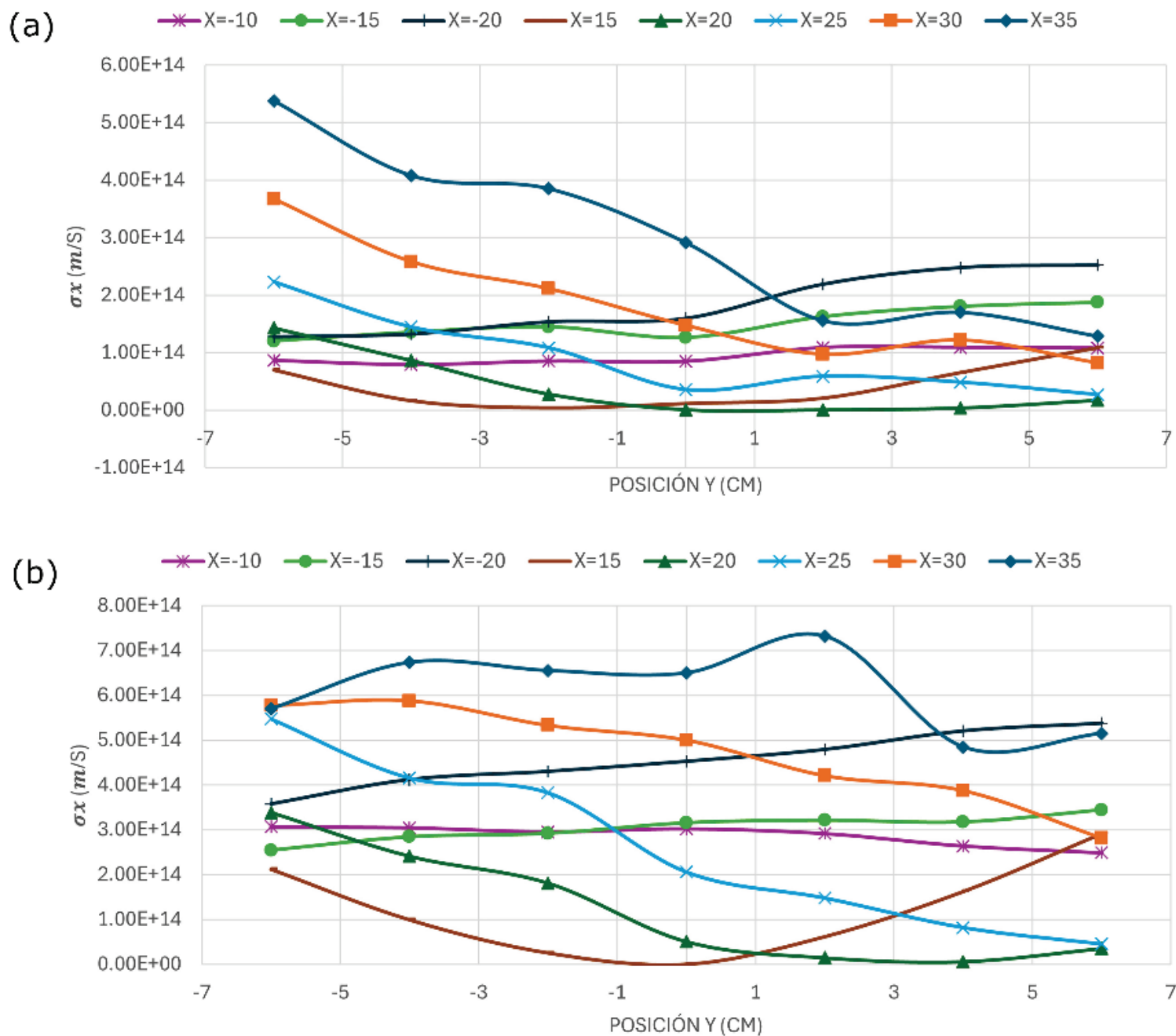


Figura 21. Desviación estándar de la velocidad en la dirección del flujo (σ_x). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Desviación estándar de la velocidad transversal (σ_y)

La Figura 22(a) representa las variaciones de σ_y a 8 cm del lecho. Se observa cómo los valores tienden a aumentar conforme se acercan al extremo derecho del canal y, a su vez, se van alejando del centro de la pila; esto indica mayor variabilidad en las velocidades transversales. En la Figura 22(b), la distribución de σ_y es más uniforme en el extremo izquierdo del canal, además los valores son mayores que los obtenidos a una altura de 8 cm, lo cual sugiere que σ_y aumenta dependiendo de la altura.

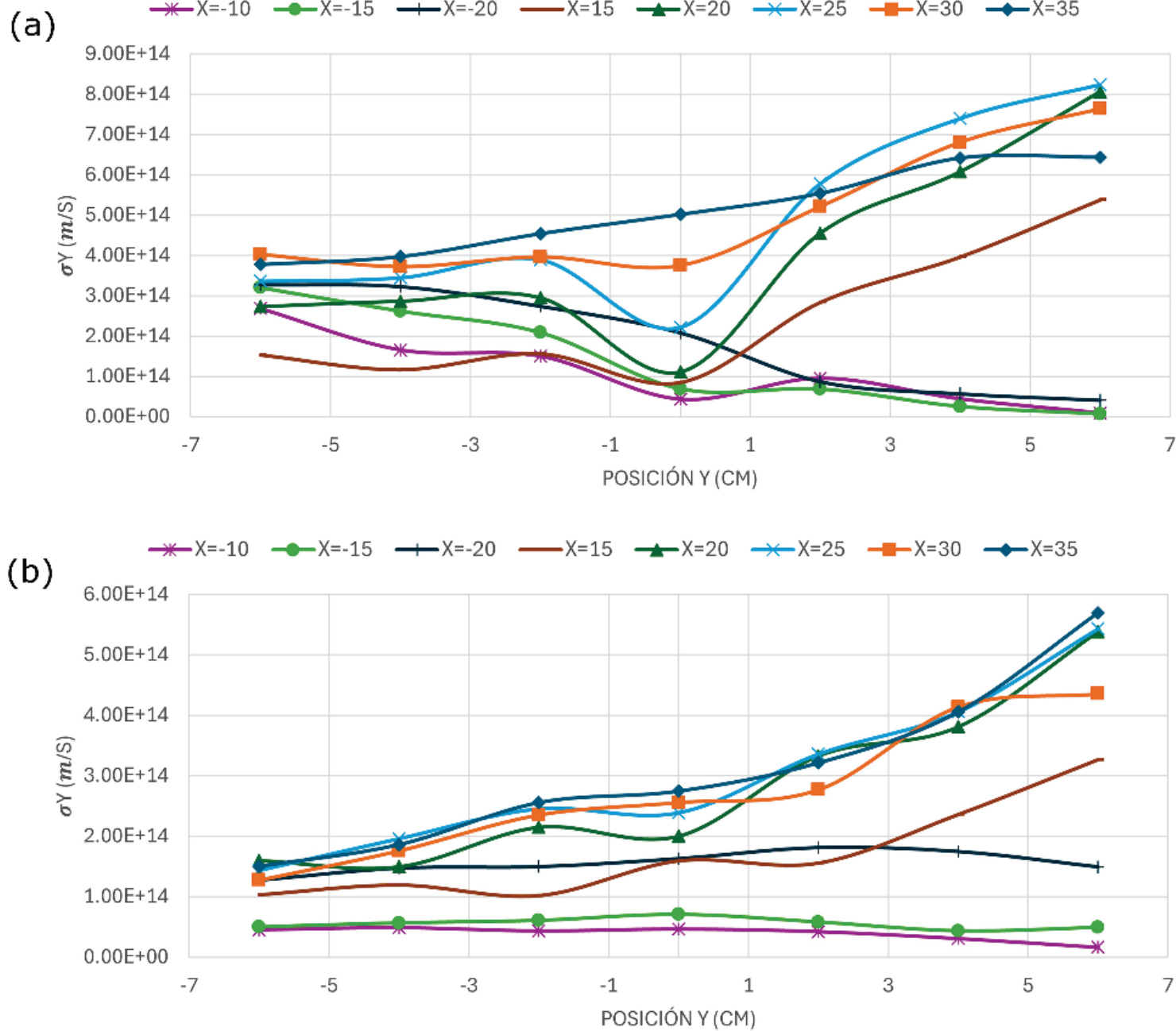


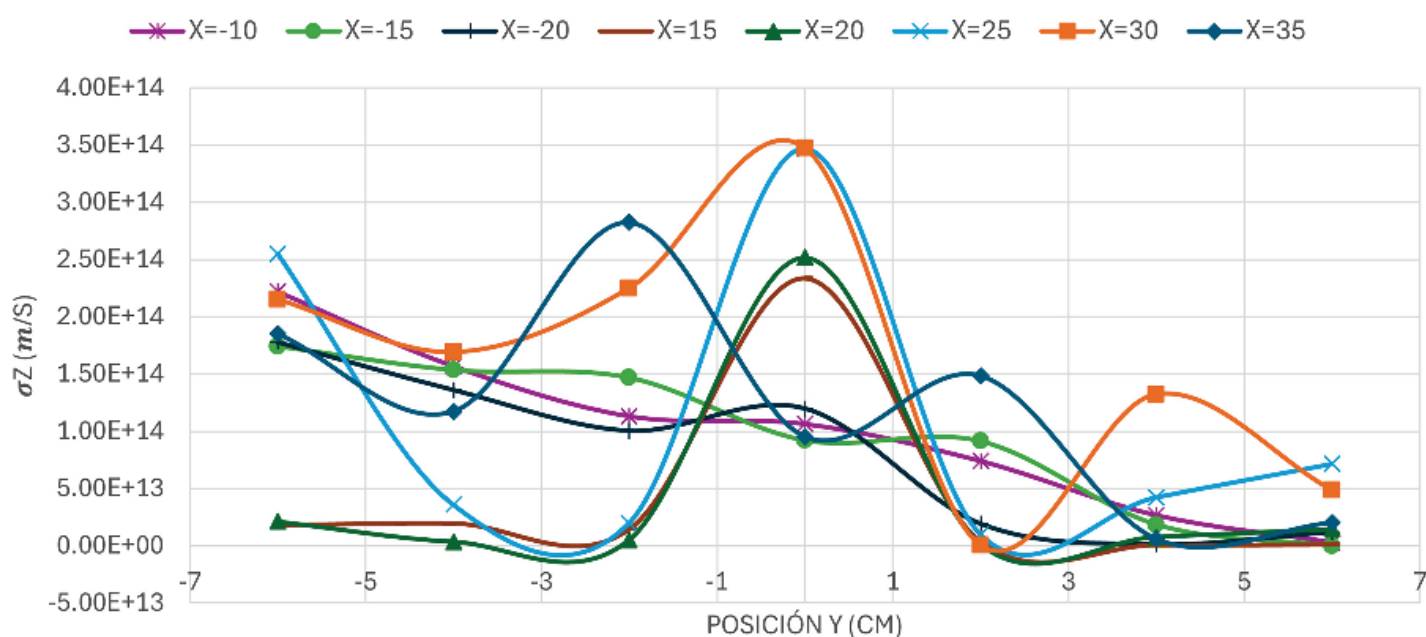
Figura 22. Desviación estándar de la velocidad transversal (σ_y).

Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Desviación estándar de la velocidad vertical (σ_z)

La distribución de σ_z a 8 cm del lecho del canal tiene una particularidad: en el centro de la pila, los valores correspondientes a la zona aguas arriba poseen un pico representativo, mientras que en los extremos del canal se tienden a estabilizar los valores, como se observa en la Figura 23(b). En la Figura 23(a) se expone cómo la distribución de σ_z a 11 cm del lecho tiende a estabilizarse en los extremos del canal y tener valores menores que en $z = 8$ cm. Asimismo, se observa que para $x = 35$ cm se tiene un valor máximo justo en la zona más cercana a la pared del canal.

(a)



(b)

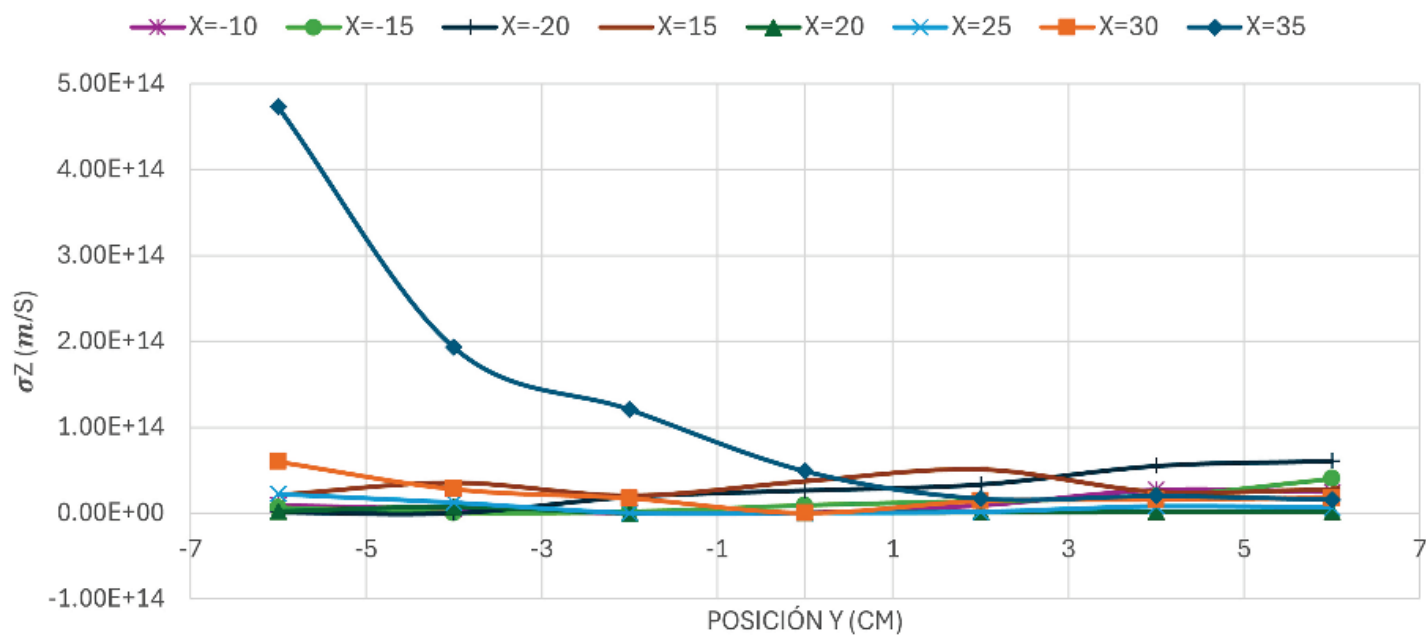


Figura 23. Desviación estándar de la velocidad vertical (σ_z).

Distribuciones en y: (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Tensiones de Reynolds normales al flujo (τ_{xx})

En la Figura 24(a) se aprecia una mayor variabilidad de los valores de esfuerzo cortante de Reynolds a lo largo de la posición y especialmente en las posiciones cercanas a la pila aguas arriba de la misma. Se observa cómo en los extremos del canal los valores a la izquierda son mayores, pero a la derecha son más bajos y tienden a estabilizarse. Como la Figura 24(b) lo muestra, los valores en los extremos, cuando cambia la altura, se vuelven más uniformes en los extremos del canal, mientras que en el centro o la pila existen picos un tanto marcados, a diferencia de la Figura 24(a).

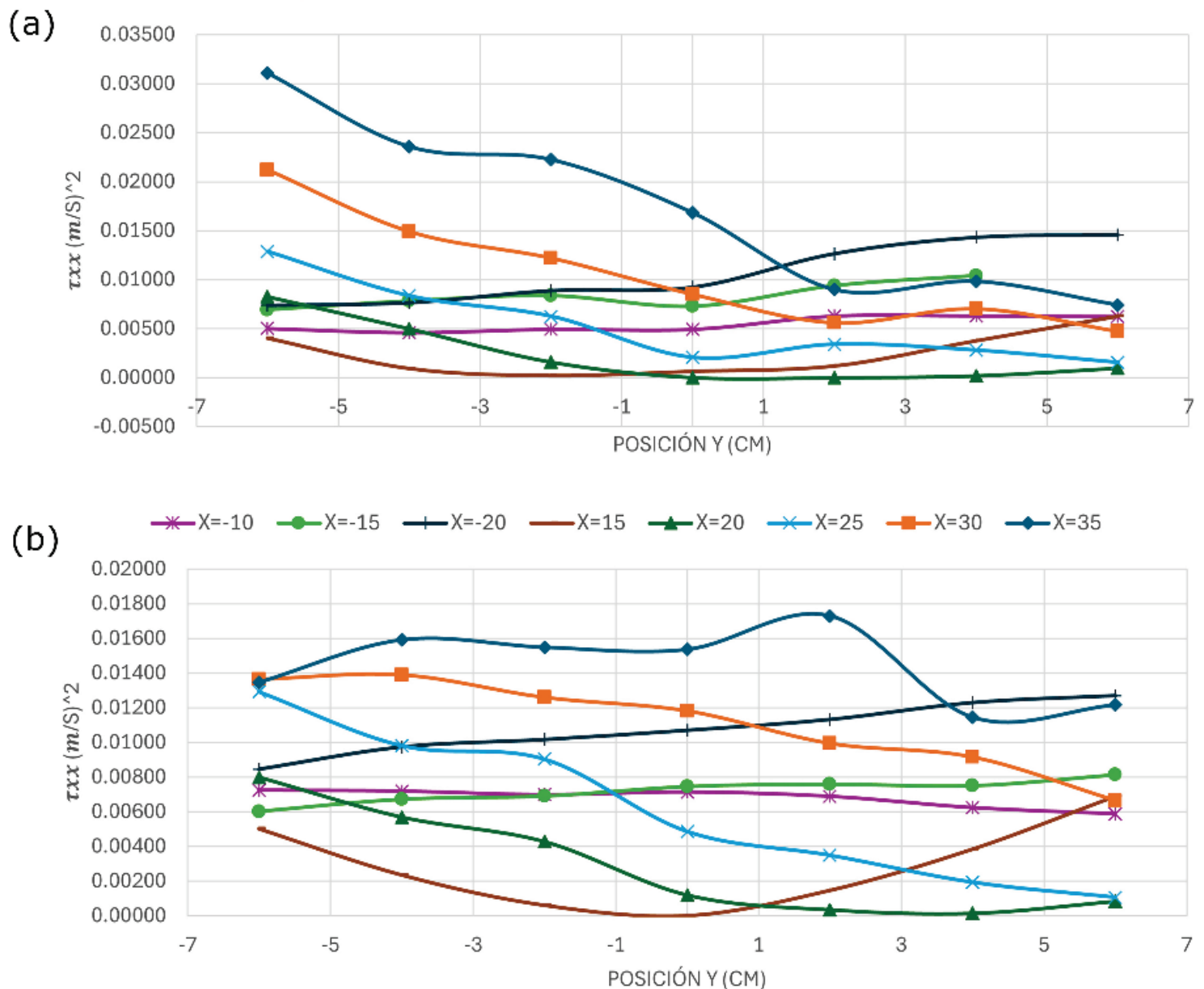
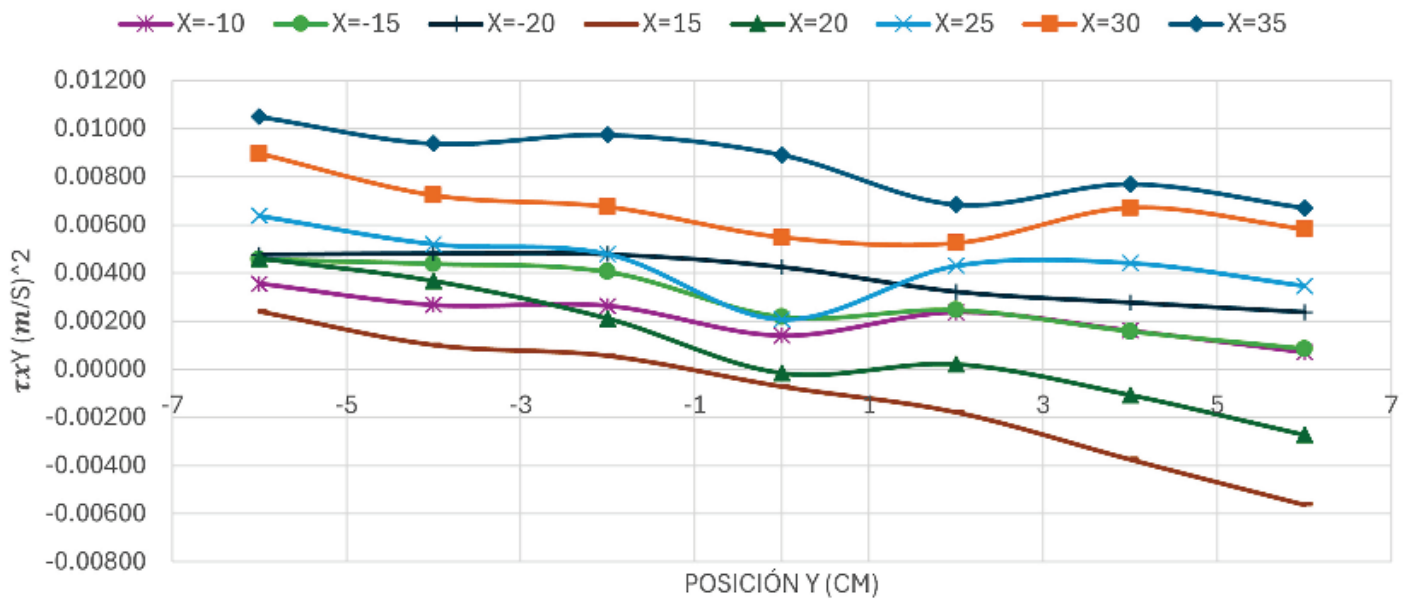


Figura 24. Tensiones de Reynolds normales al flujo (τ_{xx}). Distribuciones en y: (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Tensiones de Reynolds tangenciales al flujo (τ_{xy})

En las zonas representadas en la Figura 25(a) se observan valores de τ_{xy} , que tienen un comportamiento un tanto disperso y no homogéneo, especialmente en la zona central donde se ubica la pila. En el extremo derecho se puede ver que existen valores negativos en zonas cercanas a la cara de la pila aguas arriba. Los valores de τ_{xy} que se muestran en la Figura 25(b) muestran un comportamiento más disperso en las zonas del extremo derecho del canal.

(a)



(b)

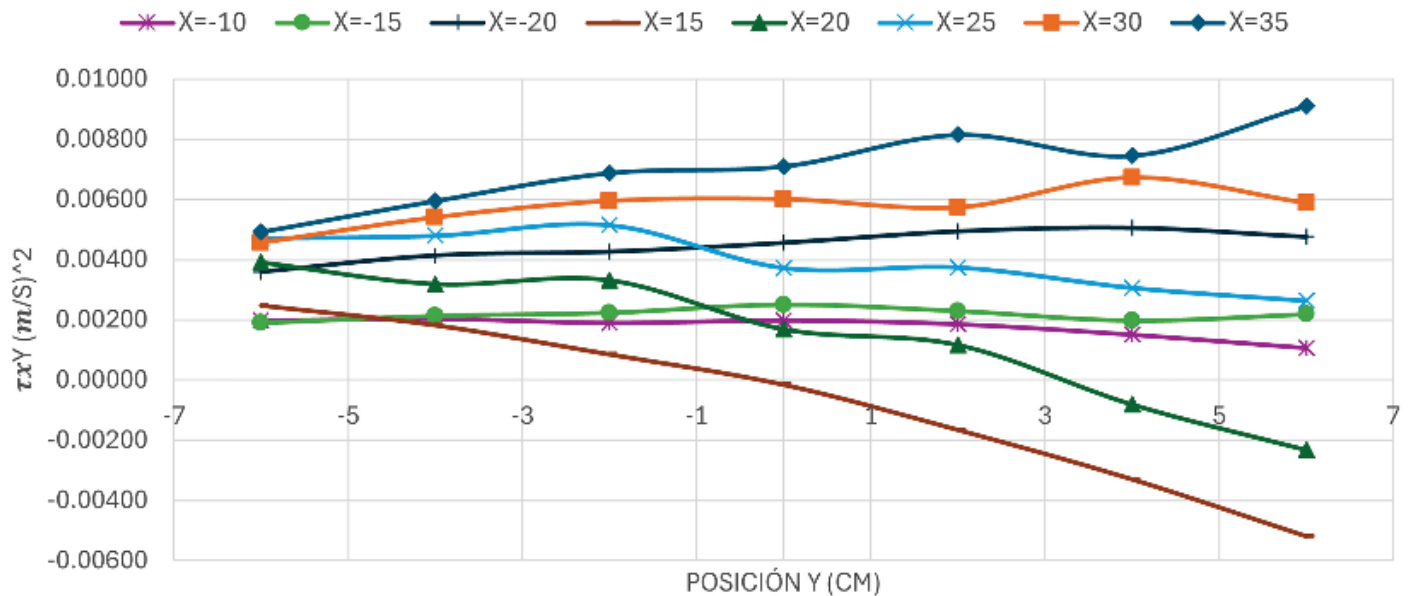


Figura 25. Tensiones de Reynolds tangenciales al flujo (τ_{xy}).

Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Tensiones de Reynolds tangenciales al flujo (τ_{xz})

En la distribución de los esfuerzos cortantes de Reynolds τ_{xz} , a 8 cm de altura desde el lecho del canal, se muestra un comportamiento variable entre las posiciones cercanas a la pila, donde los valores presentan oscilaciones significativas y a medida que se alejan de la pila se observa una estabilización en los valores, como se observa en la Figura 26(a). En la Figura 26(b) se muestra una menor variabilidad en los valores de τ_{xz} y se observan pequeñas fluctuaciones en el centro de la pila; ello da a entender que mientras más se alejen del lecho del canal, los esfuerzos cortantes de Reynolds se distribuyen de manera más uniforme.

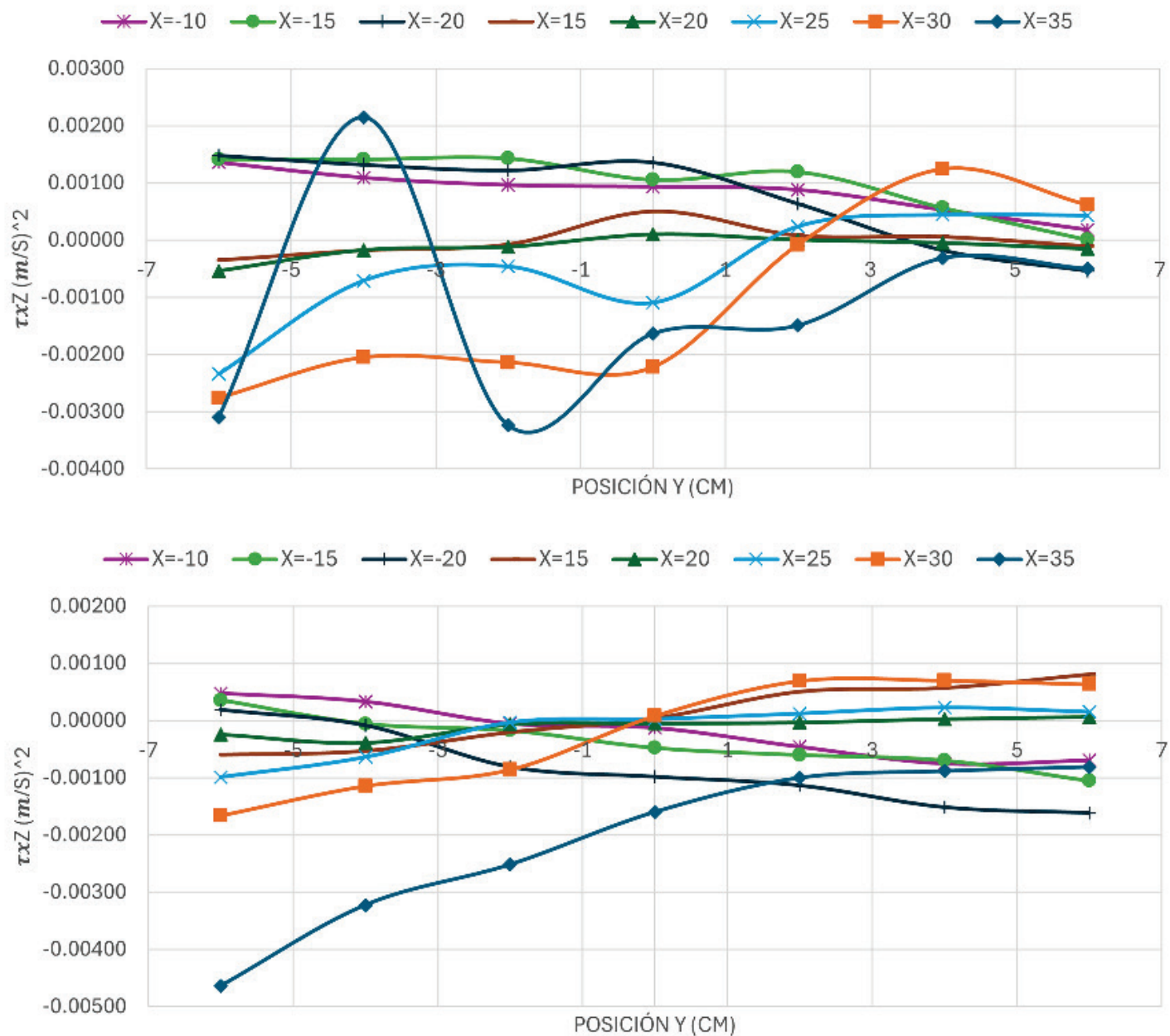


Figura 26. Tensiones de Reynolds tangenciales al flujo (τ_{xz}).

Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Tensiones de Reynolds normales al flujo (τ_{yy})

En la Figura 27(a) se observa cómo los valores de τ_{yy} tienen un comportamiento similar mientras la posición en y varía; asimismo, se ve cómo en el centro de la pila de puente los valores tienden a ser menores, en comparación con los valores en los extremos. En la Figura 27(b) se observa la distribución de τ_{yy} y cómo posee una uniformidad más notable en el extremo izquierdo del canal y cómo en el extremo contrario tiene una diferencia debido a la presencia de la bifurcación.

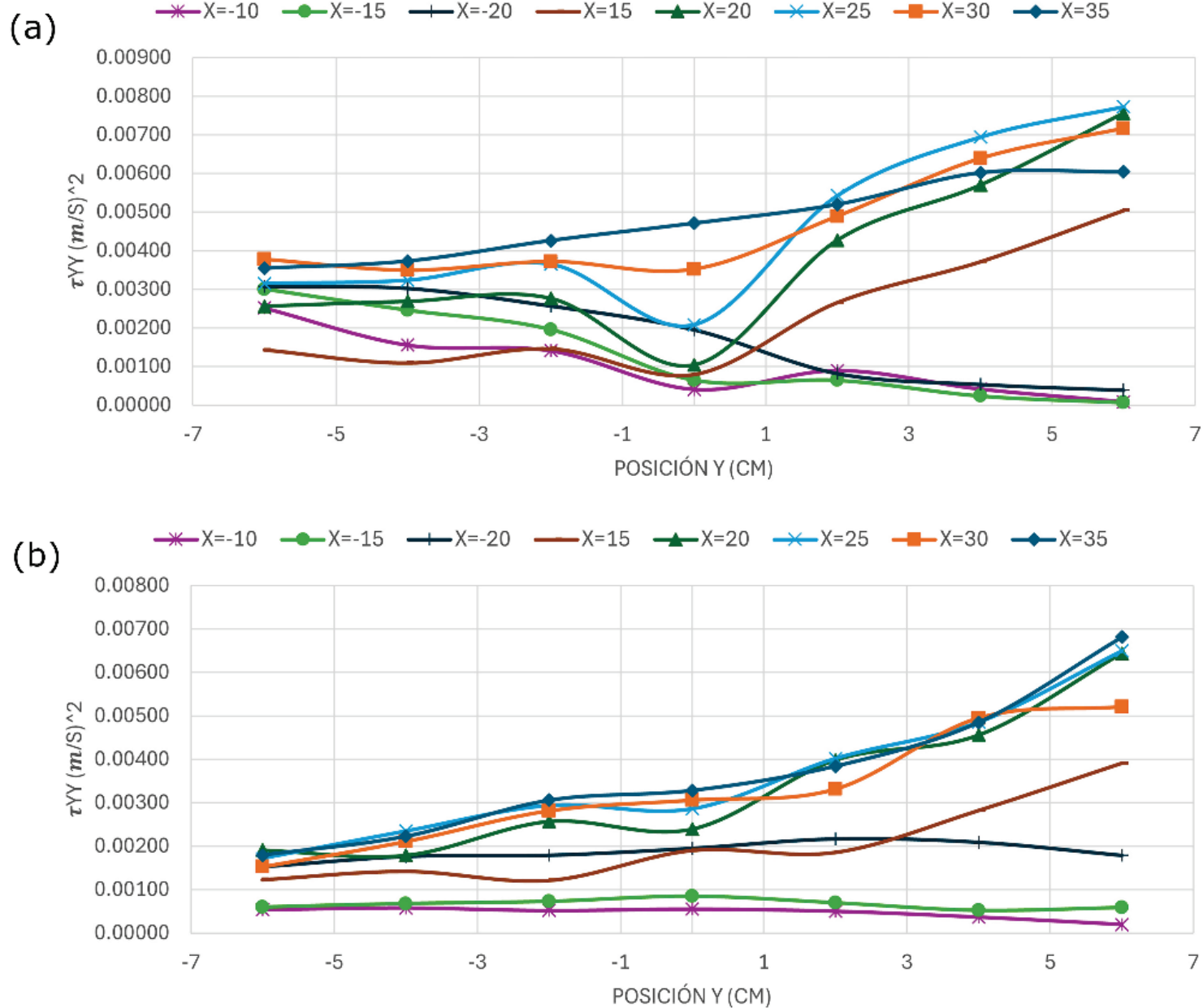


Figura 27. Tensiones de Reynolds normales al flujo (τ_{yy}). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Tensiones de Reynolds tangenciales al flujo (τ_{yz})

En la Figura 28(a) se presentan resultados de τ_{yz} , en donde se muestra un patrón oscilante con valores con variaciones significativas en posiciones cercanas al borde del canal y en el centro de la pila. La curva de $x = 35$ cm presenta valores muy cambiantes a medida que se avanza en la dirección y . La Figura 28(b) muestra un comportamiento más estable, entre los valores de τ_{yz} se observan fluctuaciones menores en el centro de la pila.

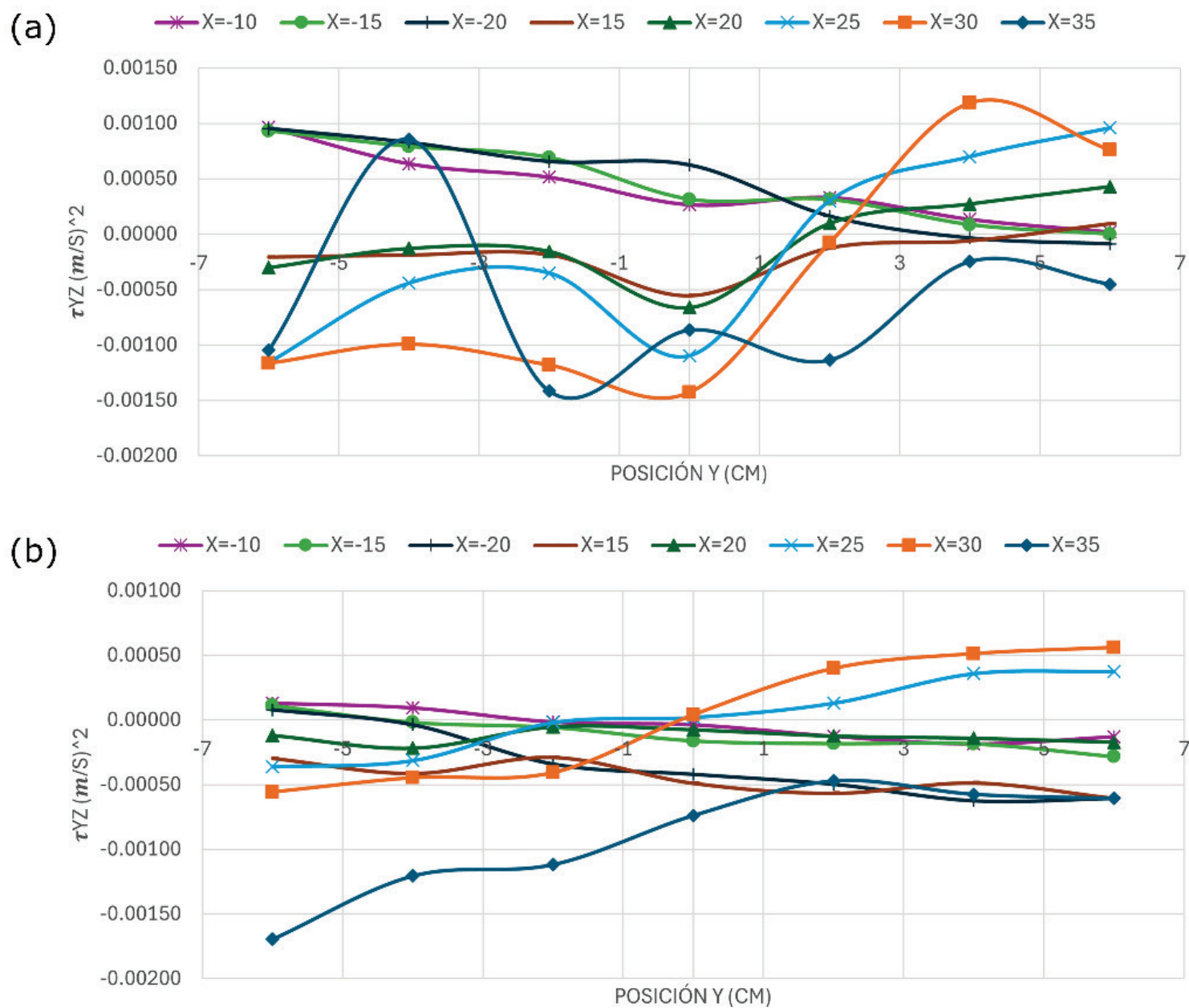


Figura 28. Tensiones de Reynolds tangenciales al flujo (τ_{yz}).

Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Tensiones de Reynolds normales al flujo (τ_{zz})

La distribución del esfuerzo cortante de Reynolds τ_{zz} a 8 cm del lecho del canal presenta oscilaciones representativas en el centro de la pila, como se observa en la Figura 29(a), teniendo los picos más altos en las zonas un tanto cercanas a la pila, pero aguas debajo de la misma. También se identifica un comportamiento más estable cuando hay un acercamiento a los extremos del canal, pues las curvas se suavizan y ello indica una menor variabilidad. La Figura 29(b) presenta una distribución más uniforme, con valores menores en comparación con los obtenidos en una altura menor. Se identifica que en la zona más alejada de la pila aguas abajo, el valor de τ_{zz} es mayor en comparación con los obtenidos en otras posiciones.

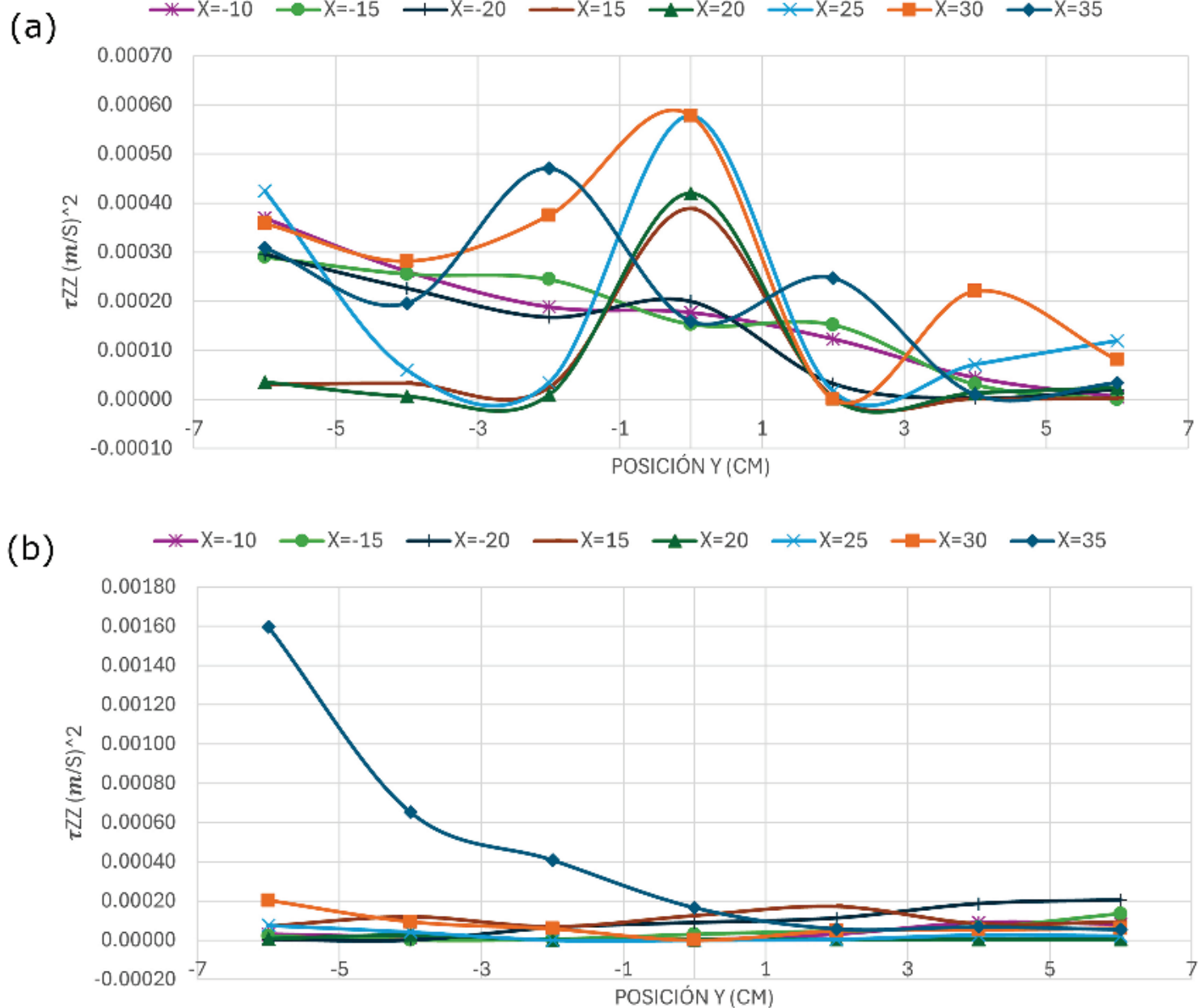
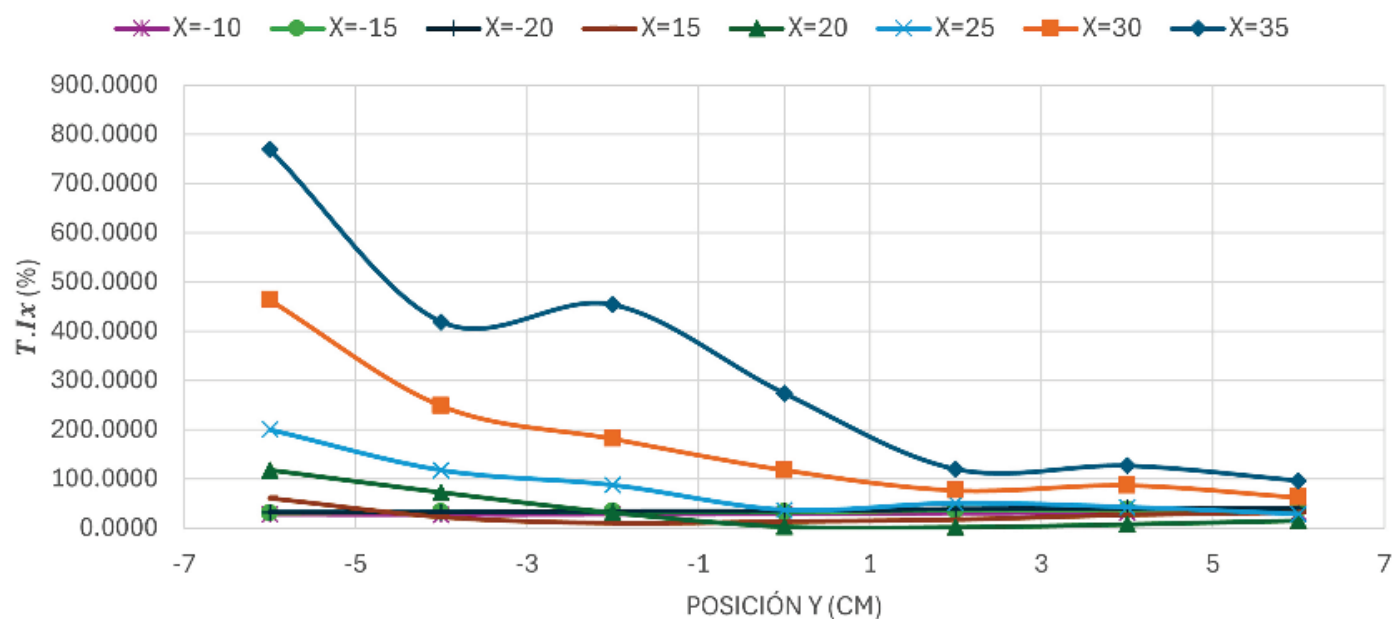


Figura 29. Tensiones de Reynolds normales al flujo (τ_{zz}). Distribuciones en y: (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Intensidades turbulentas en la dirección del flujo ($T.I_x$)

En la Figura 30(a) se muestra un incremento significativo en las intensidades turbulentas. Aguas arriba de la pila se observa cómo las intensidades son menores en comparación con los valores obtenidos aguas debajo de la pila, ya que los valores aumentan debido a la interacción del flujo con la pila. Las intensidades turbulentas tienden a disminuir mientras se aumenta la distancia vertical desde el lecho debido al efecto de disipación de la turbulencia con la distancia vertical. También en la Figura 30(b) se nota cómo la turbulencia se redistribuye en los extremos, lo que genera una disminución en los valores.

(a)



(b)

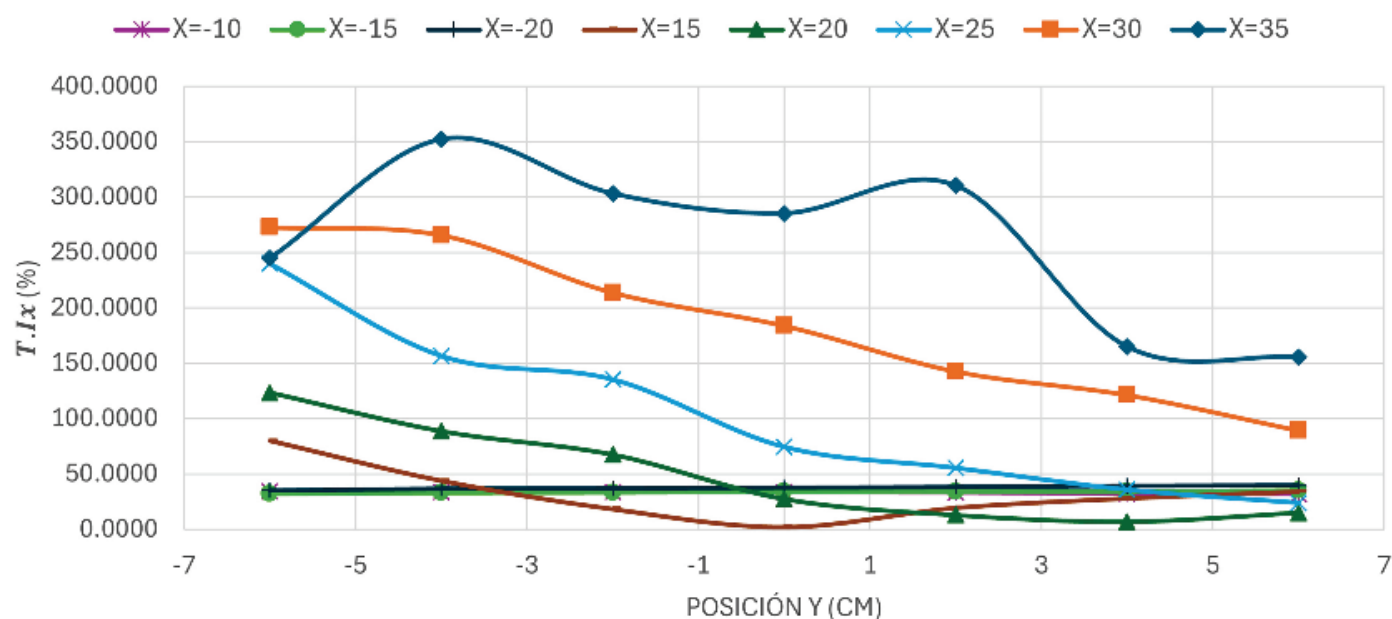


Figura 30. Intensidades turbulentas en la dirección del flujo ($T.I_x$).

Distribuciones en y: (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Intensidades turbulentas transversales ($T.I_y$)

Como se evidencia en la Figura 31(a), las intensidades turbulentas transversales al flujo aguas arriba de la pila poseen valores pequeños en comparación con los valores obtenidos aguas abajo de la misma llegando a valores de hasta 300 % en $x = 35$ cm. También se observa cómo a los extremos del canal se van atenuando las intensidades turbulentas más notable en el extremo derecho. En la Figura 31(b) se muestra cómo aguas debajo de la pila las intensidades van aumentando mientras se varía la posición en x ; asimismo, por efecto de la disipación de la energía en la dirección vertical, se evidencia que a una altura de 11 cm sobre el lecho del canal los valores de $T.I_y$ disminuyen, alcanzando un máximo de 140 %.

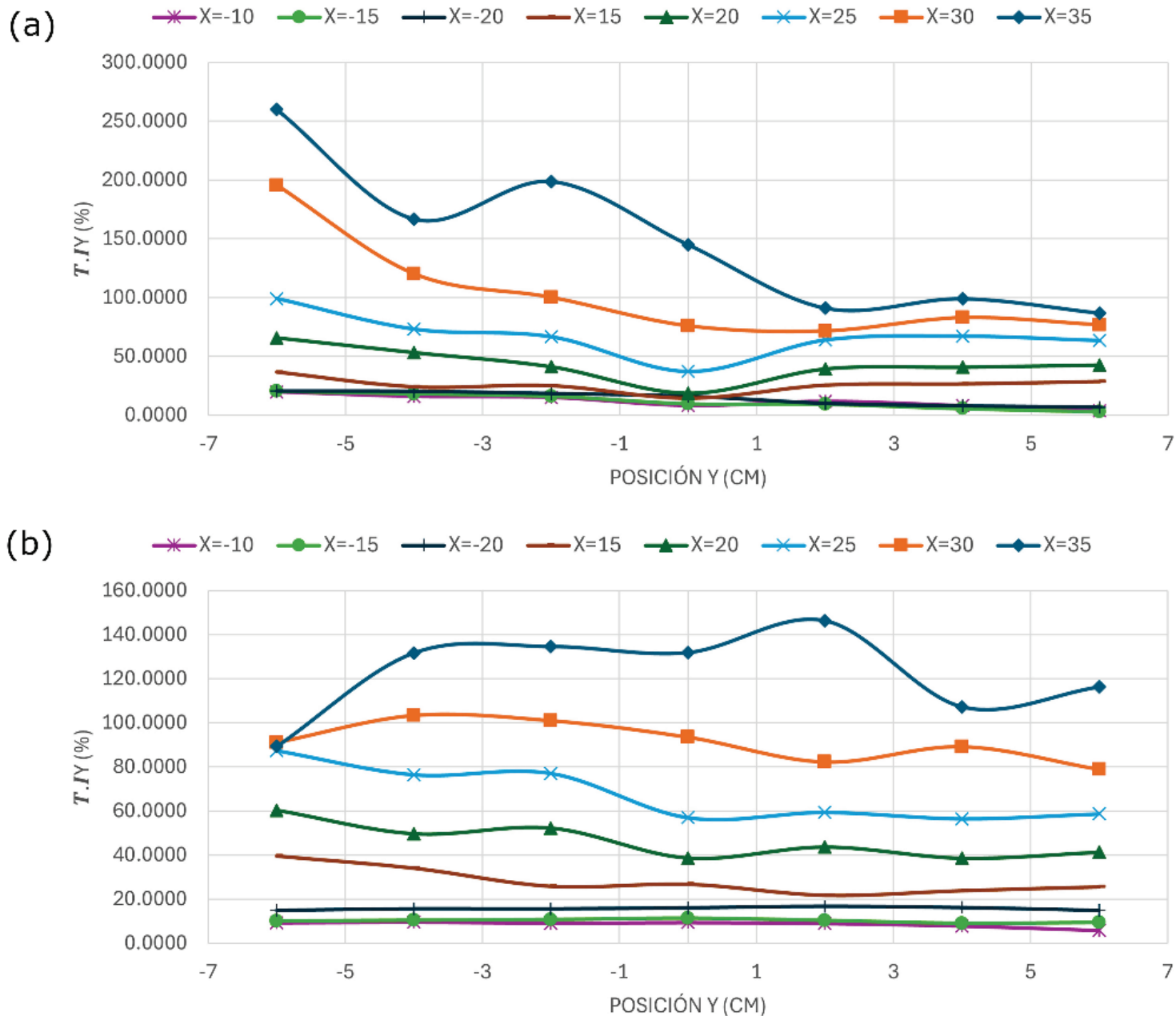


Figura 31. Intensidades turbulentas transversales ($T.I_y$). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Intensidades turbulentas verticales ($T.I_z$)

Como se observa en la Figura 32(a), las intensidades turbulentas verticales al flujo aguas arriba de la pila presentan una atenuación con valores más pequeños, lo cual demuestra que las fluctuaciones son limitadas con un pico representativo en $x = 35$ cm en el extremo de la pila. Cuando la altura desde el lecho del canal aumenta, se evidencia que las fluctuaciones son menores, como se muestra en la Figura 32(b), sugiriendo que la interacción vertical del flujo con el lecho no es tan intensa como lo son $T.I_x$ y $T.I_y$.

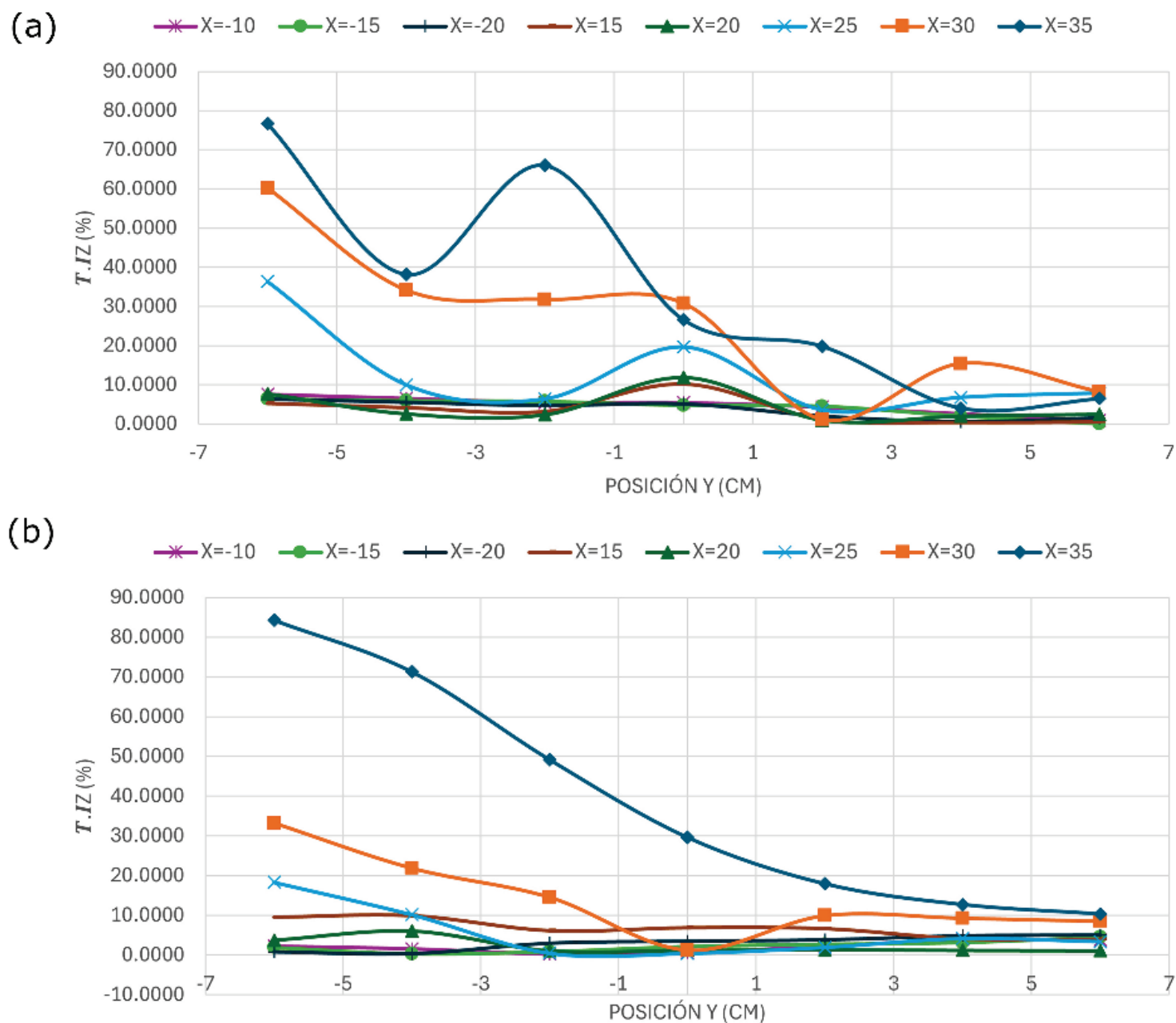
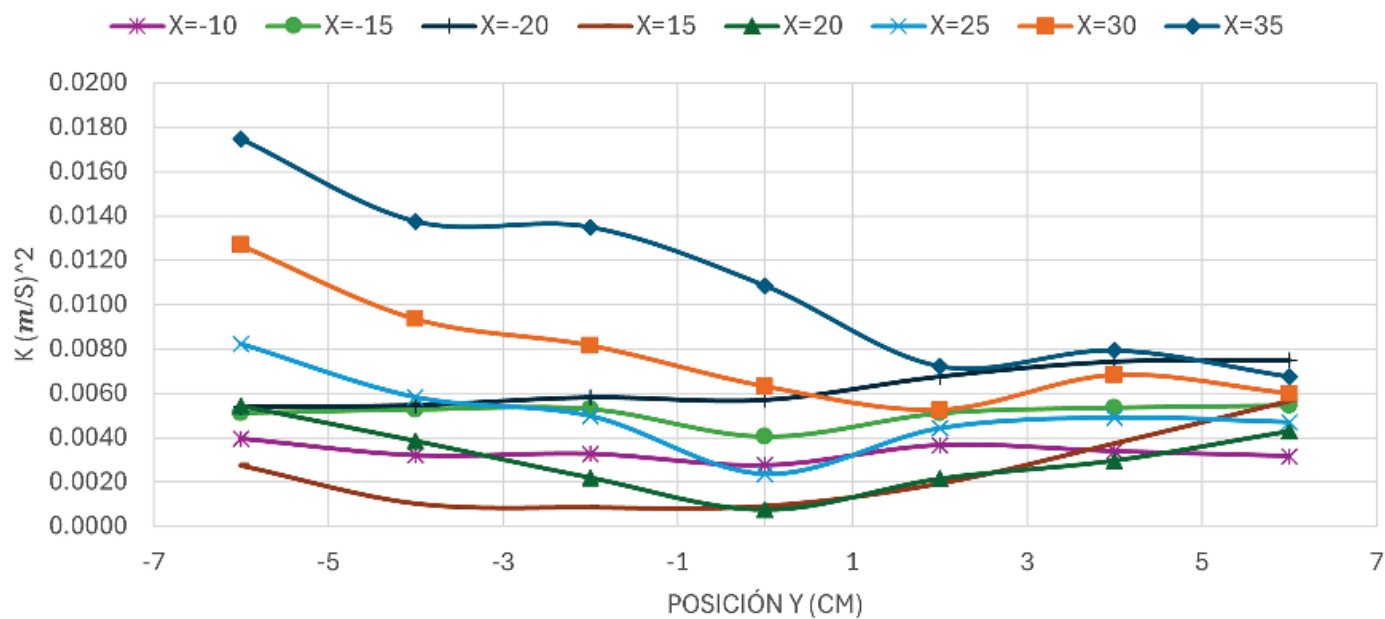


Figura 32. Intensidades turbulentas verticales ($T.I_z$). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Energía cinética turbulenta (k)

En la Figura 33(a) se presenta los resultados de k , en donde se muestra que las variaciones son más significativas en el lado izquierdo del canal y se evidencia una mayor intensidad de las fluctuaciones turbulentas en esta región. En contraste, en el lado derecho del canal, los valores presentan menor variabilidad, lo que indica una distribución más uniforme. En la Figura 33(b) se analiza la energía cinética turbulenta (k) a una altura de $z = 11$ cm. Los resultados indican que existe una variación significativa en ambos lados del canal. En el lado izquierdo, las fluctuaciones de k son ligeramente más pronunciadas, mientras que en el lado derecho muestran un comportamiento más estable.

(a)



(b)

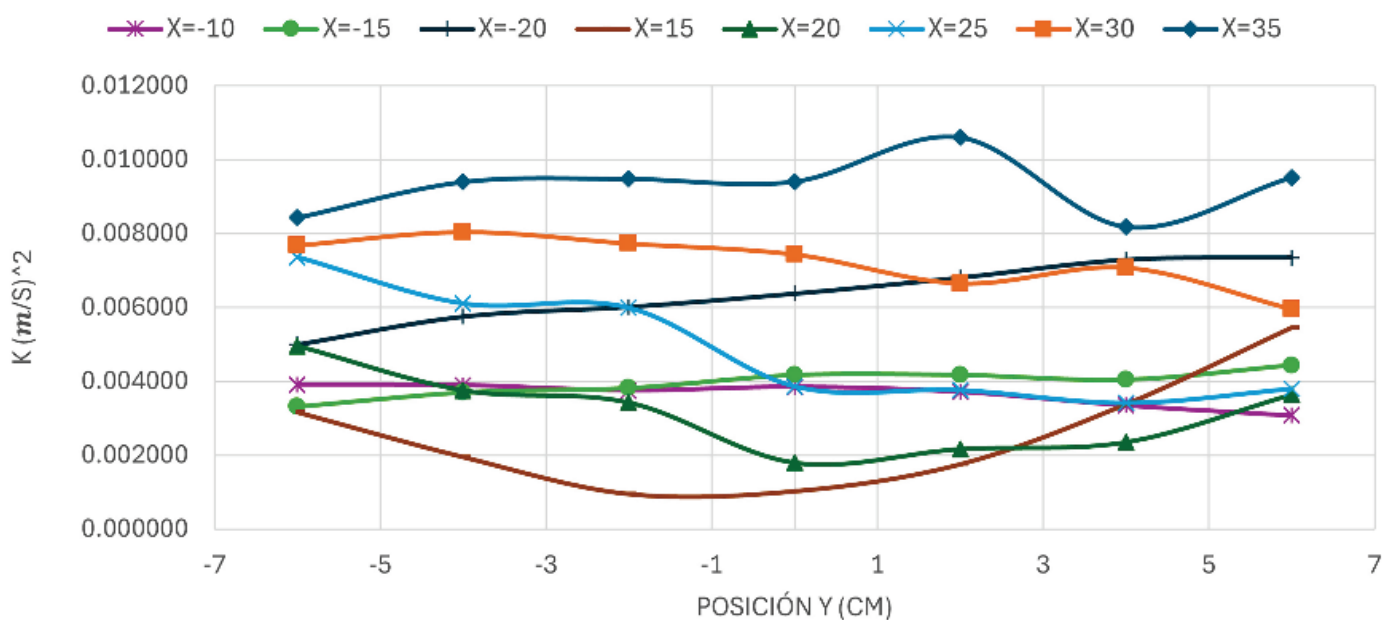


Figura 33. Energía cinética turbulenta (k). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Disipación de energía cinética turbulenta (ϵ)

Se evidencia en la Figura 34(a) cómo la energía de disipación cinética turbulenta tiene variaciones en el extremo derecho del canal y cómo se evidencia una diferencia clara entre los valores obtenidos aguas arriba y abajo de la pila, siendo mayores los primeros. Se observa en la Figura 34(b) cómo la disipación de energía cinética turbulenta presenta variaciones notables hacia el extremo derecho del canal, infiriendo en los tamaños de los vórtices generados por la turbulencia.

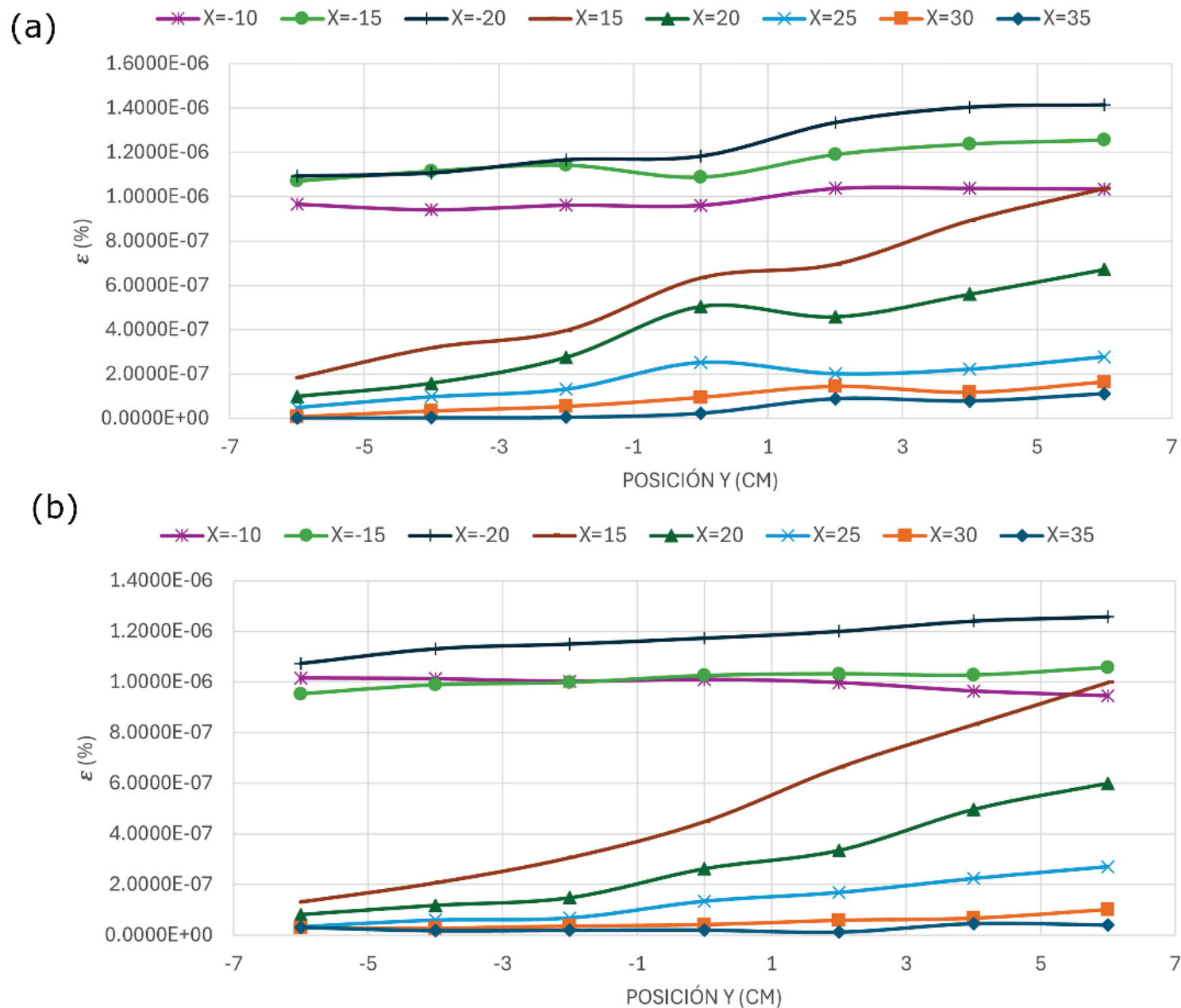


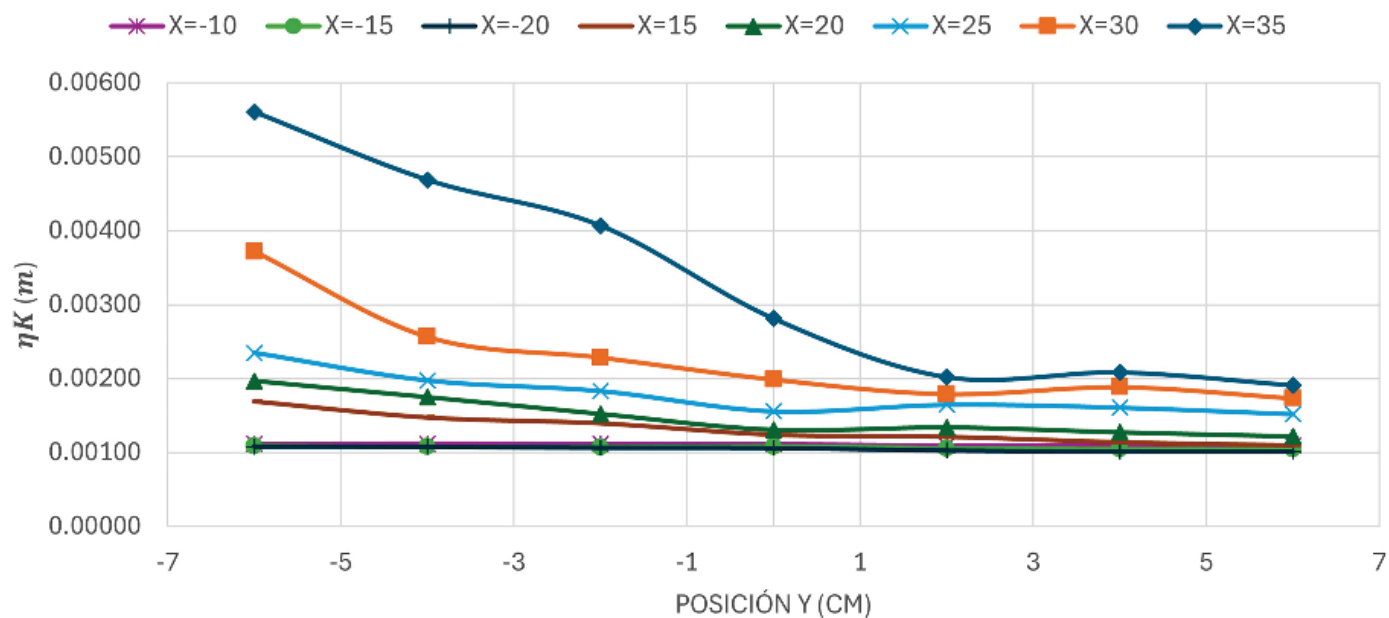
Figura 34. Disipación de energía cinética turbulenta (ϵ). Distribuciones en y: (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Escalas de Kolmogórov

Escala de longitud turbulenta (η_K)

En la Figura 35(a) se observa la distribución de la escala de longitud turbulenta a $z = 8$ cm de altura desde el lecho del canal. Los valores presentan un patrón descendente hacia el extremo derecho del canal, con máximos significativos cerca del extremo izquierdo y variaciones más suaves hacia el centro y la derecha. Tales distribuciones reflejan una mayor influencia de las condiciones del flujo en esta región. En la Figura 35(b), que corresponde a $z = 11$ cm, la escala de longitud turbulenta muestra un comportamiento general similar al de la Figura 34, aunque con diferencias más notorias en el extremo derecho del canal, donde se registran valores ligeramente más altos. Este patrón sugiere una menor interacción directa con el lecho y una influencia más homogénea en las regiones centrales del canal.

(a)



(b)

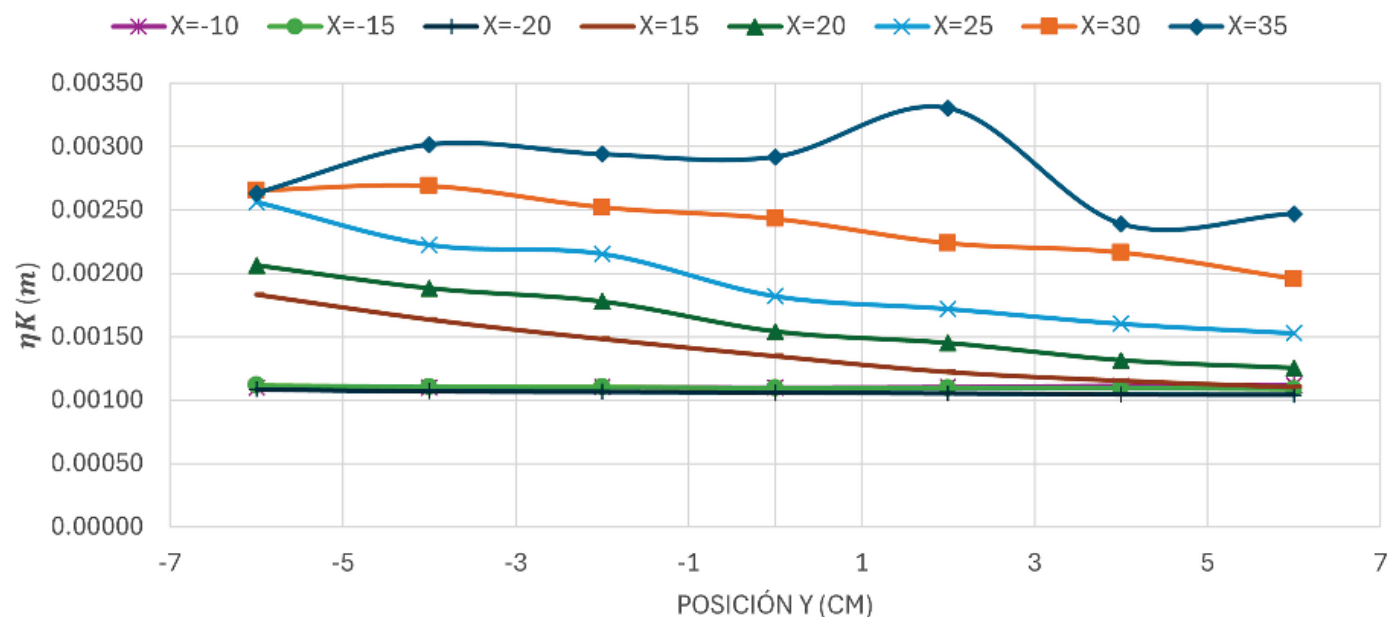


Figura 35. Escala de longitud turbulenta (η_K). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Escala de tiempo (t_η)

Como se muestra en la Figura 36(a), se presenta la distribución de la escala de tiempo turbulenta $z = 8$ cm de altura desde el lecho del canal. Los valores más altos se observan en el extremo izquierdo, con un comportamiento descendente hacia el centro y el extremo derecho del canal. Dicha tendencia indica que, a esta altura, la dinámica del flujo está más influenciada por las interacciones en las cercanías del extremo izquierdo. En la Figura 36(b), correspondiente a $z = 11$ cm, los valores de t_η muestran un patrón general similar, aunque con diferencias en el extremo derecho, donde se registra una mayor variabilidad en comparación con el extremo izquierdo; ello sugiere que a esta altura la influencia de las características del flujo se distribuye de manera más uniforme.

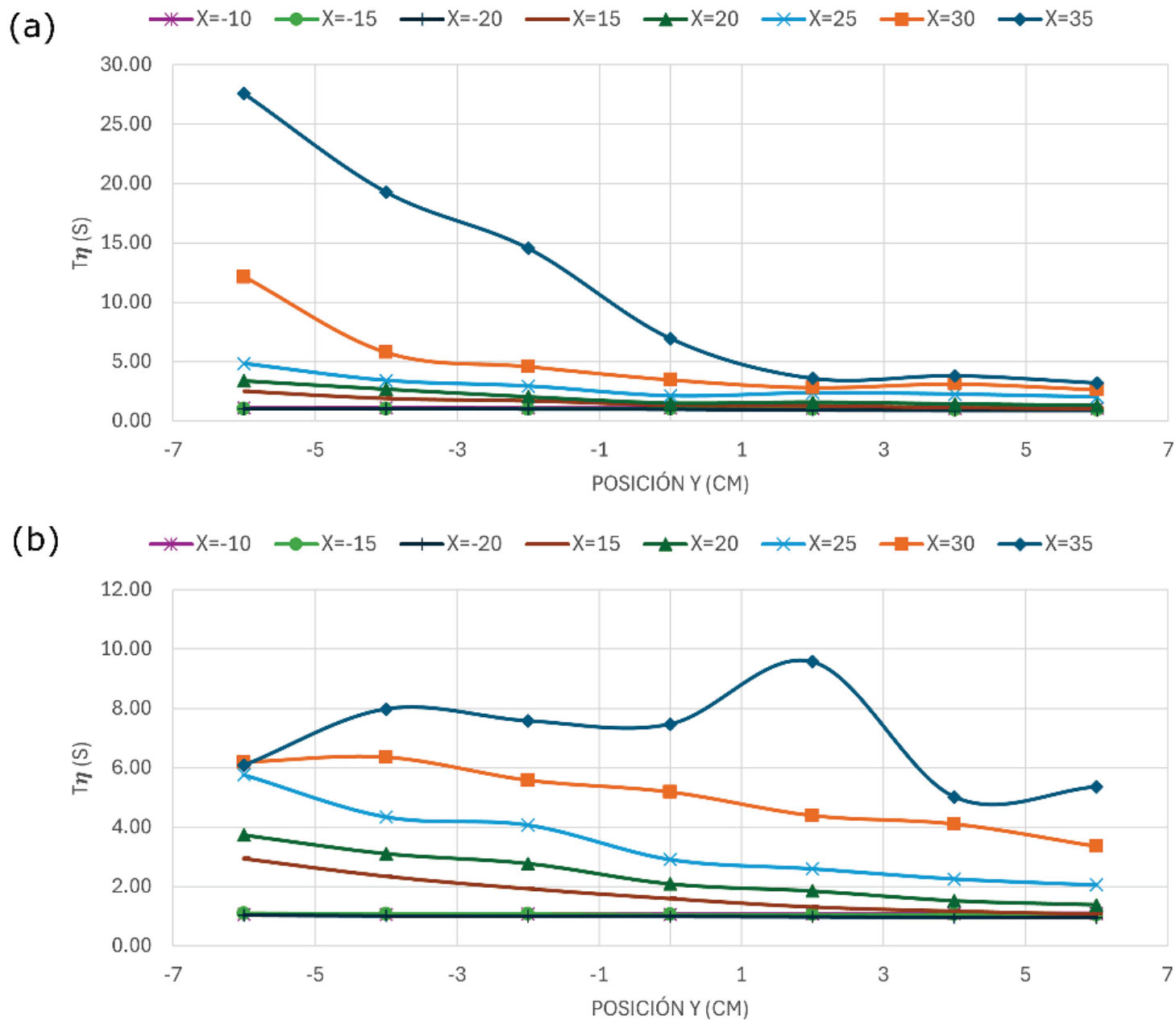


Figura 36. Escala de tiempo (t_η). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Escala de velocidad (U_η)

En la Figura 37(a) se muestran los valores correspondientes a la escala de velocidad a una altura de $z = 8$ cm desde el lecho del canal; se observa una tendencia general creciente desde el extremo izquierdo hacia el derecho. Los valores son consistentes a lo largo de las diferentes posiciones x , con ligeras variaciones que indican estabilidad en las condiciones del flujo. En la Figura 37(b), la escala de velocidad a $z = 11$ cm, se evidencia un comportamiento similar al de $z = 8$ cm. Sin embargo, las variaciones entre las posiciones x son más notables, especialmente hacia el centro del canal. Esto sugiere que, aunque las condiciones del flujo permanecen comparables, hay un ligero aumento en la influencia de las fluctuaciones turbulentas a mayor altura.

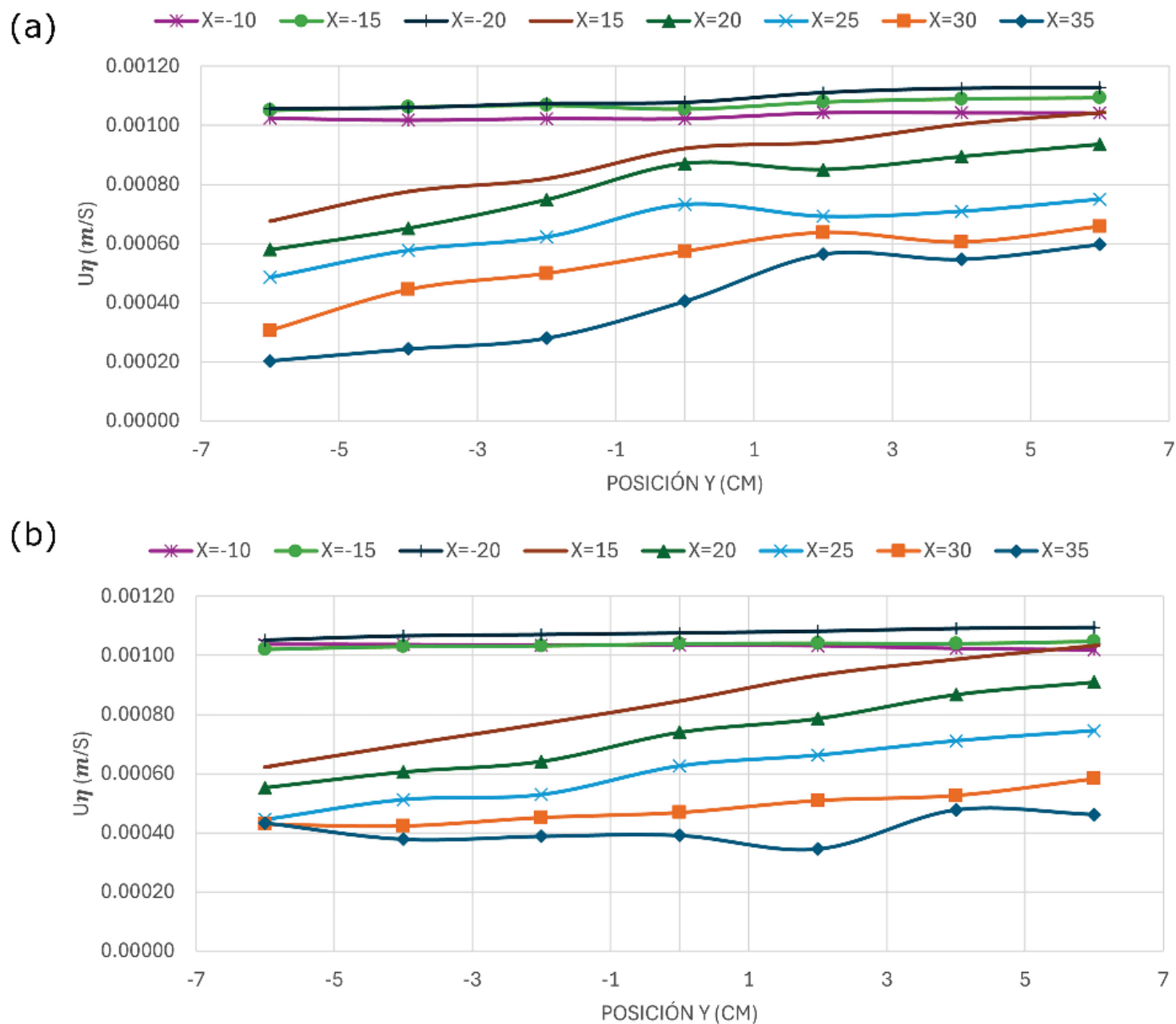


Figura 37. Escala de velocidad (U_η). Distribuciones en y : (a) $z = 8$ cm, (b) $z = 11$ cm.

Resultados de batimetría

En la Figura 38 se puede identificar el desplazamiento del sedimento como resultado del proceso de erosión local. Se reconocen zonas de socavación y deposición asociadas con la acción del flujo alrededor de la pila de puente.



Figura 38. Lecho poserosión.

Asimismo, se observa una socavación máxima de -18.2 cm aguas arriba de la pila acercándose a la bifurcación, atribuida al fenómeno conocido como el efecto Bulle, generado por la misma. Además, se observó una socavación significativa en las cercanías de las bifurcaciones,

con valores aproximados de -15.1 cm en el lado izquierdo y -13.9 cm en el lado derecho. También se presenta un modelo digital de elevación en la Figura 39 elaborado con *Surfer* (A) y *QGIS* (B), que permite visualizar con detalle las características y variaciones en el nivel del área estudiada.

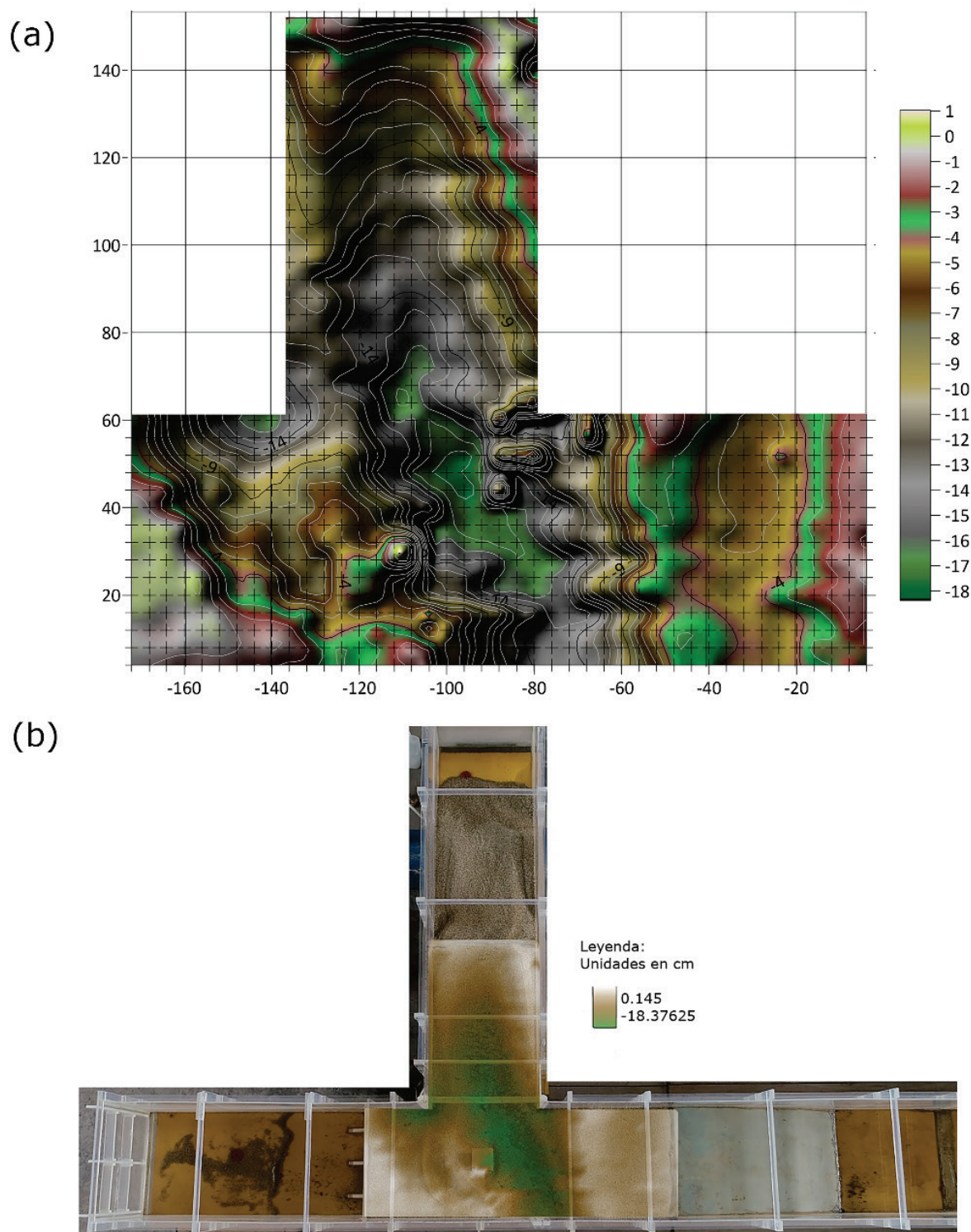


Figura 39. Esquema de resultados de la batimetría: (a) utilizando *software Surfer*, (b) utilizando *QGIS*.

Discusión

El análisis comparativo de la socavación en un canal de bifurcación con y sin pila presenta diferencias significativas en la formación, ubicación y dimensión de la erosión. Según Muriel (2023), cuando se tiene el modelo sin la pila, la socavación máxima es de -19.70 cm, ubicada específicamente en las cercanías de la derivación lateral, ya que en esta zona se generan vórtices producto de la presencia de la bifurcación. Por otro lado, cuando se tiene la presencia de la pila, la socavación se concentra aguas arriba, alcanzando un valor de -18.2 cm. Es importante resaltar que ambos estudios (el presente y el de Muriel) se desarrollaron en las mismas instalaciones y bajo las mismas condiciones de contorno y empleando el mismo tipo de sedimento, lo que permite atribuir las diferencias observadas principalmente a la influencia de la pila.

En zonas aguas abajo se presenta una socavación de -2.50 y -7 cm en el canal sin pila, mientras que con la presencia de esta se tienen valores de -6 a -9 cm, siendo posible identificar cómo la presencia de un obstáculo genera una distribución diferente en el transporte de sedimentos.

De igual forma, es posible validar cómo el efecto Bulle afecta el transporte de sedimentos y cómo la presencia de la pila puede intensificar las vorticidades, al modificar el patrón de socavación y sedimentación en el canal experimental.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en la presente investigación se basan en experimentos realizados con un único tipo de sedimento, lo cual constituye una limitación que debe considerarse en la interpretación de los efectos observados producto de la turbulencia y erosión alrededor de la pila. En este sentido, se recomienda la ejecución de futuros ensayos empleando sedimentos con diferentes granulometrías, a fin de evaluar el impacto de dicha variable.

Se identificó cómo la presencia de una pila de puente cuadrada llega a incrementar de modo considerable la socavación aguas arriba, pues se generan vórtices de herradura y el efecto Bulle proveniente de la bifurcación. En este estudio, la socavación máxima registrada en el canal se localizó aguas arriba, con un valor de -18.2 cm, lo que evidencia la intensidad de las fuerzas de corte en la base de la pila cambiando la zona de erosión, ya que se produce una erosión localizada.

Debido a la presencia de la pila, el efecto Bulle generado por la bifurcación se incrementa, lo que lleva a una distribución diferente de la energía, que afecta el transporte de sedimentos. Además, el ángulo de 90 grados de la bifurcación amplifica la interacción del flujo principal con el flujo al canal secundario y produce zonas de turbulencia significativas que generan una erosión mayor en zonas cercanas a la pila y en las esquinas de la bifurcación del mismo.

En el análisis de velocidades instantáneas en las diferentes direcciones del flujo se identificó una distribución compleja, la cual es producida por la presencia de la pila cuadrada. Aguas arriba de la pila se observa que la velocidad instantánea en la dirección del flujo U_x tiene valores máximos de 0.30 m/s cercanos a la velocidad media del flujo de

0.33 m/s. Los valores disminuían de forma progresiva hacia los extremos del canal principal debido a que se genera un comportamiento más uniforme. Aguas abajo de la pila, las velocidades presentaban una variación más representativa, pues los valores llegaban a un mínimo de 0.15 m/s cerca del lecho del canal; este comportamiento se atribuye al desprendimiento de los vórtices generados por la pila.

En las direcciones transversal (U_y) y vertical (U_z) de las velocidades instantáneas, se evidenció que las variaciones son menores aguas arriba de la pila, mientras que aguas abajo se experimentaron incrementos localizados cerca del centro de la estela turbulenta, donde las fluctuaciones fueron mayores debido a la generación de los vórtices y turbulencia generada por la presencia del obstáculo en medio del flujo (pila).

Las velocidades turbulentas presentaron los valores más altos cerca del lecho del canal a una altura de $z = 8$ cm con picos de 0.10 m/s en U'_x en la zona aguas arriba de la pila, en donde en el flujo, conforme se incrementa la altura ($z = 11$ cm), los valores de U'_x disminuyen a aproximadamente 0.06 m/s, lo cual indica una disipación de la energía turbulenta y una transición hacia un flujo más homogéneo. Por otro lado, en la componente vertical U'_z se observa cómo las velocidades turbulentas tienen un pico representativo en la zona de la pila debido a la formación de los vórtices en los alrededores de esta.

Las intensidades turbulentas se incrementan aguas abajo de la pila como resultado de la generación de vórtices inducidos por la presencia de la misma en el flujo. Además, los máximos se generan cerca del lecho del canal y disminuyen conforme la altura aumenta, lo que evidencia la interacción entre el flujo y la superficie del lecho, pues esto es un factor determinante en la formación de la turbulencia.

Después de analizar los resultados de las tensiones de Reynolds, se llegó a la conclusión de que la distribución del flujo es altamente influenciada por la interacción de la pila cuadrada con el mismo. En las tensiones de Reynolds τ_{xx} , en las zonas cercanas a la pila aguas abajo se identificaron tensiones máximas de 0.02 a 0.04 (m/s)² para una altura de $z = 8$ cm, valores que decrecen a menos de 0.015 (m/s)² para $z = 11$ cm; estas diferencias entre los valores reflejan la pérdida de intensidad en las fluctuaciones turbulentas conforme se incrementa la altura desde el lecho del canal. A medida que se incrementa la altura $z = 11$, los vórtices comienzan a perder fuerza, lo que se traduce en una reducción de las tensiones de Reynolds y una mayor uniformidad en el flujo.

Cerca del lecho del canal ($z = 8$ cm), las escalas de longitud de Kolmogórov fueron pequeñas, alcanzando valores en el rango de 0.1 a 0.3 mm, lo que refleja la presencia de estructuras turbulentas pequeñas y altamente energéticas.

La escala de tiempo de Kolmogórov, relacionada con la rapidez de disipación de la energía cinética turbulenta, mostró valores más bajos cerca del lecho ($z = 8$ cm), entre 0.01 y 0.03 s, lo cual evidencia un rápido intercambio de energía. A mayor altura ($z = 11$ cm), los valores aumentaron hasta 0.05 s, lo que refleja una disipación más lenta.

Las velocidades características de Kolmogórov alcanzaron valores en el rango de 0.01 a 0.03 m/s cerca del lecho, y disminuyeron a 0.005 y 0.015 m/s a mayor altura. Esto demuestra que las zonas turbulentas, responsables de la disipación de energía cinética turbulenta, son más dinámicas en las zonas cercanas al lecho.

El análisis de las tensiones de Reynolds τ_{xz} mostró un comportamiento característico en la interacción entre el flujo principal y

el lecho del canal, con valores entre 0.02 y 0.05 (m/s)² a una altura de $z = 8$ cm, y disminuyendo hasta 0.01 y 0.03 (m/s)² a medida que se llega a una altura de $z = 11$ cm. Se identifica que el vórtice longitudinal en la dirección vertical es el predominante, que crea una interacción entre el flujo y la base de la pila. Este vórtice se desarrolla aguas abajo creando gradientes de velocidad significativos en el plano xz, pero tiene mayor tamaño en la dirección de y, ya que en esta dirección se registraron los valores más grandes.

Referencias

- Abu-Dabous, S., & Feroz, S. (2020). Condition monitoring of bridges with non-contact testing technologies. *Automation in Construction*, 116, 103224. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2020.103224>
- Álvarez-Mejía, A. L. (2022). *Análisis del acabado superficial en pilas de puentes y su efecto en la profundidad de socavación, aplicando CFD* (Tesis de maestría). Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México. Recuperado de <http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/137719>
- Barros, J. S., & Echeverría, J. M. (2020). *Análisis experimental del funcionamiento de paneles sumergidos en el transporte de sedimentos alrededor de pilas de puentes con ADV* (tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional. Recuperado de <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/21009>
- Bateman-Pinzón, A., & Martín-Vide, J. P. (2011). *Erosión local en pilas de puente: los procesos y su mitigación. Aplicación al pabellón puente de la Expo 2008 de Zaragoza*. Recuperado de <https://upcommons.upc.edu/handle/2099/11632>

- Burgos-Flores, N. I. (2017). *Estimación del coeficiente de rugosidad de Manning mediante mediciones de velocidad y profundidad, empleando un molinete hidrométrico, en el río Chonta, Cajamarca, 2016* (tesis de licenciatura). Universidad Nacional de Cajamarca. Recuperado de <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/1507>
- Bulle, H. (1926). *Untersuchungen über die Geschiebeableitung bei der Spaltung von Wasserläufen: Modellversuche aus dem Flussbaulaboratorium der Technischen Hochschule zu Karlsruhe*. Düsseldorf, Alemania: VDI-Verlag.
- Cañas-Ramos, E. E. (2018). *Estudio de la socavación local en pilas circulares de puentes en lechos no cohesivos con modelación física en laboratorio* (tesis de pregrado). Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito. Recuperado de <https://repositorio.escuelaing.edu.co/handle/001/822>
- Cusba-Morales, D. S. (2011). *Estudio de las causas y soluciones estructurales del colapso total o parcial de los puentes vehiculares de Colombia desde 1986 al 2011, y la evaluación de las consecuencias del derrumbamiento de uno de ellos* (tesis de pregrado). Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10554/7494>
- Farroñan-Inoñan, R. W. (2022). *Defensa en pilas y estribos para puentes debido a los efectos de erosión local y socavación* (tesis de licenciatura). Universidad Católica Santo Toribio de Mogrovejo. Recuperado de <https://tesis.usat.edu.pe/handle/20.500.12423/5301>

- Fernández-Nualart, M. (2004). *Estudio de la evolución temporal de la erosión local en pilas de puente a largo plazo* (tesis de máster). Universitat Politècnica de Catalunya. Recuperado de <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/3343>
- Gallardo, K. (2019). *Demostración experimental del efecto de los paneles sumergidos en la erosión local de pilas de puentes cuadradas* (tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. Recuperado de <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/20172>
- Guevara-Álvarez, M. E. (2021). *Socavación en puentes: Evaluación, instrumentación y cálculo*. Popayán, Colombia: Editorial Universidad del Cauca. DOI: <https://doi.org/10.2307/j.ctv2cmr9r4>
- Hamad, K. M. A. (2015). *Submerged vanes turbulence: Experimental analysis* (tesis doctoral). Universitat Politècnica de Catalunya, Catalunya, España. Recuperado de <https://www.tesisenred.net/handle/10803/377436#page=1>
- Marín-Guzmán, C. R., & Maldonado-Noboa, J. S. (2022). Estudio de las causas del colapso de puentes en Ecuador (2000–2022). *MQRInvestigar*, 6(4), 368-395. DOI: <https://doi.org/10.56048/MQR20225.6.4.2022.368-395>
- Ministerio del Ambiente. (2017). *Tercera comunicación nacional del Ecuador sobre cambio climático*. Recuperado de <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/10/TERCERA-COMUNICACION-BAJA-septiembre-20171-ilovepdf-compressed1.pdf>

- Monleón, S. (2017). *Diseño estructural de puentes*. València, España: Editorial Universitat Politècnica de València. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/396520010/Diseno-Estructural-de-Puentes-Salvador-Monleon>
- Muriel, Á. (2023). *Análisis experimental del transporte de sedimentos en la derivación a 90 grados de un canal de laboratorio en condiciones de lecho fijo* (tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. Recuperado de <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/24515>
- Pope, S. B. (2000). *Turbulent flows*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9781316179475>
- Posada, J. (1998). *Determinación del coeficiente de rugosidad en canales naturales*. Medellín, Colombia: Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Rivera-Soler, L., Daza-Ramírez, D. F., & Torres, C. E. (2022). Influencia de la granulometría, forma de pila y parámetros hidrológicos en la socavación. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 32(2), 27-42. DOI: <https://doi.org/10.18359/rcin.5257>
- Rocha-Felices, A. (1998). *Introducción a la hidráulica fluvial*. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería.
- Rodríguez-Beltrán, E. (2007). *Estudio experimental de la evolución temporal de la erosión local en pilas de puentes circulares* (tesis de máster). Universitat Politècnica de Catalunya, España. Recuperado de <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/4383>

- Shields, A. (1936). *Application of similarity principles and turbulence research to bed-load movement* (Hydrodynamics Laboratory Publication No. 167). Pasadena, USA: California Institute of Technology, Soil Conservation Service
- SonTek. (2018). *FlowTracker User's Manual 1.6: Software version 1.6, Firmware version 1.3*. Recuperado de www.sontek.com
- Tapia, G., Molina, P., Pérez, B., & Torres, A. (2012). *Metodología para la medición de la velocidad de flujo en un río en el diagnóstico de la socavación en pilas de un puente, utilizando un dispositivo electrónico*. México: Instituto Mexicano del Transporte. Recuperado de <https://www.imt.mx/archivos/publicaciones/publicaciontecnicapt356.pdf>
- Torres, L. (2019). *Análisis experimental de la socavación local en pilas de sección circular en puentes. Modelo en laboratorio* (tesis de pregrado). Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Colombia. Recuperado de <https://repositorio.escuelaing.edu.co/handle/001/1019>
- Voulgaris, G., & Trowbridge, J. (1998). Evaluation of the Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) for turbulence measurements. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 15(1), 272-289. DOI: [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(1998\)015<0272:EOTADV>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(1998)015<0272:EOTADV>2.0.CO;2)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-05

Artículos

Balance hídrico en regiones cafeteras mediante el déficit de evaporación

Water balance in coffee-growing regions through evaporation deficit

Fernando Reyes-González¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-6493-3642>

Arturo Galvis-Spinola², ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-3112-3674>

Teresa Marcela Hernández-Mendoza³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-3763-2554>

Juan José Almaraz-Suárez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2696-2684>

Alejandro Alarcón⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7212-7751>

¹Colegio de Postgraduados, Postgrado en Edafología, Texcoco, México, frg_58@hotmail.com

²Colegio de Postgraduados, Postgrado en Edafología, Texcoco, México, galvis@colpos.mx

³Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Irrigación, Texcoco, México, thernandezm@chapingo.mx

⁴Colegio de Postgraduados, Postgrado en Edafología, Texcoco, México, jalmaraz@hotmail.com

⁵Colegio de Postgraduados, Postgrado en Edafología, Texcoco, México, aalarconcp@gmail.com

Autor para correspondencia: Arturo Galvis-Spinola, galvis@colpos.mx

Resumen

La zonificación del área cafetera mexicana se realiza de forma geográfica, pero dada la diversidad climática de esta, dicha clasificación difícilmente capta la homogeneidad ambiental y no representa las condiciones adaptativas del cultivo. Con la evapotranspiración se pretende identificar la salida de humedad regional y, aunque es aceptada por la academia, es estimada y la calidad de la información generada depende de la capacidad predictiva del algoritmo o de la eficiencia del modelo empleados. Por ello, se propuso un indicador evaluativo del balance hídrico (B_H) del área cafetera de Oaxaca, Puebla y Veracruz, con los periodos húmedos y secos definidos por su pluviosidad. Se colectaron datos mensuales de precipitación y evaporación del área estudiada (1921-2018), cuyo cociente se denominó "déficit de evaporación (D_E)" ($D_E > 1.0$: exceso, $D_E < 1.0$: déficit). La estación húmeda (P_H = junio: septiembre) y seca (P_S = noviembre: abril) fueron delimitadas con P_H ; el mes más lluvioso anual se concretó con zonas con pluviosidad homogénea (P_{P6} = junio, P_{P7} = julio, P_{P8} = agosto, P_{P9} = septiembre); con el cálculo del D_E y su modificación, el D_{EP1} (cociente del D_E en P_S vs. D_E anual y su relación con el D_E en enero) se delimitaron zonas con humedad homogénea, y se validó D_{EPH} con la tendencia en P_S y el cálculo del D_E por mes y sitio específicos. D_{EP1} es un índice climático que detecta variaciones temporales y espaciales del B_H de áreas cafeteras ($R^2 = 0.92$), y

contribuirá a gestionar los recursos hídricos y evaluar la adaptación ambiental del cultivo.

Palabras clave: lluvia, evaporación, zonas climáticas, evapotranspiración, cafetal, México.

Abstract

Mexican coffee-growing area is zoned geographically, but given its climatic diversity, this classification hardly captures environmental homogeneity and does not represent the adaptive conditions of the crop. Evapotranspiration is intended to identify the regional moisture output and, although it is accepted by academia, it is estimated, and the quality of the information generated depends on the predictive capacity of the algorithm or the efficiency of the model used. Therefore, an evaluative indicator of the water balance (B_H) of the coffee-growing area of Oaxaca, Puebla and Veracruz was proposed with the wet and dry periods defined by their rainfall. Monthly precipitation and evaporation data were collected from the area studied, whose quotient was called "evaporation deficit (D_E)" ($D_E > 1.0$: excess, $D_E < 1.0$: deficit). The wet season (P_H = June-September) and dry season (P_S = November-April) were delimited, with P_H ; and the rainiest month of the year, areas with homogeneous rainfall were delimited (P_{P6} = June, P_{P7} = July, P_{P8} = August, P_{P9} = September); with the calculation of the D_E and its modification, the D_{EP1} (quotient of the D_E in P_S vs. annual D_E and its relation to the D_E in January) areas with homogeneous humidity were delimited and D_{EPH} was validated with the trend in P_S , and the calculation of the D_E by month and specific site. D_{EP1} is a climatic index that detects temporal and spatial variations in the B_H

of coffee-growing areas ($R^2 = 0.92$) and will contribute to managing water resources and evaluating the environmental adaptation of the crop.

Keywords: Rainfall, evaporation, climatic zones, evapotranspiration, coffee growing, Mexico.

Recibido: 11/11/2024

Aceptado: 22/04/2025

Publicado *ahead of print*: 25/06/2025

Versión final: 01/01/2026

Introducción

México se sitúa en el undécimo lugar de países exportadores de café a nivel mundial, con el envío de 177.3 mil toneladas de café verde en el ciclo 2021-2022 (ICO, 2024), mientras que la producción nacional fue de 1.06 millones de toneladas de café cereza en 699.5 mil hectáreas, distribuidas en 14 estados en el ciclo 2023-2024 (SIAP, 2024). En dichas entidades, los ambientes de producción son diferentes y se pueden estudiar con el análisis del clima; asimismo, es posible identificar zonas con condiciones ambientales homogéneas (Bunn, Läderach, Pérez-Jimenez, Montagnon, & Schilling, 2015) para apoyar la toma de decisiones en la planeación agrícola y prevenir efectos adversos en la producción del mismo sector (Lara-Estrada, Rasche, & Schneider, 2017).

La irregularidad de la ocurrencia de la precipitación afecta el crecimiento y desarrollo de las plantaciones, fomenta la incidencia de plagas y enfermedades, y restringe su productividad (Weldemichael & Teferi, 2019). La precipitación y su estacionalidad han sido valoradas

como los factores climáticos más importantes, tanto es así que en el periodo 1979-2013 en Etiopía, ambas variables tuvieron 55 y 17 % de relevancia, respectivamente, para determinar el éxito del cultivo de café (Chalchissa, Diga, & Tolossa, 2022); sin embargo, se ha determinado que en tres cuartas partes del mundo no se pueden detectar cambios en la aridez, pues no muestran patrones sólidos a esa escala (Greve *et al.*, 2014).

En Tanzania, tras el estudio del efecto del calentamiento global, se determinó que incluso bajo un sistema de producción agroforestal, para 2100 se reduciría en 91 % el área apta para el cultivo, por la disminución en 100 mm de la precipitación y el aumento de la temperatura mínima en 1 °C (Cassamo *et al.*, 2023). En Zimbabue se estima que para 2050 la precipitación acumulada entre junio y agosto será el factor más importante para delimitar áreas aptas para el cultivo (Chemura, Kutwayo, Chidoko, & Mahoya, 2016), mientras que el pronóstico para Martinica al 2100 señala que la precipitación condicionará la producción de café si supera los 3 000 mm anuales (Claude, 2016).

En cuanto a México y Guatemala, se cree que el área cultivable de café se reducirá en 29 y 19 %, respectivamente, para 2050, por efecto de la baja de la precipitación (de 1 670 a 1 600 mm año⁻¹) y el aumento en 2 °C de la temperatura máxima (Ovalle-Rivera, Läderach, Bunn, Obersteiner, & Schroth, 2015).

De acuerdo con el estudio de Ruelas-Monjardín, Nava-Tablada, Cervantes y Barradas (2014), se plantea que hay un cambio en la pluviosidad en regiones cafeteras de Veracruz, pues se detectó la reducción de la precipitación a razón de 1.7 mm año⁻¹, después de evaluar el periodo 1948-2008. En Tanzania ocurrió lo contrario, porque con la influencia de los fenómenos El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) y el Dipolo

del Océano Índico (DOI) se ocasionó un incremento de 22.7 mm año⁻¹ en la lluvia, incluso se recorrió el mes más lluvioso de abril a mayo en el periodo 2001-2019 (Wagner, Jassogne, Price, Jones, & Preziosi, 2021). De esta variable, se espera que haya una disminución de 70 mm en Centroamérica (Ovalle-Rivera *et al.*, 2015), y del 5.6 al 28.7 % en Zimbabwe para 2050 (Chemura *et al.*, 2016); mientras que en Veracruz habrá una disminución del 5.5 % entre 2050 y 2080 (Granados-Ramírez, Barrios, De-la-Paz, & Peña-Manjarrez, 2014), considerando la reducción de hasta 700 mm para 2100 (Esperón-Rodríguez, Bonifacio-Bautista, & Barradas, 2016) y del 10 % para finales del siglo XXI (Brigido, Nikolskii, Terrazas, & Herrera, 2015).

La delimitación de zonas cafeteras en México se ha realizado geográficamente (Guajardo-Panes, Díaz-Padilla, López-Morgado, Hunter, & Hernández-Martínez, 2020) y en otros casos se ha empleado la zonificación agroecológica para determinar áreas aptas para el mismo cultivo. Por ejemplo, en Guerrero se delimitaron áreas con potencial para el cultivo de café con base en la altitud, pendiente del terreno, precipitación, temperatura media y tipo de suelo (González & Hernández, 2016); en Chiapas se hizo un ejercicio similar con las mismas variables (Quiroz-Antunez, Monterroso-Rivas, Calderón-Vega, & Ramírez-García, 2022), pero con distintos rangos; en Veracruz, la zonificación se llevó a cabo con base en técnicas de percepción remota con enfoque sobre sistemas de información geográfica (SIG), clasificación de tierras y conocimiento local (Bautista-Calderon, Gutiérrez-Castorena, Ordaz-Chaparro, Gutiérrez-Castorena, & Cajuste-Bontemps, 2018); en Tabasco se procedió de acuerdo con la propuesta de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) de 1981, para las condiciones actuales y el escenario del

calentamiento global, con la ayuda del modelo de trayectorias de concentración representativa (RCP8.5) con cinco variables de clima y seis del suelo (Aceves-Navarro *et al.*, 2018); en Martinica (Pineda & Suárez, 2014), Venezuela (Claude, 2016) y Angola (Baltazar-Silva *et al.*, 2020) se consideraron criterios geomorfológicos, de suelos, climáticos y los requerimientos edafoclimáticos del cultivo integrados en un SIG; en Perú, Salas-López *et al.* (2020) realizaron la zonificación por medio de una estructura jerárquica basada en variables climáticas, edáficas, fisiográficas, socioeconómicas y fitosanitarias.

Los ejemplos anteriores de zonificación implican el análisis de las variables de suelo, clima y cultivo, donde la escasez de datos que sean confiables limita el éxito de este tipo de estudios. Por tales razones, es necesario aprovechar la información existente, como los registros históricos de la precipitación y evaporación. De acuerdo con lo anterior, para evaluar la variabilidad espacial y temporal de la lluvia se han desarrollado propuestas como el índice de precipitación estandarizada (SPI), para categorizar la precipitación observada como una desviación estandarizada con respecto a una función de distribución de probabilidad de la misma lluvia (McKee, Doesken, & Kleist, 1993). En cuanto a la evaporación, Wang-Erlandsson, van der Ent, Gordon y Savenije (2014), al determinar que pocos modelos de la superficie terrestre analizan y evalúan su partición, según el uso de la tierra sin examinar su trayectoria posterior en la atmósfera, desarrollaron el modelo simple de evaporación terrestre a atmósfera (STEAM), el cual es útil para comprender los vínculos entre el uso de la tierra y los recursos hídricos para el seguimiento de la humedad atmosférica.

Por lo anterior, en la presente investigación se propone emplear el cociente entre las entradas de humedad (precipitación) y sus salidas

(evaporación), como un indicador del balance hídrico que denominamos “déficit de evaporación”, para evaluar las condiciones hídricas en todos los municipios cafeteros de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México.

Materiales y métodos

Registro de la información

El trabajo se desarrolló con base en la información de 158 estaciones climáticas vigentes (1921-2018), ubicadas en todos los municipios cafeteros de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México (Figura 1). De acuerdo con el SIAP (2024), estos tres estados representan el 50 % de la superficie cafetera cultivada del país; aunque las estaciones climáticas no tienen una distribución homogénea en los municipios cafeteros de estudio, son todas con las que se dispone y representan las regiones cafeteras en estudio. De dichas estaciones climáticas se registró su clave, nombre, altitud, coordenadas, años de servicio (Conagua & SMN, 2024) y subprovincia fisiográfica (INEGI, 2001). La información recabada se digitalizó con el uso del *QGIS* (QGIS Development Team, 2024) como sistema de información geográfico, por su eficacia y ser *software* libre. Todos los procedimientos estadísticos se analizaron con el *software R* (R Core Team, 2024).

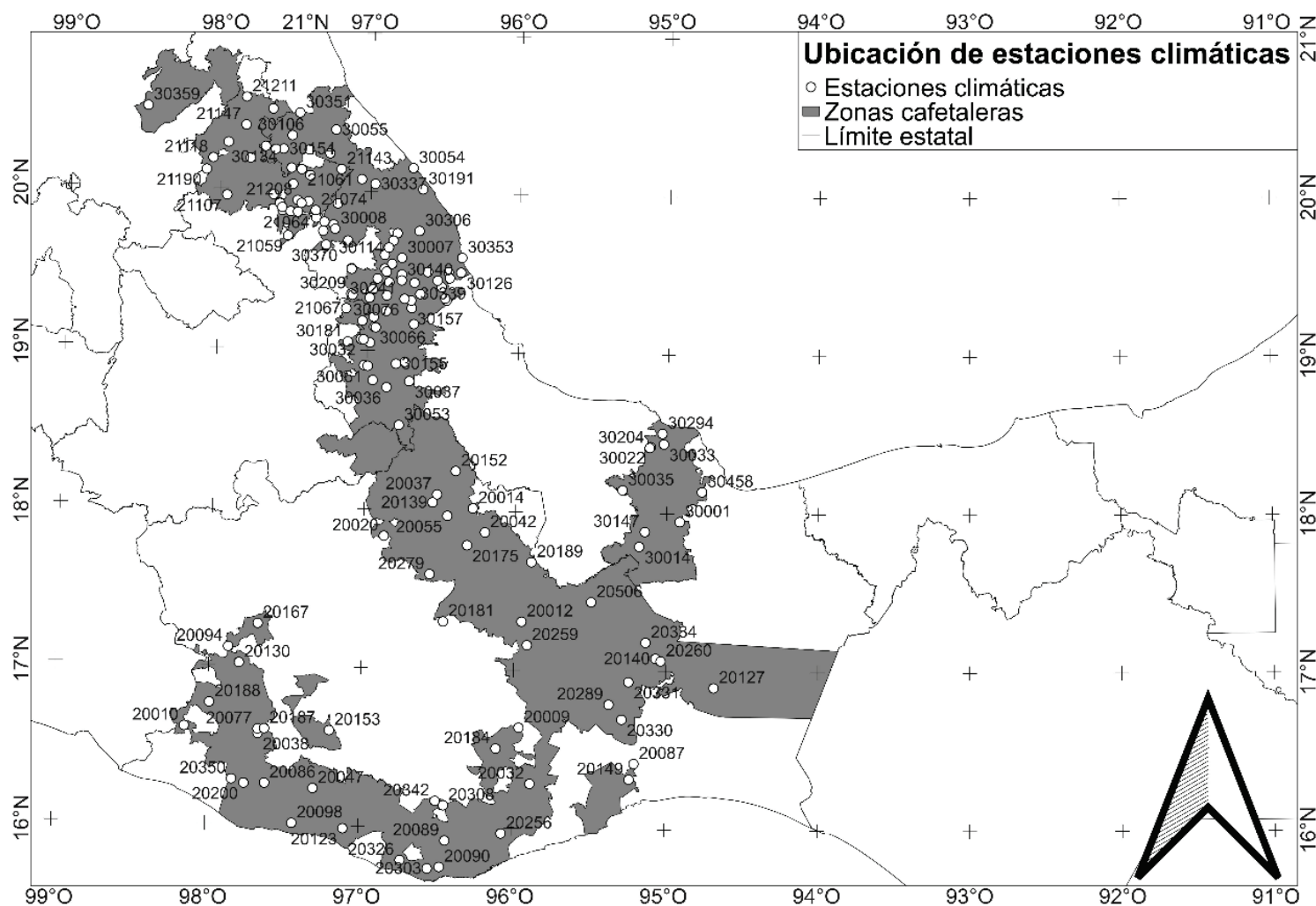


Figura 1. Ubicación y clave de las 158 estaciones climáticas empleadas en el estudio del ambiente en las zonas cafetaleras de los estados de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México. Los datos fueron colectados de Conagua y SMN (2024).

Para garantizar la reproducibilidad del estudio, así como evaluar la calidad y confiabilidad de los resultados generados, se realizaron una serie de procedimientos previos, como la presencia de puntos de influencia,

que son valores atípicos o significativamente alejados del resto de los datos por no tener evidencias que sustenten su existencia, ya sea por ser extremadamente altos o bajos respecto al resto de las observaciones. Su influencia desproporcionada en los análisis estadísticos solo distorsiona las medidas de tendencia central (media, mediana) y de dispersión (desviación estándar), y afecta los resultados de los análisis. Se eliminaron los valores atípicos que excedían tres desviaciones estándar de la media, previo a la imputación de dichos valores por interpolación lineal, así como su transformación logarítmica para mejorar la normalidad de su distribución. Se verificó la normalidad de las variables mediante la prueba de Shapiro-Wilk.

Estimación de datos faltantes

Surgen por diversas razones atribuible a errores de medición, pérdida de información o simplemente que no fueron recabados, razón por la cual se deben evaluar para evitar sesgos y obtener resultados confiables. La forma en que se procedió ante tales situaciones fue a través de la imputación: se reemplazaron los valores faltantes por la medida de tendencia central de la variable. Donde fue posible, se emplearon modelos de regresión para predecir los valores faltantes a partir de otras variables, estimando los parámetros del modelo teniendo en cuenta la información sobre los datos faltantes.

Análisis de la información

Las variables consideradas en todos los casos fueron la precipitación pluvial mensual total (P_p), evaporación mensual total (E_v) y el valor anual de ambas variables (1921-2018). El ámbito de exploración de la pluviosidad anual en la región en estudio varió de 423.3 a 5 985.3 mm distribuida mensualmente en distintas cantidades (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución de frecuencia (en porcentaje) de la proporción de la lluvia mensual respecto a la total anual en las zonas cafeteras de los estados de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México.

Rango (%)	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
	Frecuencia (%)											
< 3	70	78	79	53	4						25	56
3.1-6	29	22	21	47	57					4	47	39
6.1-9	1			1	34	3	3	1		37	25	4
9.1-18					5	63	61	70	38	59	3	
> 18.1						34	36	29	62			
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

La lluvia se distribuye en dos periodos: P_S = de noviembre a abril; P_H = de junio a septiembre, donde $P_S < P_H$ en todos los casos, mientras que la que se presenta en mayo y octubre es de transición a P_H y P_S , respectivamente. En el P_H se observaron diferencias en la ocurrencia del mes más lluvioso, lo que permitió clasificar la zona de acuerdo con dicho criterio. Para verificarlo, se calculó el patrón promedio de cada mes en el

P_H y se correlacionó con el que presenta cada estación climática involucrada.

Como procedimiento alternativo para mejorar la evaluación de la pluviosidad se empleó el déficit de evaporación (D_E), que es el cociente de la precipitación total (P_P) y la evaporación total (E_V): $D_E = P_P/E_V$, como indicador del balance entre entradas y salidas hídricas, ya sea por exceso ($D_E > 1.0$) o déficit ($D_E < 1.0$) de humedad. Se calculó el D_E mensual y anual por estación climática, y para su evaluación se agrupó la información en dos bases de datos como consecuencia del patrón de la distribución de la P_P . Se procedió de dos maneras:

a) Se dio seguimiento a la agrupación del patrón de la P_P que se estableció con base en el mes más lluvioso y definió la tendencia que describe el D_E , lo que se analizó a través de la correlación entre cada estación previo agrupamiento por la pluviosidad de cada mes en P_H y el promedio observado en cada zona.

b) Se promedió el D_E en el P_S para obtener su valor por estación durante dicho periodo y se calculó su proporción respecto al D_E anual (D_{EP1}). Se correlacionó el D_{EP1} con el D_E mensual de cada estación, cuya tendencia en enero fue la relación más estrecha ($r = 0.96$) entre ambas variables en todos los casos. De ahí se eligieron tres rangos del D_{EP1} (< 0.2 ; 0.21 a 0.59 ; > 0.6) para hacer una nueva agrupación de las estaciones de la región en estudio para estimar el D_E mensual de cada estación.

El desarrollo del trabajo se hizo a través de relaciones cuantitativas entre las distintas variables mediante técnicas de regresión, correlación, valores estadísticos básicos como el mínimo, promedio, máximo, desviación estándar y distribución de frecuencias. En el caso de las

regresiones generadas, el modelo $Y = f(x) + e$ representa a una función determinística que incluye el componente aleatorio “e”. Con base en lo mencionado, se evaluó el impacto de la variable independiente (X , tiempo) sobre la dependiente (Y , clima), donde los coeficientes miden el impacto de una variable sobre la otra. La sumatoria de cada error (Y observada, Y estimada) cancelan los errores; en términos estadísticos, la esperanza matemática de los errores es igual a cero. El objetivo es minimizar los errores para estimar b_0 y b_1 para obtener la regresión a través del estimador de mínimos cuadrados ordinarios.

En los modelos de regresión se evaluó la significancia individual de cada variable y la de la ecuación completa. En el primer caso se analizaron las variables una por una a través de su hipótesis nula (H_0):

$$H_0: B(X_i) = 0$$

Si esto ocurre, B no impacta a Y . Su evaluación estadística es: $\text{Prob} > |t| < 0.05$. Esto significa que si la probabilidad del valor absoluto del valor de t estadístico es menor a 0.05 será significativo, en la que t se refiere a la prueba de t de *Student*. Para la significancia conjunta o global:

$$H_0: B(X_1) = B(X_2) = B(X_3) = 0 \text{ y su prueba es: } \text{Prob} F > |F| < 0.05$$

Si se cumple, se está en una significancia global, pero sin percibir la significancia individual de cada variable. Para evitar afectar los resultados se procedió con pruebas como multicolinealidad y heterocedasticidad, donde se correlacionan cada una de las variables

entre sí y se determina el grado de relación entre cada una, ya que de encontrarse en tal situación se incurriría en multicolinealidad, lo que se evaluó mediante el factor de inflación de la varianza (VIF) a través de los siguientes pasos:

- a) Se obtiene la función $X: X_1 = f(X_n)$ donde X_n son las variables independientes.
- b) Se obtiene la R^2 del modelo (en X_1 como variable dependiente).
- c) La VIF de $X_1 = 1/(1 - R^2 \text{ del modelo en } X_1)$.
- d) Regla de decisión: $VIF X_1 > 10$ hay multicolinealidad.
- e) Se retira la variable X_1 del modelo.

La heterocedasticidad se trabajó con el supuesto de Gauss-Markov que considera constante la varianza del error a lo largo de las observaciones. Cuando se cumple, se dice que tiene homocedasticidad:

$$Var(error) = s^2 (constante)$$

De lo contrario, la varianza del error se representará con el modelo:

$$Var(error) = s^2 W (variable)$$

Las decisiones que se toman en los modelos están sujetas al error tipo I y al error tipo II, en el que ambos están relacionados entre sí, porque al tratar de minimizar el error tipo I, se aumenta el error tipo II y viceversa, por lo tanto, siempre se cometen estos errores. Por eso se debe

decidir qué tipo de error se desea minimizar. La hipótesis nula se formula con la idea de ser rechazada y la alternativa no. Las hipótesis se pusieron a prueba a través de la recolección de los datos y el cálculo de los promedios para aceptar o rechazar el planteamiento, según haya sido el caso.

Resultados

El periodo lluvioso en la región que comprenden los tres estados ocurre entre junio y septiembre, pero su patrón difiere cuando se trata de destacar el mes más lluvioso de la temporada (Figura 2).

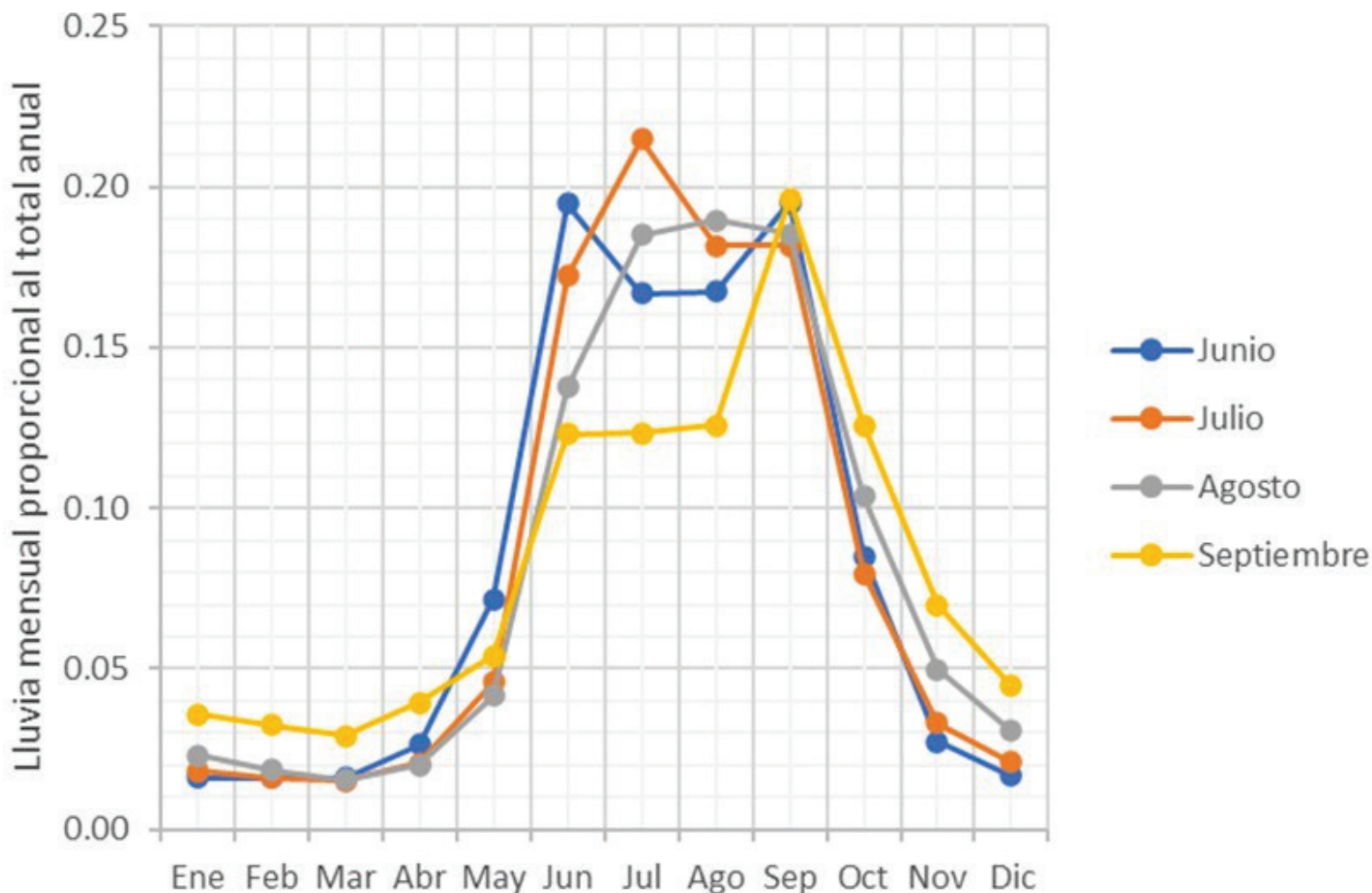


Figura 2. Patrón de lluvias en las zonas cafeteras en Oaxaca, Puebla y Veracruz, México, agrupados por el mes más lluvioso en proporción a la anual.

La prueba de correlación detectó que cada estación agrupada según el mes más lluvioso en el P_2 fue la correcta, pues para junio, julio, agosto y septiembre se tuvo un coeficiente de correlación mayor o igual a 0.9 en 100, 100, 95 y 98 %, respectivamente, de las estaciones climáticas evaluadas. La distribución geográfica de la precipitación pluvial basada en

el patrón descrito por el mes más lluvioso de la temporada se presenta en la Figura 3.

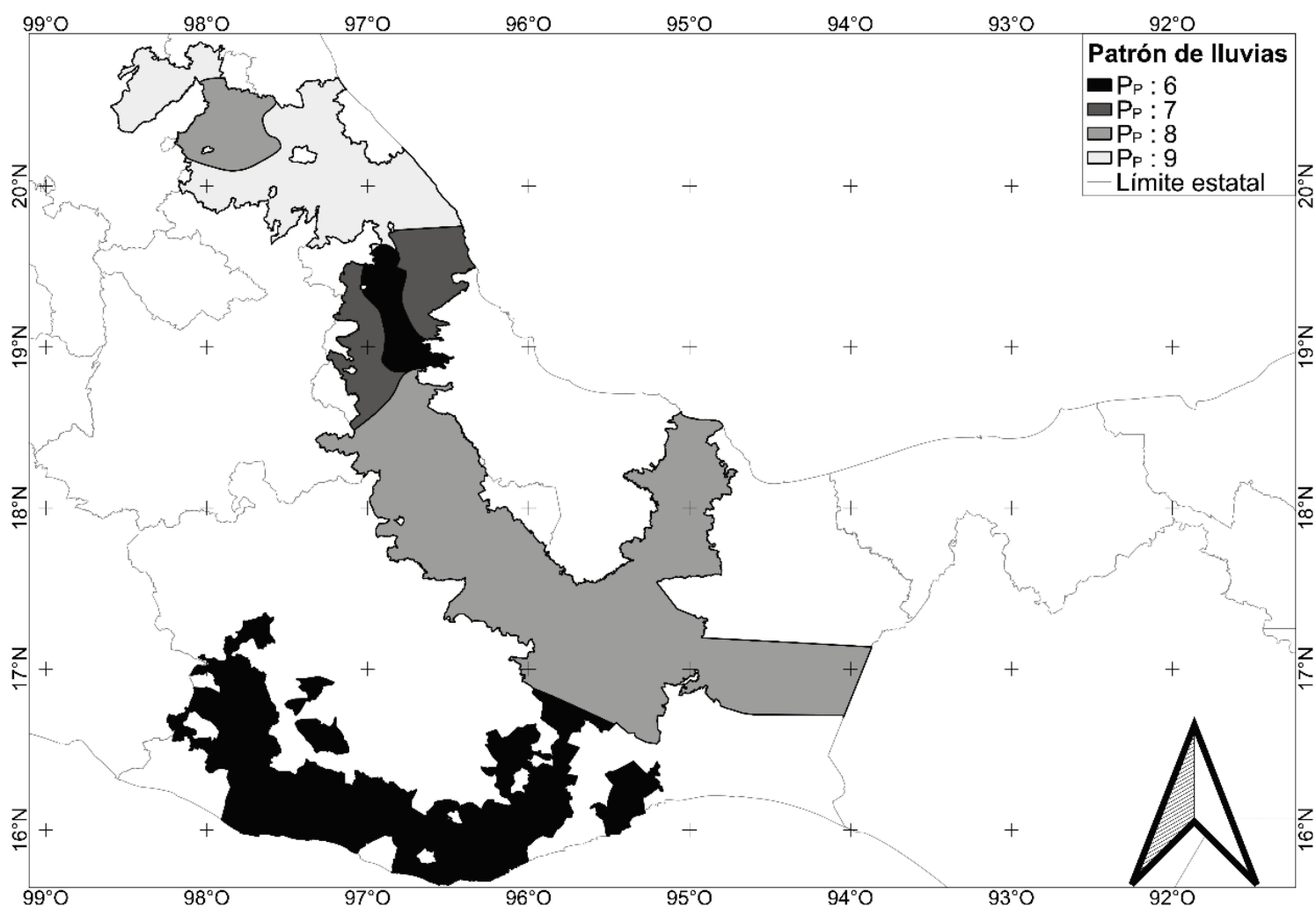


Figura 3. Patrón de lluvias en las zonas cafeteras de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México, de acuerdo con el mes más lluvioso de la temporada.

El análisis del D_E se realizó con el mismo criterio de agrupación que se llevó a cabo para el caso de la precipitación pluvial, en el que se apreciaron cuatro zonas con una tendencia cuadrática durante los meses menos lluviosos (noviembre a abril) y diferente magnitud (Figura 4).

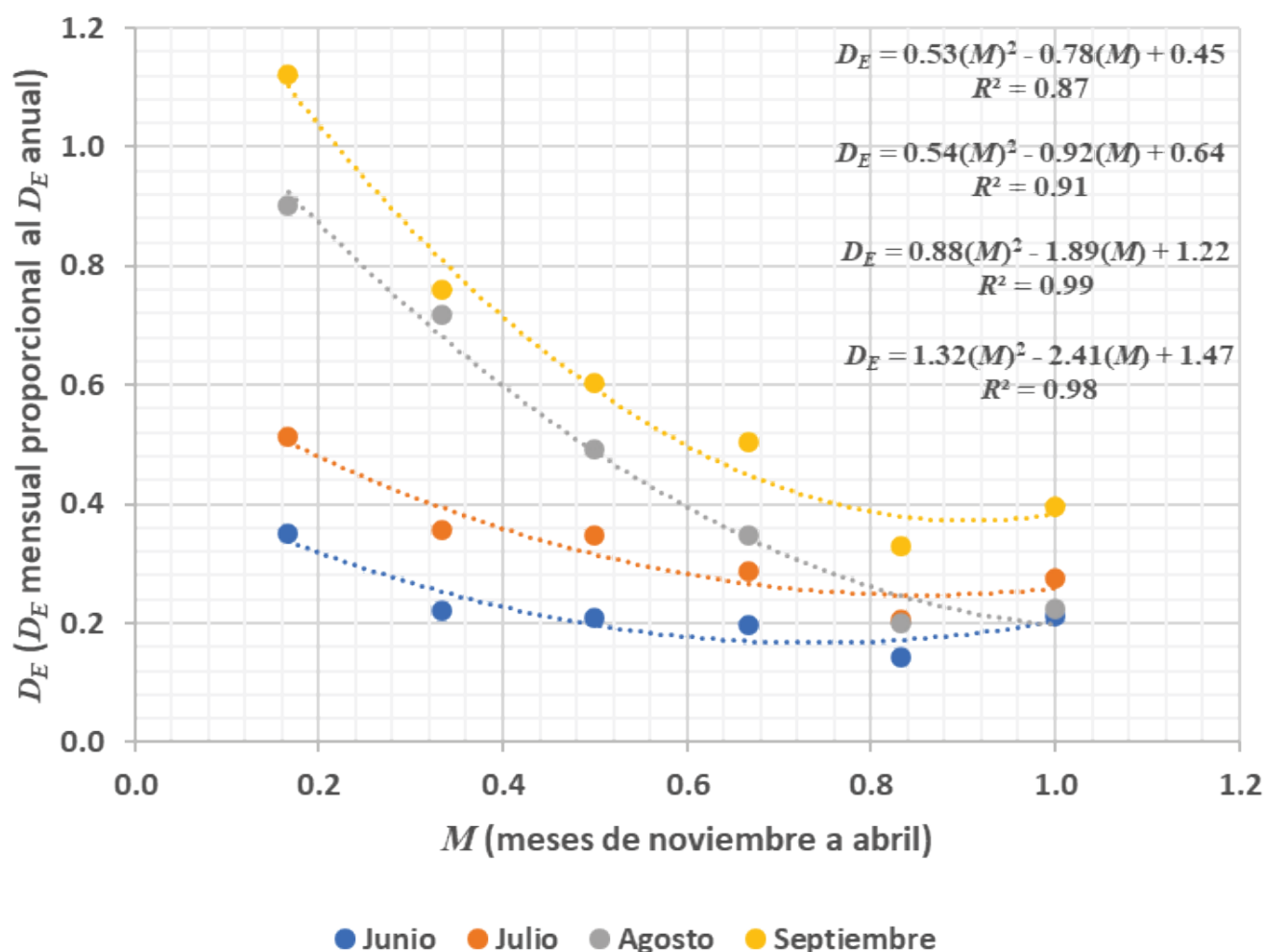


Figura 4. Variación del déficit de evaporación (D_E) durante los meses menos lluviosos en las zonas cafeteras de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México, agrupados con base en el mes más lluvioso de la temporada; M es la codificación de los meses iniciando en noviembre y cada uno en proporción al número 6.

Al agrupar las estaciones con base en el mes de mayor pluviosidad de la temporada, se obtuvo una tendencia cuadrática en todos los casos; sin embargo, al correlacionar esto con el D_E registrado en las estaciones climáticas ubicadas en cada zona se obtuvieron los siguientes parámetros: junio, $r > 0.95$ en 95 % de los casos; julio, $r > 0.95$ en 100 %; agosto, $r < 0.95$ en 39 %; septiembre, $r < 0.95$ en 49 %, lo que indica que el D_E en la región en estudio no se distribuye de manera similar a la precipitación. Como alternativa, se empleó el indicador D_{EP1} (cociente del D_E en P_S vs. D_E anual) y su relación con el D_E en enero, con el cual se generaron tres rangos del D_{EP1} (< 0.2 ; 0.4 ; > 0.6), que se emplearon como criterio para agrupar las estaciones climáticas de la región (Tabla 2) y su tendencia en P_S (Figura 5).

Tabla 2. Proporción del déficit de evaporación mensual (D_{EM}) respecto al anual (D_{EA}), agrupado por el cociente del D_{EM}/D_{EA} en el periodo de noviembre a abril (D_{EP1}) en las zonas cafeteras de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México.

D_{EP1}	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
< 0.2	0.10	0.10	0.07	0.13	0.64	2.47	2.31	2.45	2.94	1.11	0.26	0.11
0.21-0.59	0.42	0.34	0.23	0.29	0.50	1.65	1.89	1.77	2.41	1.32	0.73	0.49
> 0.6	0.72	0.56	0.35	0.39	0.47	1.13	1.29	1.31	2.23	1.65	1.21	0.98

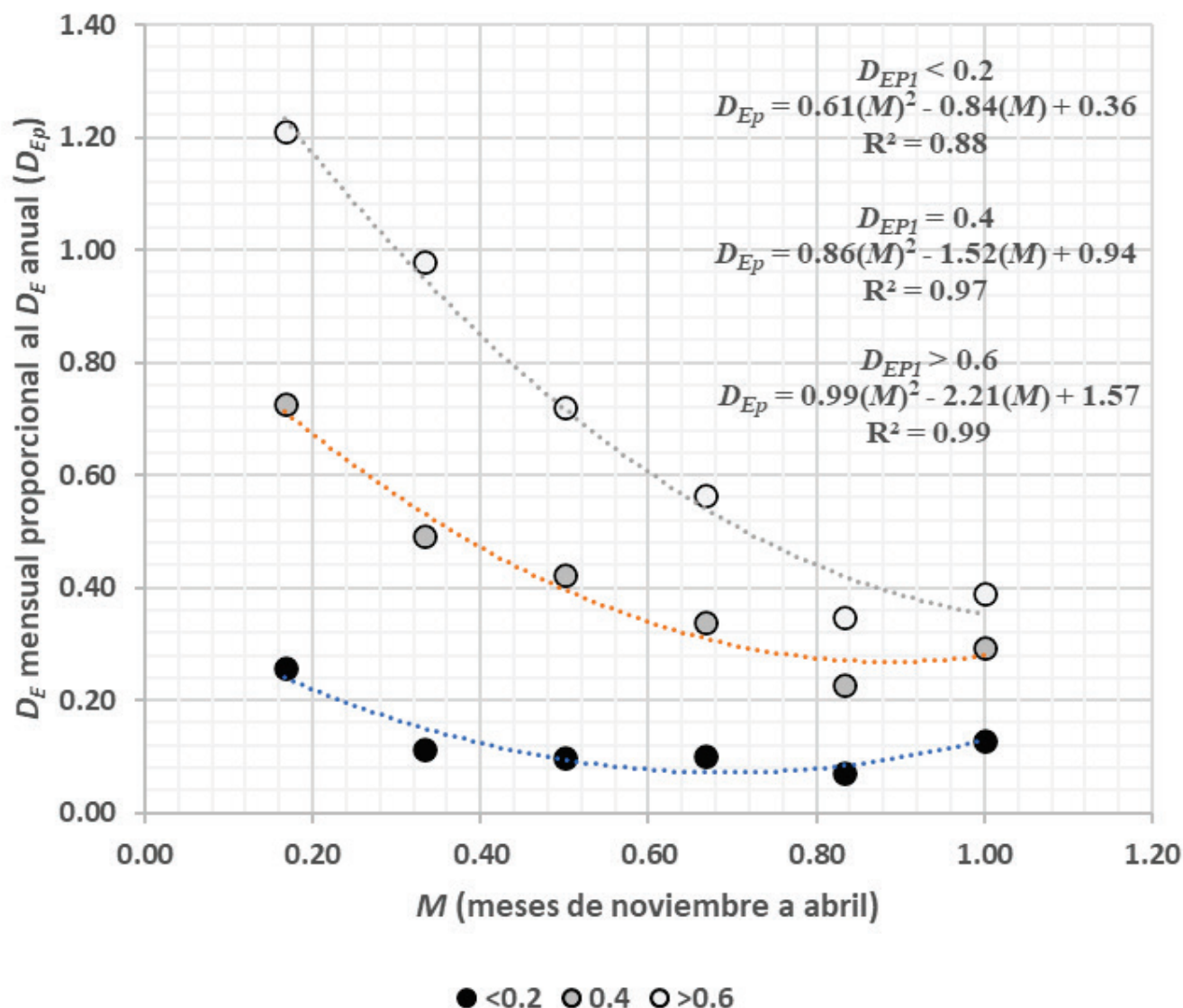


Figura 5. Variación del déficit de evaporación (D_E) entre noviembre y abril en las zonas cafeteras de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México, agrupados con base en el cociente del D_E mensual de dicho periodo y el D_E anual (D_{EP1}); M : codificación de los meses iniciando en noviembre y cada uno en proporción al número 6.

Con base en la agrupación presentada en la figura en discusión, se elaboró el mapa que muestra la distribución geográfica de los cambios en el D_E que ocurre en la región en estudio (Figura 6).

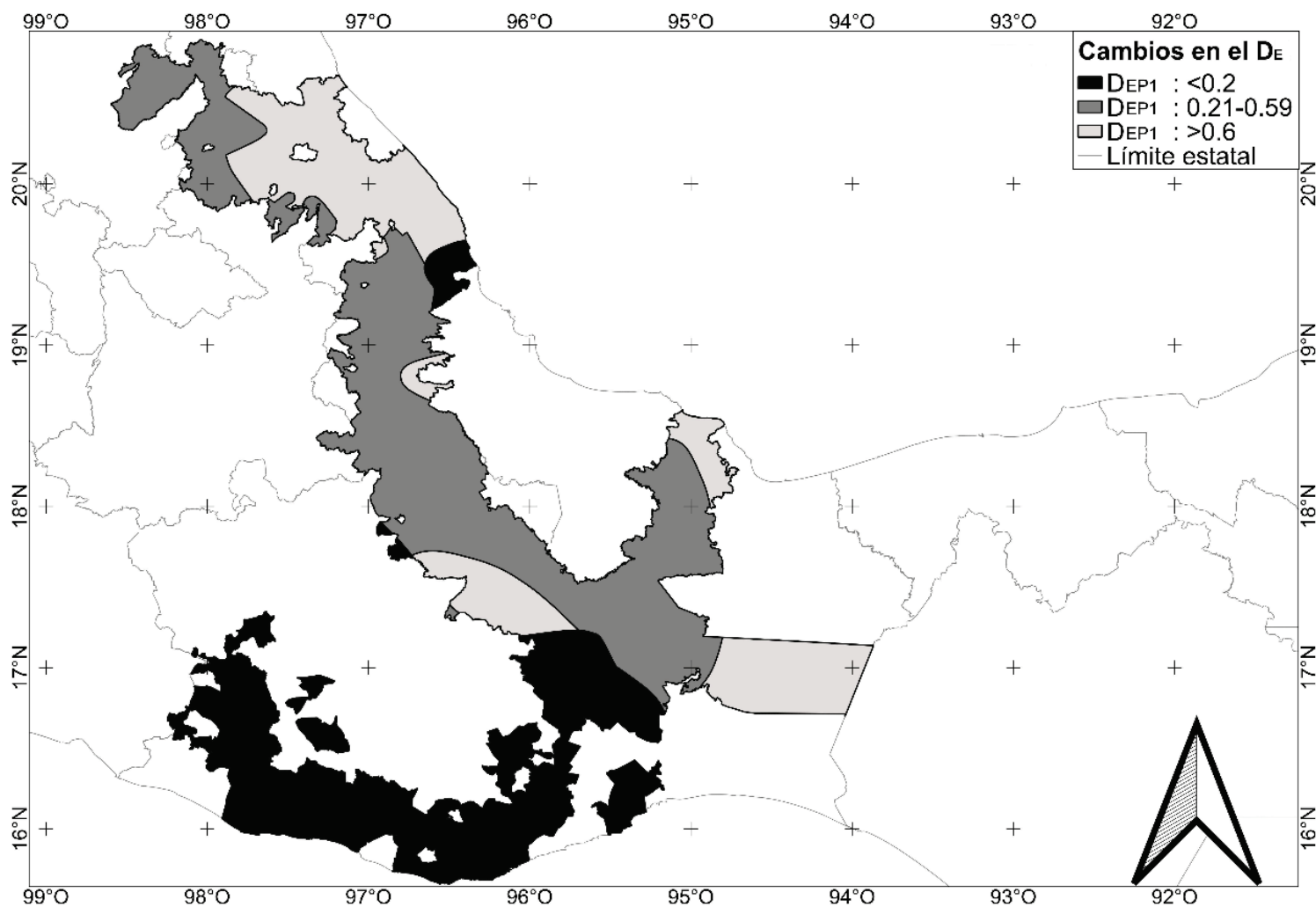


Figura 6. Distribución geográfica del cociente entre el déficit de evaporación (D_E) mensual de noviembre a abril y el anual (D_{EP1}) en las zonas cafeteras de los estados de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México.

Cuando se desee conocer el D_E para un mes en particular y sitio específico en cualquiera de las áreas cafeteras en Oaxaca, Puebla o Veracruz, solo se requiere saber el D_E anual y la ubicación geográfica de interés (Figura 6). Así, se multiplica el D_E anual del sitio de interés por el coeficiente de la Tabla 2, según el D_{EP1} (Tabla 2) y el mes deseado. La correlación del D_E mensual estimado respecto al D_E mensual observado por estación climática se presenta en la Figura 7.

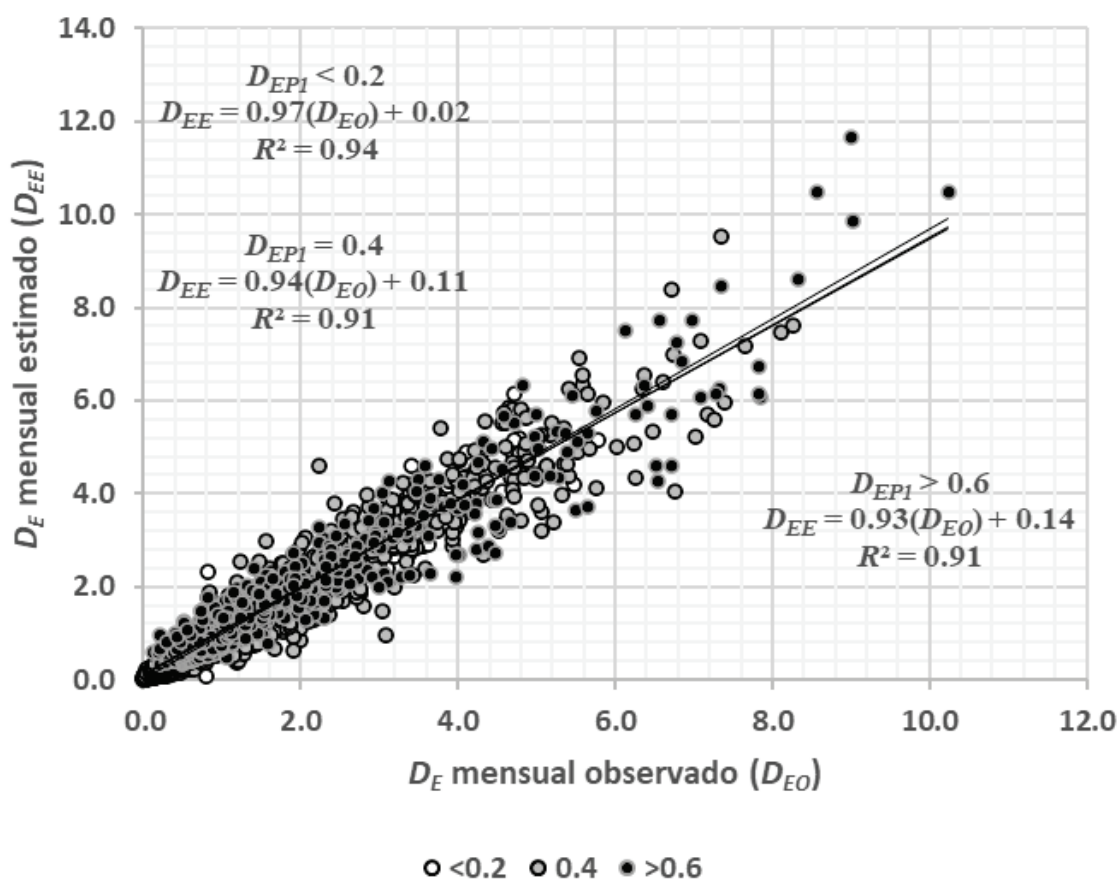


Figura 7. Relación entre el déficit de evaporación (D_E) mensual estimado y el observado, previa agrupación de las estaciones climáticas de acuerdo con el indicador D_{EP1} (cociente del D_E del periodo de noviembre a abril (P_S) y el D_E anual, y su relación con el D_E en enero).

Con el procedimiento aquí descrito es posible conocer la distribución mensual del D_E , por lo que si se adopta fortalecerá la toma de decisiones para coadyuvar a mejorar las condiciones agrícolas y ambientales para el cultivo. Por lo anterior, es notorio que la humedad en el estado no debe considerarse constante, pues varía en espacio y tiempo, situación que imposibilita establecer zonas homogéneas en la captación de lluvia, lo cual no es la idea de este estudio, sino definir áreas similares en cuanto a su distribución.

Discusión

El objetivo principal de este estudio fue proponer y evaluar un indicador del balance hídrico del área cafetera de Oaxaca, Puebla y Veracruz, México, a través del déficit de evaporación, que es el cociente de la relación precipitación/evaporación (P/E). Los resultados muestran que la estación húmeda en la región de estudio se extiende de junio a septiembre, mientras que la estación seca abarca de noviembre a abril, con mayo y octubre como meses de transición. Además, se encontró que septiembre es, en general, el mes más lluvioso. En esta sección, se discutirán tales hallazgos, en el contexto de la literatura existente, se analizarán las limitaciones del estudio y se propondrán direcciones para futuras investigaciones.

Duración de las estaciones húmeda y seca

En el presente estudio, la estación húmeda, de junio a septiembre, coincide parcialmente con lo reportado por Murray-Tortarolo (2021), quien encontró una estación húmeda de junio a noviembre a nivel

nacional en México (1951-2017). Sin embargo, es más corta que la reportada por De Jesús, Breña-Naranjo, Pedrozo-Acuña y Alcocer-Yamanaka (2016) (mayo a noviembre, 1998-2013, a nivel nacional), y por Muñoz-Villers, Geris, Alvarado-Barrientos, Holwerda y Dawson (2020) (mayo a octubre, 1971-2000, en Veracruz). Estas diferencias podrían deberse a variaciones regionales en el clima, a los diferentes periodos de tiempo analizados y a la metodología empleada para definir la estación húmeda (p. ej., umbrales de precipitación, balance hídrico). En cuanto a la estación seca (noviembre a abril), los resultados son consistentes con los de Muñoz-Villers *et al.* (2020), para Veracruz, pero difieren ligeramente de los de Murray-Tortarolo (2021), y De Jesús *et al.* (2016), quienes reportan una estación seca de diciembre a mayo y de diciembre a abril, respectivamente. Estas variaciones en la duración de las estaciones resaltan la complejidad del régimen de lluvias en México y la necesidad de estudios a escala regional.

Mes más lluvioso

El hallazgo de que septiembre es, en general, el mes más lluvioso en el área de estudio coincide con lo reportado por Fernández y Trejo (2020), para Valles Centrales, Oaxaca (2007-2013). Sin embargo, difiere de lo observado en la Sierra Norte de Puebla, donde el mes más lluvioso varía según la ubicación geográfica, siendo julio, agosto o septiembre (Castelán-Vega, Tamariz-Flores, Linares-Fleites, & Cruz-Montalvo, 2014); y como ejemplo a nivel global, con lo encontrado en Tanzania, donde el mes más lluvioso se desplazó de abril a mayo en un periodo de 18 años (2001-2019) (Wagner *et al.*, 2021). Esta heterogeneidad en el mes de máxima precipitación subraya la influencia de factores locales, como la

topografía y proximidad a cuerpos de agua, al igual que la altitud en la distribución temporal de las lluvias.

Influencia de fenómenos climáticos

A diferencia de otros estudios que han encontrado una asociación significativa entre fenómenos como ENOS, ODP, OMA y la variabilidad de la precipitación (Alvarez-Olguin & Escalante-Sandoval, 2017; Park, Byrne, & Böhnelt, 2017), en el caso de la presente investigación, dichos fenómenos no mostraron una incidencia significativa en las variables estudiadas. Esto podría deberse a que el estudio se enfocó en una región específica, mientras que los efectos de estos fenómenos pueden ser más evidentes a escalas mayores, además de que las condiciones topográficas podrían estar enmascarando la influencia de tales fenómenos, razón por la cual el cociente P/E podría ser menos sensible a estos fenómenos que la precipitación total, por ejemplo.

Relación precipitación-evaporación

Aunque no fue el foco principal del estudio, se utilizaron datos de evaporación medidos, no estimados. La relación entre la precipitación y evaporación es crucial para entender el balance hídrico en la región. La evaporación promedio durante la estación húmeda fue de 470 mm, mientras que durante la estación seca fue de 620 mm. Estudios previos, como los de David, Valente y Gash (2006), y Baiamonte (2021), resaltan la importancia de la cobertura vegetal en la intercepción de la lluvia y la evaporación, y cómo esto influye en el ciclo hidrológico. La variación extrema de la lluvia y la evaporación, como se ha observado en otras

regiones (Arellano-Monterrosas & Ruiz-Meza, 2019; Sharmila & Hendon, 2020), también podría estar presente en nuestra área de estudio, aunque se requiere más investigación para confirmarlo. Estos valores de evaporación, en particular durante la estación seca, sugieren una alta demanda evaporativa en la región, lo que podría tener implicaciones para la disponibilidad de agua para el cultivo de café, en línea con lo señalado en estudios previos.

Limitaciones del estudio

Se reconoce que este estudio tiene ciertas limitaciones. El uso de datos mensuales podría haber enmascarado variaciones en la precipitación a escalas de tiempo más cortas, como eventos de lluvia intensa de corta duración. La distribución heterogénea de las estaciones climáticas, con una mayor concentración en Puebla (una estación cada 250 km²) y una menor en Oaxaca (una estación cada 907 km²), podría haber introducido un sesgo en la representación del régimen de lluvias en la región.

En resumen, este trabajo detectó que en la región de estudio la estación húmeda se extiende de junio a septiembre; la estación seca de noviembre a abril, y septiembre es el mes más lluvioso. Estos hallazgos, si bien muestran algunas similitudes con estudios previos a nivel nacional y regional, también revelan diferencias importantes en la duración de las estaciones y en el mes de máxima precipitación, lo que subraya la complejidad del régimen de lluvias en el país y la influencia de factores locales. A pesar de no encontrar una relación significativa entre los fenómenos climáticos de gran escala y las variables estudiadas, el presente estudio contribuye a una mejor comprensión del régimen de lluvias en la zona cafetera de Oaxaca, Puebla y Veracruz, lo cual es

relevante para la planificación agrícola y la gestión de recursos hídricos. Futuras investigaciones deberían enfocarse en entender la influencia de la microtopografía en la distribución de la precipitación, evaluar el impacto del cambio climático en el régimen de lluvias de la región a largo plazo y validar la utilidad del indicador déficit de evaporación que se propone como herramienta para la toma de decisiones en el manejo del cultivo de café.

Conclusiones

Se analizó la variabilidad espacial y temporal de las condiciones climáticas relacionadas con el B_H en los principales estados cafeteros de México (Oaxaca, Puebla y Veracruz), en los que se identificaron las zonas y épocas con exceso y déficit de humedad ambiental a través de la creación de un indicador del B_H , que se denominó déficit de evaporación (D_E), para lo cual se propuso una metodología para su cálculo y otra para estimar su valor mensual a partir del dato anual de la precipitación y evaporación.

Con base en el análisis de los cambios en el D_E se identificaron zonas homogéneas en términos de dicho indicador y con ello se evaluó el B_H para cualquier punto de la región evaluada. A través del cálculo del D_E se detectaron áreas con diferencias significativas atribuidas a su capacidad para captar la humedad y, a partir de ello, se delimitaron zonas con excesos importantes durante los periodos lluviosos, así como aquellas donde las temporadas de estiaje pueden ser críticas para la productividad agrícola en general y la caficultura en particular.

Esta investigación contribuye con el conocimiento de las condiciones ambientales que se vinculan con la relación entre las entradas (precipitación) y salidas (evaporación) de agua en las principales áreas

cafeteras del país a través del empleo del D_E para que se pueda sustituir el dato de la evapotranspiración (E_T), pues esta propuesta da la certeza de trabajar con valores generados a partir de datos medidos y vinculados con el B_H , mientras que para obtener la E_T es indispensable estimarla, con toda la incertidumbre que se crea sobre la validez de la información que se emplea, lo que es relevante para la gestión de los recursos hídricos, la planificación agrícola y la evaluación sobre las condiciones climáticas de la zona de interés.

En la región de estudio, que representa los municipios cafeteros de Oaxaca, Puebla y Veracruz, la estación húmeda (P_2) ocurre de junio a septiembre y la seca (P_1) de noviembre a abril. Se distinguieron cuatro zonas con pluviosidad homogénea (P_{P6} = junio, P_{P7} = julio, P_{P8} = agosto, P_{P9} = septiembre) en la región, y corresponden a la ocurrencia de la estación seca (P_1) y el mes más lluvioso. También se distinguieron tres zonas con humedad homogénea determinadas con el índice D_{EP1} ($D_{EP1} < 0.2$; $D_{EP1} = 0.4$; $D_{EP1} > 0.6$). El déficit de evaporación modificado (D_{EP1}) es un índice climático que fue capaz de evaluar el B_H de la región estudiada y detecta variaciones de este. Para conocer el D_E de un mes particular y sitio específico en la región cafetera, se requiere saber el D_E anual y la ubicación geográfica de interés (Figura 6), se multiplica el D_E anual del sitio de interés por el coeficiente de la Tabla 2, según el D_{EP1} (Tabla 2) y el mes deseado.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (Conahcyt), y al Colegio de Postgraduados.

Referencias

- Aceves-Navarro, L. A., Rivera-Hernández, B., López-Castañeda, A., Palma-López, D. J., González-Mancillas, R., & Juárez-López, J. F. (2018). Áreas potenciales y vulnerabilidad del cultivo de café tipo robusta (*Coffea canephora* P.) al cambio climático en el estado de Tabasco, México. *Nova Scientia*, 10(20), 369-396. DOI: <https://doi.org/10.21640/ns.v10i20.1379>
- Alvarez-Olguin, G., & Escalante-Sandoval, C. (2017). Modes of variability of annual and seasonal rainfall in Mexico. *Journal of the American Water Resources Association*, 53(1), 144-157. DOI: <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12488>
- Arellano-Monterrosas, J. L., & Ruiz-Meza, L. E. (2019). Variabilidad climática y eventos extremos en la cuenca del río Zanatenco, Chiapas. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(3), 249-274. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-03-10>
- Baiamonte, G. (2021). Simplified interception/evaporation model. *Hydrology*, 8(3), 99. DOI: <https://doi.org/10.3390/hydrology8030099>
- Baltazar-Silva, D. F., Morejón-García, M., Díaz-Pita, A., De Almeida, F. M., Da Costa-Neta, J. F., & Gonçalves, V. (2020). Caracterización agroclimática de la provincia Uigé, Angola en función del desarrollo del Café Robusta. *Cultivos Tropicales*, 41(1), e01. Recuperado de <https://www.redalyc.org/journal/1932/193263199001/html/>

- Bautista-Calderon, E. A., Gutiérrez-Castorena, E. V., Ordaz-Chaparro, V. M., Gutiérrez-Castorena, M., & Cajuste-Bontemps, L. (2018). Sistemas agroforestales de café en Veracruz, México: identificación y cuantificación espacial usando SIG, percepción remota y conocimiento local. *Terra Latinoamericana*, 36(3), 261-273. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v36i3.350>
- Brigido, J. G., Nikolskii, I., Terrazas, L., & Herrera, S. S. (2015). Estimación del impacto del cambio climático sobre fertilidad del suelo y productividad de café en Veracruz, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 101-116. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1182>
- Bunn, C., Läderach, P., Pérez-Jimenez, J. G., Montagnon, C., & Schilling, T. (2015). Multiclass classification of agro-ecological zones for Arabica coffee: an improved understanding of the impacts of climate change. *PLoS One*, 10(10), e0140490. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140490>
- Cassamo, C. T., Draper, D., Romeiras, M. M., Marques, I., Chiulele, R., Rodrigues, M., Stalmans, M., Partelli, F. L., Ribeiro-Barros, A., & Ramalho, J. C. (2023). Impact of climate changes in the suitable areas for *Coffea arabica* L. production in Mozambique: Agroforestry as an alternative management system to strengthen crop sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 346, 108341. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108341>

- Castelán-Vega, R., Tamariz-Flores, V., Linares-Fleites, G., & Cruz-Montalvo, A. (2014). Agresividad de las precipitaciones en la subcuenca del río San Marcos, Puebla, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, (83), 28-40. DOI: <https://doi.org/10.14350/rig.33480>
- Chalchissa, F. B., Diga, G. M., & Tolossa, A. R. (2022). Modeling the responses of coffee (*Coffea arabica* L.) distribution to current and future climate change in Jimma Zone, Ethiopia. *SAINS TANAH- Journal of Soil Science and Agroclimatology*, 19(1), 19-32. DOI: <https://doi.org/10.20961/stjssa.v19i1.54885>
- Chemura, A., Kutuywayo, D., Chidoko, P., & Mahoya, C. (2016). Bioclimatic modelling of current and projected climatic suitability of coffee (*Coffea arabica*) production in Zimbabwe. *Regional Environmental Change*, 16(2), 473-485. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0762-9>
- Claude, J. P. (2016). Environments suitable for the species of the coffee genus in Martinique (the case of *Coffea arabica* typica variety). *International Journal of Recent Research and Review*, 9(2), 21-33. DOI: <https://doi.org/10.18483/ijSci.2235>
- Conagua & SMN, Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. (2024). *Normales climatológicas por estado*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado>
- David, J. S., Valente, F., & Gash, J. H. (2006). Evaporation of intercepted rainfall. In: Anderson, M. G. (ed.). *Encyclopedia of Hydrological Sciences* (pp. 627-634). Hoboken, USA: John Wiley. DOI: <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa046>

- De Jesús, A., Breña-Naranjo, J. A., Pedrozo-Acuña, A., & Alcocer-Yamanaka, V. H. (2016). The use of TRMM 3B42 product for drought monitoring in Mexico. *Water*, 8(8), 325. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8080325>
- Esperón-Rodríguez, M., Bonifacio-Bautista, M., & Barradas, V. L. (2016). Socio-economic vulnerability to climate change in the central mountainous region of eastern Mexico. *Ambio*, 45(2), 146-160. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0690-4>
- Fernández, T., & Trejo, I. (2020). Rainfall interception based on indirect methods: A case study in temperate forests in Oaxaca, Mexico. *Journal of the American Water Resources Association*, 56(4), 712-723. DOI: <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12844>
- González, G. H. A., & Hernández, S. J. R. (2016). Zonificación agroecológica del *Coffea arabica* en el municipio Atoyac de Álvarez, Guerrero, México. *Investigaciones Geográficas*, (90), 105-118. DOI: <https://doi.org/10.14350/rig.49329>
- Granados-Ramírez, R., Barrios, M., De-la-Paz, M., & Peña-Manjarrez, V. (2014). Change and climate change in the slope of the Gulf of Mexico: Impacts on coffee production. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(3), 473-485. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v5i3.951>
- Greve, P., Orlowsky, B., Mueller, B., Sheffield, J., Reichstein, M., & Seneviratne, S. I. (2014). Global assessment of trends in wetting and drying over land. *Nature Geoscience*, 7(10), 716-721. DOI: <https://doi.org/10.1038/ngeo2247>

- Guajardo-Panes, R. A., Díaz-Padilla, G., López-Morgado, R., Hunter, M. R., & Hernández-Martínez, G. (2020). II. Ordenamiento e implementación de un Observatorio cafetalero en la zona centro del estado de Veracruz (OC-ZCEV). En: Esqueda-Esquivel *et al.* (eds.). *Diagnóstico, productividad y ambiente en cafetales: estudios regionales y de caso* (pp. 22-46). México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, y Centro de Investigación Regional Golfo Centro. Recuperado de <https://red-sam.org/wp-content/uploads/Libro%20tecnico%2039%20-%20Diagnosito,%20productividad%20y%20ambiente%20en%20cafetales.pdf>
- ICO, International Coffee Organization. (2024). *Daily coffee prices*. Recuperado de <https://ico.org/resources/public-market-information/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2001). *Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Continuo Nacional serie I. Subprovincias fisiográficas*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267599>
- Lara-Estrada, L., Rasche, L., & Schneider, U. A. (2017). Modeling land suitability for *Coffea arabica* L. in Central America. *Environmental Modelling & Software*, 95, 196-209. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.028>

- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: *8th Conference on Applied Climatology* (pp. 179-184). Recuperado de https://www.droughtmanagement.info/literature/AMS_Relationship_Drought_Frequency_Duration_Time_Scales_1993.pdf
- Muñoz-Villers, L. E., Geris, J., Alvarado-Barrientos, M. S., Holwerda, F., & Dawson, T. (2020). Coffee and shade trees show complementary use of soil water in a traditional agroforestry ecosystem. *Hydrology Earth System Sciences*, 24(4), 1649-1668. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-24-1649-2020>
- Murray-Tortarolo, G. N. (2021). Seven decades of climate change across Mexico. *Atmósfera*, 34(2), 217-226. DOI: <https://doi.org/10.20937/ATM.52803>
- Ovalle-Rivera, O., Läderach, P., Bunn, C., Obersteiner, M., & Schroth, G. (2015). Projected shifts in *Coffea arabica* suitability among major global producing regions due to climate change. *PLoS One*, 10(4), e0124155. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124155>
- Park, J., Byrne, R., & Böhnelt, H. (2017). The combined influence of Pacific decadal oscillation and Atlantic multidecadal oscillation on central Mexico since the early 1600s. *Earth and Planetary Science Letters*, 464, 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2017.02.013>
- Pineda, S. L. D., & Suárez, H. J. E. (2014). Elaboración de un SIG orientado a la zonificación agroecológica de los cultivos. *Ingeniería Agrícola*, 4(3), 28-32. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/5862/586262041005.pdf>
- QGIS Development Team. (2024). *QGIS Geographic Information System*. Recuperado de <https://qgis.org/es/site/>

- Quiroz-Antunez, U. G., Monterroso-Rivas, A. I., Calderón-Vega, M. F., & Ramírez-García, A. G. (2022). Aptitud de los cultivos de café (*Coffea arabica* L.) y cacao (*Theobroma cacao* L.) considerando escenarios de cambio climático. *La Granja. Revista de Ciencias de la Vida*, 36(2), 60-74. DOI: <https://doi.org/10.17163/lgr.n36.2022.05>
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. Recuperado de <https://www.R-project.org/>
- Ruelas-Monjardín, L. C., Nava-Tablada, M. E., Cervantes, J., & Barradas, V. L. (2014). Importancia ambiental de los agroecosistemas cafetaleros bajo sombra en la zona central montañosa del estado de Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 20(3), 27-40. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2014.203149>
- Salas-López, R., Gómez-Fernández, D., Silva-López, J. O., Rojas-Briceño, N. B., Oliva, M., Terrones-Murga, R. E., Iliquin-Trigoso, D., Barboza-Castillo, E., & Barrena-Gurbillón, M. Á. (2020). Land suitability for coffee (*Coffea arabica*) growing in Amazonas, Peru: Integrated use of AHP, GIS and RS. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(11), 673. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi9110673>
- Sharmila, S., & Hendon, H. H. (2020). Mechanisms of multiyear variations of Northern Australia wet-season rainfall. *Scientific Reports*, 10, 5086. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61482-5>
- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2024). *Anuario estadístico de la producción agrícola*. Recuperado de <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>

- Wagner, S., Jassogne, L., Price, E., Jones, M., & Preziosi, R. (2021). Impact of climate change on the production of *Coffea arabica* at Mt. Kilimanjaro, Tanzania. *Agriculture*, 11(1), 53. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture11010053>
- Wang-Erlandsson, L., van der Ent, R. J., Gordon, L. J., & Savenije, H. H. G. (2014). Contrasting roles of interception and transpiration in the hydrological cycle-Part 1: Simple terrestrial evaporation to atmosphere model. *Earth System Dynamics*, 5(2), 441-469. DOI: <https://doi.org/10.5194/esdd-5-203-2014>
- Weldemichael, G., & Teferi, D. (2019). The impact of climate change on coffee (*Coffea arabica* L.) production and genetic resources. *International Journal of Research*, 5(11), 26-34. DOI: <https://doi.org/10.20431/2454-6224.0511004>

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

Articles

**Calculation of the blue water footprint in the
pharmaceutical industry: Case of study for the
production process of water for injections**

**Cálculo de la huella hídrica azul en la industria
farmacéutica: caso de estudio para el proceso de
producción de agua para inyectables**

Alejandra Balaguera¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4552-513X>

Daniel López-de-Mesa², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7577-5527>

¹Facultad de Ingeniería, Universidad de Medellín, Antioquia, Colombia,
abalaguera@udemedellin.edu.co

²Facultad de Ingeniería, Universidad de Medellín, Antioquia, Colombia,
dlopez@udemedellin.edu.co

Corresponding author: Alejandra Balaguera,
abalaguera@udemedellin.edu.co

Abstract

Society and industry contribute directly and indirectly to the depletion and contamination of water resources. The water footprint is an indicator that measures the total volume of freshwater consumption, and direct or

indirect contamination by producers or consumers. The methodology for its evaluation includes three types of footprints: blue, green, and gray. The first two express the volume of water consumed according to the source (aquifers or groundwater for the blue, and rainwater for the green), and the third is the volume contaminated in the production process. This article focused on the calculation of the Water Footprint for the production process of Water for Injections (WFI), in Ecar laboratories in Medellín, Colombia. A comparison is made between the previous conventional distillation system and the new thermocompression system. Additionally, a sensitivity analysis based on the influence of variation of the production efficiency of the new system on the blue water footprint, is presented. As conclusions, it was found that thanks to the reduction of water waste, there was a decrease of 76 % in the water footprint of the new system compared to the previous one. Besides, a higher sensitivity of the water footprint was found when smaller efficiencies of the thermocompression method were considered, evidencing the importance of performing periodical maintenance on the production equipment.

Keywords: Water footprint, pollution, eco-efficiency, water for injections, WFI, pharmaceutical, Colombia.

Resumen

La sociedad y la industria son cada vez más conscientes de que contribuyen directa e indirectamente con el agotamiento y la contaminación del recurso hídrico. La huella hídrica se define como un indicador que mide el volumen total de consumo de agua dulce y la contaminación directa o indirecta por parte de los productores o consumidores. La metodología para su evaluación incluye tres tipos de

huellas: azul, verde y gris. Las dos primeras expresan el volumen de agua consumida según la fuente (acuíferos o agua subterránea para la azul, y agua de lluvia para la verde); la tercera indica el volumen contaminado en la producción. Este artículo se centró en el cálculo de la huella hídrica para el proceso de producción de agua para inyectables (API) en laboratorios Ecar de Medellín, Colombia. Se realiza un comparativo entre el sistema anterior de destilación convencional, y el nuevo sistema de termocompresión. Además, se presenta un análisis de sensibilidad basado en la influencia de la variación de la eficiencia productiva del nuevo sistema sobre la huella hídrica azul. Como conclusiones se demostró que gracias a la reducción del desperdicio de agua hay una disminución del 76 % en la huella hídrica del nuevo sistema respecto al anterior. Además, se encontró una mayor sensibilidad de la huella hídrica cuando se consideran menores eficiencias del método de termocompresión, lo que evidencia la importancia de realizar mantenimiento periódico a los equipos de producción.

Palabras clave: huella hídrica, contaminación, ecoeficiencia, agua para inyectables, API, farmacéutica, Colombia.

Received: 19/03/2024

Accepted: 13/05/2025

Available ahead of print: 06/06/2025

Version of record: 01/01/2026

Introduction

Water is an essential natural resource for ensuring people's quality of life. Currently, factors such as industrial production, agricultural irrigation and daily domestic activities pose significant challenges to its sustainability over time (Abd-Kadir, Naji, Muhammad, & Bashir, 2024; Çankaya, 2023; Dey, Remesan, & Kumar, 2023; Gosling & Arnell, 2016). This is due to increasing demand and climate changing conditions (Jeyrani, Morid, & Srinivasan, 2021).

Globally, industries represent the second largest consumer of drinking water, with 20 % of all drinking water. This water is used in various industrial processes, including the pharmaceutical sector (Bailey, Basu, & Sharma, 2022), chemical industry (Jungfer & Track, 2016), motor vehicle production (Mueller *et al.*, 2015), paper production (Francisco, Mirre, Calixto, Pessoa, & Queiroz, 2014; Manzardo *et al.*, 2014), steel production (Colla *et al.*, 2017; Gerbens-Leenes, Hoekstra, & Bosman, 2018), textile sector (Raja, Arputharaj, Saxena, & Patil, 2019; Zhou, Xu, Cheng, Xu, & Jia, 2017), as well as the food and beverage industry (Pettigrew, Blomenhofer, Hubert, Groß, & Delgado, 2015; Taylor, Jones, Laing, & Dames, 2018; Valta, Kosanovic, Malamis, Moustakas, & Loizidou, 2015). This is why, due to the limited availability of water resources for the development of industrial activity, it is necessary to implement key strategies to achieve a rational use of this resource (Abd-Kadir *et al.*, 2024).

On the other hand, society and industry are increasingly aware that they contribute directly and indirectly to the depletion and contamination of water resources, giving great importance to measures for their integral management (Fridman, Biran, & Kissinger, 2021). As a result, an

increasing number of companies have started to calculate their water footprint (WF) and to look for ways to become better water managers (Hoekstra, 2015).

With the rapid development of a circular economy strategy globally and the launch of the national circular economy strategy in Colombia, incentives have been promoted, providing support for research and innovation. Pharmaceutical manufacturers are therefore interested in implementing practical options to close the “water cycle” (Strade, Kalnina, & Kulczycka, 2020).

Most previous studies to quantify the water footprint along the supply chain of specific products have focused on the manufacturing of agricultural and animal products, which are responsible for the largest amount of water consumption in the world (Gerbens-Leenes *et al.*, 2018). The industrial sector is the second largest user of water, but product-specific studies are still very scarce (Hoekstra, 2015).

The WF is defined as an indicator that shows the total volume of freshwater consumption, and direct or indirect contamination by producers or consumers. The calculations are made based on the complete supply chain, by tracking the origins of the products. The direct water footprint represents consumption and pollution directly by users, while the indirect one denotes the WF of goods and services used by other people (Hoekstra, Chapagain, Aldaya, & Mekonnen, 2011) and secondary processes.

WF is a parameter that measures the amount of drinking water that is used in industrial processes, or in the daily life of the members of a community, to raise awareness about the amount of water that is wasted and seek sustainability. The volumes of water used can be obtained from

the government organizations responsible for the availability of the resource.

The calculation methodology includes three types of WF: blue, gray, and green. They express the volume of water consumed or contaminated, however, there are notable differences between them (Hoekstra *et al.*, 2011):

Blue WF = Consists of the consumption of fresh surface or underground water. This consumption refers to the loss that occurs when the water evaporates, does not return to the same catchment area, or is returned to the sea, does not return in the same period (is taken in a dry period and returns in a wet one), or is incorporated into a product

Gray WF = Refers to nitrogen pollution and is defined as the volume of fresh water required to assimilate a load of pollutants, given the natural concentrations and environmental standards of water quality, and depending on current environmental legislation

Green WF = refers to the consumption of the water that comes from rains that are not converted into runoff but recharge the groundwater or stays on top of the soil or vegetation. It is incorporated into agricultural products

According to Hoekstra *et al.* (2011), the evaluation of the water footprint is a quantitative tool that can improve the relationship and influence of the different activities and products with the scarcity and contamination of water.

The pharmaceutical industry and its corresponding products are designed to cure people and animals, or to diagnose or prevent diseases (Wöhler, Niebaum, Krol, & Hoekstra, 2020). Water is the most important resource in the pharmaceutical and cosmetics industry, since it is

permanently used for the sanitization of the machinery that the process requires. As the products are going to be in contact with living beings, water is subjected to treatment with certain microbiological practices.

In addition, the pharmaceutical industry is one of the most important sectors that extensively uses potable water for the manufacturing of active medicinal substances and finished products such as tablets, capsules, injections, syrups and others. This industry is a highly water-dependent economic sector and requires different degrees of water purity. As a result, there are strict guidelines and standards for the manufacturing of medicines as well as the storage of water in this industry (Abd-Kadir *et al.*, 2024; Strade *et al.*, 2020).

Due to the above, purified water is used. It is obtained from drinking water, through reverse osmosis (technology that allows the elimination of salinity from water) with techniques such as ultrafiltration and deionization. The former is used to remove dissolved and colloidal materials (Mishra *et al.*, 2022), and the latter removes ions, either by exchanging hydrogen ions for cations, or hydroxyl ions for anions (Talat, 2020). Thus, production systems with high biological quality indexes are applied for the manufacture of liquid pharmaceuticals, solid forms, or higher quality products such as injectables.

Another way to obtain drinking water is through double reverse osmosis from purified water, except those that require water quality for injections, which is obtained through the process of distillation of drinking water or reverse osmosis of purified water, which is used for washing sterile mixture equipment and some chemical products. It is necessary to give sufficient importance to the water resource in the pharmaceutical industry, since the quality of the drug depends a lot on it.

Although the studies associated with the calculation of the WF date back to 2002 (Hoekstra, 2017) its application to pharmaceutical products is recent (Wöhler *et al.*, 2020). However, there has been extensive research on gray WF related to the use of fertilizers (Liu, Kroeze, Hoekstra, & Gerbens-Leenes, 2012; Mekonnen & Hoekstra, 2015; Mekonnen & Hoekstra, 2018) and pesticides (Gil, Bojacá, & Schrevens, 2017; Lamastra, Suciú, Novelli, & Trevisan, 2014; Vale, Netto, Toríbio-de-Lima Xavier, De-Lâvor-Paes-Barreto, & Siqueira-da-Silva, 2019), but only one case study on the gray WF for human pharmaceutical use has been published (Martínez-Alcalá, Pellicer-Martínez, & Fernández-López, 2018). Additionally, several studies have been carried out to estimate pharmaceutical loads in freshwater (Alder, Schaffner, Majewsky, Klasmeier, & Fenner, 2010; Ter-Laak, van-der-Aa, Houtman, Stoks, & van-Wezel, 2010; Winker, Faika, Gulyas, & Otterpohl, 2008), sewage effluents and in streams (Hirsch, Ternes, Haberer, & Kratz, 1999; Kasprzyk-Hordern, Dinsdale, & Guwy, 2008; Ternes, 1998). Finally, the most recent one has focused on analyzing the loads of human and veterinary pharmaceuticals in water (gray WF) in the context of the assimilative capacity of freshwater systems (Wöhler *et al.*, 2020).

The company Ecar Laboratories is situated in Medellin. Due to the demands of the national and international market, they proceeded with the expansion of the installed capacity, the improvement of the quality standards of injectable products, and therefore, the technological renovation. This was accomplished by replacing the conventional distillation system, by a thermocompression one. Thus, they were able to reduce greenhouse gas emissions, the waste of drinking water, and in consequence the WF of the manufacture of injectable products, which led to a reduction in costs in the production of WFI water. Then, the main

objective of this article is to develop the calculation of the impact of replacing the conventional distillation system by the thermocompression technology, on the Water Footprint for the WFI water production process. Therefore, the reduction of water waste is expected, in the water footprint of the new system compared to the previous one, corroborating the environmental and economic viability of its implementation. As a complement to the previous one, specific objectives are to measure the sustainability of the water footprint calculation and to analyze the sensitivity on the WF to variations in the production efficiency.

Materials and methods

The evaluation of the WF allows us to quantify the use of water, evaluate its sustainability and identify critical points to be able to reduce it. At the same time, its calculation contributes to the efficient and equitable use of the resource (Pahlow, Snowball, & Fraser, 2015). The water footprint concept is based on the recognition of the influence that human impacts have on freshwater systems. Additionally, it has contributed to the understanding that water scarcity and pollution can be better addressed by considering the manufacturing and supply chains of production processes and service provision (Hoekstra *et al.*, 2011).

To assess the water footprint of products and consumers, the Water Footprint Network developed a Water Footprint Assessment methodology to evaluate the impacts on water consumption caused by an activity (Morera, Corominas, Poch, Aldaya, & Comas, 2016). Thus, the calculation of the WF consists of four different phases (Figure 1). First, the objective and scope are established, and the information required for the analysis is specified. In the second phase, an inventory analysis (water footprint

accounting) is implemented. In this quantification phase, input/output data is calculated, collected over a specified time, and analyzed to meet the objectives. In the third phase, a sustainability evaluation of the WF is carried out. For the last phase, the response formulation is performed by making the calculation of the reduction in water consumption obtained by replacing the conventional distillation system by the thermocompression one. Below, both systems are described in detail.

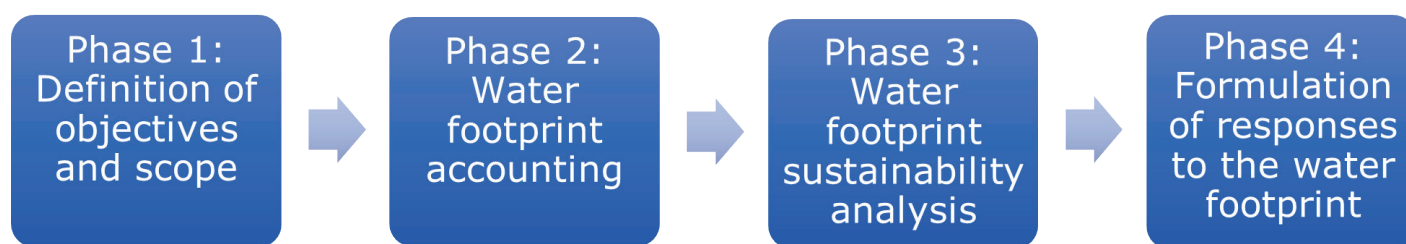


Figure 1. Four different phases of the water footprint assessment.
Modified from Hoekstra *et al.* (2011).

By 2018, Ecar had a conventional distillation technology for the manufacture of WFI water that dates back 13 years, which made it productive, economically, and environmentally inefficient. Then, the company made the decision to take a technological leap and started manufacturing WFI water with a thermocompression system. The required initial investment was 408 thousand United States Dollars (USD) in new equipment and around 48 thousand USD in infrastructure adaptations that involved a reengineering of the entire manufacturing process.

Figure 2 presents the flow chart of the conventional distillation process. There is a continuous entry of drinking water that passes through

a deionizer, to finally arrive at the conventional distillation system that transforms the water into WFI. It takes five hours to produce 300 liters of WFI water and consumes 25 m³/h of natural gas. The steam from the boiler enters a steam generator and begins to heat the water, in which the coil is submerged. When the temperature in the steam generator rises, formed water vapor goes up to the condenser or heat exchanger, passing through a special filter that ensures dry, sterile, and pyrogen-free steam. In the exchanger, where there is water cooled by a 10 TR chiller, the thermal shock condenses the steam and the 90 °C distillate passes to the storage tank through valves and sensors that determine the water conductivity and establish whether it is suitable for the process or should be rejected. When distilled water between 25 and 30 °C is required, the 5 TR chiller is put into operation in a smaller exchanger to cool the 90 °C water.

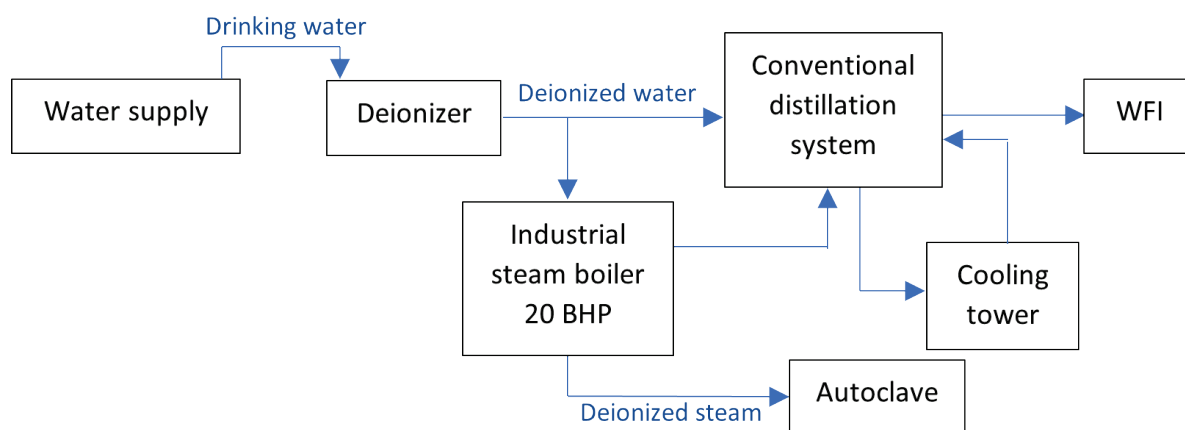


Figure 2. Conventional distillation flow diagram.

Figure 3 shows the new flow diagram to produce WFI water, where the green boxes represent the equipment that was acquired (inversion in

USD by artifact inside the boxes), and the orange ones the equipment that is currently available or comes from the previous conventional system. The process begins with the supply of drinking water followed by a pretreatment process that seeks to lower the water hardness. The resulting softened water enters the thermocompression distiller that subjects the water to high temperatures and pressures to maximize energy efficiency, thus obtaining WFI water. It is stored in a 1 500 l tank that is constantly kept in motion through a closed loop controlled by a PID, guaranteeing the availability of water all the time, and allowing the generation of WFI steam, a feature that the previous system did not have. The steam improves the quality of sterilization that is carried out today. On the other hand, the natural gas consumption is not modified, and 25 m³/h are still required.

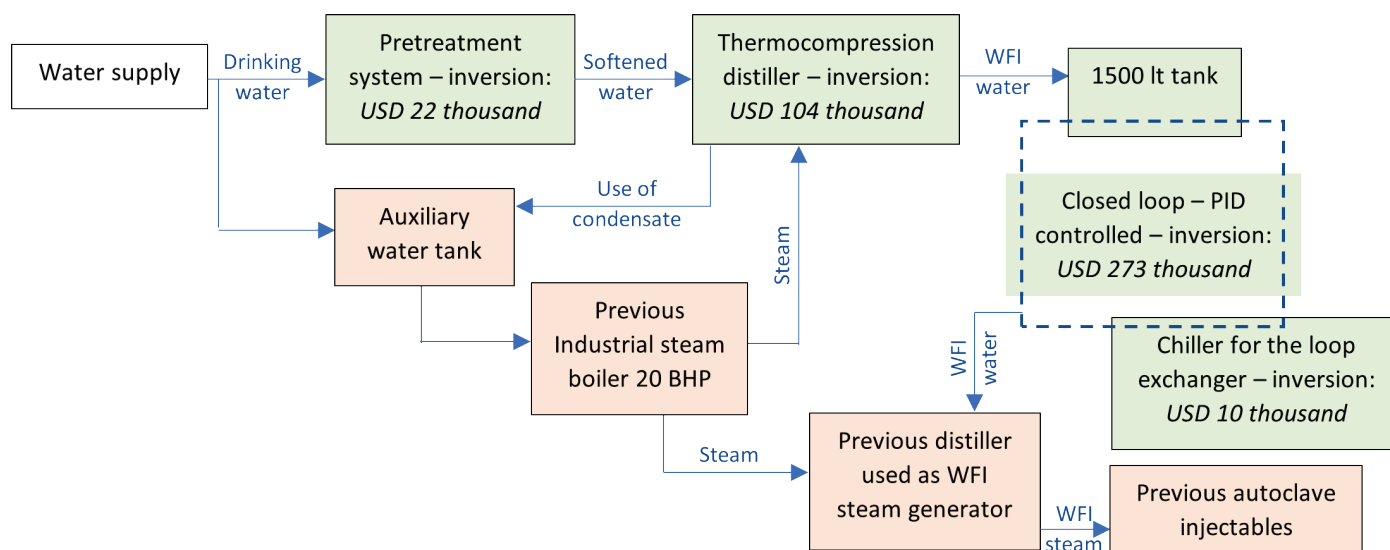


Figure 3. Thermocompression flow diagram.

Next, the methodology of the four phases for the calculation of the WF is described.

Goal and scope

The goal of this study was to determine the impact of direct water consumption on existing water resources for the pharmaceutical industry of WFI. The objective of the analysis was: Evaluate the water footprint reduction due to the Ecar Laboratories conversion of the WFI water generation system by conventional distillation, to a thermocompression generation system, based on the calculation of the blue water footprint.

Water footprint accounting

The general equation to calculate the WF of both systems, which includes the blue (WF_{blue}), green (WF_{green}) and gray (WF_{gray}) water footprints, is defined as Equation (1), based on the Hoekstra *et al.* (2011):

$$WF = WF_{Blue} + WF_{Green} + WF_{Gray} \quad (1)$$

Regarding the gray WF, it will not be considered for Ecar Laboratories because the physicochemical parameters with which the water is discharged to the effluent are better than those of drinking water. This can be verified in Table 1, where physicochemical parameters were obtained from different samples that were analyzed based on Colombian regulation for waste water disposal. Then, the wasted or discharged water does not play a polluting role in the receptor body, but a diluting effect

on the natural contaminant concentrations that it already has. The calculation of the green water footprint was not considered because this calculation is specifically focused on the analysis of food production, land expansion, irrigation areas, among others (Abd-Kadir *et al.*, 2024).

Table 1. Physicochemical parameters of drinking water supply, and of water discharges of Ecar Laboratories systems

System	Parameter	Average
Drinking water	pH	6.74
	Conductivity	31.21 uS/cm
	Total organic carbon	1 300 ppb
Conventional distillation system	pH	6.13
	Conductivity	0.23 uS/cm
	Total organic carbon	58 ppb
Thermocompression distillation System	pH	5.82
	Conductivity	0.45 uS/cm
	Total organic carbon	96 ppb

Drinking water sources include groundwater and surface water, and depending on the context, they are considered suitable for human consumption. Drinking water includes water that has evaporated, water contained in products, water that is not returned to the same catchment area, or water that is not released during the same period (Hoekstra, 2019).

The calculation of the water footprint that is considered pertinent for Ecar corresponds to the blue WF, which is estimated with Equation (2) (Hoekstra *et al.*, 2011):

$$\text{Blue WF} = BW_{\text{Incorp}} + \text{Wasted water} \quad (2)$$

Where:

BW_{Incorp} = Volume of blue water incorporated to the product manufacture

Wasted water = Remaining volume

The latter is calculated with Equation (3):

$$\text{Wasted water} = BWE_{\text{Evaporation}} + \text{LostReturnFlow} \quad (3)$$

Where:

$BWE_{\text{Evaporation}}$ = Volume of blue water evaporated during the manufacture process

LostReturnFlow = Volume of blue water, which is not returned to the same catchment basin, or despite returning to it, it will be available in a different period

The blue WF for Ecar Laboratories will be calculated as volume of water per unit of time for the two systems presented in Figure 1 and Figure 2.

The blue WF was determined by the water consumption associated only to the previously described systems, not considering other associated volumes such as water consumption by the company operating personnel. For both systems, a fraction of the supplied water was incorporated to the WFI water product (*BWIncorp*), and the remaining one was either evaporated during the manufacture process (*BWEvaporation*) or disposed to the sewerage system. The latter would be combined with wastewater so it would not be available in the same period, becoming *LostReturnFlow*.

Water footprint accounting for the conventional system

To determine the *BWIncorp* and the *Wasted water* variables for the conventional distillation system, a test of the required time for a total production of 700 l of WFI water was performed three times (Table 2). The *BWIncorp* was calculated as the ratio of the total production and total time required. A constant potable water supply of 250 l/h was required for each of the tests. Then, *Wasted water* was calculated as the difference between the water supply and *BWIncorp*. The average, sample standard deviation (σ), and the coefficient of variation (*CV*) were calculated for the required time during the tests, for the WFI water production, and for the wasted water. The effect of the age of the system is evident in the dispersion of the results with respect to the average calculations, with *CV* values up to approximately 30 %. Variations in time of the system components performance were the cause of this problem.

Table 2. WFI water production test for the conventional distillation system.

Total WFI production (l)	Total time required (h)	WFI production (<i>BWIncorp</i>) (l/h)	Wasted water (l/h)
700	11	64	186
700	10	70	180
700	17	41	209
Average	13	58	192
σ	4	15	15
<i>CV</i> (%)	30	26	8

The final values used here per unit of time for the conventional system were: 58 l/h for *BWIncorp*, and 192 l/h for *Wasted water*.

Water footprint accounting for the thermocompression system

On the other hand, considering the thermocompression system has shown to produce constant WFI water volumes in time, only one hour test was performed (Table 3). Total production during the test was 344.62 l of WFI. A larger constant potable water supply of 350 l/h was required.

Table 3. WFI water production test for the thermocompression system.

Total WFI production (l)	Total time required (h)	WFI production (<i>BWIncorp</i>) (l/h)	Wasted water (l/h)
344.62	1	344.62	5.38

Water footprint sustainability analysis

The sustainability of the blue WF is defined with Equation (4) (Hoekstra *et al.*, 2011):

$$Blue\ WF_{sust} = (\sum Blue\ WF)/(Blue\ WF_{avai}) \quad (4)$$

Where:

$Blue\ WF_{sust}$ = Blue WF sustainability, also known as blue water scarcity in the catchment where the industrial process is located

$\sum Blue\ WF$ = Total of the blue WF in the catchment

$Blue\ WF_{avai}$ = Blue water availability in the catchment

ECAR water supply is provided by Ayurá Water Treatment Plant of Empresas Públicas de Medellín (EPM), located in the southern region of the metropolitan area. This plant has an installed capacity of $9.2\ m^3/s$, then $Blue\ WF_{avai}$ was assumed as $2.9E + 11\ lt/year$ (EPM, 2024). It is worth mentioning that the calculation of $Blue\ WF_{sust}$ was performed with the blue WF of ECAR laboratories per year ($Blue\ WF(l/year)$), for the years 2015, 2016, and 2017 in which the company collected data of the total WFI production ($BWIncorp\ (l/year)$) with the conventional distillation system (Table 4).

Table 4. WFI production for the conventional distillation process

YEAR	2015	2016	2017
$BWIncorp\ (l/year)$	29 238	45 914	71 840

BW_{incorp} (l/year) data for the thermocompression system is assumed to be the same to compute the reduction in the $Blue\ WF_{sust}$ if during the mentioned period, the company would have had the new system instead of the older one. For the calculation of *Wasted water* (l/year), equations (5) and (6) were used:

$$WFI\ time\ (h/year) = \frac{BW_{incorp}\ (l/year)}{BW_{incorp}\ (l/h)} \quad (5)$$

$$Wasted\ water\ (l/year) = Wasted\ water\ (l/h) \cdot WFI\ time\ (h/year) \quad (6)$$

Where:

$WFI\ time\ (h/year)$ = Time in hours for one year, the system requires to produce WFI water

$BW_{incorp}\ (l/year)$ = Taken from Table 2

$BW_{incorp}\ (l/h)$ and $Wasted\ water\ (l/h)$ = Were both taken from Table 3 (average values) and Table 4

Responses for the water footprint and sensitivity analysis

In this phase, the recommended responses to be taken to reduce WF were determined. Then, the considered parameter for a sensitivity analysis was the efficiency of the new Thermocompression system, defined as the ratio of the WFI production (BW_{incorp}), to the volume of required drinking water ($Blue\ WF$) (Equation (7)):

$$efficiency = \frac{BW_{incorp}}{Blue\ WF} \quad (7)$$

In consequence, alternatively to Equation (2), Blue WF may also be calculated as:

$$Blue\ WF(l/year) = \frac{BW_{incorp}(l/year)}{efficiency} \quad (8)$$

The selection of this parameter was because the previous conventional system initially required 250 liters of drinking water to produce 200 liters of WFI water, which is equivalent to an efficiency of 80 %. However, due to the age of the equipment its efficiency had fallen to 23 % (250 liters of drinking water to produce 58 liters of WFI water). The influence of decreasing efficiency on the blue WF to achieve the same WFI production obtained in the years 2015, 2016, and 2017, was determined. A range from 90 to 20 % was analyzed.

Results

Water footprint accounting for the conventional and the thermocompression system

For this phase, the quantification of the water consumed in both systems was performed. The calculation of the blue WF was determined by Equation (2). Table 5 presents the blue WF calculation in l/hour.

Table 5. Calculation of water waste for each analyzed system.

Type of system	<i>BWIncorp (l/h)</i>	<i>Wasted water (l/h)</i>	<i>Blue WF(l/h)</i>
Conventional distillation flow system	58	192	250
Thermocompression flow system	344.62	5.38	350

Water footprint sustainability analysis

The results of Table 5 do not show the influence that the change of system had on the blue WF. Apparently, the WF of the new system is greater, but this is because it has higher efficiency and production performance per hour. Based on the above, the calculation was performed per year for the data presented in Table 4. The blue WF terms from Equation (2) are shown in Figure 4 for both systems, where *Wasted water(l/year)* was calculated with equations (5) and (6).

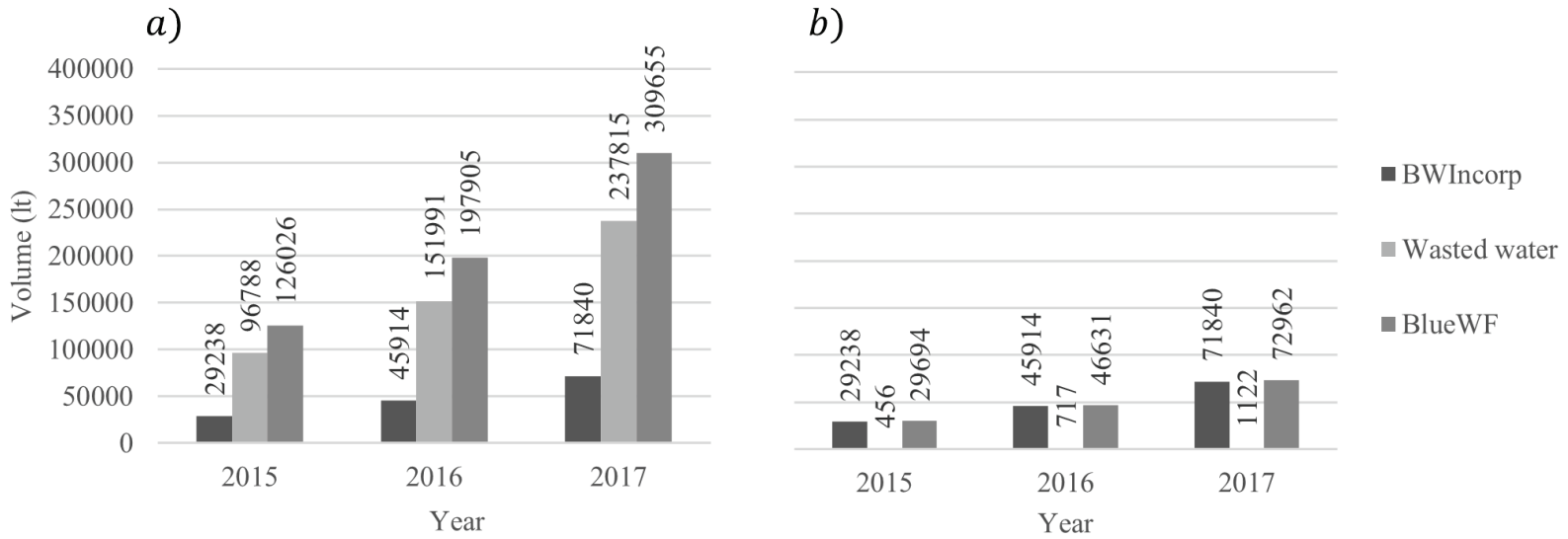


Figure 4. BWIncorp, Wasted water, and BlueWF from 2015 to 2017 for **a)** conventional distillation system, and **b)** thermocompression system.

Blue WF sustainability was calculated with Equation (4) for years 2015, 2016, and 2017 (Figure 5). Then, $\sum Blue WF$ was taken from the Blue WF obtained in Figure 4 for each of the systems, and $Blue WF_{avai}$ from the installed capacity of Ayurá Water Treatment Plant specified in Methodology section. Additionally, the percentage reduction of blue WF sustainability of the thermocompression system with respect to the conventional one is shown (Equation (9)).

$$Reduction (\%) = \frac{Blue WF_{sust\ Conventional} - Blue WF_{sust\ Thermocompression}}{Blue WF_{sust\ Conventional}} \times 100 \quad (9)$$

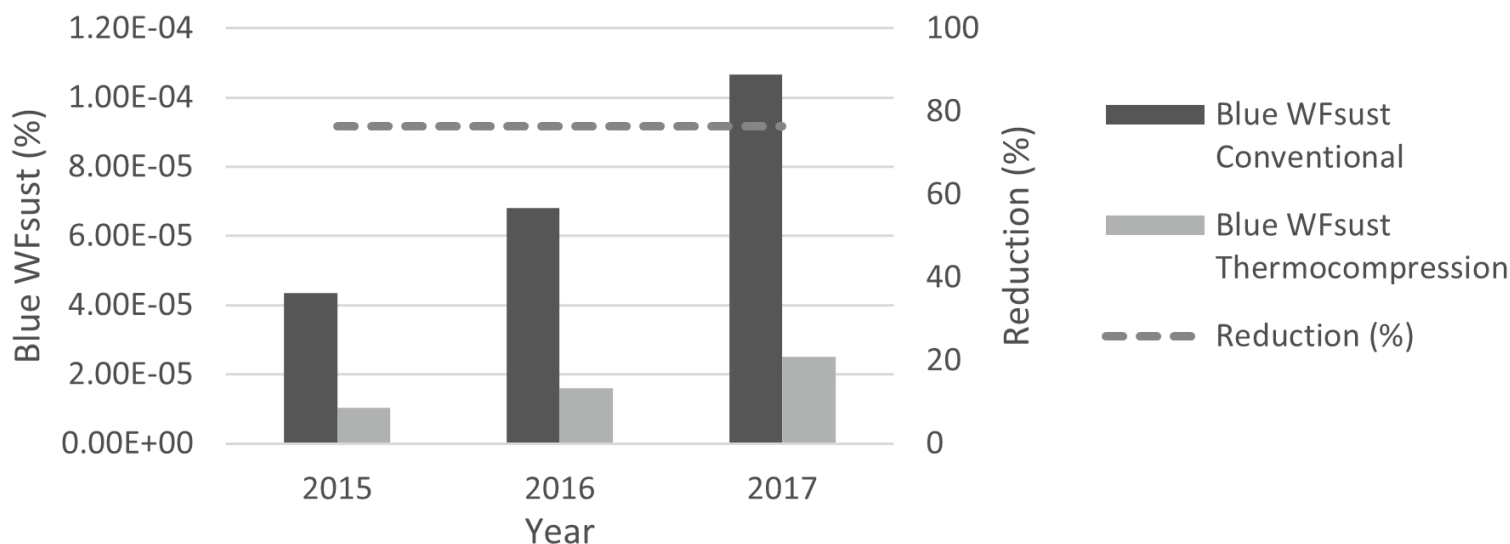


Figure 5. Blue WF sustainability from 2015 to 2017 for conventional distillation system and thermocompression system, with percentage reduction between both systems.

Responses for the water footprint and sensitivity analysis

For responses analysis, the main recommendation from this research is to perform periodic preventive maintenance to the new thermocompression system. This will prevent the efficiency reduction that was evident in the conventional system. Figure 6 presents the sensitivity analysis considering the reduction of efficiency in the range: 90 to 20 %, and its influence on Blue WF generated from the same WFI production obtained in years 2015, 2016, and 2017. Blue WF was calculated as a function of efficiency using Equation (8), with $BWIncorp(l/year)$ from Table 4.

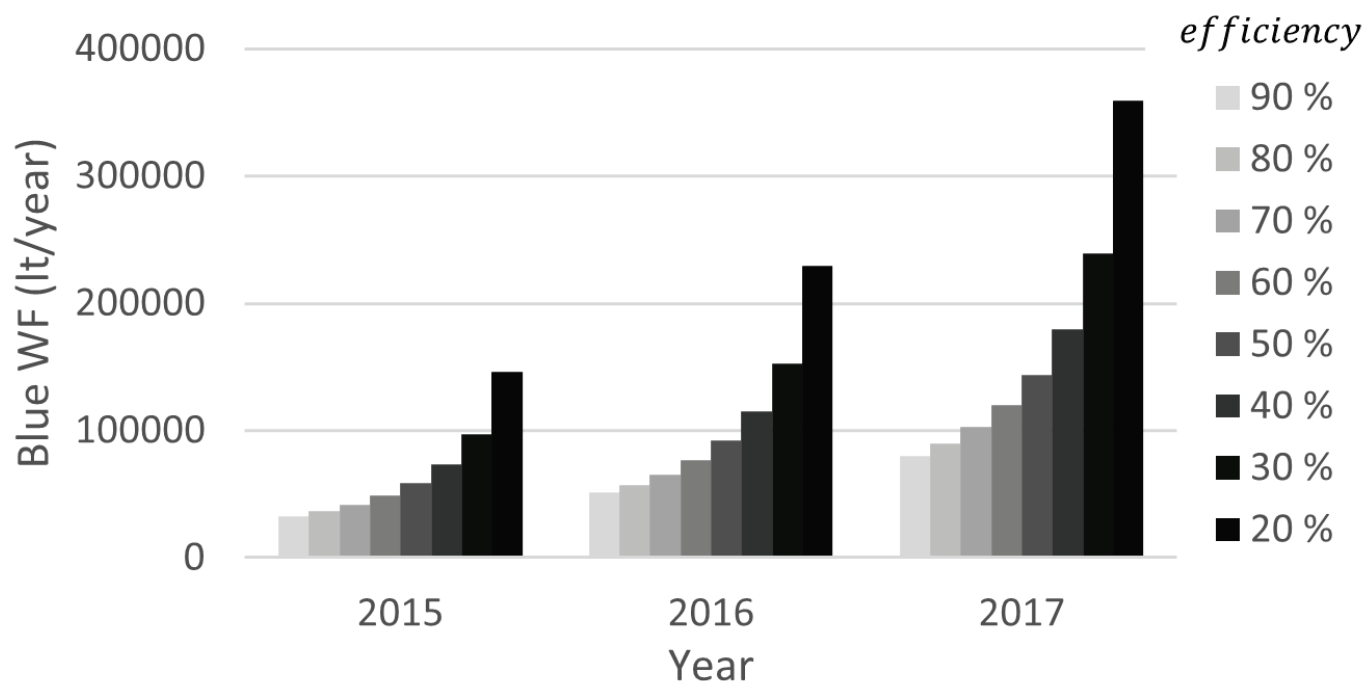


Figure 6. Blue WF sensitivity analysis from 2015 to 2017 for the thermocompression system.

Discussion

Water footprint accounting for the conventional and the thermocompression system

Considering the results obtained with the previous and the current system, a great improvement was made in variables such as efficiency, saving of raw materials, and mainly the production time. The objective of this WF assessment was to identify the relative importance of blue WF, to demonstrate the positive impacts of systems transformation in reducing the environmental impact, and to propose measures to reduce WF in the pharmaceutical industry. Before the modification, there was evidence of

a great waste of drinking water in the process, which meant a large percentage of loss, affecting the efficiency, generating cost overruns, and reducing the productivity. With the improvement, the change in the volume of wasted water and the efficiency of the system were evident, increasing the latter up to 98.5 %.

In the pharmaceutical industry, water is an important raw material (Jaimes-Urbina & Vera-Solano, 2020). Likewise, it is used in sanitation processes (Wöhler *et al.*, 2020), for washing equipment, packaging, and containers, therefore, generated wastewater is characterized by containing residues of detergents (Martínez-Alcalá *et al.*, 2018). Additionally, several studies have shown pharmaceutical loads in freshwater (Alder *et al.*, 2010; Ter-Laak *et al.*, 2010; Winker *et al.*, 2008), sewage effluents, and in streams (Hirsch *et al.*, 1999; Kasprzyk-Hordern *et al.*, 2008; Ternes, 1998). However, for Ecar, the thermocompression flow system guarantees high quality parameters of the discarded water during its operation (Table 1), and low wasted water (Figure 4b). These results evidence the efficiency in water consumption and its disposal, avoiding discharges of pollutants into the water. WFI is the highest quality water used by the pharmaceutical industry. This is why Ecar Laboratories uses WFI in the manufacture of sterile products and other pharmaceutical products in which endotoxin content must be controlled (Strade *et al.*, 2020).

Sustainability assessment of the water footprint

To ensure the sustainability of water resources, the pharmaceutical industry must improve water efficiency in a value chain, as well as maximize opportunities for safe reuse of different grades of water, as

proposed by Ecar laboratories in its process of transforming WFI production systems (Strade *et al.*, 2020).

Blue WF for the thermocompression system is smaller than for the conventional system, guaranteeing social and economic sustainability. Having a water recirculation process in the new system and avoiding the loss and dumping of contaminated wastewater, ensures that basic human needs are still met for all the habitants of the catchment area (Hoekstra *et al.*, 2011; United Nations, 2010).

Blue WF sustainability took $Blue\ WF_{avai}$ from the installed capacity of Ayurá Water treatment plant. The above was considered because the urban water cycle includes the extraction of water from natural resources, the treatment of water to meet the required quality standards and water consumption, as a priority need for the pharmaceutical industry's manufacturing system (Gadipelly *et al.*, 2014; Morera *et al.*, 2016; Strade *et al.*, 2020).

Considering Figure 4 vs. Table 5 results, the time window for the WF calculation should be considered carefully to be able to capture the real effect of the efficiency increase for the new system. The reduction has a great influence on energy consumption and on the cost overruns of Ecar Laboratories. Besides, Figure 4 shows that the wasted water was reduced about 99.5 % each year and the blue WF approximately 76 %, remarking the impact of the efficiency increase. The calculated values of Blue WF for Ecar laboratories show the high volumes of water consumed in WFI production compared to another laboratory engaged in the same process, where around 1 000 l/year were used (Strade *et al.*, 2020).

A considerable reduction has been found in the Blue WF sustainability between both systems. Reductions of 76 % for the three

years are observed in Figure 5, same as Blue WF reduction discussed in Figure 4. This shows the relevance of the change and the opportunity it represents for an industry that has been characterized by consuming large volumes of water to carry out technological reconversions that bring with them cost-benefit ratios in environmental and economic terms. As the Blue WF sustainability for both systems is below 100 % it can be deduced that they are sustainable production processes.

Responses for the water footprint and sensitivity analysis

Despite the increase of production efficiency of the thermocompression system with respect to the conventional one, both have the same energy consumption: 25 m³/h of natural gas. In Colombia, the hydrographic areas with the greatest run-of-the-river potential (in the absence of a large dam) have a total potential of 56 187 MW (Unidad de Planeación Minero Energética & Pontificia Universidad Javeriana, 2015). Thus, given the great potential, the implementation of hydrokinetic energies as part of hybrid systems also powered by solar energy and the conventional sources, may contribute to guaranteeing the decrease in usage of fossil fuels.

When comparing this work results with similar ones in literature, no studies with the assessment of the WF for the pharmaceutical industry were found. Then, the WF results for other industries are recalled here. Calculations from Çankaya (2023) for the wastewater treatment sector, conclude that 62 % of the total WF corresponds to the blue WF, while Banerjee, Gautam, Mudliar, Bhaskar y Ghosh (2023) that consider the production of yeast single cell oil, show that this percentage goes down

to 14 %. In general, the gray WF plays the major role in the total WF of most industries, however, as was mentioned previously, for WFI production the water is poured into the sewage in better conditions, so blue WF represents 100 % of the total WF. This shows that pharmaceutical WFI sector impact response analysis should focus on the blue WF.

Table 6 presents the comparison of the direct blue WF between the two systems analyzed in the present study, and references considering other sectors of industry, in m^3 of blue water required to produce a single unit of the industry base product. For this work, blue WF to produce 1 m^3 of WFI were derived from the results obtained in Table 5. This research conventional system has a higher consumption of blue water than all the other sectors analyzed. Besides, while the ratio of the blue WF of the conventional system to the blue WF of the other sectors ranges between 1.1 for biodiesel reference to 130.9 for textile reference, the ratio in the thermocompression system ranges between 0.3 to 30.8 for the same references. The reduction of the range limits with the new system is associated to the increase of efficiency, and it shows the importance of considering a sensitivity analysis of the influence of this factor on the resulting blue WF.

Table 6. Comparison of the direct blue WF (in m³ of water per unit of base product) between the present study and other industries considered in the state of the art.

Industry	Reference	Unit of base product	Direct blue WF (m ³)
Pharmaceutic - WFI	Present study: Conventional	1 m ³ of WFI	4.310
	Present study: Thermocompression	1 m ³ of WFI	1.016
Wastewater treatment	Çankaya (2023)	1 m ³ of treated wastewater	0.441
Wastewater treatment	Moreira <i>et al.</i> (2016)	1 m ³ of treated wastewater	0.055
Biodiesel production	Banerjee <i>et al.</i> (2023)	1 kg of yeast single cell oil	3.820
Textile manufacture	Luo, Wu, and Ding (2022)	1 pair of jeans	0.033

Results plotted in Figure 6 show an inverse proportionality of the analyzed variables, in which the lower the efficiency, the larger the blue WF. However, there are two important aspects to highlight. First, a nonlinear relation is observed since uniform decrements of efficiency (10 %), produce higher increments of blue WF as efficiency approaches 20 %. Furthermore, year 2017 with the highest *BWIncorp* (l/year) (Table 4) depicts the largest blue WF increments with decreasing efficiency. The former aspect shows a higher sensitivity of the WF to smaller efficiencies in the production process, and the latter shows more sensitivity to years of larger production of WFI. To prevent the thermocompression system from reaching conditions of high sensitivity, it is indispensable to perform periodic preventive maintenance.

Conclusions

Considering that the present study's main objective was to develop the calculation of the impact of replacing the conventional distillation system by the thermocompression technology, on the Water Footprint for the WFI water production process, the following conclusions were achieved in terms of all the stages considered in WF methodology.

To evidence the effect of increasing efficiency of the thermocompression system on the Blue WF reduction, it was important to consider a time window large enough to visualize the influence of the production time decrease on the reduction of the total volume required to manufacture a given amount of WFI. For Ecar laboratories a time window of one year was required.

The technological advance of replacing the conventional system by the thermocompression one resulted in a reduction of wasted water of about 99.5 % per year, and a Blue WF and Blue WF sustainability reduction of approximately 76 % per year. It showed the high sensitivity of production processes to the system efficiency.

Finally, it was found that the lower the efficiency, the larger the Blue WF. Besides, the efficiency sensitivity analysis highlighted a higher sensitivity of the Blue WF to smaller efficiencies in the production process, and more sensitivity to years of larger production of WFI. This evidenced the importance of maintaining stable efficiency of the system over time, and of performing periodical maintenance on the production equipment.

Acknowledgements

This study was carried out thanks to the data collected by Ecar Laboratories in Medellín, Colombia, during the tests performed in their flow systems.

References

- Alder, A. C., Schaffner, C., Majewsky, M., Klasmeier, J., & Fenner, K. (2010). Fate of β -blocker human pharmaceuticals in surface water: Comparison of measured and simulated concentrations in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Water Research*, 44(3), 936-948. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2009.10.002>
- Abd-Kadir, N. H., Naji, Y. A., Muhammad, Z., & Bashir, S. (2024). Assessment of water footprints in different sectors: Utilization, safety and challenges. In: Bandh, S. A., & Malla, F. A. (eds.). *Water footprints and sustainable development* (pp. 17-28). Amsterdam, Netherlands: Elsevier. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-23631-0.00002-9>
- Bailey, K., Basu, A., & Sharma, S. (2022). The environmental impacts of fast fashion on water quality: A systematic review. *Water*, 14(7), 1073. DOI: <https://doi.org/10.3390/W14071073>
- Banerjee, A., Gautam, R., Mudliar, S., Bhaskar, T., & Ghosh, D. (2023). Water footprint and wastewater quality assessment of yeast single cell oil production: Gate to gate approach for industrial water sustainability. *Science of the Total Environment*, 866, 161127. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.161127>

- Çankaya, S. (2023). Evaluation of the impact of water reclamation on blue and grey water footprint in a municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 903, 166196. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.166196>
- Colla, V., Matino, I., Branca, T. A., Fornai, B., Romaniello, L., & Rosito, F. (2017). Efficient use of water resources in the steel industry. *Water*, 9(11), 874. DOI: <https://doi.org/10.3390/W9110874>
- Dey, A., Remesan, R., & Kumar, R. (2023). Blue and green water redistribution dependency on precipitation datasets for a tropical Indian River basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 46, 101361. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2023.101361>
- EPM. (2024). *Plantas de potabilización*. Retrieved from <https://www.epm.com.co/institucional/sobre-epm/nuestras-plantas/plantas-de-agua.html>
- Francisco, F. D. S., Mirre, R. C., Calixto, E. E. S., Pessoa, F. L. P., & Queiroz, E. M. (2014). Management of water consumption in pulp and paper industry. A case study using water sources diagram. *Chemical Engineering Transactions*, 39, 1255-1260. DOI: <https://doi.org/10.3303/CET1439210>
- Fridman, D., Biran, N., & Kissinger, M. (2021). Beyond blue: An extended framework of blue water footprint accounting. *Science of the Total Environment*, 777, 146010. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.146010>

- Gadipelly, C., Pérez-González, A., Yadav, G. D., Ortiz, I., Ibáñez, R., Rathod, V. K., & Marathe, K. V. (2014). Pharmaceutical industry wastewater: Review of the technologies for water treatment and reuse. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 53(29), 11571-11592. DOI: <https://doi.org/10.1021/IE501210J>
- Gerbens-Leenes, P. W., Hoekstra, A. Y., & Bosman, R. (2018). The blue and grey water footprint of construction materials: Steel, cement and glass. *Water Resources and Industry*, 19, 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WRI.2017.11.002>
- Gil, R., Bojacá, C. R., & Schrevens, E. (2017). Uncertainty of the agricultural grey water footprint based on high resolution primary data. *Water Resources Management*, 31(11), 3389-3400. DOI: <https://doi.org/10.1007/S11269-017-1674-X>
- Gosling, S. N., & Arnell, N. W. (2016). A global assessment of the impact of climate change on water scarcity. *Climatic Change*, 134(3), 371-385. DOI: <https://doi.org/10.1007/S10584-013-0853-X>
- Hirsch, R., Ternes, T., Haberer, K., & Kratz, K. L. (1999). Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 225(1-2), 109-118. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00337-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00337-4)
- Hoekstra, A. Y. (2015). The water footprint of industry. In: Klemeš, J. J. (ed.). *Assessing and measuring environmental impact and sustainability* (pp. 221-254). Oxford, UK: Butterworth-Heinemann. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799968-5.00007-5>
- Hoekstra, A. Y. (2019). Green-blue water accounting in a soil water balance. *Advances in Water Resources*, 129, 112-117. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ADVWATRES.2019.05.012>

- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. London, UK: Routledge. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781849775526>
- Hoekstra, A. Y. (2017). Water footprint assessment: Evolvment of a new research field. *Water Resources Management*, 31(10), 3061-3081. DOI: <https://doi.org/10.1007/S11269-017-1618-5>
- Jaimes-Urbina, J. A., & Vera-Solano, J. A. (2020). Los contaminantes emergentes de las aguas residuales de la industria farmacéutica y su tratamiento por medio de la ozonización. *Informador Técnico*, 84(2). DOI: <https://doi.org/10.23850/22565035.2305>
- Jeyrani, F., Morid, S., & Srinivasan, R. (2021). Assessing basin blue-green available water components under different management and climate scenarios using SWAT. *Agricultural Water Management*, 256, 107074. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2021.107074>
- Jungfer, C., & Track, T. (2016). Integrated water management in the chemical industry (E4Water). *Water Resources and Industry*, 14, 1-2. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WRI.2016.05.002>
- Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., & Guwy, A. J. (2008). The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK. *Water Research*, 42(13), 3498-3518. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.04.026>
- Lamastra, L., Suciú, N. A., Novelli, E., & Trevisan, M. (2014). A new approach to assessing the water footprint of wine: An Italian case study. *Science of the Total Environment*, 490, 748-756. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.05.063>

- Liu, C., Kroeze, C., Hoekstra, A. Y., & Gerbens-Leenes, W. (2012). Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators*, 18, 42-49. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.10.005>
- Luo, Y., Wu, X., & Ding, X. (2022). Carbon and water footprints assessment of cotton jeans using the method based on modularity: A full life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 332, 130042. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.130042>
- Martínez-Alcalá, I., Pellicer-Martínez, F., & Fernández-López, C. (2018). Pharmaceutical grey water footprint: Accounting, influence of wastewater treatment plants and implications of the reuse. *Water Research*, 135, 278-287. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.02.033>
- Manzardo, A., Ren, J., Piantella, A., Mazzi, A., Fedele, A., & Scipioni, A. (2014). Integration of water footprint accounting and costs for optimal chemical pulp supply mix in paper industry. *Journal of Cleaner Production*, 72, 167-173. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.03.014>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2015). Global gray water footprint and water pollution levels related to anthropogenic nitrogen loads to fresh water. *Environmental Science and Technology*, 49(21), 12860-12868. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03191>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2018). Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high-resolution global study. *Water Resources Research*, 54(1), 345-358. DOI: <https://doi.org/10.1002/2017WR020448>

- Mishra, R., Kumar, A., Singh, E., Kumar, S., Tripathi, V. K., Jha, S. K., & Shukla, S. K. (2022). Current status of available techniques for removal of heavy metal contamination in the river ecosystem. *Ecological Significance of River Ecosystems: Challenges and Management Strategies*, 217–234. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85045-2.00007-8>
- Morera, S., Corominas, L., Poch, M., Aldaya, M. M., & Comas, J. (2016). Water footprint assessment in wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4741-4748. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.102>
- Mueller, S. A., Carlile, A., Bras, B., Niemann, T. A., Rokosz, S. M., McKenzie, H. L., Kim, H. C., & Wallington, T. J. (2015). Requirements for water assessment tools: An automotive industry perspective. *Water Resources and Industry*, 9, 30-44. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WRI.2014.12.001>
- Pahlow, M., Snowball, J., & Fraser, G. (2015). Water footprint assessment to inform water management and policy making in South Africa. *Water SA*, 41(3), 300-313. DOI: <https://doi.org/10.4314/WSA.V41I3.02>
- Pettigrew, L., Blomenhofer, V., Hubert, S., Groß, F., & Delgado, A. (2015). Optimisation of water usage in a brewery clean-in-place system using reference nets. *Journal of Cleaner Production*, 87(1), 583-593. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.10.072>

- Raja, A. S. M., Arputharaj, A., Saxena, S., & Patil, P. G. (2019). Water requirement and sustainability of textile processing industries. In: Muthu, S. S. (ed.). *Water in textiles and fashion: Consumption, footprint, and life cycle assessment* (pp. 155-173). Santa Rosa, USA: Woodhead Publishing. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102633-5.00009-9>
- Strade, E., Kalnina, D., & Kulczycka, J. (2020). Water efficiency and safe re-use of different grades of water. Topical issues for the pharmaceutical industry. *Water Resources and Industry*, 24, 100132. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WRI.2020.100132>
- Talat, N. (2020). Recent trends and research strategies for treatment of water and wastewater in India. *Water Conservation and Wastewater Treatment in BRICS Nations*, 139-168. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818339-7.00007-2>
- Taylor, R. P., Jones, C. L. W., Laing, M., & Dames, J. (2018). The potential use of treated brewery effluent as a water and nutrient source in irrigated crop production. *Water Resources and Industry*, 19, 47-60. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WRI.2018.02.001>
- Ter-Laak, T. L., van der Aa, M., Houtman, C. J., Stoks, P. G., & van Wezel, A. P. (2010). Relating environmental concentrations of pharmaceuticals to consumption: A mass balance approach for the river Rhine. *Environment International*, 36(5), 403-409. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2010.02.009>
- Ternes, T. A. (1998). Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, 32(11), 3245-3260. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00099-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00099-2)

- Unidad de Planeación Minero Energética, & Pontificia Universidad Javeriana. (2015). *Atlas potencial hidroenergético de Colombia*. Bogotá, Colombia: Unidad de Planeación Minero Energética UPME. Retrieved from <https://www1.upme.gov.co/Paginas/Primer-Atlas-hidroenergetico-revela-gran-potencial-en-Colombia.aspx>
- Vale, R. L., Netto, A. M., Toríbio De-Lima-Xavier, B., De-Lâvor-Paes-Barreto, M., & Siqueira-da-Silva, J. P. (2019). Assessment of the gray water footprint of the pesticide mixture in a soil cultivated with sugarcane in the northern area of the State of Pernambuco, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 234, 925-932. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.06.282>
- Valta, K., Kosanovic, T., Malamis, D., Moustakas, K., & Loizidou, M. (2015). Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry. *Desalination and Water Treatment*, 53(12), 3335-3347. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.934100>
- Winker, M., Faika, D., Gulyas, H., & Otterpohl, R. (2008). A comparison of human pharmaceutical concentrations in raw municipal wastewater and yellowwater. *Science of the Total Environment*, 399(1-3), 96-104. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.03.027>
- Wöhler, L., Niebaum, G., Krol, M., & Hoekstra, A. Y. (2020). The grey water footprint of human and veterinary pharmaceuticals. *Water Research* X, 7, 100044. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WROA.2020.100044>

Zhou, L., Xu, K., Cheng, X., Xu, Y., & Jia, Q. (2017). Study on optimizing production scheduling for water-saving in textile dyeing industry. *Journal of Cleaner Production*, 141, 721-727. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.09.047>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-07

Artículos

Remoción de arsénico (III) en aguas subterráneas mediante residuos de naranja: eficiencia y modelos de adsorción en condiciones altoandinas

Arsenic (III) removal from groundwater using orange residues: Efficiency and adsorption models under high-andean conditions

Yeuelin Yudith Pariguana-Castillo¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-4197-0749>

Nancy Gladis Quispe-Ccallo², ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-0540-4422>

Juan Eduardo Vigo-Rivera³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6597-7336>

¹Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, yeuelin.pc@upeu.edu.pe

²Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, nancy.quispe@upeu.edu.pe

³Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Autor para correspondencia: Juan Eduardo Vigo-Rivera, eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Resumen

El presente estudio evalúa las isothermas de adsorción de arsénico (III) con la biomasa de los residuos de naranja (pepa, bagazo y cáscara) en condiciones altoandinas. Iniciando con la obtención de la biomasa de los residuos de la naranja y la determinación de As de una muestra de agua subterránea de la zona sur de la ciudad de Juliaca, Perú. Para los ensayos de adsorción se empleó el equipo de prueba de jarras (200 rpm en 2 horas), con un diseño estadístico experimental de 3A x 4B; factor A (residuos de naranja, A1 = cáscara, A2 = pepa y A3 = bagazo) y factor B (masa de residuos B1 = 2 g, B2 = 3 g, B3 = 4 g y B4 = 5 g), a un pH 5, en vasos precipitados de 500 ml. Para determinar la concentración de As (III) se empleó el método de dietilditiocarbamato de plata. Además, se hizo la caracterización de las biomasas mediante el análisis de composición química de espectrometría de fluorescencia de rayos X. Los resultados de caracterización de los bioadsorbentes presentan mayor cantidad de calcio y óxido de calcio. Las mejores biomasas de adsorción se dan con 5 g de biomasa para la pepa (98.10 %) y bagazo (97.89 %), y para la cáscara se presenta con 4 g (97.59 %). Los datos obtenidos se modelaron de acuerdo con las ecuaciones de las isothermas de Langmuir, Freundlich y Temkin. Los datos experimentales mostraron mayor ajuste con el modelo de Langmuir para las tres biomasas para el proceso de adsorción de As (III).

Palabras clave: adsorción, arsénico, residuo de naranja, isothermas, aguas subterráneas, altoandinas, Perú.

Abstract

The present study evaluated the adsorption isotherms of arsenic (III) with the biomass from orange waste (seeds, pulp, and peel) under high-altitude conditions. It begins with the extraction of the biomass from the orange waste and the determination of the As concentration in a groundwater sample from the southern area of Juliaca city, Peru. For the adsorption tests, the jar test apparatus was used (200 rpm for 2 hours), with an experimental statistical design of 3A x 4B; factor A (orange waste: A1 = peel, A2 = seed, and A3 = pulp) and factor B (waste mass: B1 = 2 g, B2 = 3 g, B3 = 4 g, and B4 = 5 g), at a pH of 5 in 500 ml beakers. The As (III) concentration was determined using the silver diethyldithiocarbamate method. Additionally, the biomass characterization was performed by X-ray fluorescence spectroscopy for the chemical composition analysis. The characterization results of the bioadsorbents showed higher amounts of calcium and calcium oxide. The best adsorption biomasses were obtained with 5 g of biomass for the seed (98.10 %) and pulp (97.89 %), and peel, which showed the best result with 4 g (97.59 %). The obtained data were modeled according to the Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherm equations. The experimental data showed the best fit with the Langmuir model for all three biomasses in the adsorption process of As(III).

Keywords: Adsorption, arsenic, orange residue, isotherms, groundwater, high-andean, Peru.

Recibido: 03/01/2024

Aceptado: 14/05/2025

Publicado *ahead of print*: 26/06/2025



Versión final: 01/01/2026

Introducción

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) (OMS, 2022), el arsénico (As) presente de forma natural en las aguas subterráneas de numerosos países es muy tóxico en su forma inorgánica y representa una grave amenaza para la salud pública. Además, la OMS (2023) reportó que, en 2022, 5 600 millones de personas contaban con un servicio de agua potable seguro, mientras que 2 200 millones seguían sin acceso adecuado: 296 millones dependían de pozos y manantiales no protegidos, y 115 millones recurrían al agua superficial sin tratar de lagos, ríos o arroyos. Por otra parte, la World Health Organization (WHO, 2011) señala que de cada 100 pacientes hospitalizados, alrededor de 7 en países de ingresos altos y hasta 15 en países de ingresos medianos y bajos contraen al menos una infección asociada con la atención sanitaria durante su estancia hospitalaria, lo que pone de relieve la urgencia de adoptar medidas integrales para mejorar la calidad del agua y la seguridad en la atención de la salud.

También la OMS (2011) advierte que las aguas subterráneas pueden contener productos químicos como arsénico y fluoruros en concentraciones elevadas debido a la lixiviación de tuberías de conducción, lo que hace imprescindible reforzar los controles en los sistemas de abastecimiento de agua.

El arsénico es el tercer elemento del grupo V-A de la tabla periódica, con número atómico de 33 y masa atómica relativa de 74.92 (Rahdar, Taghavi, Khaksefidi, & Ahmadi, 2019). El As es un metaloide natural que se encuentra en la corteza terrestre y tiene propiedades entre metales y

no metales (Diez-Pérez-Núñez *et al.*, 2021). Rahdar *et al.* (2019) mencionan que se han reportado numerosos envenenamientos por consumo de agua potable contaminada con As(III) en los países como Bangladesh, Argentina, Taiwán, EUA, Malasia e Irán, donde el nivel de arsénico en el agua presenta valores superiores al límite estándar en zonas como Sistan y Bal-uchestan, Khorasan, Azerbaiyan Oriental y Tuyserkan. El As(III) en concentraciones altas es letal para la humanidad, causante de trastornos vasculares, como pigmentos dérmicos (enfermedades del pie negro), y cáncer de piel, riñón, vejiga y pulmón (Haque *et al.*, 2007).

En la actualidad, las aguas subterráneas destinadas al consumo humano presentan elevadas concentraciones de As(III). De hecho, se ha informado de contaminación natural por arsénico en los suministros de agua potable de más de 70 países, lo que constituye un grave riesgo para la salud de aproximadamente 150 millones de personas en todo el mundo (Brammer & Ravenscroft, 2009; El-Moselhy, Ates, & Çelebi, 2017). En ese contexto, Mamani-Navarro (2019) realiza una investigación en Perú sobre la contaminación de aguas subterráneas contaminadas con As(III) en 20 puntos de muestreo en las poblaciones urbanas marginales del Distrito de Juliaca, Perú, donde obtuvo una concentración promedio de 73.5 µg/l de As(III).

Por su parte, Huillca-Lima y Apaza-Mamani (2019) realizaron la evaluación de la concentración de As(III) en el agua subterránea de 10 pozos utilizados para consumo humano en la asociación Nueva Jerusalén (Juliaca, Perú), de los cuales ocho muestras tienen concentración de As (III) menor a < 0.005 mg/l, y en la M8 y M10 tienen una concentración de 0.108 y 0.106 mg/l, respectivamente, que superan el límite máximo

de 0.010 mg/l o 10 µg/l establecido por la Organización Mundial de la Salud.

Hoy en día, diferentes investigadores utilizan adsorbentes simples, rentables y amigables con el medio ambiente, como los residuos agrícolas, que han demostrado una adecuada eficiencia de adsorción de los metales contaminantes del agua. Vitela-Rodriguez y Rangel-Mendez (2013) realizaron su investigación de la eliminación de arsénico mediante carbones activados modificados con nanopartículas de óxido de hierro y obtuvieron mediante análisis una concentración inicial de < 1 ppm con pH (6, 7 y 8) y al efectuar la adsorción disminuyó de modo considerable. Abad-Torres *et al.* (2020) llevaron a cabo una investigación de bioadsorción de As(III) del agua del río Locumba (Tacna, Perú) utilizando cáscara de naranja (*Citrus sinensis*), que alcanzó el 98 % de remoción de As(III). Por su parte, Gutiérrez-de-la-Cruz, Ibañez-Arteaga, Alva-Díaz y Effio-Quezada (2022) determinaron la eficacia de la vaina de *Phaseolus vulgaris* y la cáscara de *Citrus sinensis* en la bioadsorción de As(III) en el río Moche: la concentración inicial era de 0.779 mg/l de As(III) y con la bioadsorción de cáscara de naranja se obtuvo una remoción de 88.96 % de As(III).

Feng, Guo, Liang, Zhu y Liu (2011) indican que la cáscara de naranja está formada por pigmentos de clorofila, pectina, celulosa, hemicelulosa y lignina que contienen muchos grupos funcionales de hidroxilo y elementos de peso molecular bajo, y tiene alto contenido de carbono (42.70 %), lo cual permite la adsorción de metales pesados (Abad-Torres *et al.*, 2020); por ende, la presente investigación se realizó con los residuos de naranja, que incluyó la cáscara y el bagazo; también se caracterizó la composición química mediante espectrometría de

fluorescencia de rayos X, donde se obtuvo mayor concentración de calcio y óxido de calcio.

El presente trabajo de investigación se realiza en la ciudad de Juliaca, Perú, donde la fuente de agua para consumo humano es de aguas subterráneas que tienen altos niveles de As(III). Dado que se detectó arsénico en altos niveles, el punto de muestreo se toma en el sector urbano marginal salida Arequipa s/n de la ciudad de Juliaca, con un resultado inicial de 0.451 mg/l, el cual supera el límite máximo permisible de 0.010 mg/l o de 10 µg/l establecido por la Organización Mundial de la Salud.

Por lo tanto, el objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia de la remoción de arsénico (III) en agua subterránea mediante residuos de naranja (cáscara, pepa y bagazo) en condiciones altoandinas, utilizando modelos de adsorción (Langmuir, Freundlich y Temkin) como herramienta para describir y analizar la capacidad adsorbente de cada biomasa en la ciudad de Juliaca, Perú, ubicada en una altitud de 3 825 m s.n.m, donde predominan temperaturas ambientales que están entre 0.5 y 18.8 °C (SENAMHI-Perú, 2023).

Materiales y métodos

Muestreo del agua subterránea

Las muestras de agua subterránea se tomaron en el sector Chullunquiani de la zona sur de la ciudad de Juliaca-Perú, con coordenadas (latitud 15.519732°, longitud -70.177627°), siguiendo el protocolo establecido por la Dirección General de la Salud Ambiental (DIGESA, 2015). Los parámetros determinados *in situ* para la muestra de agua subterránea

fueron el pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), de acuerdo a la metodología Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, & WEF, 2012). Cabe mencionar que se utilizó una muestra de 40 l de agua subterránea, para realizar el ensayo de prueba de jarras y posteriormente realizar el análisis de arsenito As(III) en el laboratorio de Saneamiento (Universidad Peruana Unión - Filial Juliaca).

Obtención del adsorbente

Se utilizaron los residuos de la naranja de variedad valencia *Citrus sinensis* L. osbeck (cáscara, pepa y bagazo) que se obtuvieron del mercado Santa Bárbara (Juliaca, Perú); el procesamiento del residuo se realizó empleando el proceso de obtención de biomasa establecido por Aguilar-Salas y Flores-Rodriguez (2018). Este procedimiento se presenta en forma esquemática en la Figura 1.

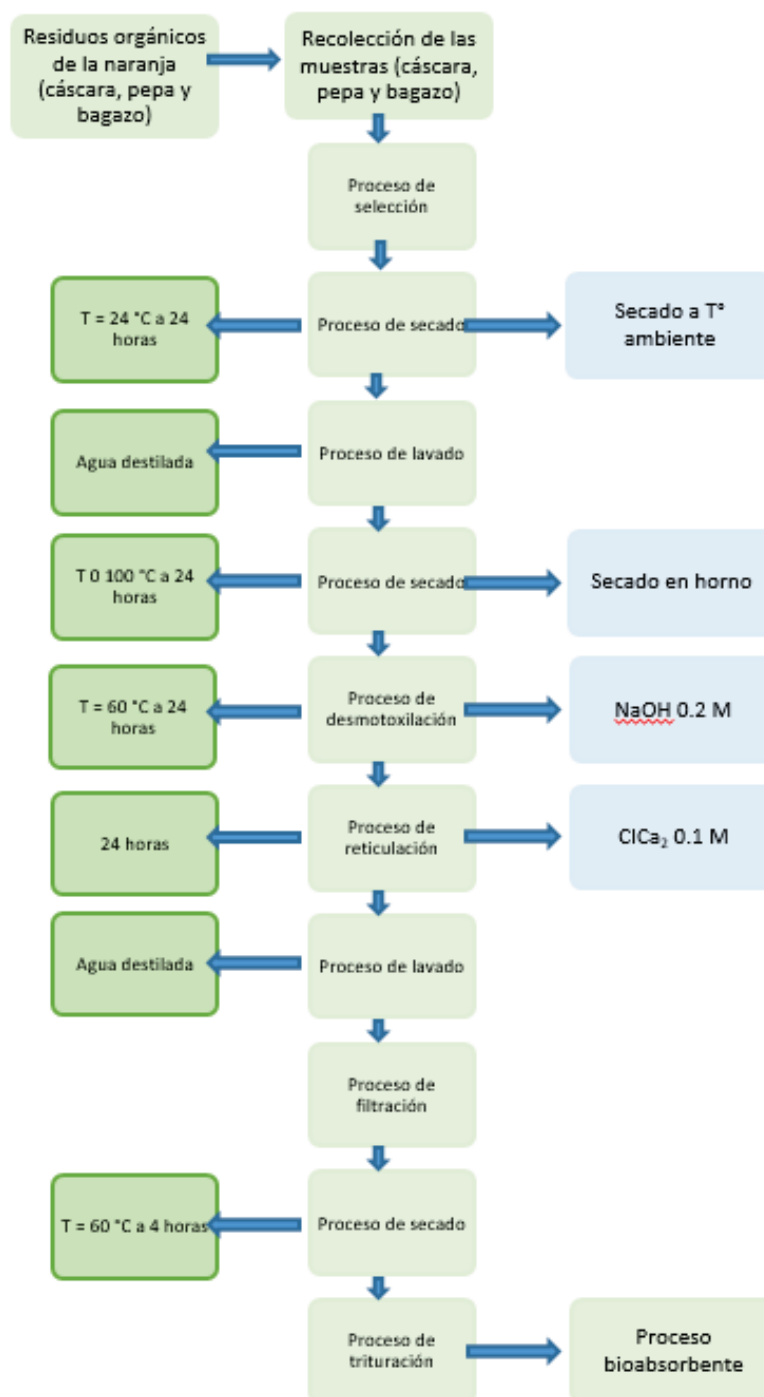


Figura 1. Proceso de obtención de las biomásas de los residuos adsorbente de naranja (cáscara, pepa y bagazo). Fuente: adaptado de Aguilar-Salas y Flores-Rodriguez (2018).

Diseño estadístico experimental

El diseño estadístico experimental fue un arreglo factorial de 3A x 4B; factor A (tipo de residuos): A1 = cáscara, A2 = pepa y A3 = bagazo, y factor B (masa de residuos en gramos): B1 = 2, B2 = 3, B3 = 4 y B4 = 5 (Tabla 1).

Tabla 1. Diseño experimental con diferentes masas de cáscara, pepa y bagazo de naranja.

Biomasa (g)	Cáscara			Pepa			Bagazo		
2	m2CR1	m2CR2	m2CR3	m2PR1	m2PR2	m2PR3	m2BR1	m2BR2	m2BR3
3	m3CR1	m3CR2	m3CR3	m3PR1	m3PR2	m3PR3	m3BR1	m3BR2	m3BR3
4	m4CR1	m4CR2	m4CR3	m4PR1	m4PR2	m4PR3	m4BR1	m4BR2	m4BR3
5	m5CR1	m5CR2	m5CR3	m5PR1	m5PR2	m5PR3	m5BR1	m5BR2	m5BR3

m = masa

C = cáscara de naranja

P = pepa de naranja

B = bagazo de naranja

R = las repeticiones

Ensayo de adsorción

El desarrollo del ensayo de adsorción de As(III) se realizó con las biomásas de los residuos de naranja (cáscara, pepa y bagazo) con 2, 3, 4 y 5 g de los adsorbentes en vasos precipitados de 500 ml; asimismo, se reguló el pH a 5 con ácido clorhídrico (HCL), para someter a la prueba de jarra a 200 RPM durante dos horas, y finalmente se filtró en frascos

esterilizados, para diagnosticar la concentración final de As(III) mediante el método de dietilditiocarbamato de plata; cada muestra de adsorción se realizó por triplicado para determinar la efectividad de la adsorción. Los ensayos se realizaron en el Laboratorio de Saneamiento de la Universidad Peruana Unión, Campus Juliaca (Figura 2).



Figura 2. Ajuste del potencial de hidrógeno y ensayo de prueba de jarra.

Características de las muestras de biomasa

La fluorescencia de rayos X es una técnica multielemental no destructiva y ampliamente utilizada en el estudio de la composición de las materias primas, por lo cual se evalúan las fuentes alfa (Espinoza-Lazaro &

Vasquez-Santisteban, 2022). Los adsorbentes se caracterizaron mediante el análisis de la composición química elemental y composición química de óxidos por espectrometría de fluorescencia de rayos X de energía dispersa; el equipo empleado para el desarrollo de los análisis es el Shimadzu-EDX-800 HS; se realizó en el Laboratorio de Investigación y Certificaciones (Labicer) de la Universidad Nacional de Ingeniería (Figura 3).



Figura 3. Espectrómetro de fluorescencia de rayos X de energía dispersa (Shimadzu-EDX-800 HS).

Isoterma de adsorción

Los isotermas se encuentran relacionadas con la capacidad de adsorción del adsorbente y la concentración de equilibrio, lo cual permite el equilibrio del sistema de As(III) (Pellegrini & De-Celis, 2023). Las isotermas de adsorción se obtuvieron a partir de la cantidad de biomasa de los residuos de naranja (2, 3, 4 y 5 g); se midió la concentración inicial de As(III) en el agua, que fue de 0.451 mg/l después de realizar las pruebas de jarras; se midió la concentración final después de la adsorción. Los datos resultantes de adsorción se ajustaron a la isoterma de Langmuir (Ecuación (1)), Freundlich (Ecuación (2)) y Temkin (Ecuación (3)) de la siguiente forma lineal (Beltrán-Suito, 2015):

$$\frac{1}{X/M} = \frac{1}{K_L b} * \frac{1}{C_e} + \frac{1}{b} \quad (1)$$

Donde:

X = cantidad de contaminante que adsorbe ($C_o - C_e$) (mg)

M = cantidad de residuos de naranja (g)

b = constante de capacidad de adsorción (mg/g)

K_L = constante de energía de adsorción (l/mg)

C_e = concentración de equilibrio (mg/l) (Dobrosz-Gómez, Gómez, & Santa, 2018):

$$\text{Log} \left(\frac{X}{M} \right) = \text{Log} K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (2)$$

Donde:

X = cantidad de contaminante adsorbido ($C_o - C_e$) (mg).

M = cantidad de residuos de naranja (g).

K_F = constante de Freundlich (mg/g).

n = constante de intensidad de adsorción.

C_e = concentración de equilibrio (mg/l) (Díaz-Llontop & Palacios-Beltran, 2023):

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(K_T) + \frac{RT}{b} \ln C_e \quad (3)$$

Donde:

q_e = capacidad de adsorción en el equilibrio (mg. g⁻¹).

R = constante universal de gases (KJ mol⁻¹.J⁻¹).

T = temperatura absoluta (K).

K_T = constante de equilibrio de Temkin (l.g⁻¹).

C_e = concentración de soluto en el equilibrio (mg. l⁻¹).

b = variación de energía de adsorción (J.mol⁻¹) (Hincapié-Mejía, Cardona-Cuervo, & Ríos, 2018).

La Figura 4 muestra el diagrama de la metodología para la determinación de arsénico de la investigación en condiciones altoandinas.



Figura 4. Diagrama de la metodología de la remoción de arsénico.

Resultados

Parámetros determinados de la muestra *in situ*

Se analizaron los parámetros de la muestra en agua subterránea *in situ*, como resultado se obtuvo un valor de pH de 6.83, temperatura de 13.4 °C, conductividad eléctrica de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y turbiedad de 7.32 UNT. Dichos valores permiten definir un primer diagnóstico sobre la calidad del agua, que muestra una acidez casi neutra, una conductividad media asociada con la presencia de iones disueltos y una turbiedad moderada.

Caracterización y composición del adsorbente

La Tabla 2 presenta los valores de la caracterización de la composición química elemental y composición química de óxidos de las biomásas del bagazo, pepa y cáscara de naranja.

Tabla 2. Composición química de las biomásas de la pepa, bagazo y cáscara de naranja.

Composición química	Residuo de naranja		
	Pepa (%)	Bagazo (%)	Cáscara (%)
Azufre (S)	4.221	0.917	1.088
Óxido de azufre (SO_3)	7.566	1.912	2.263
Calcio (Ca)	66.574	95.515	94.305
Óxido de calcio (CaO)	57.701	92.841	91.867
Cobre (Cu)	0.360	0.564	-
Óxido de cobre (CuO)	0.263	0.471	-
Estroncio (Sr)	0.260	0.528	0.507
Óxido de estroncio (SrO)	0.198	0.461	0.438
Fósforo (P)	12.000	0.424	0.539
Óxido de fósforo (P_2O_5)	19.521	0.77	0.978
Hierro (Fe)	1.813	1.483	1.024
Óxido de hierro (Fe_2O_3)	1.479	1.379	0.942
Magnesio (Mg)	9.376	-	-
Óxido de magnesio (MgO)	8.049	-	-
Potasio (K)	3.867	0.388	0.925
Óxido de potasio (K_2O)	3.099	0.362	0.86
Silicio (Si)	1.066	0.8	1.284
Óxido de silicio (SiO_2)	1.785	1.483	2.38
Zinc (Zn)	0.461	0.382	0.328
Óxido de zinc (ZnO)	0.339	0.321	0.273

La Tabla 2 presenta la composición química elemental y de óxidos de las tres biomásas evaluadas (bagazo, pepa y cáscara de naranja). De manera general, se observa que el bagazo exhibe un alto contenido de calcio (95.515 %) y proporciones moderadas de hierro (1.483 %) y zinc (0.382 %); la cáscara destaca por su elevado contenido de calcio (94,305 %) y silicio (1.284 %), además de hierro (1.024 %); mientras que la pepa contiene calcio (66.574 %), magnesio (9.376 %) y hierro (1.813 %), junto con una proporción relevante de fósforo (12.000 %).

Efecto del peso de la biomasa en la adsorción de As (III)

La Tabla 3 presenta los resultados de la adsorción de arsénico empleando biomasa de residuos de naranja (cáscara, pepa y bagazo). Para evaluar la capacidad de adsorción, se midió la concentración inicial de arsénico en la muestra de agua y se comparó con la concentración final tras el tratamiento.

Tabla 3. Eficiencia de la adsorción de arsénico de la biomasa de cáscara, pepa y bagazo de naranja.

Peso (g)	Concentración inicial de As(III) (mg/l)	Adsorción de As(III) con cáscara		Adsorción de As(III) con bagazo		Adsorción de As(III) con pepa	
		(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)
2	0.45084	0.15996	64.52	0.12107	73.15	0.22996	48.99
3	0.45084	0.05273	88.30	0.04773	89.41	0.07300	83.81
4	0.45084	0.01090	97.58	0.01162	97.42	0.01100	97.56
5	0.45084	0.03527	92.18	0.00857	98.10	0.00900	98.00

Modelos de adsorción de As(III)

Los resultados de adsorción se evaluaron utilizando los modelos de adsorción de Langmuir, Freundlich y Temkin.

Isotermas de adsorción de la cáscara de naranja

La Figura 5 muestra el modelo linealizado de las isoterma de Freundlich(a), Langmuir(b) y Temkin(c) de la cáscara de naranja.

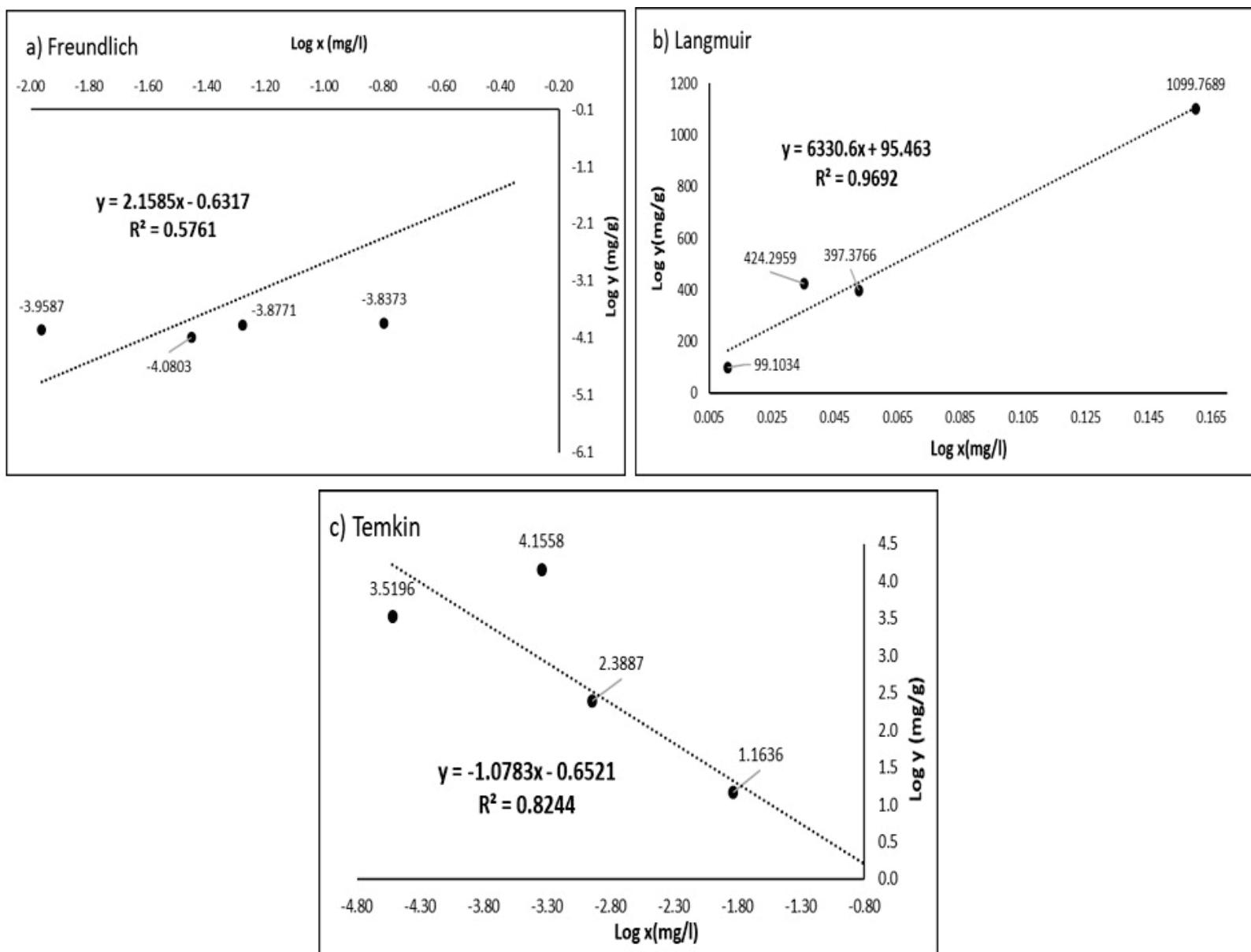


Figura 5. Isotherma linealizada de Freundlich(a), Langmuir (b) y Temkin (c) de la cáscara de naranja.

Las gráficas de la Figura 5 muestran las ecuaciones de la recta junto con su coeficiente de correlación (R^2), lo que refleja el ajuste de los datos experimentales al modelo correspondiente de la cáscara de naranja.

Isoterma de adsorción del bagazo de naranja

La Figura 6 muestra el modelo linealizado de las isoterma de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) del bagazo de naranja.

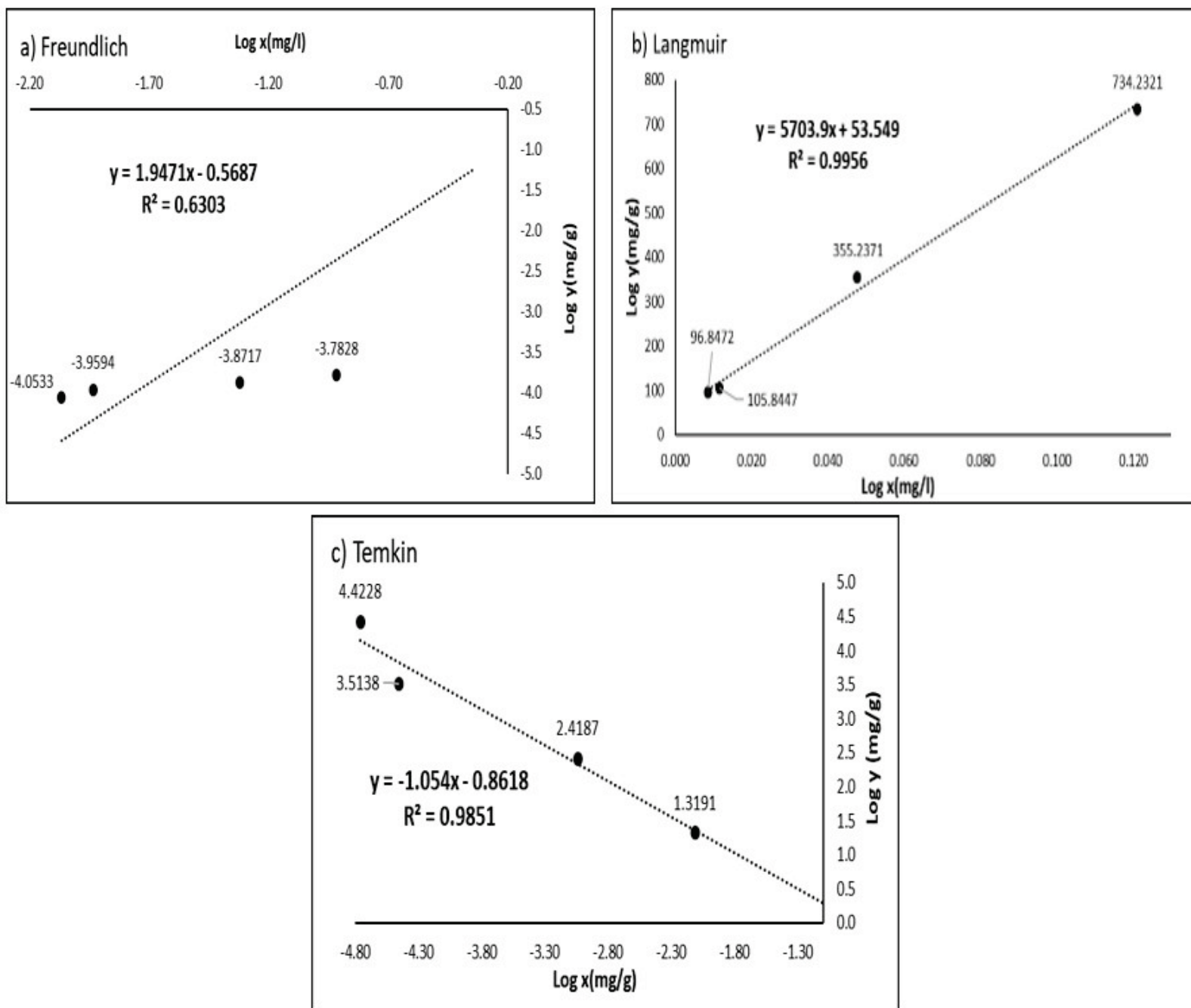


Figura 6. Isotermas linealizada de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) para el bagazo de naranja.

Las gráficas de la Figura 6 muestran las ecuaciones de la recta junto con su coeficiente de correlación (R^2), que reflejan el ajuste de los datos experimentales al modelo correspondiente del bagazo de naranja.

Isoterma de adsorción de la pepa de naranja

La Figura 7 muestra el modelo linealizado de las isoterma de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) de la pepa de naranja.

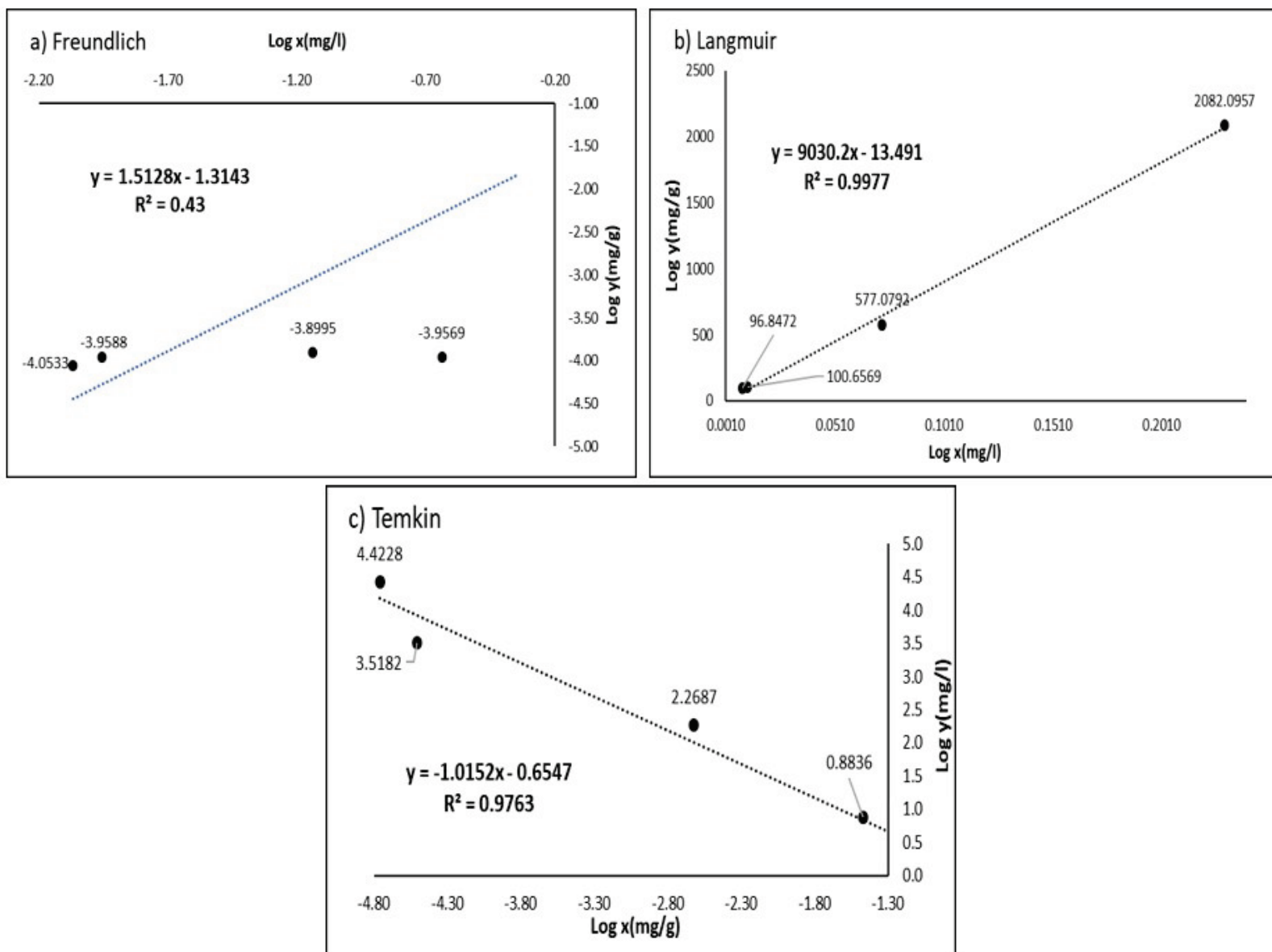


Figura 7. Isotherma linealizada de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) de la pepa de naranja.

Las gráficas de la Figura 7 muestran las ecuaciones de la recta junto con su coeficiente de correlación (R^2), que reflejan el ajuste de los datos experimentales al modelo correspondiente de la pepa de naranja.

Discusión

Parámetros determinados de la muestra in situ

Los resultados de la muestra de agua indicaron un pH de 6.83, una temperatura de 13.4 °C, una conductividad eléctrica de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una turbidez de 7.32 UNT. Estos valores proporcionan una base crucial para comprender el comportamiento de los sistemas de adsorción empleados y la calidad general del agua analizada. El pH es un factor crítico que afecta la especiación del arsénico y la carga superficial de los materiales adsorbentes. Un pH de 6.83, que se encuentra cerca de la neutralidad, es favorable para la adsorción de arsénico mediante MgO y $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (Balint, Celi, Barberis, Prati, & Martin, 2020). En este rango de pH predominan las especies de arseniato de dihidrógeno (H_2AsO_4^-) y arseniato monohidrogenado (HAsO_4^{2-}), las cuales interactúan eficazmente con los sitios de intercambio en la superficie del adsorbente (Xanthopoulou, Gkiliopoulos, Triantafyllidis, Kostoglou, & Katsoyiannis, 2025). Además, un pH cercano a la neutralidad minimiza la competencia de iones hidrógeno (H^+) por los sitios activos, lo que mejora la capacidad de adsorción de arsénico (Deng *et al.*, 2018).

La temperatura del agua subterránea, registrada en 13.4 °C, influye tanto en la cinética de adsorción como en la capacidad termodinámica del proceso (Yoo-iam, Kambhu, & Satapanajaru, 2023). Este entorno relativamente frío puede ralentizar las reacciones de adsorción, pero al mismo tiempo incrementa la estabilidad de los complejos de arseniato de magnesio formados en la superficie del MgO . Estudios previos han demostrado que aunque la adsorción de arsénico puede ser endergónica a bajas temperaturas, la estabilidad de los productos de reacción puede

compensar la reducción en la velocidad cinética y mantener una eficacia de adsorción aceptable (Mehanathan *et al.*, 2023). La conductividad eléctrica de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ refleja una concentración moderada de iones disueltos en el agua subterránea. Este nivel de conductividad sugiere la presencia de una variedad de cationes y aniones que pueden competir con el arseniato por los sitios de adsorción en el adsorbente (Satish, Jagadeesh, Varma, & Rajitha, 2025). Iones como Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- pueden interferir con la adsorción de As(V) , al reducir la eficiencia del proceso. Por lo tanto, es esencial considerar la selectividad del adsorbente utilizado y posiblemente implementar etapas de pretratamiento para disminuir la concentración de iones competidores, optimizando así la capacidad de adsorción de arsénico (Hu, Fu, & Zhou, 2024).

Finalmente, la turbidez de 7.32 UNT indica una turbidez moderada, lo que sugiere la presencia de partículas suspendidas en el agua. Estas partículas pueden tener múltiples efectos sobre el proceso de adsorción de arsénico. Por un lado, pueden actuar como sustratos adicionales para la adsorción, al aumentar la capacidad total del sistema. Por otro lado, una alta turbidez puede obstaculizar la interacción entre el arseniato y el adsorbente, al bloquear los sitios activos o generar efectos de interferencia física (Shahmohammadi, Shahmoradi, Maleki, Yang, & Lee, 2019).

Caracterización y composición del adsorbente

Los resultados consignados en la Tabla 2 revelan una notable presencia de elementos inorgánicos (Ca, Mg, P, K, Fe, entre otros) y sus óxidos en los tres tipos de residuos de naranja (pepa, bagazo y cáscara). Esta diversidad composicional cobra relevancia para la adsorción de arsénico,

toda vez que los metales y sus óxidos pueden establecer distintas interacciones físico-químicas con las especies As(III) y As(V). En este sentido, destaca particularmente la abundancia de calcio (Ca y CaO) en el bagazo y la cáscara, lo que sugiere la generación de sitios básicos capaces de retener arsénico a través de mecanismos de complejación iónica o precipitación. La presencia de Ca^{2+} resulta fundamental, pues puede formar complejos estables con las especies de arsénico y reducir su movilidad en la fase acuosa. Un ejemplo de ello es la precipitación de arseniato de calcio ($\text{Ca}_3 (\text{AsO}_4)_2$), una forma sólida que inmoviliza de forma eficaz el arsénico y contribuye de manera significativa a su remoción del medio acuoso (Wang, Cui, Zeng, & Zhu, 2023; Liu *et al.*, 2024).

Por otro lado, el fósforo (P y P_2O_5), aun cuando muestra mayor concentración en la pepa, se detecta también en cantidades apreciables en bagazo y cáscara. Este elemento y sus óxidos pueden influir en la adsorción, al promover la formación de complejos con el arsénico y, además, modular el pH en la interfase sólido-solución (Smedley & Kinniburgh, 2002). Es importante señalar que el magnesio (Mg y MgO) se cuantificó únicamente en la pepa, lo que podría generar una variación en la disponibilidad de sitios de intercambio y, por ende, en la capacidad de adsorción del material a dosis específicas. El MgO es reconocido por su elevada capacidad para adsorber arsénico. El mecanismo de adsorción implica la formación de arseniato de magnesio mediante la reacción del $\text{Mg}(\text{OH})_2$, que se forma en la superficie del MgO, con iones de arseniato (As(V)) (Wu *et al.*, 2016).

Asimismo, la presencia de otros metales y sus óxidos, como el hierro (Fe) o el zinc (Zn), aunque en proporciones menores, puede incrementar la afinidad hacia el arsénico. La formación de superficies con

grupos funcionales (p. ej., $-OH$ y $-COOH$) y la posible coexistencia de fases de óxidos metálicos (Fe_2O_3 , ZnO , CuO , etc.) generan sitios activos adicionales para la fijación de las especies de arsénico (Gupta, Rene, Giri, Pandey, & Singh, 2021). En conjunto, se infiere que el enriquecimiento de estos residuos en cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , entre otros) y sus óxidos promueve la aparición de distintos mecanismos de retención, entre ellos la complexación metal-arseniato o metal-arsenito, así como la adsorción físico-química en la fracción lignocelulósica (Pokhrel & Viraraghavan, 2008). Esta pluralidad de vías de captura de arsénico resalta el potencial de los residuos de naranja como adsorbentes de bajo costo y alta versatilidad para tratamientos de aguas contaminadas.

Feng *et al.* (2011) mencionan que la cáscara de naranja tiene un alto contenido de celulosa, pectina (ácido galacturónico), hemicelulosa y lignina. Feng *et al.* (2011) mencionan que la biomasa de la cáscara naranja es ligera y con superficie moderada para la adsorción de iones de metales. Es posible afirmar que la adsorción de arsénico se da mediante los componentes químicos elementales. Según Espinoza-Lazaro y Vasquez-Santisteban (2022), la biomasa de los residuos de la naranja es un material orgánico y está compuesto de óxido de calcio, óxido de potasio, óxido de aluminio, ácido fosfórico y sílice, que adsorbe los metales pesados. González-Chávez, Chiken-Soriano, Martín-Romero y Cenicerós-Gómez (2023), en su proyecto de investigación de elucidación del mecanismo de remoción de arsénico en disolución acuosa con residuos metalúrgico, confirman que el responsable de la adsorción de arsénico es el hierro, pues cuando se tienen concentraciones bajas de fosfato y calcio se puede remover exitosamente el arsénico.

Se asume que el hierro removi6 el arsénico. Acuña-Piedra, Araya-Obando y Romero-Esquivel (2016) llevaron a cabo en su investigación

una selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua para consumo humano en Costa Rica; en dicho trabajo llegaron a la conclusión de que los materiales adsorbentes, ricos en óxidos, principalmente hierro, titanio, aluminio, y manganeso, pueden utilizarse como adsorbentes de arsénico.

Efecto del peso de la biomasa en la adsorción de As(III)

La Tabla 3 presenta la eficiencia de remoción de As(III) a una concentración inicial de $0.45084 \text{ mg l}^{-1}$ utilizando diferentes pesos de cáscara, bagazo y pepa. En términos generales, se observa que a dosis bajas (2 g), la cáscara logra eliminar un 64.52 % de As(III), mientras que el bagazo alcanza una remoción del 73.2 %, y la pepa presenta la menor eficiencia con un 48.99 %. Este comportamiento sugiere diferencias intrínsecas en las propiedades adsorbentes de cada residuo a bajas concentraciones. A medida que se incrementa la dosis de los residuos a 3, 4 y 5 g, la eficiencia de remoción de As(III) aumenta de modo significativo en todos los casos, que alcanza en algunos puntos valores cercanos o superiores al 90 %. De forma notable, a 4 y 5 g, la diferencia en la eficiencia entre los tres residuos disminuye considerablemente, situándose en un rango de 97 a 98 % de remoción. Este fenómeno indica que a dosis mayores se proporcionan suficientes sitios activos y superficie adsorbente para captar casi todo el arsénico presente, con independencia del tipo de residuo utilizado.

Al comparar los diferentes residuos, se observa que a bajas dosis el bagazo es el más efectivo, seguido de cerca por la cáscara; mientras que la pepa muestra la menor capacidad de remoción. Estas diferencias

podrían atribuirse a la variabilidad en la proporción de grupos funcionales activos, como hidroxilos fenólicos y carboxilos, así como a la estructura porosa de cada residuo (Maldonado, Aguilera, Hernández, Arias, & Soto, 2021). Además, el contenido de compuestos inorgánicos como Ca, P y Mg podría influir en la eficacia adsorbente, ya que estos elementos pueden facilitar la formación de complejos con As(III) y mejorar la retención del metal pesado en ciertos residuos (Ahmad *et al.*, 2024).

Respecto a los mecanismos de adsorción, es probable que tanto la quimisorción como la complejación con cationes y óxidos presentes en los residuos, tales como CaO, Fe_2O_3 y MgO, jueguen un papel fundamental en la retención de As(III). Estos compuestos pueden formar puentes iónicos y complejos con las especies de As(III) y favorecer su adsorción (Hadjiivanov, Ivanova, Mihaylov, & Chakarova, 2015). Además, la fijación del arsénico en la matriz orgánica de los residuos, compuesta por lignina, celulosa y hemicelulosa, a través de interacciones electrostáticas o enlaces de hidrógeno, también contribuye significativamente al proceso de adsorción, dependiendo del pH y de la especiación del arsénico en la solución (Munio, Domato, Pido, Lagud, & Ambolode, 2023). Además, bajo ciertas condiciones, el As(III) podría precipitar en presencia de cationes como Ca^{2+} o Mg^{2+} , lo que contribuiría a una remoción adicional mediante la formación de precipitados (Deng *et al.*, 2018; Wang, 2023).

Los resultados obtenidos demuestran que los residuos de cáscara, bagazo y pepa son efectivos para la remoción de As(III) en agua subterránea, con una eficiencia que aumenta significativamente al incrementar la dosis aplicada. La mayor efectividad del bagazo a bajas dosis puede estar relacionada con una mayor cantidad de grupos funcionales activos y una mejor estructura porosa, que facilita la adsorción inicial de arsénico. Sin embargo, a dosis mayores, todos los

residuos alcanzan niveles de remoción similares; esto indica que la disponibilidad de sitios activos ya no es el factor limitante. Tales hallazgos sugieren que para optimizar la remoción de As(III) es fundamental ajustar la dosis del adsorbente en función de la concentración de arsénico y las características específicas de cada residuo. Futuras investigaciones podrían centrarse en la caracterización detallada de los residuos y en la optimización de las condiciones de adsorción para maximizar la eficiencia y la selectividad en la remoción de arsénico.

Por su lado, Mamani-Navarro (2019) realizó una investigación sobre la contaminación por arsénico en aguas subterráneas del distrito de Juliaca, Puno, Perú, en la que encontró una concentración promedio de $73.5 \mu\text{g/l}$, también por encima del máximo recomendado de $10 \mu\text{g/l}$ según la Organización Mundial de la Salud.

Modelos de adsorción de As(III)

Las isothermas son modelos matemáticos que permite describir e ilustrar el proceso y grado adsorción (Rivas, Nuñez, Longoria, & Gonzalez, 2014). Pellegrini y De-Celis (2023) indican que existen diferentes modelos de isothermas para diferentes tipos de estudios; las isothermas Freundlich y Langmuir son los más procesables para la adsorción de metales. Además, las isothermas de adsorción se ajusta muy bien con los modelos de Langmuir en la aplicación de análisis de datos por la determinación de máxima capacidad de bioadsorción (Tapia, Muñoz, Torres, & Yarango, 2003). En el presente estudio se evaluaron los modelos de adsorción de Langmuir, Freundlich y Temkin para comprender el comportamiento de la eliminación de As(III) utilizando diferentes residuos de naranja: cáscara, bagazo y pepa. Las isothermas de adsorción linealizadas presentadas en la

Figura 5, Figura 6 y Figura 7 para cada tipo de residuo proporcionan una visión detallada de cómo se ajustan los datos experimentales a estos modelos teóricos, lo cual facilita la interpretación de los mecanismos de adsorción predominantes.

Isoterma de adsorción de la cáscara de naranja

Se realizó la adsorción de As(III) con biomasa de la cáscara de naranja utilizando diferentes pesos de 2, 3, 4 y 5 g. Los resultados mostraron diferencias en los niveles de remoción: una reducción promedio de 0.15996 mg/l con 2 g; 0.05273 mg/l con 3 g; 0.01090 mg/l con 4 g, y 0.03527 mg/l con 5 g. Estos niveles de remoción alcanzan el estándar para consumo humano, que es de 0.01 mg/l. Dichos resultados se pueden visualizar en la Figura 5 mediante las isotermas de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c). Este comportamiento demuestra que una mayor concentración de adsorbente y un tiempo de contacto prolongado mejoran los resultados de remoción. De hecho, con la biomasa de la cáscara de naranja se adsorbió el arsénico del río Locumba en la ciudad de Tacna, Perú, y se obtuvieron resultados positivos en la adsorción de As(III) (Abad-Torres *et al.*, 2020).

La Figura 5(a), (b) y (c) muestra las isotermas de Freundlich, Langmuir y Temkin para la cáscara de naranja, respectivamente. El modelo que mejor se correlacionó con el proceso de adsorción fue la ecuación de Langmuir, con un coeficiente de correlación (R^2) de 0.9692. Este alto R^2 sugiere que la adsorción de As(III) sobre la cáscara de naranja tiende a formar una capa *monolayer* homogénea sobre la superficie del adsorbente, consistente con la naturaleza de sitios de adsorción uniformes y específicos presentes en la cáscara (Castro,

Pereira, & Leal, 2019). La capacidad de adsorción máxima (q_{max}), derivada del modelo de Langmuir, refleja una alta eficiencia en la retención de As(III) y resalta la efectividad de la cáscara como adsorbente.

Isoterma de adsorción del bagazo de naranja

La Figura 6(a), (b) y (c) presenta las isotermas de Freundlich, Langmuir y Temkin para el bagazo de naranja. Para el bagazo de naranja, las isotermas de Freundlich ($R^2 = 0.6303$) y Temkin (0.9851) mostraron buenos ajustes, aunque el modelo de Freundlich superó ligeramente al de Langmuir en términos de R^2 (0.9956). Esto indica una adsorción *multilayer* y una heterogeneidad en los sitios de adsorción del bagazo, atribuible a la variabilidad en la composición orgánica e inorgánica del bagazo (Feng, Guo, & Liang, 2010). Pero el modelo de Langmuir presenta comportamiento de adsorción en monocapa, donde todos los sitios activos son energéticamente equivalentes y no hay interacciones entre las moléculas adsorbidas (Sandoval-Ibarra, López-Cervantes, & Gracia-Fadrique, 2015). Según Vizcaíno-Mendoza y Fuentes-Molina (2015), las biomásas derivadas de la cáscara de naranja, tuna y algas rojas se usan para la remoción de metales pesados como zinc, cadmio y plomo, y demuestran cambios significativos en la adsorción de plomo y cadmio, aunque con menor efectividad para zinc. Esto evidencia que las biomásas son efectivas para capturar los metales removidos, pero la eficacia puede variar según el metal.

Isoterma de adsorción de la pepa de naranja

La Figura 7(a), (b) y (c) presenta las isotermas de Freundlich, Langmuir y Temkin para la pepa de naranja. Para la pepa de naranja, los datos de adsorción mostraron un ajuste destacado con el modelo de Temkin, con un coeficiente de correlación (R^2) de 0.9763. Esto implica que las interacciones entre As(III) y la superficie del adsorbente están influenciadas por efectos de adsorción mutua y una distribución de energía lineal. El modelo de Temkin sugiere que la energía de adsorción disminuye linealmente con la cobertura de superficie e indica una interacción más compleja y posiblemente la presencia de una variedad de sitios de adsorción con diferentes afinidades (Lu & Na, 2022). Aunque el modelo de Langmuir presentó el mejor ajuste ($R^2 = 0.9977$) —lo que indica un ajuste casi perfecto de los datos experimentales al modelo de Langmuir— esto implica que el proceso de adsorción de arsénico (III) sobre la pepa de naranja se describe mejor como una adsorción en monocapa, donde los sitios activos en la superficie son homogéneos y energéticamente equivalentes (Suteu, Badeanu, Malutan, & Chirculescu, 2016).

Comparación entre los diferentes residuos

A bajas concentraciones de As(III), el bagazo de naranja demostró una mayor capacidad de remoción en comparación con la cáscara y la pepa, lo que puede estar relacionado con una mayor disponibilidad de grupos funcionales activos y una estructura porosa más favorable para la adsorción inicial (Peng, Xiao, Cheng, & Chen, 2013; Shehzad *et al.*, 2018). Sin embargo, a dosis mayores, todos los residuos alcanzaron niveles de remoción superiores al 90 %, con diferencias insignificantes entre ellos,

lo cual muestra que la disponibilidad de sitios activos se saturó y que la capacidad de adsorción máxima se logró de manera uniforme (Khaskheli, Memon, Siyal, & Khuhawar, 2011).

Además, la cáscara de naranja mostró una capacidad de adsorción robusta a través del modelo de Langmuir, sugiriendo una adsorción más uniforme y específica. Por otro lado, el bagazo de naranja, con su ajuste a los modelos de Langmuir y Freundlich, indicó una adsorción más heterogénea y posiblemente de monocapa y multicapa, lo que puede ser ventajoso en sistemas donde la concentración de contaminantes varía ampliamente. La pepa de naranja, ajustándose a los dos modelos de Langmuir y Temkin, sugiere una interacción más compleja con la superficie del adsorbente, posiblemente debido a la presencia de múltiples sitios activos con diferentes afinidades y mecanismos de adsorción.

Por otra parte, la pepa de naranja se destacó en la remoción de As(III) y alcanzó eficiencias de hasta 98.00 % con 5 g de biomasa, lo que resalta la importancia de la dosis en la optimización del proceso. Además, se ajustó notablemente al modelo de Langmuir ($R^2 = 0.9977$) e indica una adsorción en monocapa sobre sitios homogéneos. Además, el modelo de Temkin ($R^2 = 0.9763$) sugirió interacciones complejas y una disminución lineal de la energía de adsorción. Aunque presentó menor eficiencia inicial frente a la cáscara y el bagazo, a mayores dosis su capacidad de remoción fue comparable y evidencia su potencial como bioadsorbente eficiente y sostenible.

Mecanismos potenciales de adsorción

Los diferentes ajustes de los modelos de adsorción sugieren variados mecanismos en los residuos de naranja. En la cáscara, el bagazo y la pepa de naranja, la adsorción *monolayer* propuesta por el modelo de Langmuir indica que los sitios de adsorción son homogéneos y específicos, favoreciendo la formación de una capa única de As(III) adsorbido (Liu *et al.*, 2021). Para la cáscara ($R^2 = 0.8244$), el bagazo ($R^2 = 0.9851$) y la pepa ($R^2 = 0.9763$) de naranja, el modelo de Temkin implica que las interacciones entre As(III) y el adsorbente están influenciadas por factores como la polarización de la superficie y la distribución de la energía de adsorción, lo que puede facilitar la formación de complejos más estables, y aumentar la eficiencia de remoción en condiciones específicas de pH y concentración (Tadepalli, Murthy, & Rakesh, 2016).

Implicaciones prácticas y futuras direcciones

Los hallazgos de este estudio demuestran que los residuos de naranja son adsorbentes eficaces para la remoción de As(III) en agua subterránea, con diferencias en los mecanismos de adsorción que dependen del tipo de residuo. La cáscara de naranja es ideal para aplicaciones que requieren una adsorción específica y uniforme, mientras que el bagazo es más adecuado para sistemas con concentraciones variables de contaminantes. La pepa de naranja, con su complejidad de interacción, puede ser optimizada para condiciones particulares donde se necesiten mecanismos de adsorción más robustos. Futuras investigaciones deberían enfocarse en la caracterización detallada de los residuos para identificar los grupos funcionales específicos responsables de la adsorción, así como en la optimización de las condiciones de operación, como el pH, la temperatura

y la presencia de iones competidores. Además, estudios a nivel de escala piloto y real deberían llevarse a cabo para evaluar la viabilidad práctica de utilizar estos residuos en sistemas de tratamiento de agua a gran escala.

Conclusiones

Para esta investigación se emplearon biomásas de los residuos procesados de naranja (cáscara, pepa y bagazo) para realizar la adsorción de As(III) mediante la prueba de jarras, midiendo la concentración inicial y final de muestra de agua subterránea. Los resultados evidencian la elevada capacidad de retención de arsénico (III) por parte de la cáscara, la pepa y el bagazo de naranja, a partir de una concentración inicial de 0.45084 mg/l. Al emplear 2 g de adsorbente, se obtuvieron remociones de 64.52 % (cáscara), 73.15 % (bagazo) y 48.99 % (pepa), que se incrementaron de forma notable al aumentar la cantidad de biomasa. En particular, la cáscara logró una remoción de 97.59 % (0.01090 mg/l), con 4 g de material; mientras que el bagazo y la pepa con 5 g lograron 98.10 % (0.00857 mg/l) y 98.00 % (0.0090 mg/l), respectivamente. Dichos valores se sitúan por debajo del límite máximo de 0.010 mg/l establecido por la OMS, lo cual confirma la viabilidad de los residuos de naranja como adsorbentes eficientes en condiciones altoandinas.

Asimismo, el análisis de fluorescencia de rayos X reveló la presencia predominante de calcio y óxido de calcio en las biomásas, además de otros componentes como hierro y magnesio, que favorecen la retención de arsénico. Esta composición química rica en cationes y sitios activos explica la alta afinidad de los residuos de naranja por el As(III), y refuerza su potencial como bioadsorbentes eficientes y ambientalmente

sostenibles. Además, el ajuste de los datos experimentales a las isothermas de Langmuir, Freundlich y Temkin permitió describir cuantitativamente la capacidad adsorbente de cada biomasa. El mayor coeficiente de determinación (R^2) se obtuvo con el modelo de Langmuir, lo cual sugiere un mecanismo de adsorción en monocapa sobre sitios activos homogéneos, y confirma la eficacia de la biomasa de naranja en la retención específica y estable del As(III).

Por último, el estudio se llevó a cabo en la región de Juliaca (3 825 m s.n.m.), cuyas temperaturas oscilan entre 0.5 y 18.8 °C. A pesar de estas condiciones extremas de altitud y bajas temperaturas, la eficiencia de remoción se mantuvo elevada, lo que demuestra la factibilidad de aplicar este proceso de adsorción en zonas altoandinas y su gran potencial de escalamiento para el tratamiento de agua potable.

Agradecimientos

Expresamos nuestro profundo agradecimiento a Dios por concedernos la oportunidad de realizar nuestra formación universitaria en la Universidad Peruana Unión y llevar a cabo la presente investigación titulada “Remoción de arsénico (III) en aguas subterráneas mediante residuos de naranja: eficiencia y modelos de adsorción en condiciones altoandinas”. Reconocemos con especial gratitud el respaldo incondicional de nuestros padres, cuyo apoyo constante ha sido fundamental a lo largo de nuestro desarrollo académico.

Extendemos asimismo nuestro sincero agradecimiento a nuestro asesor, quien nos orientó con compromiso y dedicación durante todas las etapas del proyecto, así como a los dictaminadores, por su valioso tiempo, observaciones críticas y apoyo integral. Este logro no habría sido posible

sin su guía, confianza y aliento continuo. A todos ustedes, les dedicamos con aprecio el resultado alcanzado.

Referencias

- Abad-Torres, L., Choquecota-Mena, R., Mamani-Coaquera, G., Ticona-Quispe, P., Sanga-Franco, M., & Gutierrez-Flores, I. (2020). Bioadsorción de arsénico del agua del río Locumba utilizando cáscara de naranja (*Citrus sinensis*), Tacna. *Ciencia & Desarrollo*, 19(26), 41-47. DOI: <https://doi.org/10.33326/26176033.2020.26.931>
- Acuña-Piedra, A., Araya-Obando, A., & Romero-Esquivel, L. G. (2016). Selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua de consumo humano en Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(4), 23-34. DOI: <https://doi.org/10.18845/tm.v29i6.2899>
- Aguilar-Salas, M., & Flores-Rodriguez, C. (2018). *Evaluación de la cáscara de naranja (Citrus sinensis) como material adsorbente natural de ion metálico Cu(II)* (tesis de grado). Universidad Nacional de San Agustín, Perú.
- Ahmad, T., Danish, M., Dadi, M., Siraj, K., Sundaram, T., Raj, D. S., Majeed, S., & Ramasamy, S. (2024). Potentials of orange wastes in wastewater treatment technology: A comprehensive review. *Journal of Water Process Engineering*, 67, 106113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106113>

- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association), American Water Works Association, & World Economic Forum. (2012). *Standard methods for examination of water and wastewater* (22nd ed). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Balint, R., Celi, L., Barberis, E., Prati, M., & Martin, M. (2020). Organic phosphorus affects the retention of arsenite and arsenate by goethite. *Journal of Environmental Quality*, 49(6), 1655-1666. DOI: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20145>
- Beltrán-Suito, R. (2015). *Aplicación de un diseño experimental factorial en el estudio de la adsorción de fenol y nitrofenoles con nanofibras de carbono* (tesis de licenciatura). Pontificia Universidad Católica del Perú, Perú. Recuperado de <https://tesis.pucp.edu.pe/items/84b92256-7e0b-4b86-98ef-31a4ecd27d40>
- Brammer, H., & Ravenscroft, P. (2009). Arsenic in groundwater: A threat to sustainable agriculture in South and South-East Asia. *Environment International*, 35(3), 647-654. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.10.004>
- Castro, D. A., Pereira, D. H., & Leal, P. V. B. (2019). Langmuir isotherm: Kinetic and equilibrium considerations. *Periodico Tche Quimica*, 16(31), 324-334. DOI: https://doi.org/10.52571/PTQ.v16.n31.2019.330_Periodico31_pgs_324_334.pdf
- Deng, Y., Li, Y., Li, X., Sun, Y., Ma, J., Lei, M., & Weng, L. (2018). Influence of calcium and phosphate on pH dependency of arsenite and arsenate adsorption to goethite. *Chemosphere*, 199, 617-624. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.018>

- Díaz-Llontop, D., & Palacios-Beltran, K. J. (2023). *Evaluación de las características de exposición al arsénico en el agua que consumen 4 centros poblados del distrito de Candarave-Tacna, Perú* (tesis título profesional de toxicóloga). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú. Recuperado de <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/backend/api/core/bitstreams/c18ecbd1-4eb7-4a0f-bc1b-57f6371217f1/content>
- Diez-Pérez-Núñez, D., Colmán, D., García, L., Nakagoe, S., Ramírez, K., Torres, O., Chamorro-Olivares, J., & Mereles, L. (2021). Optimización del método de digestión por microondas y espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruro para la cuantificación de arsénico en diferentes matrices. *South Florida Journal of Development*, 2(5), 7102-7110. DOI: <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n5-057>
- DIGESA, Dirección General de Salud Ambiental. (2015). *RD N.º 160-2015/DIGESA/SA, Protocolo de procedimientos para la toma de muestras, preservación, conservación, transporte, almacenamiento y recepción de agua para consumo humano*. Lima, Perú: Dirección General de Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria, Ministerio de Salud del Perú. Recuperado de http://www.digesa.minsa.gob.pe/normaslegales/normas/rd_160_2015_digesa.pdf#:~:text=Que%2C en efecto%2C con la aprobación del documento,Humano%2C aprobado por Decreto Supremo n. 0031-2010-SA
- Dobrosz-Gómez, I., Gómez, M. Á., & Santa, C. (2018). Optimization of the Cr(VI) adsorption process on bituminous activated carbon. *Información Tecnológica*, 29(6), 43-56. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0718-07642018000600043>

- El-Moselhy, M. M., Ates, A., & Çelebi, A. (2017). Synthesis and characterization of hybrid iron oxide silicates for selective removal of arsenic oxyanions from contaminated water. *Journal of Colloid and Interface Science*, 488, 335-347. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2016.11.003>
- Espinoza-Lazaro, S. C., & Vasquez-Santisteban, V. H. (2022). *Remoción de plomo mediante un biofiltro, empleando cáscara de limón en aguas del río Santa, sector Chuquicara, Ancash, 2022* (tesis para título profesional en ingeniero civil). Universidad César Vallejo, Perú. Recuperado de https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/99428/Espinoza_LSC-Vasquez_SVH-SD.pdf?sequence=4
- Feng, N.-C., Guo, X.-Y., & Liang, S. (2010). Enhanced Cu(II) adsorption by orange peel modified with sodium hydroxide. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)*, 20(Suppl. 1), s146-s152. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(10\)60030-1](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(10)60030-1)
- Feng, N., Guo, X., Liang, S., Zhu, Y., & Liu, J. (2011). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified orange peel. *Journal of Hazardous Materials*, 185(1), 49-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.114>
- González-Chávez, J. L., Chiken-Soriano, A., Martín-Romero, F., & Cenicerós-Gómez, A. E. (2023). Elucidation of the arsenic removal mechanism in aqueous solution with metallurgical waste. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 39, 25-42. DOI: <https://doi.org/10.20937/RICA.54399>

- Gupta, A. D., Rene, E. R., Giri, B. S., Pandey, A., & Singh, H. (2021). Adsorptive and photocatalytic properties of metal oxides towards arsenic remediation from water: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106376>
- Gutiérrez-de-la-Cruz, A., Ibañez-Arteaga, Y., Alva-Díaz, L., & Effio-Quezada, W. (2022). Efficiency of *Phaseolus vulgaris* pod and *Citrus sinensis* peel in arsenic biosorption from Moche River water. In: *Education, research and leadership in post-pandemic engineering: resilient, inclusive and sustainable actions*. Florida, USA: Latin American and Caribbean Consortium of Engineering Institutions. DOI: <https://doi.org/10.18687/LACCEI2022.1.1.633>
- Hadjiivanov, K., Ivanova, E., Mihaylov, M., & Chakarova, K. (2015). Adsorption of two or more molecules on one cationic center in porous materials. In: *Comprehensive guide for mesoporous materials*. Vol. 2 (pp. 269-287). Recuperado de <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85080529008&partnerID=40&md5=cb3ac5368f8ec1ccbd1750ea5e072c7f>
- Haque, M. N., Morrison, G. M., Perrusquía, G., Gutierrez, M., Aguilera, A. F., Cano-Aguilera, I., & Gardea-Torresdey, J. L. (2007). Characteristics of arsenic adsorption to sorghum biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 145(1-2), 30-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.080>

- Hincapié-Mejía, G., Cardona-Cuervo, S., & Ríos, L. A. (2018). Estudio termodinámico de la adsorción de un colorante azóico por medio de un residuo lignocelulósico en medio acuoso. *Ingeniería y Desarrollo*, 36(1), 97-118. DOI: <https://doi.org/10.14482/inde.36.1.10941>
- Hu, S., Fu, J., & Zhou, S. (2024). Exploring the interference mechanisms of surface and aqueous complexes with groundwater arsenate and arsenite adsorption. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(6), 8499-8509. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31676-1>
- Huillca-Lima, M., & Apaza-Mamani, L. (2019). Evaluación de la concentración de arsénico en aguas subterráneas para consumo humano en la Asociación Nueva Jerusalén, Juliaca-Puno (tesis de bachiller en ingeniería ambiental). Universidad Peruana Unión, Perú. Recuperado de https://repositorio.upeu.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12840/2611/Martha_Trabajo_Bachiller_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Khaskheli, M. I., Memon, S. Q., Siyal, A. N., & Khuhawar, M. Y. (2011). Use of orange peel waste for arsenic remediation of drinking water. *Waste and Biomass Valorization*, 2(4), 423-433. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-011-9081-7>
- Liu, L., Rao, Y., Tian, C., Huang, T., Lu, J., Zhang, M., & Han, M. (2021). Adsorption performance of La(III) and Y(III) on orange peel: Impact of experimental variables, isotherms, and kinetics. *Adsorption Science and Technology*, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1155/2021/7189639>

- Liu, N., Gao, R., Guo, J., Fu, L., Xue, B., Ma, K., & Lin, C. (2024). Mechanisms of calcium-mediated As(V) immobilization by undissolved and dissolved biochar in saline-alkali environments. *Journal of Environmental Management*, 370. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122775>
- Lu, L., & Na, C. (2022). Gibbsian interpretation of Langmuir, Freundlich and Temkin isotherms for adsorption in solution. *Philosophical Magazine Letters*, 102(7), 239-253. DOI: <https://doi.org/10.1080/09500839.2022.2084571>
- Maldonado, J. A. H., Aguilera, C. E. C., Hernández, M. M. S., Arias, A. N. A., & Soto, R. H. (2021). Evaluation of orange peel (*Citrus sinensis*) as a source of bioactive components and its use as a bioadsorbent. *Desalination and Water Treatment*, 231, 348-358. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27499>
- Mamani-Navarro, W. (2019). Contaminación de las aguas subterráneas por arsénico (As) el caso del distrito de Juliaca-Perú. *Ñawparisun – Revista de Investigación Científica*, 1(4), 31-36. Recuperado de <https://unaj.edu.pe/revista/index.php/vpin/issue/view/4/3>
- Mehanathan, S., Jaafar, J., Nasir, A. M., Ismail, A. F., Matsuura, T., Othman, M. H. D., Rahman, M. A., & Yusof, N. (2023). Magnesium oxide nanoparticles for the adsorption of pentavalent arsenic from water: Effects of calcination. *Membranes*, 13(5). DOI: <https://doi.org/10.3390/membranes13050475>

- Munio, A. A. Z., Domato, D. C., Pido, A. A. G., Lagud, Y. J., & Ambolode, L. C. C. (2023). A First-principles study on the chemisorption of arsenic on the cellulose biopolymer. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 13(6). DOI: <https://doi.org/10.33263/BRIAC136.571>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2011). *Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda*. Recuperado de <https://bit.ly.co/7FYT>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2022). *Arsénico*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2023). *Agua para consumo humano*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Pellegrini, J., & De-Celis, J. (2023). Optimización de isothermas de adopción mediante Simulated Annealing. *Revista Politécnica*, 19(38), 30-37. DOI: <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v19n38a2>
- Peng, Y., Xiao, H. Y., Cheng, X. Z., & Chen, H. M. (2013). Removal of arsenic from wastewater by using pretreating orange peel. *Advanced Materials Research*, 773, 889-892. DOI: <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.773.889>
- Pokhrel, D., & Viraraghavan, T. (2008). Arsenic removal from aqueous solution by iron oxide-coated biomass: Common ion effects and thermodynamic analysis. *Separation Science and Technology*, 43(13), 3545-3562. DOI: <https://doi.org/10.1080/01496390802212609>

- Rahdar, S., Taghavi, M., Khaksefidi, R., & Ahmadi, S. (2019). Adsorption of arsenic (V) from aqueous solution using modified saxaul ash: Isotherm and thermodynamic study. *Applied Water Science*, 9(4), 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0974-0>
- Rivas, C. F., Nuñez, O., Longoria, F., & Gonzalez, L. (2014). Isoterma de Langmuir y Freundlich como modelos para la adsorción de componentes de ácido nucleico sobre WO_3 . *Saber, Revista Multidisciplinaria del Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente*, 26(1), 43-49.
- Sandoval-Ibarra, F. D., López-Cervantes, J. L., & Gracia-Fadrique, J. (2015). Langmuir's Equation for simple liquids and surfactants. *Educación Química*, 26(4), 307-313. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eq.2015.03.002>
- Satish, N., Jagadeesh, A., Varma, M. R. R., & Rajitha, K. (2025). A closed-form expression of electrical conductivity from climate and land use parameters for Krishna River Basin, India. *Lecture Notes in Civil Engineering*, 397 LNCE, 173-184. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-97-7467-8_11
- SENAMHI-Perú, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2023). *Pronóstico del tiempo para Juliaca (Puno)*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú.
- Shahmohammadi, S., Shahmoradi, B., Maleki, A., Yang, J.-K., & Lee, S.-M. (2019). Efficiency of an iron matrix-based filter in adsorption of arsenic from water. *Desalination and Water Treatment*, 163, 198-205. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24480>

- Shehzad, K., Xie, C., He, J., Cai, X., Xu, W., & Liu, J. (2018). Facile synthesis of novel calcined magnetic orange peel composites for efficient removal of arsenite through simultaneous oxidation and adsorption. *Journal of Colloid and Interface Science*, 511, 155-164. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.09.110>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517-568. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Suteu, D., Badeanu, M., Malutan, T., & Chirculescu, A.-I. (2016). Valorization of food wastes (orange seeds) as adsorbent for dye retention from aqueous medium. *Desalination and Water Treatment*, 57(60), 29070-29081. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1196392>
- Tadepalli, S., Murthy, K. S. R., & Rakesh, N. N. (2016). Isothermal and linear regression modelling of Cu (II) and Fe (II) using orange peel as an adsorbent in batch studies. *International Journal of PharmTech Research*, 9(5), 197-210. Recuperado de <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84973647662&partnerID=40&md5=ae57d1413b7eaa67e27c384368a2811f>
- Tapia, N., Muñoz, J., Torres, F., & Yarango, A. (2003). Biosorción de Pb(II) por cáscara de naranja, citrus cinesis, modificada. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 5(2), 48-53.

- Vitela-Rodriguez, A. V., & Rangel-Mendez, J. R. (2013). Arsenic removal by modified activated carbons with iron hydro(oxide) nanoparticles. *Journal of Environmental Management*, 114, 225-231. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.004>
- Vizcaíno-Mendoza, L., & Fuentes-Molina, N. (2015). Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretratada de algas rojas, cáscara de naranja y tuna. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(1), 43-60. DOI: <https://doi.org/10.18359/rcin.432>
- Wang, N., Cui, Y., Zeng, L., & Zhu, L. (2023). One step treatment of arsenic calcium residues by combining H₂O₂ oxidation and CaO chemical stabilization. *Huazhong Keji Daxue Xuebao (Ziran Kexue Ban)/Journal of Huazhong University of Science and Technology (Natural Science Edition)*, 51(10), 70-76. DOI: <https://doi.org/10.13245/j.hust.230420>
- Wang, Y. (2023). Removal of arsenic and metal ions from acidic effluents via the Fenton reaction method. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 123(8), 415-422. DOI: <https://doi.org/10.17159/2411-9717/1863/2023>
- WHO, World Health Organization. (2011). *Report on the burden of endemic health care-associated infection worldwide: Clean care is safer care*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Wu, P.-Y., Jiang, Y.-P., Zhang, Q.-Y., Jia, Y., Peng, D.-Y., & Xu, W. (2016). Comparative study on arsenate removal mechanism of MgO and MgO/TiO₂ composites: FTIR and XPS analysis. *New Journal of Chemistry*, 40(3), 2878-2885. DOI: <https://doi.org/10.1039/c5nj02358k>

- Xanthopoulou, M., Gkiliopoulos, D., Triantafyllidis, K. S., Kostoglou, M., & Katsoyiannis, I. A. (2025). Removal of hexavalent chromium and pentavalent arsenic from aqueous solutions by adsorption on polyethylenimine-modified silica nanoparticles. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(15), 9443-9461. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35473-2>
- Yoo-iam, M., Kambhu, A., & Satapanajaru, T. (2023). Adsorption of phenol and zinc as dual contaminants in groundwater on flood plain deposit aquifer: Kinetic, thermodynamic, and column operation studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(4). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06280-1>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-08

Articles

Hydraulic performance optimization of triangular-arc asymmetric labyrinth weirs: Experimental analysis of discharge efficiency and geometric variations

Optimización del comportamiento hidráulico de vertederos laberínticos asimétricos con arcos triangulares: análisis experimental de la eficiencia de descarga y variaciones geométricas

Seyed Mohammad Tabatabai¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2829-8278>

Mohammad Heidranejad², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7306-3614>

Alireza Masjedi³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2953-3519>

Amin Bordbar⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7632-5766>

¹Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, mohammad_pilot2009@yahoo.com

²Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, mo_he3197@yahoo.com

³Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, drmasjedi.2007@yahoo.com



⁴Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, asefmn@yahoo.com

Corresponding author: Mohammad Heidarnejad,
mo_he3197@yahoo.com

Abstract

This study examines the hydraulic performance of triangular-arc'd asymmetric labyrinth weirs with varying middle cycles, focusing on optimizing the discharge coefficient (C_d) under different geometric and hydraulic conditions. Experimental investigations were conducted in a flume with triangular-arc'd weirs featuring arc angles of 45° , 90° , and 135° . The results indicate that the highest C_d of 0.949 was achieved at a Froude number (Fr) of 1.64 and an arc angle of 90° , demonstrating optimal hydraulic performance. Wider intermediate cycles ($R/W1 = 3.2$) enhanced C_d to 0.949, while narrower cycles ($R/W1 = 2.5$) yielded a lower C_d of 0.633 due to increased turbulence and flow interference. The Q - H_t curves revealed that reducing the apex width ($W1$) increased upstream hydraulic head, enhancing discharge coefficient at low discharges but reducing hydraulic efficiency at higher discharges due to turbulence. These findings confirm that modifying intermediate cycles and optimizing arc angles can significantly improve hydraulic efficiency.

Keywords: Labyrinth weir, triangular plan weir, PKW, discharge coefficient.

Resumen

Este estudio examina el rendimiento hidráulico de vertederos laberínticos asimétricos con arcos triangulares y ciclos intermedios variables, centrándose en la optimización del coeficiente de descarga (C_d) bajo diferentes condiciones geométricas e hidráulicas. Se llevaron a cabo investigaciones experimentales en un canal con vertederos de arcos triangulares que presentaban ángulos de arco de 45° , 90° y 135° . Los resultados indican que el C_d más alto, de 0.949, se logró a un número de Froude (Fr) de 1.64 y un ángulo de arco de 90° , lo que demostró un rendimiento hidráulico óptimo. Los ciclos intermedios más anchos ($R/W1 = 3.2$) mejoraron el C_d a 0.949, mientras que los ciclos más estrechos ($R/W1 = 2.5$) produjeron un C_d más bajo de 0.633 debido al aumento de la turbulencia y la interferencia del flujo. Las curvas $Q-H_t$ revelaron que la reducción del ancho del morro ($W1$) incrementó los niveles de agua aguas arriba y mejoró la descarga a bajos caudales, pero redujo la eficiencia a descargas más altas debido a la turbulencia. Estos hallazgos confirman que la modificación de los ciclos intermedios y la optimización de los ángulos de arco pueden mejorar significativamente la eficiencia hidráulica.

Palabras clave: vertedero laberíntico, vertedero de plano triangular, PKW, coeficiente de descarga.

Received: 06/03/2025

Accepted: 17/05/2025

Available ahead of print: 03/06/2025

Version of record: 01/01/2026



Introduction

Labyrinth weirs are a suitable solution for locations where width is limited. Featuring a non-linear crest, these weirs offer a longer crest length compared to straight-crested weirs of the same width. Consequently, under equivalent hydraulic head conditions, they can accommodate a greater discharge. Due to their capacity to handle high discharges with relatively low hydraulic heads, labyrinth weirs require less space in the design layout, making them a cost-efficient option for various applications (Hashem, Mohammed, & Alfatlawi, 2024; Zhu, Si, Xie, & Tan, 2024; Seyedian, Haghiabi, & Parsaie, 2023; Wang, Zheng, Ren, Liu, & Wu, 2022; Majedi-Asl, Fuladipanah, Arun, & Tripathi, 2022). Figure 1 shows the geometric and hydraulic parameters of a triangular and trapezoidal labyrinth weir plan. Figure 2 shows the layout of the arched weir used as the control sample.

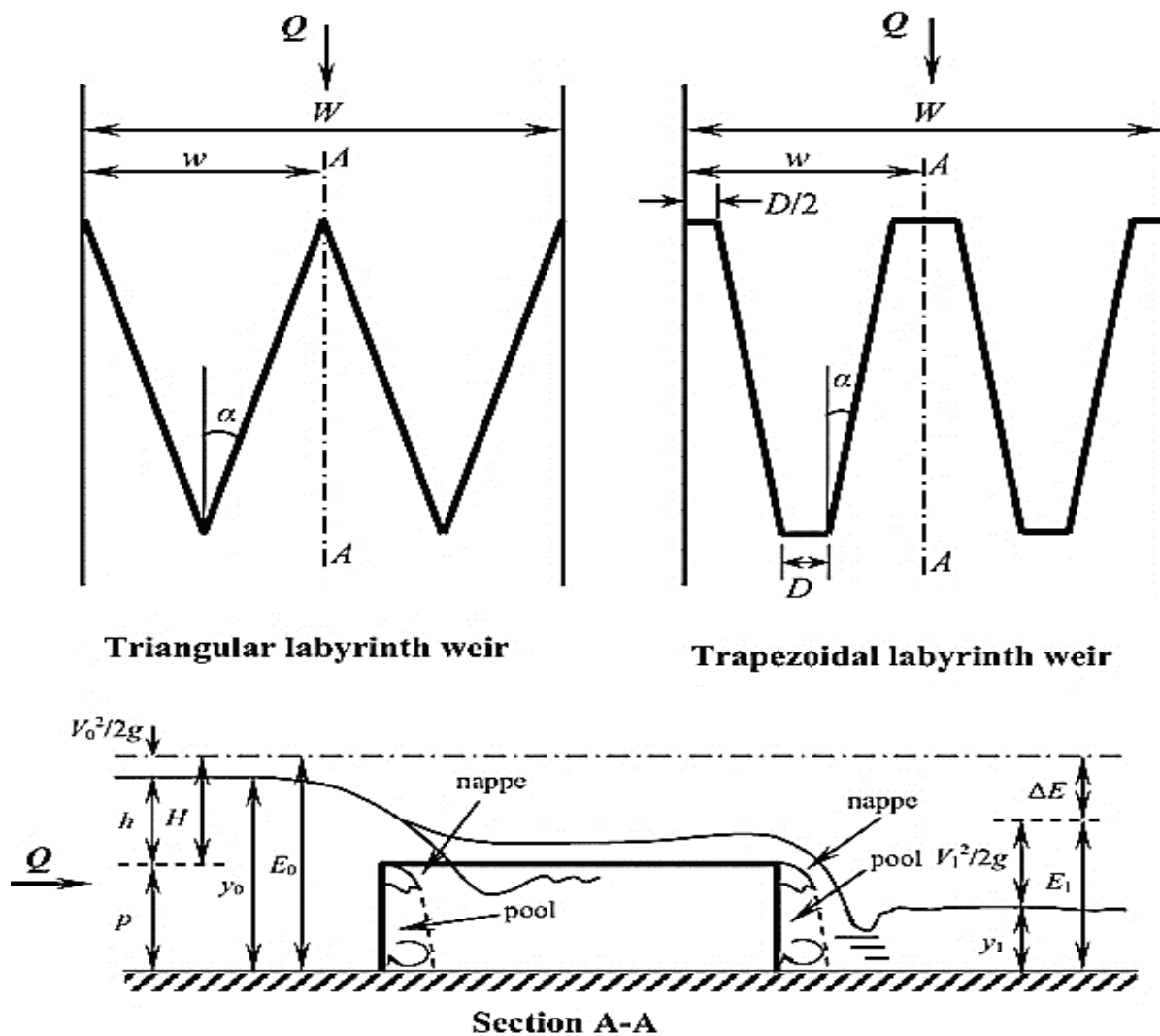


Figure 1. Geometric and hydraulic parameters of triangular and trapezoidal labyrinth weir plan.

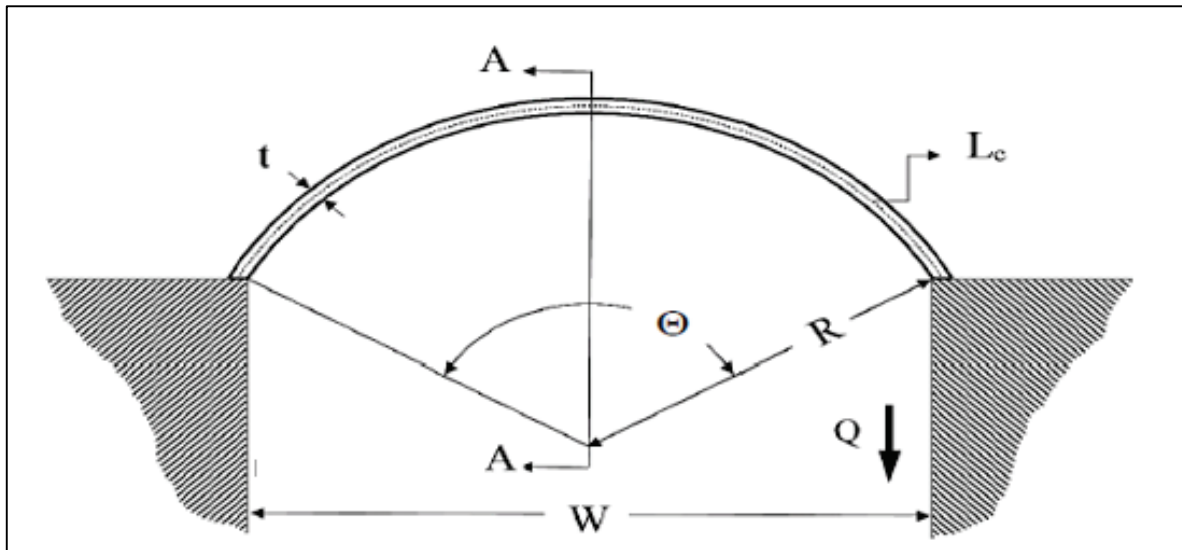


Figure 2. A plan and section view of arced weir.

In Figure 1, Q is the discharge, w is the labyrinth weir cycle width, P is the weir height, α is the sidewall angle (crest), D is the width of the weir apex and W is the total width of the weir.

The parameters listed in the Figure 2 are defined as follows:

$V^2/2g$ = Velocity head, representing the kinetic energy of the fluid expressed in terms of height (V : Velocity of the fluid, g : Acceleration due to gravity)

h = Hydraulic head (e.g., the free surface elevation from a reference point)

H_0 = Total hydraulic head, which is the sum of the velocity head, pressure head, and elevation head

Q = Discharge (volumetric discharge of the fluid per unit time)

P = Height weir

L_0 = Total weir length

W = Total width of a section (depending on context)

D = Hydraulic head in the downstream of weir

Labyrinth weirs have garnered significant attention for their hydraulic efficiency, particularly in flood control and spillway design. Early studies, such as those by Taylor (1968), and Hay and Taylor (1970), focused on sharp-edged crests with trapezoidal and triangular configurations. Darvas (1971) found that discharge coefficients decrease with increasing hydraulic head and increase with weir length. Subsequent research by Cassidy, Gardner and Peacock (1985) showed lower efficiency than previously expected, and Falvey (2003) identified key performance variables, such as total head-to-weir height ratio and sidewall angle. Ghare, Mhaisalkar and Porey (2008) used regression analysis to develop an empirical model for discharge coefficient optimization. Further studies by Khode, Tembhurkar, Porey and Ingle (2011) revealed the relationship between discharge coefficient and the H/P ratio, noting that sidewall angle affected flow and discharge. Anderson and Tullis (2011) investigated various geometries of piano key weirs and demonstrated that the discharge coefficient increases with the ratio of W_i/W_o (Inlet cycle width to outlet cycle width). They recommended an optimal range for this ratio between 1.25 and 1.5. Additionally, they emphasized that the upstream and downstream slopes, along with the installation of the apex, contribute to enhancing the efficiency of the weir. Kumar, Ahmad, Mansoor and Himanshu (2012) focused on sharp-crested curves under free-flow conditions, while Mirnaseri and Emadi (2014) examined the effects of weir length, height, and flume bed slopes on discharge coefficients. Gupta, Kumar and Ahmad (2015) compared rectangular labyrinth weirs with conventional weirs, finding improved discharge efficiency. Monjezi, Heidarnejad, Masjedi, Purmohammadi and Kamanbedast (2018) noted

that hydraulic head increases caused a standing wave downstream, reducing the efficiency of arced-triangle labyrinth weirs. Azimi and Hakim (2019) showed that approach velocity and pool aspect ratio influence discharge coefficients and proposed semi-empirical formulas to predict discharge. Dizabadi, Hakim and Azimi (2020) introduced a new design featuring a square pool at the vertex, which extended the weir length and improved efficiency. Le, Hiramatsu and Nishiyama (2021) explored the use of computational fluid dynamics (CFD) to study the discharge capacity of piano key and rectangular labyrinth weirs, highlighting the inefficiency of physical model tests alone. Their findings indicate that the piano key weir outperforms the rectangular labyrinth weir, particularly due to higher sidewall discharge efficiency. Dehghani and Varaki (2021) studied the effects of upstream sedimentation (0 to 90% of weir height) and downstream bed levels on trapezoidal labyrinth weirs. They found that sedimentation up to 60% had minimal impact on discharge coefficients, while higher sedimentation reduced efficiency. Tailwater levels also influenced flow patterns, leading to statistical equations for discharge coefficient estimation. Namazi and Mozaffari (2023) found triangular labyrinth weirs to be more efficient than semicircular ones. Increasing total head ratio and weir cycles reduced efficiency due to nappe interference. Mattos-Villarroel *et al.* (2023) emphasized the suitability of labyrinth weirs for spillway design and dam safety, using Computational Fluid Dynamics (CFD) for discharge analysis. Ben-Said, Hafnaoui and Madi (2023) highlighted the influence of channel bed levels, revealing that lowering downstream beds increased discharge capacity by reducing submergence effects. Recent studies by Masoudi, Yari, Sadeghian and Norouzi (2024) showed that varying crest lengths significantly improved discharge coefficients by 40.7 and 35.3% for rectangular and trapezoidal

weirs, respectively. Aydin, Ulu and Işık (2024) identified the importance of flow conditions in upstream and downstream cycles for hydraulic efficiency. Said and Ouamane (2024) explored modifications in overhang configurations, finding that these improvements enhanced labyrinth weir performance.

The objective of the present study is to investigate the discharge coefficient of a triangular-arched asymmetrical labyrinth weir with a widened middle cycle. The arched shape in the plan a higher discharge coefficient, which is the main focus of this study. Based on previous research, no comprehensive studies have been conducted on this topic. Also the primary aim of this study is to analyze variations in C_d of an asymmetric arched weir with a triangular cross-section.

Materials and methods

Experimental test

The study examines the influence of the arch angle and, consequently, the weir length on the discharge coefficient. Figure 3 provides an example of a labyrinth weir with an asymmetric triangular cross-section. Figure 4 presents the experimental flume, the labyrinth weirs, and a schematic representation of the laboratory setup employed in this research. Figure 5 depicts the weirs utilized during the experimental procedures. The experimental investigation was carried out in the hydraulic laboratory of the Khuzestan Water and Power Authority, Iran. The weir models were positioned within a testing flume measuring 8 meters in length, 0.6 meters in width, and 0.6 meters in height. The flume, constructed with transparent Plexiglas walls, enabled clear observation of water surface

profiles and flow behavior. It operated under free-flow conditions and was meticulously designed to be both watertight and seamless to ensure accurate results. The experimental setup included several components: a groundwater tank, a digital flowmeter with a precision of 0.2 l/s, a tranquilizer, a floating electric pump with a maximum discharge of 140 m³/h, and a constant-head tank. The flume's base was a fixed-bed type and was carefully maintained in a horizontal orientation. Water was pumped from the groundwater tank into the head tank, from which it flowed through a 0.3-meter diameter pipe into the flume's inlet, controlled by a globe valve. At a low discharge, water entered the flume and passed smoothly over the weir. By adjusting the discharge, data on hydraulic conditions upstream, across, and downstream of the weir were recorded. Finally, flow exited the flume into a downstream channel, flowed into the pumping tank, and was subsequently recirculated into the system.

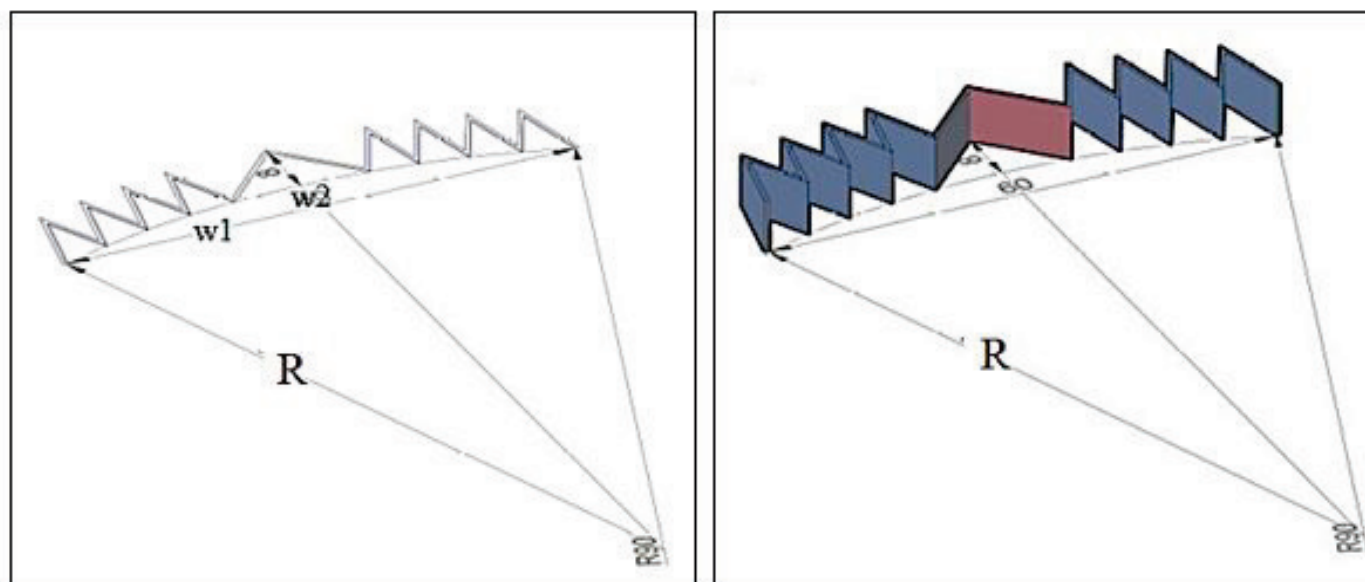
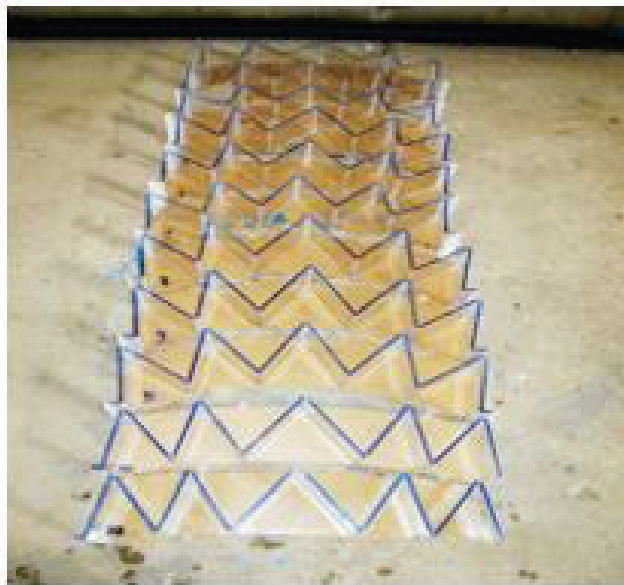


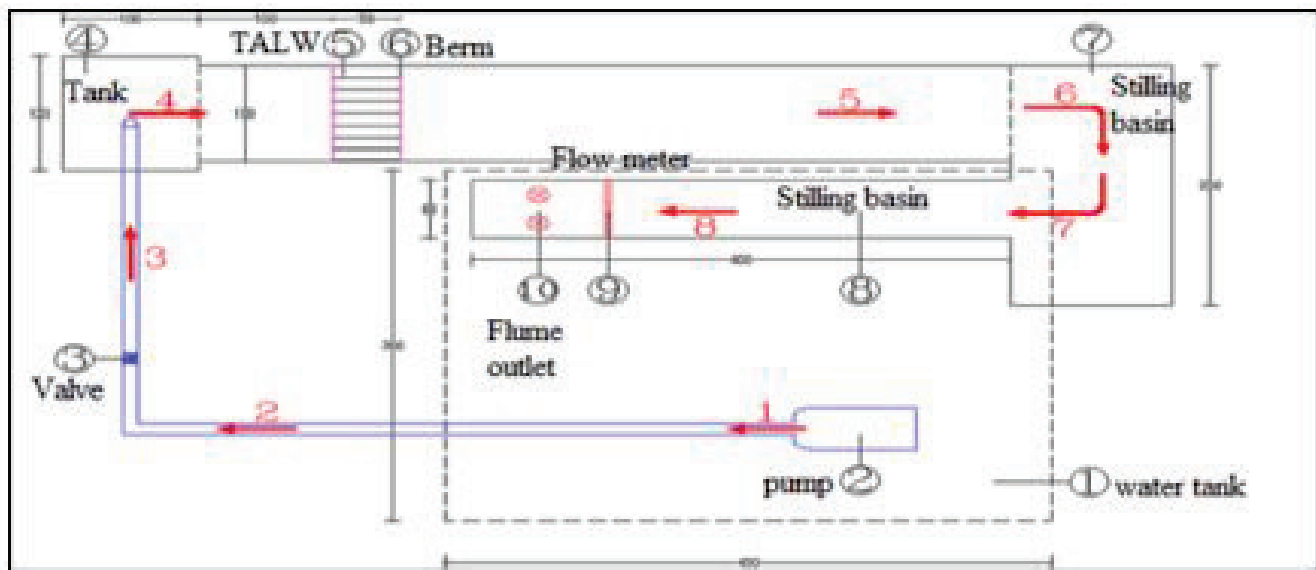
Figure 3. Plan and 3D view of arched asymmetry triangular labyrinth weir.



(a)



(b)



(c)

Figure 4. a) Physical model, b) experimental flume, and c) flume plan.

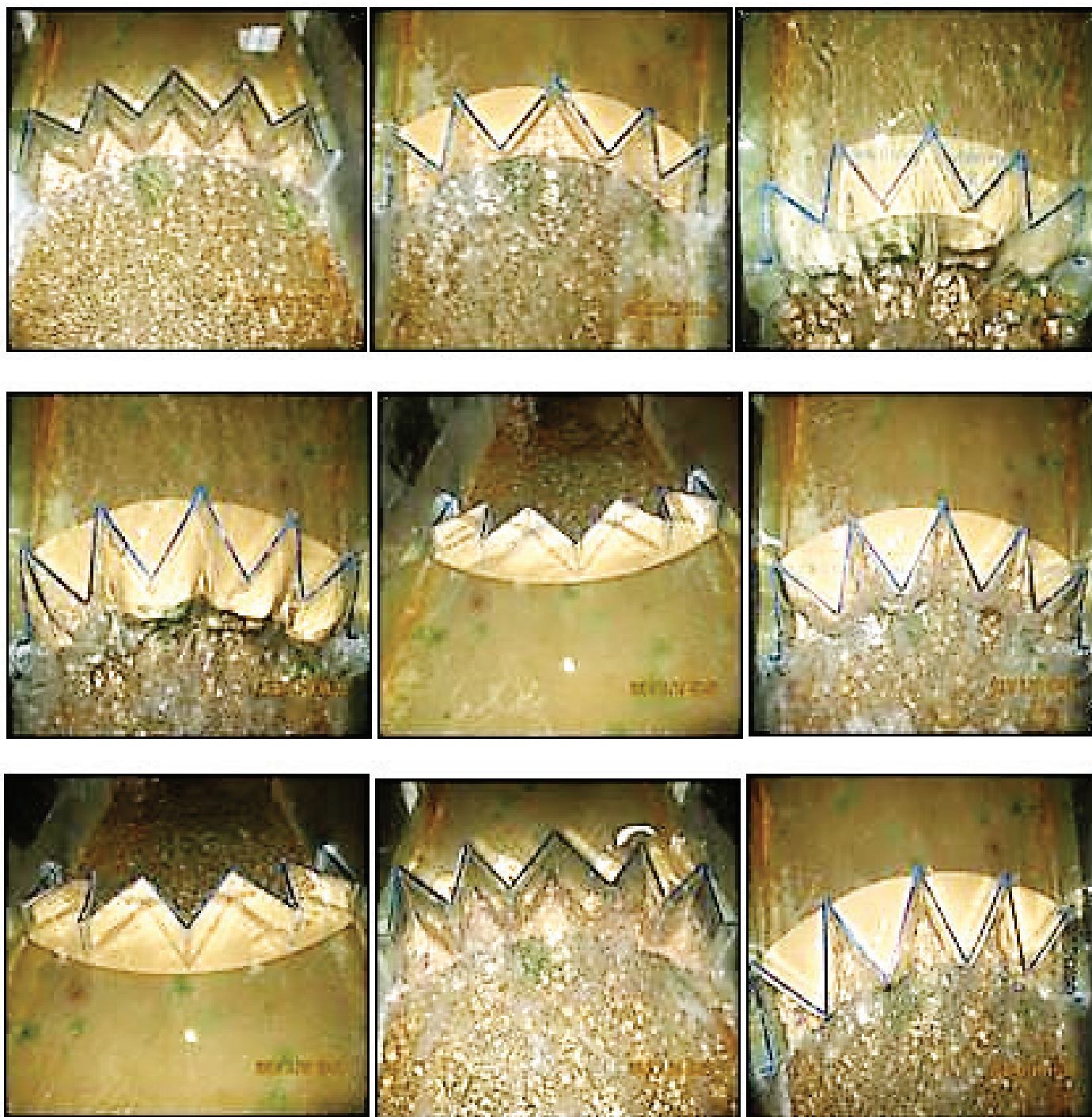


Figure 5. Triangle-arc asymmetry labyrinth weir during tests.

Figure. 5 shows various types of physical weir models constructed with different designs and geometries.

Dimensional analysis

The value of C_d is a critical parameter influencing discharge of weirs. For labyrinth weirs, its value can be represented as a function of geometric and hydraulic parameters, expressed in the following form, Equation (1):

$$C_d = F(Q, H_t, W, P, L, B, w_1, w_2, t, R, \mu, \rho, \sigma, g, S, \phi, N) \quad (1)$$

Referring to Figure 2:

Q = discharge

H_t = the total hydraulic head

W = the total width of the weir

P = the weir height

L = the weir length

B = the length of a weir cycle in the flow direction

w_1 = the apex width for middle cycle

w_2 = the apex width for side cycles

t = the weir thickness

R = the weir radius

μ = dynamic viscosity

ρ = density

σ = surface tension of flow

g = acceleration of gravity

S = the bottom slope of flume

α = the weir arc angle

N = cycle number

To perform dimensional analysis, the parameters P , ρ , and Q were selected as repeating variables. The resulting dimensionless parameters were derived and are presented in Equation (2):

$$C_d = F\left(\frac{B}{P}, \frac{t}{P}, \frac{W}{P}, N, \frac{H_t}{P}, S, \frac{gP^5}{Q^2}, \frac{\mu P}{\rho Q}, \frac{w_1}{P}, \frac{w_2}{P}, \frac{\rho P^8}{\sigma Q^2}\right) \quad (2)$$

The quantities P , W , N , S , t , and D were excluded from the analysis due to their constancy in this study. Additionally, considering the turbulent nature of the flow and its sufficient depth, the Reynolds number $\left(\frac{\mu P}{\rho Q}\right)$ and Weber number $\left(\frac{\rho P^8}{\sigma Q^2}\right)$ were disregarded. It should be noted that the influence of gravitational acceleration $\left(\frac{gP^5}{Q^2}\right)$, which is indicative of the Froude number, was incorporated through the dimensionless parameter $\left(\frac{H_t}{P}\right)$. By combining $\frac{B}{P}$ and $\frac{w_1}{P}$, the dimensionless variable $\frac{B}{w_1}$ was derived. Similarly, combining $\left(\frac{w_1}{P}\right)$ and $\left(\frac{w_2}{P}\right)$ resulted in the dimensionless variable $\left(\frac{w_1}{w_2}\right)$. These modifications led to the formulation of Equation (3) for C_d :

$$C_d = F\left(\frac{H_t}{P}, \frac{w_1}{w_2}, \frac{B}{w_1}, \frac{R}{w_1}, Fr\right) \quad (3)$$

Table 1, Table 2, and Table 3 present the hydraulic and geometric parameter values utilized in the experimental investigations of this study, aimed at analyzing the influence of the asymmetrical triangular plan on the discharge coefficient of the labyrinth weir.

Table 1. Specifications of the performed tests.

R (degree)	W1	W2	B	$\frac{R}{w_1}$	$\frac{B}{w_1}$
45	18	10	13	2.5	0.72
45	18	10	11	2.5	0.61
45	18	10	9	2.5	0.5
45	16	10	13	2.8	0.81
45	16	10	11	2.8	0.68
45	16	10	9	2.8	0.56
45	14	10	13	3.2	0.92
45	14	10	11	3.2	0.78
45	14	10	9	3.2	0.64
45	reference	reference	reference	reference	reference
90	reference	reference	reference	reference	reference
90	18	10	9	5	0.5
135	reference	reference	reference	reference	reference
135	18	10	9	7.5	0.5

Table 2. Geometrical and hydraulic characteristics of arced weir.

Arc angle (degree)	W (m)	P (m)	Lc (m)	T (mm)	Crest shape	No. of tests	$\frac{H_t}{P}$	Q (l/s)
45	0.58	0.1	0.65	6	Simple arc	12	0.21-0.95	4.17-50
90	0.58	0.1	0.60	6	Simple arc	12		
135	0.58	0.1	0.57	6	Simple arc	12		

Table 3. Geometrical and hydraulic characteristics of triangular-arc asymmetric labyrinth weir.

Q (l/s)	$\frac{H_t}{P}$	No. of tests	Lc (m)	P (m)	W (m)	Arc angle (degree)
3.5-40.5	0.125-0.8	12	1.2	0.1	0.58	45
			1.15		0.58	45
			1.15		0.58	45
			1.30		0.58	45
			1.30		0.58	45
			1.15		0.58	45
			1.45		0.58	45
			1.45		0.58	45
			1.45		0.58	45
			1.4		0.58	90
			1.4		0.58	135

Results and discussion

Effect of Fr V.S Cd

Figure 6, Figure 7, Figure 8, Figure 9, and Figure 10 illustrate the variation of Cd against different values of $\frac{R}{w_1}$ and $\frac{B}{w_1}$. As observed, an increase in Fr leads to a corresponding increase in the hydraulic coefficient. This trend signifies that as the discharge increases, the weirs demonstrate a higher capacity for discharge. The optimal performance is achieved at a 90-degree angle. Table 4 summarizes the results, presenting the highest values of the hydraulic conductivity coefficient obtained in the experiments. According to Table 4, the highest hydraulic conductivity coefficient was observed at a Froude number of 1.64. This finding indicates that higher discharges result in increased discharge rates and a corresponding rise in the hydraulic conductivity coefficient. However, at high discharge discharges, turbulence and disturbances reduce the flow velocity, leading to a decrease in the hydraulic conductivity coefficient.

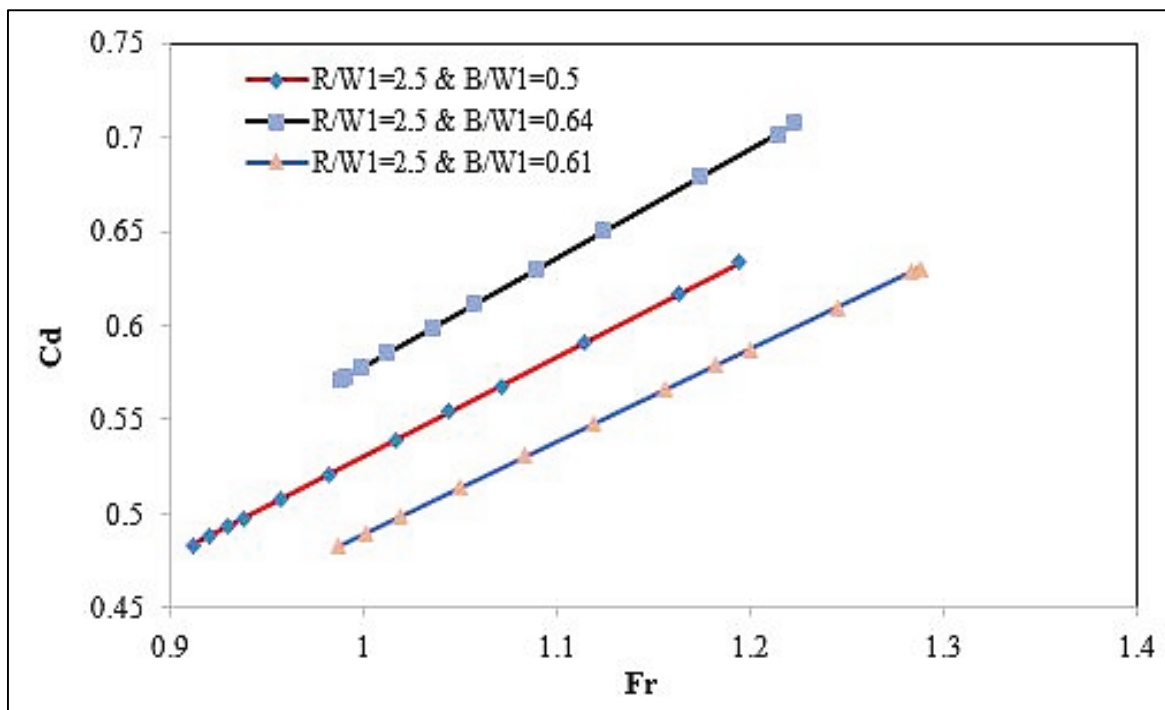


Figure 6. Effect of Fr V.S Cd for $R/W1 = 2.5$.

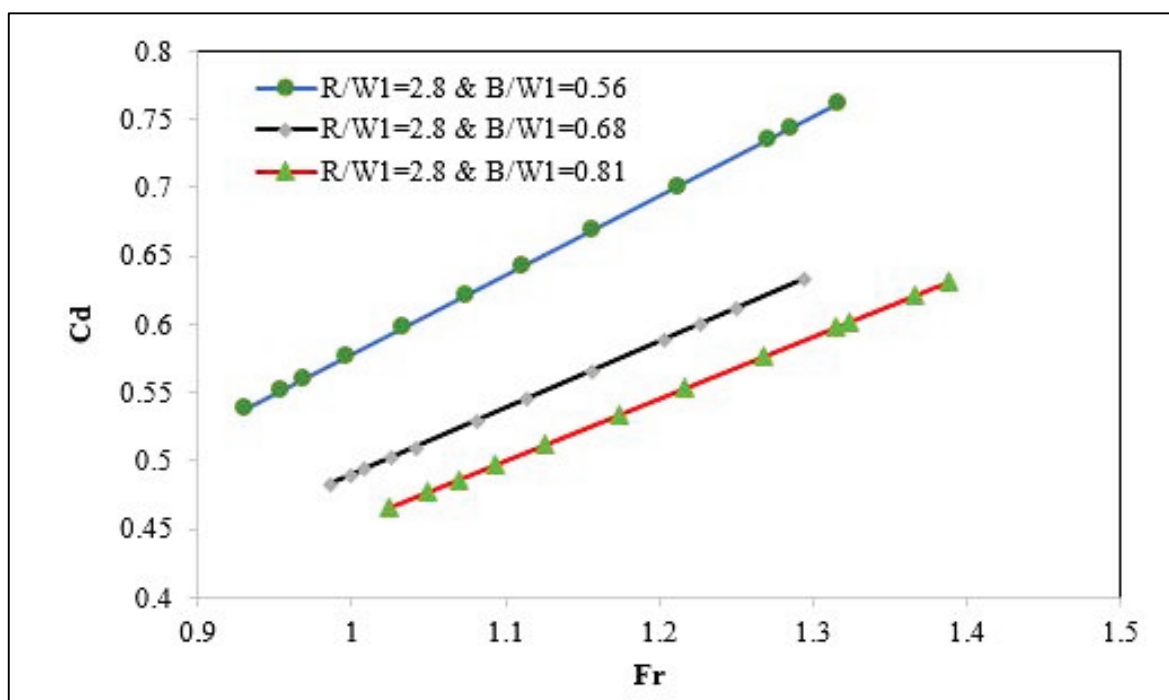


Figure 7. Effect of Fr V.S Cd For $R/W1 = 2.8$.

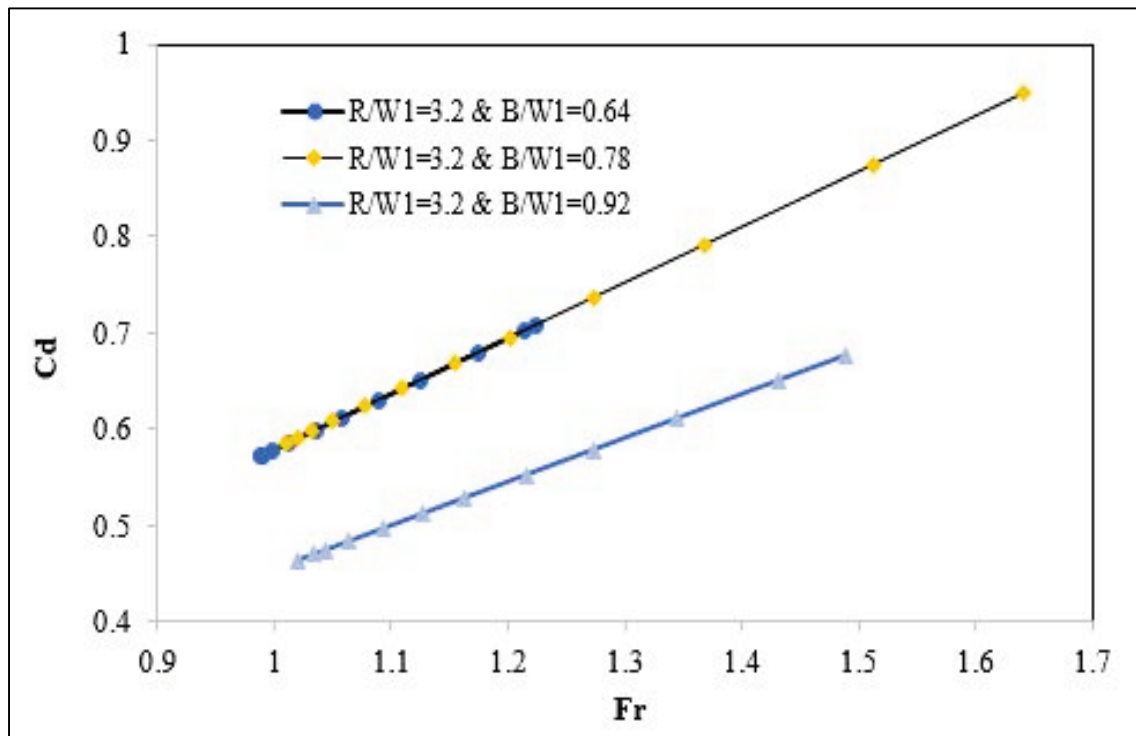


Figure 8. The effect of Fr V.S Cd For $R/W1 = 3.2$.

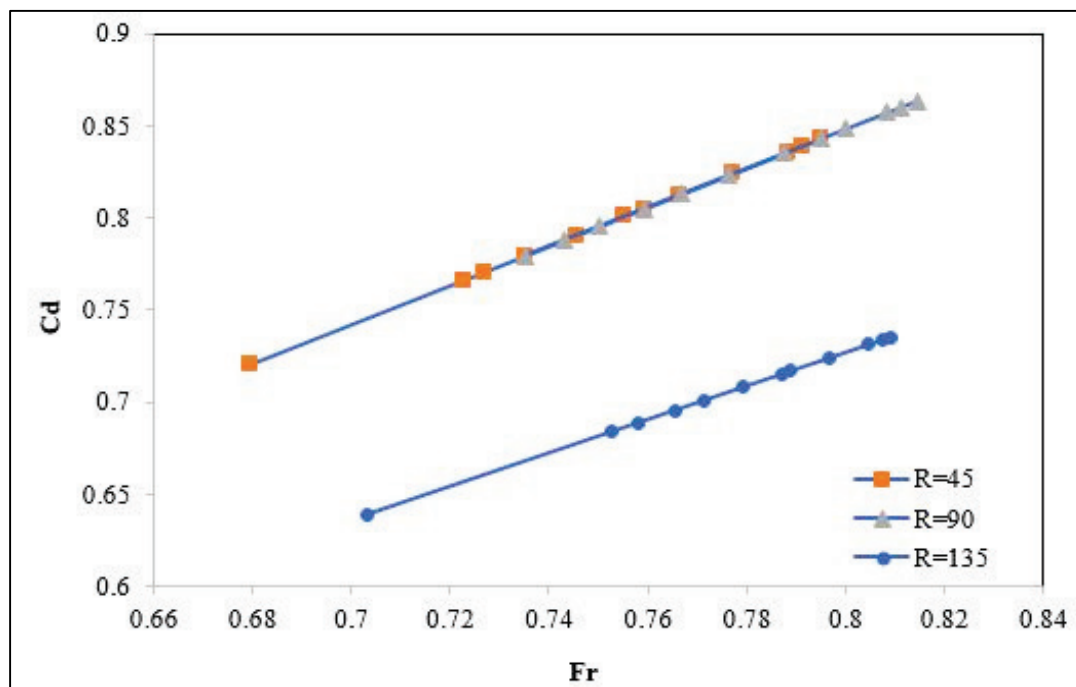


Figure 9. The effect of Fr V.S Cd for R.

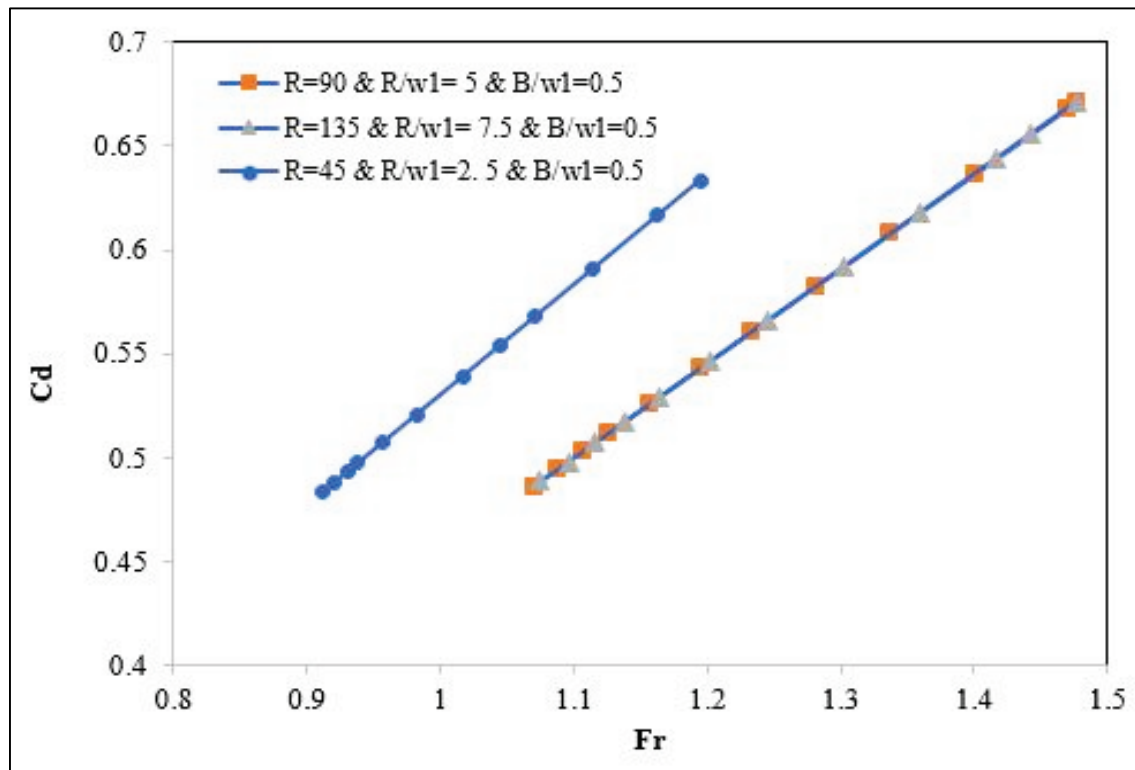


Figure 10. The effect of Fr V.S Cd for B/W1 = 0.5.

Table 4. The highest values of each model in Froude number.

Cd	Fr	R/W1	B/W1
0.633283	1.194495	2.5	0.5
0.761009	1.315795	2.8125	0.5625
0.707498	1.223272	3.214286	0.642857
0.630182	1.2877	2.5	0.611111
0.633517	1.294515	2.8125	0.6875
0.949667	1.641987	3.214286	0.785714
0.622585	1.370037	2.5	0.722222
0.630894	1.388321	2.8125	0.8125
0.676784	1.489305	3.214286	0.928571

Q-Ht curves

This section examines the impact of weirs on the Q-Ht curve, illustrating the upstream hydraulic head at a constant Q. Figure 11, Figure 12, and Figure 13 present the variations of Q-Ht for different values of $R/W1$ and $\frac{B}{W1}$.

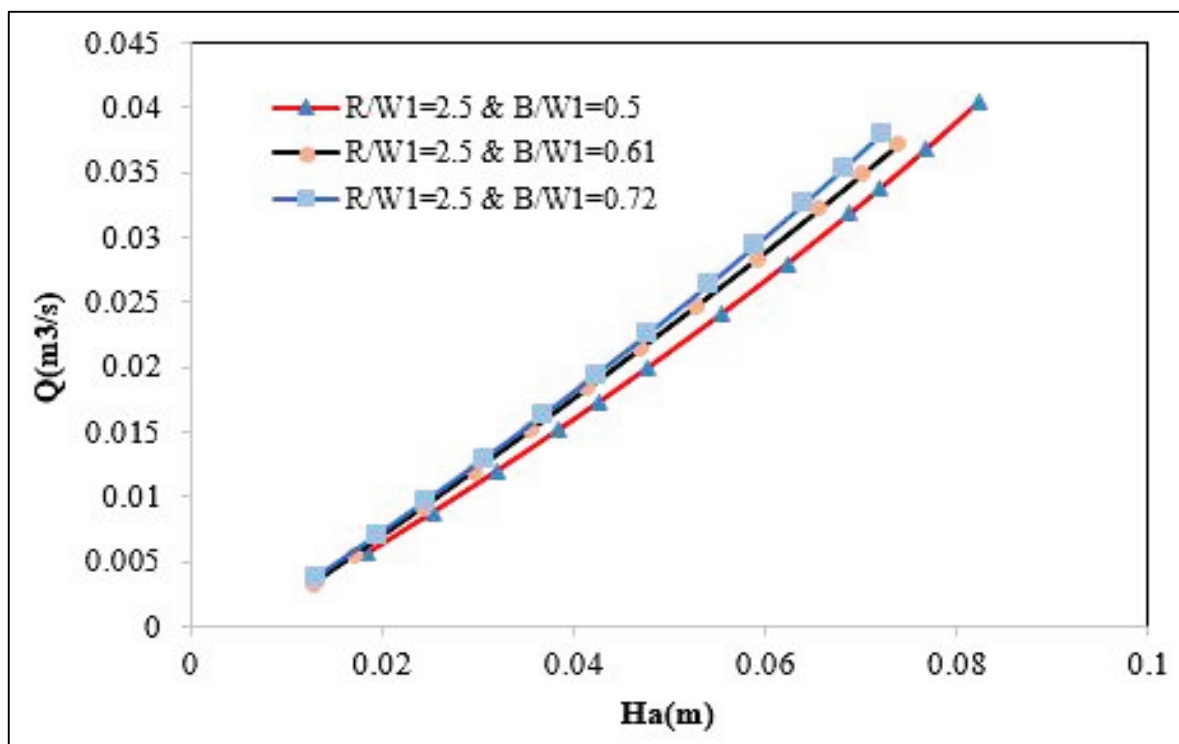


Figure 11. Q-Ht curve for $R/W1 = 2.5$.

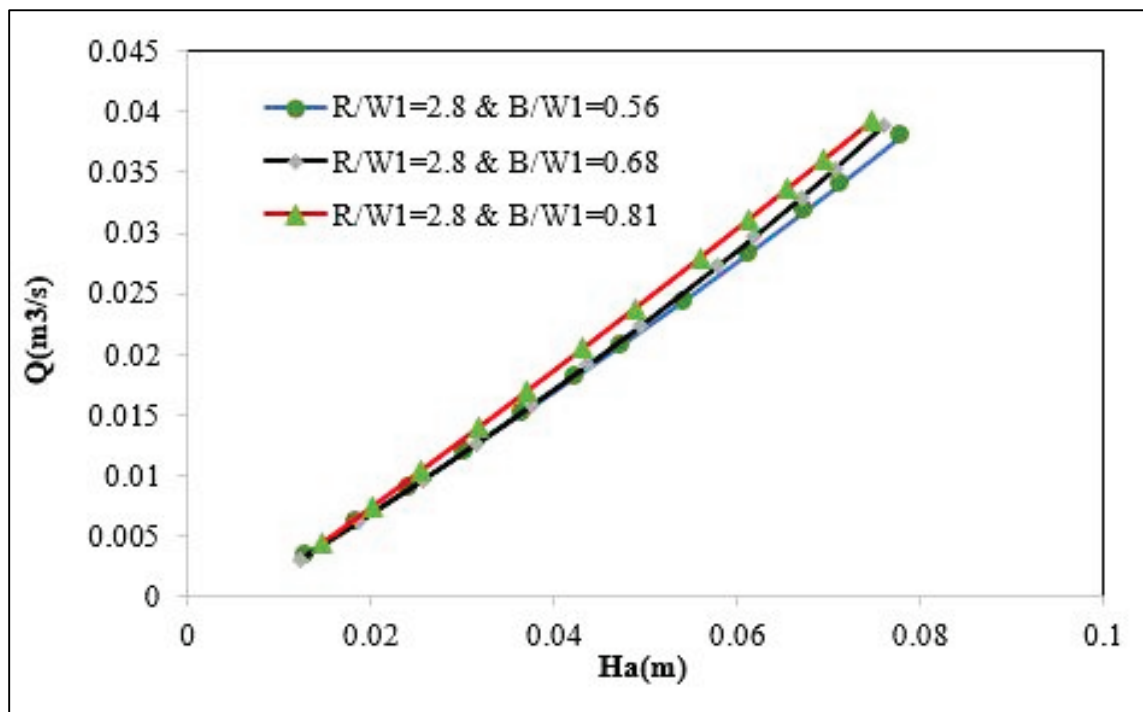


Figure 12. Q-Ht curve for $R/W1 = 2.8$.

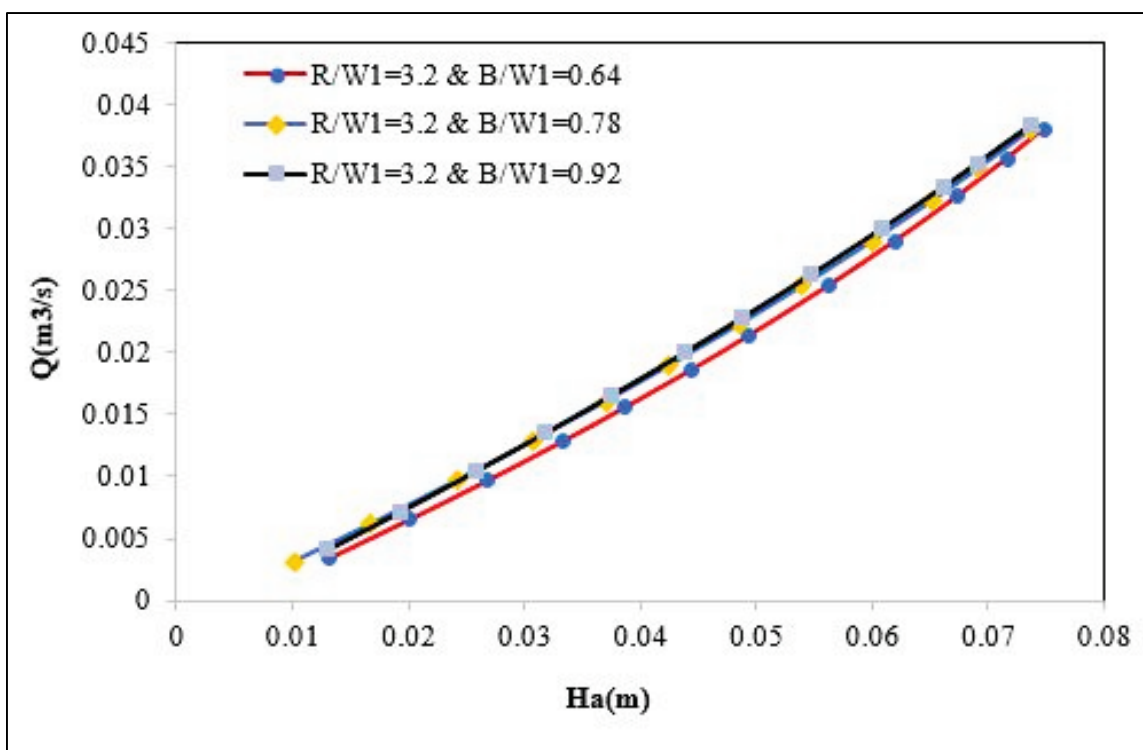


Figure 13. Q-Ht curve for $R/W1 = 3.2$.

As observed, for a constant discharge, a reduction in W_1 results in an increased upstream hydraulic head. The decrease in W_1 directs flow towards the weir outlet, increasing velocity along the weir while reducing lateral discharge. Consequently, the volume of flow passing through the weir rises. However, due to turbulence and flow disturbances at the weir's entrance, localized flow absorption occurs, which hinders discharge and raises the upstream hydraulic head. Notably, based on the slope of the discharge-hydraulic head curve under the tested conditions, it is plausible that at high hydraulic heads, reducing W_1 could enhance the discharge capacity of the weir.

The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S C_d

Figure 14, Figure 15, Figure 16, Figure 17 and Figure 18 show the effect of $\frac{H_t}{P}$ on C_d for different values of $\frac{R}{W_1}$ and $\frac{B}{W_1}$. In Figure 14 and Figure 15, the highest value of C_d occurs at $\frac{H_t}{P} = 0.2$. At values lower than this, C_d decreases due to adhesion at the weir and lack of aeration. Similarly, at higher values of $\frac{H_t}{P}$, the C_d decreases due to flow distortion. In Figure 16, the highest value C_d occurs at $\frac{H_t}{P} = 0.2$. At values lower than this, the C_d decreases due to adhesion at the weir and insufficient aeration. Similarly, at values greater than this, the coefficient decreases due to flow distortion. In Figure 17, the highest value of C_d occurs at $\frac{H_t}{P} = 0.1$. At values lower than this, C_d decreases due to adhesion at the weir and lack of aeration. Similarly, at values higher than this, the coefficient decreases due to flow distortion.

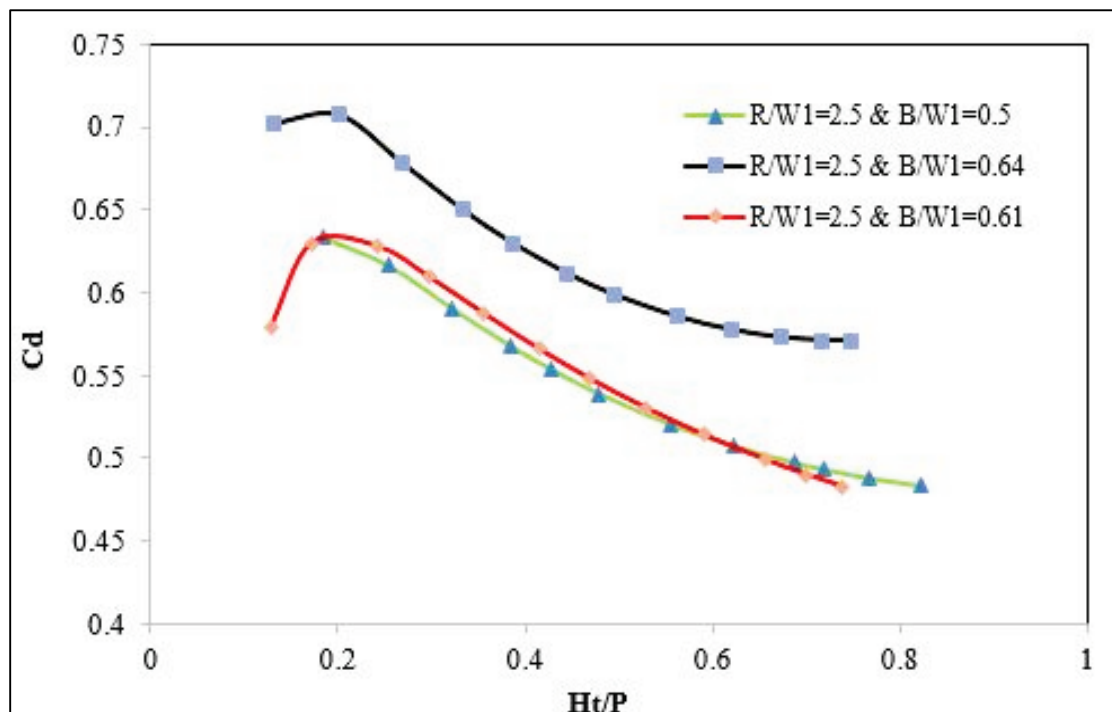


Figure 14. The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S Cd for $R/W1 = 2.5$.

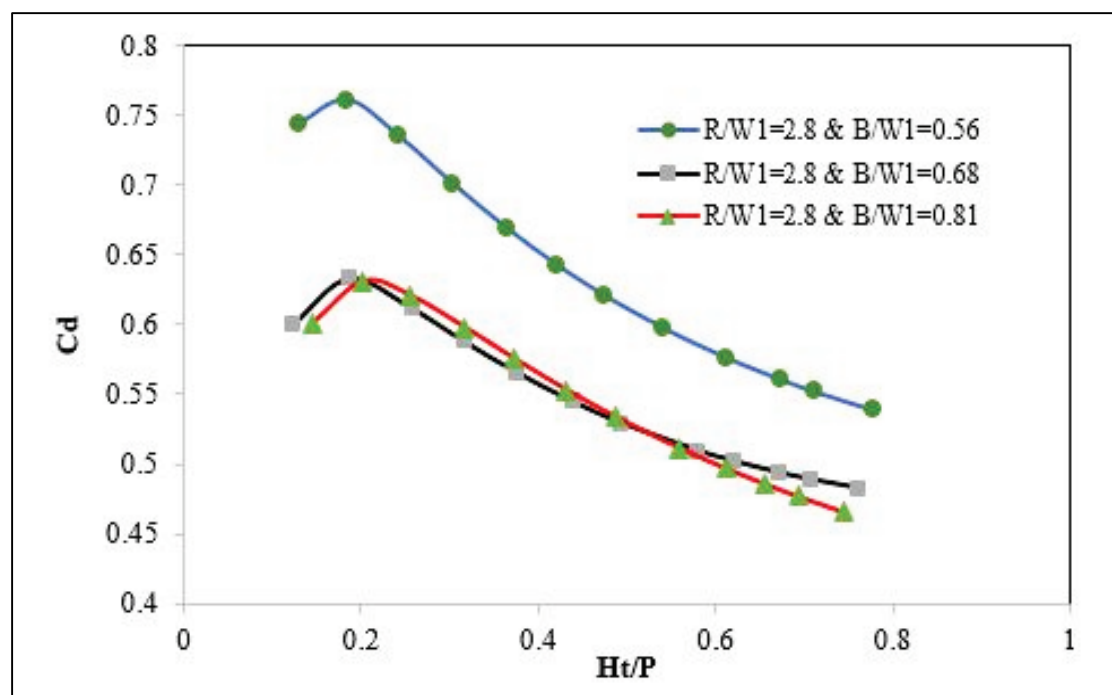


Figure 15. The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S Cd for $R/W1 = 2.8$.

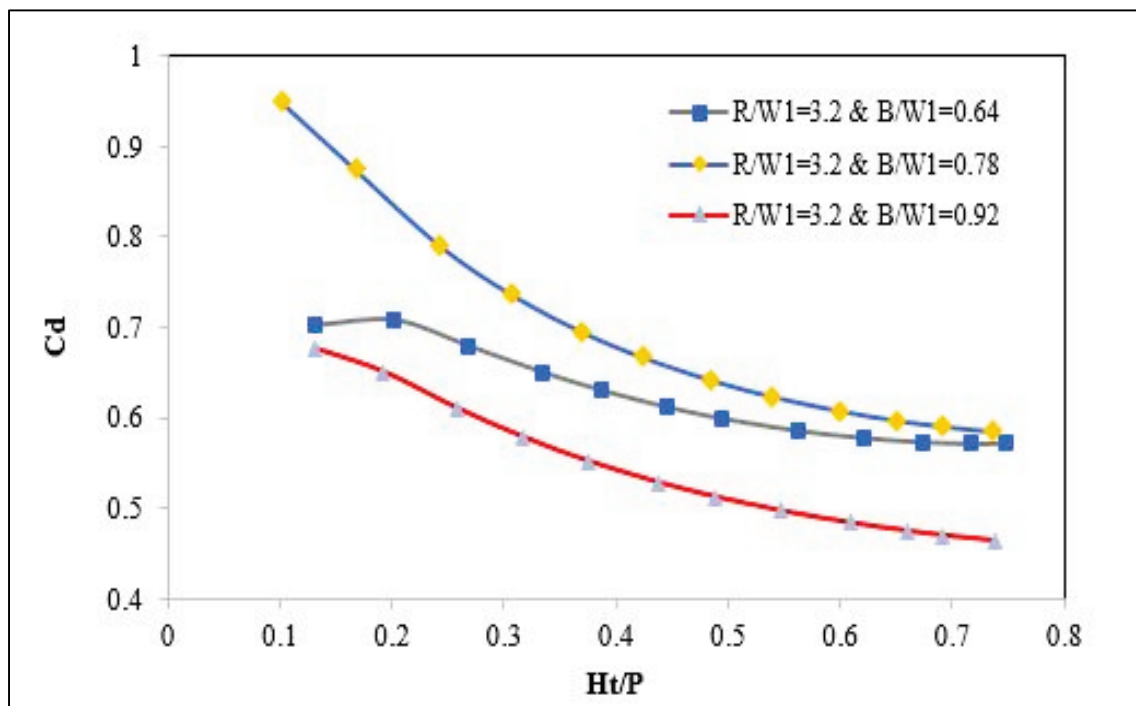


Figure 16. The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S Cd for $R/W1 = 3.2$.

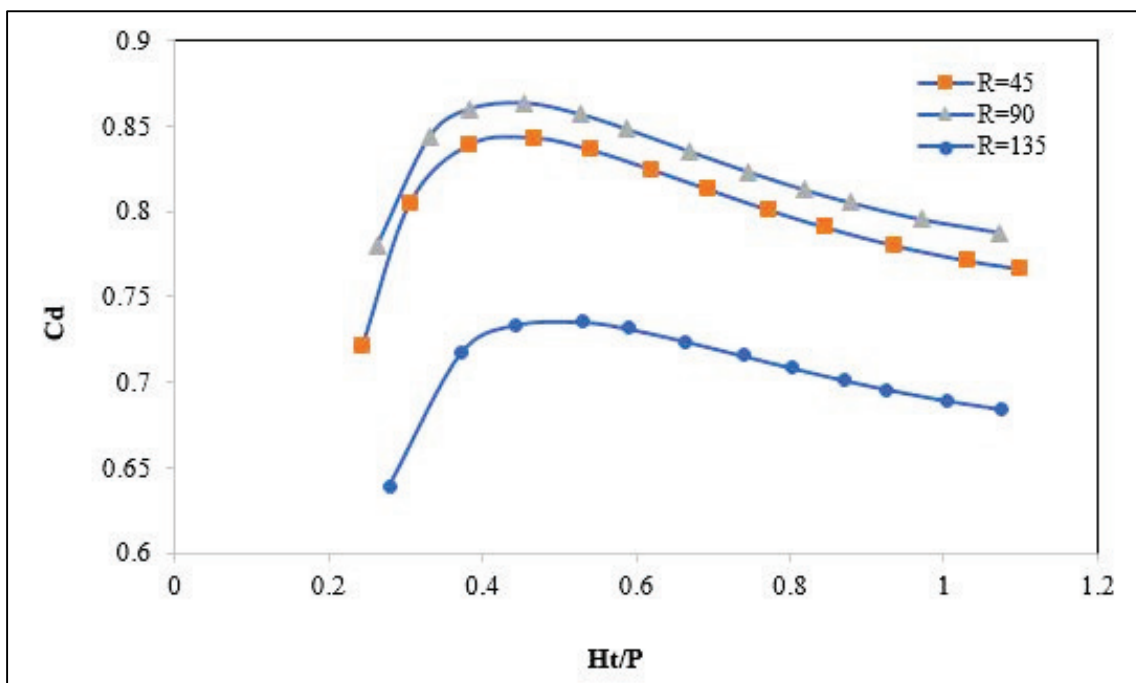


Figure 17. The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S Cd for R.

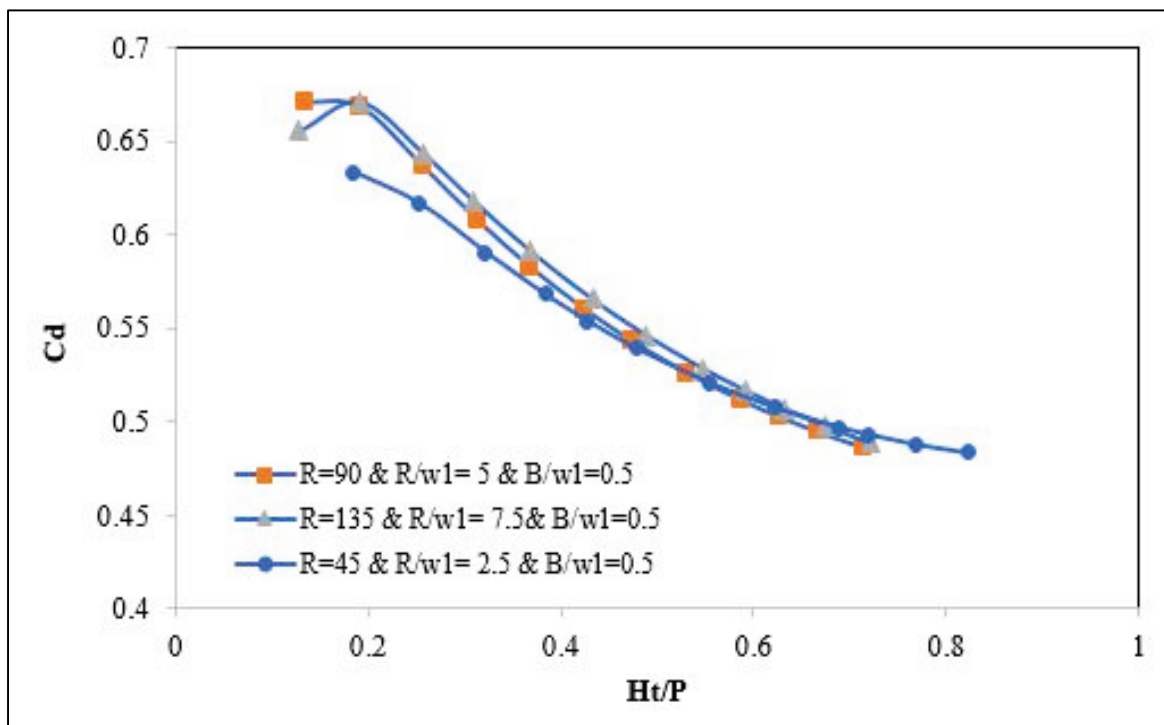


Figure 18. The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S Cd for $B/W1 = 0.5$.

In Figure 18, the highest value of Cd occurs at $\frac{H_t}{P} = 0.4$. At values lower than this, the value of Cd decreases due to adhesion at the weir and lack of aeration. Similarly, at values higher than this, the coefficient decreases due to flow distortion. Additionally, the optimal arc angle is 90 degrees. Based on the results of this diagram, it can be concluded that both increasing and decreasing the angle are not always beneficial. The best angle identified in this study is 90 degrees, as it provides the most efficient discharge. Angles of 45 degrees and 145 degrees are less effective due to the lower impact of the 45-degree angle and the high distortion associated with the 145-degree angle. Table 5 presents the values of the highest hydraulic conductivity coefficient distortion. Table 5 indicates the values of the highest hydraulic conductivity coefficient.

Table 5. The highest values of each model in the H_t/P number.

Cd	H_t/P	R/W1	B/W1
0.633283	0.184507	2.5	0.5
0.761009	0.18403	2.8125	0.5625
0.707498	0.201867	3.214286	0.642857
0.630182	0.172715	2.5	0.611111
0.633517	0.186041	2.8125	0.6875
0.949667	0.101419	3.214286	0.785714
0.622585	0.195607	2.5	0.722222
0.630894	0.202242	2.8125	0.8125
0.676784	0.130494	3.214286	0.928571

As observed in Figure 14, Figure 15, Figure 16, Figure 17, and Figure 18, the discharge coefficient increases with the rise in upstream hydraulic head at low values of $\frac{H_d}{P}$ until it reaches a final head. However, beyond this point, as the discharge increases, the C_d gradually decreases due to flow interference and flow choking. This decrease occurs because the higher discharge leads to increased turbulence and choking at the weir, which diminishes its performance. This phenomenon continues until the weir reaches full absorption, after which the graph flattens, indicating that the weir becomes ineffective. As observed in the figures above, as the discharge increases, the nappe flow moves farther from the weir, causing obstructions in front of the weir. This results in a decrease in the C_d at the weir. Additionally, as the discharge increases, the formation of stacks in front of the weir intensifies, further reducing C_d . According to

the results of this study, increasing the angle of the weir head enhances the weir's efficiency.

Regarding changes in Froude number, it should be noted that as Froude number increases, the discharge coefficient increases. In other words, there is a direct relationship between Froude number and discharge coefficient.

Comparison of the results of the present study with other research

To compare the results of the present study with other research, labyrinth weirs with the characteristics of $R = 45$ deg (present study) and triangular labyrinth weirs with $R = 37.5$ deg (Monjezi *et al.*, 2018) were used. Therefore, in Figure 3, the Research Results are presented for present study in comparison with Monjezi *et al.* (2018).

According to Figure 19, higher values in the range of 0.65 to 0.9 for C_d indicate better performance compared to the study by Monjezi *et al.* (2018). Lower values in the range of 0.4 to 0.7 for C_d reflect reduced efficiency with a decrease in the bend angle (R). The difference of approximately 0.1 to 0.2 in C_d values between the two studies may be attributed to variations in experimental design or boundary conditions. Furthermore, it can be stated that increasing the angle from 37.5 to 45 degrees leads to improved hydraulic performance and an increase in the discharge coefficient.

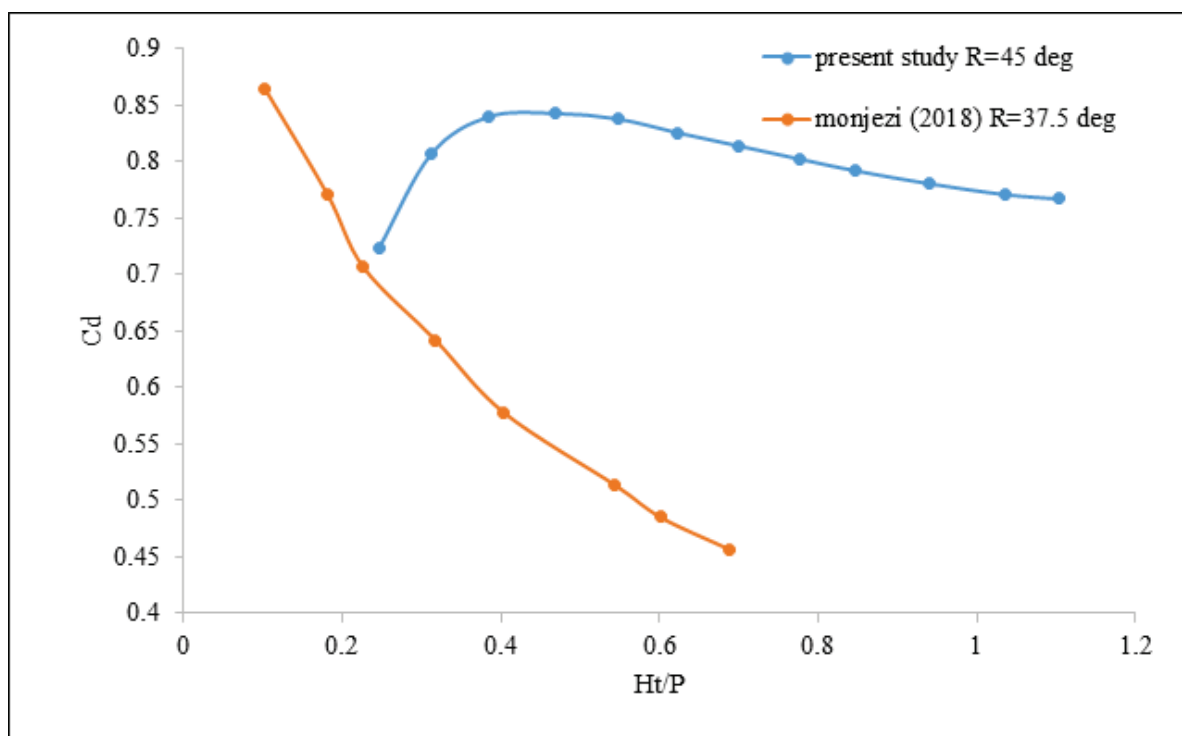


Figure 19. The effect of $\frac{H_t}{P}$ V.S Cd.

Conclusions

This research conducted an in-depth experimental investigation into the hydraulic performance of triangular-arc asymmetric labyrinth weirs under varying geometrical and hydraulic conditions. The primary aim was to analyze the effects of intermediate cycle modifications, arc angles, and other geometric parameters on Cd, a key indicator of hydraulic efficiency. The findings contribute valuable insights into optimizing labyrinth weir designs for flood control and other hydraulic applications. Labyrinth weirs are known for their capacity to handle high discharges under relatively low hydraulic heads, making them an efficient solution for spillway designs in space-constrained settings. This study introduced a novel approach by focusing on asymmetric triangular plans and arced

geometries, examining the impact of these modifications on the weir's hydraulic performance. The results highlight several key findings that underscore the advantages and limitations of these designs. The arc angle emerged as a critical parameter influencing discharge efficiency. Among the tested angles (45° , 90° and 135°), the optimal performance was achieved at 90° . This angle provided the highest C_d , balancing flow stability, aeration, and reduced turbulence. Angles smaller than 90° limited flow interaction, reducing efficiency, while larger angles induced significant flow distortions, adversely affecting performance. Modifying the intermediate cycles by altering the apex widths (W_1 and W_2) and incorporating asymmetry improved hydraulic efficiency. Wider middle cycles enhanced discharge capacity by extending the effective flow path, thereby reducing localized turbulence. However, excessive widening resulted in flow concentration at specific points, diminishing overall effectiveness. Balancing these parameters is crucial for achieving optimal hydraulic performance. The study also examined the relationship between C_d and the Fr . Results showed an initial increase in C_d with rising Fr , attributed to enhanced hydraulic conductivity and flow momentum. However, at higher Fr values, turbulence and flow choking effects led to a decline in C_d . This underscores the importance of designing weirs for specific flow regimes to maximize efficiency. The Q - H_t curves revealed that as upstream hydraulic head increased, discharge capacity initially improved due to greater flow head. However, beyond a critical threshold, turbulence at the weir's entrance disrupted flow patterns, reducing efficiency. These findings highlight the need for careful consideration of hydraulic heads during the design phase to prevent performance degradation under high-flow conditions. The asymmetric triangular-arc weirs outperformed traditional labyrinth weirs in terms of discharge

efficiency. The combination of increased arc lengths and modified cycle geometries provided a more effective distribution of flow, minimizing energy losses and enhancing hydraulic conductivity. These improvements make asymmetric designs particularly suitable for applications requiring high discharge rates within limited spatial constraints.

References

- Anderson, R. M., & Tullis, B. P. (2011). Comparison of piano key and rectangular labyrinth weir hydraulics. *Journal of Hydraulic Engineering*, 138(4), 358-361. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000509](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000509)
- Aydin, M. C., Ulu, A. E., & Işık, E. (2024). Determination of effective flow behaviors on discharge performance of trapezoidal labyrinth weirs using numerical and physical models. *Modeling Earth Systems and Environment*, 10, 3763-3776. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-024-01996-3>
- Azimi, A. H., & Hakim, S. S. (2019). Hydraulics of flow over rectangular labyrinth weirs. *Irrigation Science*, 37(2), 183-193. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00271-018-0616-6>
- Ben-Said, M., Hafnaoui, M. A., & Madi, M. (2023). Numerical analysis of the influence of approach flow conditions on the efficiency of labyrinth weir. *Modeling Earth Systems and Environment*, 9(1), 41-51. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01443-1>
- Cassidy, J. J., Gardner, C. A., & Peacock, R. T. (1985). Boardman labyrinth crest spillway. *Journal of Hydraulic Engineering*, 111(3), 398-416. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9429\(1985\)111:3\(398\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9429(1985)111:3(398))

- Darvas, L. (1971). Discussion of performance and design of labyrinth weirs. *Journal of Hydraulic Engineering (ASCE)*, 97, 1246-1251. DOI: <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0003056>
- Dehghani, H. S., & Varaki, M. E. (2021). Experimental investigation of upstream sedimentation and downstream bed levels' effects on discharge coefficients of trapezoidal labyrinth weirs. *Arabian Journal of Geosciences*, 14, 1-16. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08339-x>
- Dizabadi, S., Hakim, S. S., & Azimi, A. H. (2020). Discharge characteristics and structure of flow in labyrinth weirs with a downstream pool. *Flow Measurement and Instrumentation*, 71, 101683. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2019.101683>
- Falvey, H. T. (2003). *Hydraulic design of labyrinth weirs*. Reston, USA: ASCE Press (American Society of Civil Engineers). DOI: <https://doi.org/10.1061/9780784406311>
- Ghare, A. D., Mhaisalkar, V. A., & Porey, P. D. (2008). An approach to optimal design of trapezoidal labyrinth weirs. *World Applied Sciences Journal*, 3(6), 934-938.
- Gupta, K. K., Kumar, S., & Ahmad, Z. (2015). Effect of weir height on flow performance of sharp crested rectangular-planform weir. *World Applied Sciences Journal*, 33(1), 168-175.
- Hashem, T., Mohammed, A. Y., & Alfatlawi, T. J. (2024). Hydraulic characteristics of labyrinth sluice gate. *Flow Measurement and Instrumentation*, 96, 102556. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2024.102556>

- Hay, N., & Taylor, G. (1970). Performance and design of labyrinth weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 96(11), 2337-2357. DOI: <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0002766>
- Khode, B. V., Tembhurkar, A. R., Porey, P. D., & Ingle, R. N. (2011). Determination of crest coefficient for flow over trapezoidal labyrinth weir. *World Applied Sciences Journal*, 12(3), 324-329.
- Kumar, S., Ahmad, Z., Mansoor, T., & Himanshu, S. K. (2012). Discharge characteristics of sharp crested weir of curved plan-form. *Research Journal of Engineering Sciences*, 1(4), 16-20.
- Le, A. T., Hiramatsu, K., & Nishiyama, T. (2021). Hydraulic comparison between piano key weir and rectangular labyrinth weir. *Geomate Journal*, 20(82), 153-160. DOI: <https://doi.org/10.21660/2021.82.j2106>
- Majedi-Asl, M., Fuladipanah, M., Arun, V., & Tripathi, R. P. (2022). Using data mining methods to improve discharge coefficient prediction in Piano Key and Labyrinth weirs. *Water Supply*, 22(2), 1964-1982. DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2021.304>
- Masoudi, M. H., Yari, A., Sadeghian, J., & Norouzi, H. (2024). Experimental investigation of the discharge coefficient of the rectangular and trapezoidal labyrinth weirs considering variable congress lengths. *Modeling Earth Systems and Environment*, 10, 2819-2832. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01925-w>
- Mattos-Villarroel, E. D., Ojeda-Bustamante, W., Díaz-Delgado, C., Salinas-Tapia, H., Flores-Velázquez, J., & Bautista-Capetillo, C. (2023). Methodological proposal for the hydraulic design of Labyrinth Weirs. *Water*, 15(4), 722. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15040722>

- Mirnaseri, M., & Emadi, A. (2014). Hydraulic performance of combined flow labyrinth weir-gate. *Advance in Agriculture and Biology*, 2, 54-60. DOI: <https://doi.org/10.15192/pscp.aab.2014.1.1.article1>
- Monjezi, R., Heidarnejad, M., Masjedi, A., Purmohammadi, M. H., & Kamanbedast, A. (2018). Laboratory investigation of the Discharge Coefficient of flow in arced labyrinth weirs with triangular plans. *Flow Measurement and Instrumentation*, 64, 64-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2018.10.011>
- Namazi, F. S. A., & Mozaffari, J. (2023). Investigation of labyrinth weirs discharge coefficient with the same length. *Flow Measurement and Instrumentation*, 94, 102468. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2023.102468>
- Said, M. B., & Ouamane, A. (2024). Discharge capacity of an improved form of labyrinth weir. In: Kalinowska, M. B., Mrokowska, M. M., & Rowiński, P.M. (eds.). *Advances in hydraulic research. ISH 2023. GeoPlanet: Earth and planetary sciences*. Cham, Switzerland: Springer. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-56093-4_2
- Seyedian, S. M., Haghiabi, A., & Parsaie, A. (2023). Reliable prediction of the discharge coefficient of triangular labyrinth weir based on soft computing techniques. *Flow Measurement and Instrumentation*, 92, 102403. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2023.102403>
- Taylor, G. (1968). *The performance of labyrinth weirs* (Doctoral Thesis). University of Nottingham, UK.

- Wang, F., Zheng, S., Ren, Y., Liu, W., & Wu, C. (2022). Application of hybrid neural network in discharge coefficient prediction of triangular labyrinth weir. *Flow Measurement and Instrumentation*, 83, 102108. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2021.102108>
- Zhu, X., Si, J., Xie, W., & Tan, L. (2024). Discussion of “Discharge coefficient of symmetrical stepped and triangular labyrinth side weirs in a subcritical flow regime”. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 150(3), 07024005. DOI: <https://doi.org/10.1061/JIDEDH.IRENG-10230>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-09

Artículos

Evaluación de pesos de los factores del método DRASTIC en el acuífero del Valle Central de Cochabamba, Bolivia

Weight assessment of DRASTIC method factors within the aquifer of the Central Valley of Cochabamba, Bolivia

Laura Rosales¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-6132-0179>

Oliver Saavedra², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1674-7737>

¹Centro de Investigaciones en Ingeniería Civil y Ambiental (CIICA),
Universidad Privada Boliviana, Cochabamba, Bolivia,
laurarosales1@upb.edu

²Centro de Investigaciones en Ingeniería Civil y Ambiental (CIICA),
Universidad Privada Boliviana, Cochabamba, Bolivia,
oliversaavedra@upb.edu

Autora para correspondencia: Laura Rosales, laurarosales1@upb.edu

Resumen

En el valle central de Cochabamba se ha evaluado la vulnerabilidad a la contaminación de aguas subterráneas analizando los pesos de los factores del método DRASTIC, utilizando herramientas SIG. Se analizaron cuatro

escenarios para identificar los factores más críticos y se evidencia que su influencia y vulnerabilidad varían según las características de la zona. Al noroeste se identificó vulnerabilidad de media alta a alta debido a sus condiciones favorables para la recarga. En la zona central-este, la vulnerabilidad es de baja a media baja, influenciada por una capa confinante que proporciona una protección natural al acuífero. La zona sur está influenciada por bajas pendientes, deposición de sedimentos finos y recarga baja. En las áreas urbanas se presenta vulnerabilidad de muy baja a baja. En cambio, en el extremo sur, la vulnerabilidad varía de media baja a media alta por las actividades agrícolas aledañas al río Rocha. De forma general, los parámetros más influyentes fueron la profundidad del agua subterránea (D), el impacto en la zona vadosa (I), la recarga (R), la geología del acuífero (A), la conductividad hidráulica (C) y el tipo de suelo (S), con pesos de 5, 5, 4, 3, 3 y 3, respectivamente, y en menor medida, la topografía (T), con un peso de 2. Se recomienda priorizar el noroeste y el extremo sur de la zona para elaborar estudios y planes de gestión participativos, así como aplicar el esquema propuesto en valles fluvio-lacustres.

Palabras clave: aguas subterráneas, vulnerabilidad, DRASTIC, Valle Central de Cochabamba, Bolivia.

Abstract

In the central valley of Cochabamba, groundwater vulnerability to contamination was assessed by analyzing the weighting of factors in the DRASTIC method, using GIS tools. Four scenarios were analyzed to identify the most critical factors, revealing that their influence and vulnerability behave differently depending on the characteristics of the

area. In the northwest, vulnerability was identified as medium-high to high, due to favorable conditions for recharge. In the central-eastern zone, vulnerability ranged from low to medium-low, influenced by a confining layer that provides natural protection for the aquifer. The southern zone is influenced by low slopes, fine sediment deposition and low recharge. Urban areas exhibit very low to low vulnerability. Conversely, in the far south, vulnerability varies from medium-low to medium-high due to agricultural activities near the Rocha River. Overall, the most influential parameters were found: depth to water (D), impact of the vadose zone media (I), recharge (R), aquifer media (A), hydraulic conductivity (C) and soil media (S), with weights of 5, 5, 4, 3, 3, and 3, respectively, while topography (T) showed the least influence, with a weight of 2. It is recommended to prioritize the northwest and far southern zones for further studies and participatory management plans, as well as to apply the proposed framework in fluvio-lacustrine valleys.

Keywords: Groundwater, vulnerability, DRASTIC, Central Valley of Cochabamba, Bolivia.

Recibido: 17/06/2024

Aceptado: 21/05/2025

Publicado *ahead of print*: 17/06/2025

Versión final: 01/01/2026

Introducción

El agua subterránea es un recurso clave para el desarrollo sostenible, el bienestar humano y el desarrollo económico (Guppy, Uyttendaele, Villholth, & Smakhtin, 2018). Sin embargo, el uso intensivo de los acuíferos ha afectado su cantidad y calidad. Los acuíferos son vulnerables a la contaminación, aunque su grado de susceptibilidad varía según las condiciones hidrogeológicas (Al-Hallaq & Elaish, 2012). Esta vulnerabilidad se define como la sensibilidad de un acuífero a ser afectado por contaminantes (Árcega, Otazo, Galindo, Acevedo, & Romo, 2015).

Entre los métodos de evaluación existentes destaca el método DRASTIC, que combina siete factores para evaluar el potencial de contaminación de las aguas subterráneas. Este enfoque, aplicando sistemas de información geográfica (SIG), ha permitido identificar las zonas vulnerables en acuíferos superficiales al norte de India (Rahman, 2008) y también ha sido comparado con otros métodos (Shirazi, Imran, Akib, Yusop, & Harun, 2013). En Latinoamérica se ha empleado en los valles de México (Árcega *et al.*, 2015), con modelos de flujo en Colombia (Ríos-Rojas & Vélez-Otálvaro, 2008), y en cuencas agrícolas y urbanas de Paraguay (Musálem, McDonald, Jiménez, & Laino, 2015).

El valle central de Cochabamba, Bolivia, enfrenta un crecimiento acelerado de la mancha urbana impulsado por la migración rural hacia la zona metropolitana (Cabrera, Alarcón, Terraza, Maleki, & Lew, 2013; INE, 2020). Esto genera, en gran medida, un estrés hídrico, especialmente en zonas con climas semiáridos, debido a la extracción insostenible de agua superficial y subterránea para el consumo humano de agua; ello altera el ciclo hidrológico, reduce las zonas de infiltración natural y agrava la contaminación (OECD, 2015; SDC & DGIA, 2014).

Este valle tiene un origen fluvio-lacustre, con abanicos aluviales favorables para la recarga. Depende, en gran medida, de la explotación del agua subterránea extraída de una extensa red de pozos públicos y privados (MMAyA, 2014; Rosales, Saavedra, & Soruco, 2020). Sin embargo, la expansión urbana ha impermeabilizado las zonas de recarga, mientras que las actividades antrópicas incrementan el riesgo de contaminación, especialmente en acuíferos libres (Renner & Velasco, 2000). En tal sentido, es esencial realizar un análisis de vulnerabilidad para mitigar la contaminación de las aguas subterráneas y preservar la recarga.

El objetivo del presente estudio es evaluar la influencia de los pesos en el método DRASTIC para identificar variaciones espaciales de vulnerabilidad en el Valle Central de Cochabamba.

Descripción de la zona de estudio

La zona de estudio, ubicada en el acuífero productivo del Valle Central de Cochabamba (Figura 1a), abarca unos 67 km². La elevación varía de 2 500 a 3 000 m s. n. m. Limita al norte con la cordillera Tunari, al este con el municipio de Cochabamba y al oeste con el de Quillacollo. La zona abarca principalmente Colcapirhua, Tiquipaya y Quillacollo. El río Rocha, el curso principal de la cuenca, atraviesa la zona de este a suroeste.

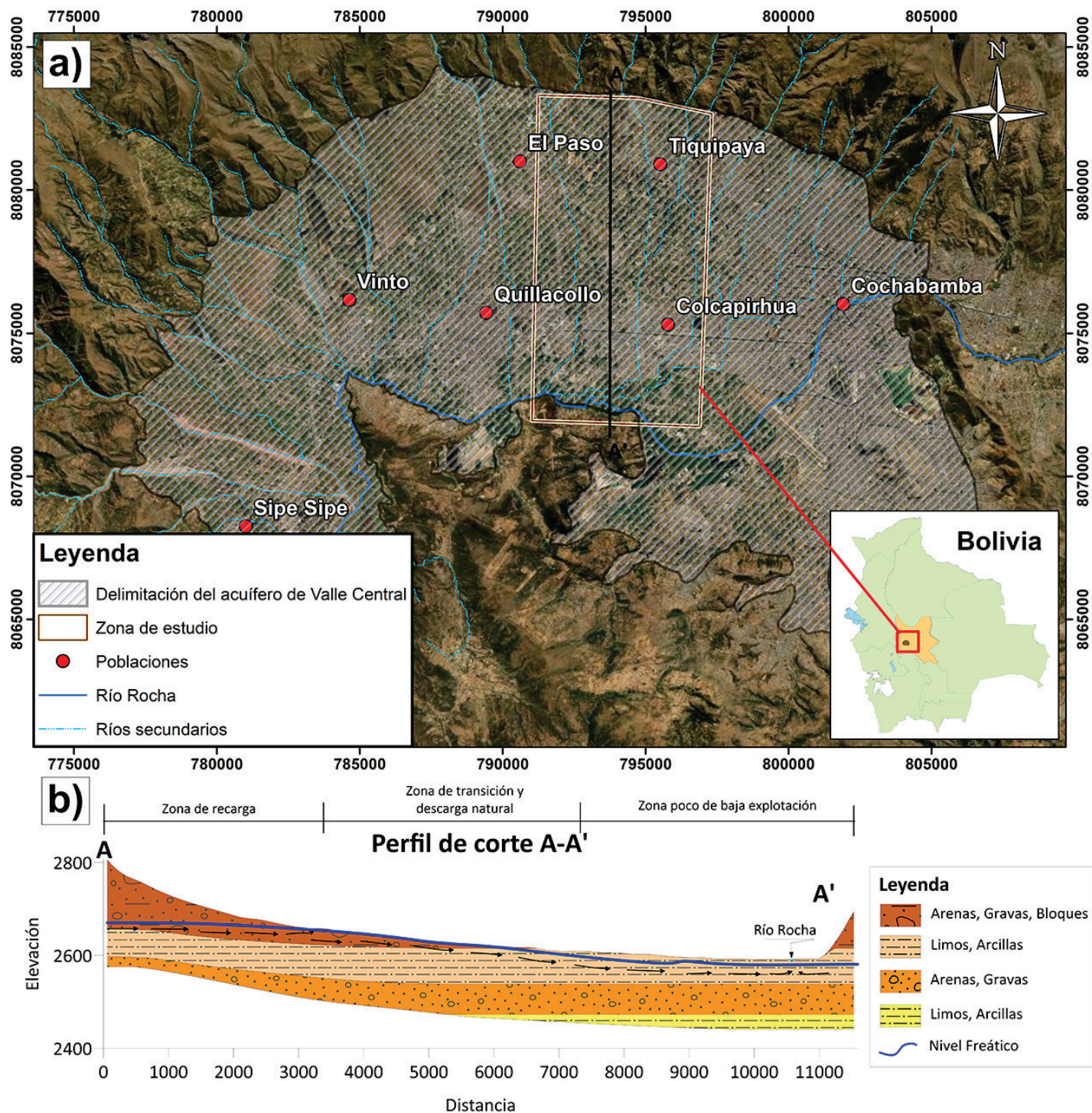


Figura 1. a) Mapa de ubicación de la zona de estudio; b) perfil de corte estratigráfico A-A'. Fuente: adaptado de López, Rosales y Saavedra (2023).

Geológicamente, el valle presenta formaciones cuaternarias heterogéneas, con depósitos de abanicos aluviales al norte compuestos por sedimentos sueltos de grano grueso, como gravas, arenas, limos y arcillas, que favorecen la recarga. Hacia el sur, en la parte central, los sedimentos son más finos, lo que genera una zona de transición y descarga con pozos surgentes. En el sector sur predominan intercalaciones de material lacustre y fluvio-lacustre, compuestas sobre todo por arcillas y limos (Renner & Velasco, 2000), que forman un acuífero semiconfinado con baja explotación (Figura 1b).

De esta manera, el acuífero presenta tres sectores diferenciados: 1) acuífero libre con pozos y niveles de agua profundos en el norte; 2) acuífero confinado con pozos surgentes en la zona central, y 3) semiconfinado con pozos profundos en el sur.

Metodología

La vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos es, por lo general, el grado de protección natural contra contaminantes naturales o antrópicos (Albinet & Margat, 1970). El método DRASTIC destaca por su capacidad y facilidad de uso (Barbulescu, 2020) con base en cuatro supuestos. El primero indica que el contaminante se introduce a través de la superficie. El segundo considera que este contaminante se traslada al agua subterránea por la infiltración de la precipitación. El tercero indica que el contaminante es móvil en el agua. Y, finalmente, el área de evaluación debe ser mayor a 0.405 km² (Aller, Bennett, Lehr, Petty, & Hackett, 1987).

DRASTIC es un acrónimo de siete factores hidrogeológicos que controlan el movimiento de agua subterránea. Los factores se combinan mediante un esquema de clasificación relativa, asignando pesos y valores para generar un índice de vulnerabilidad (Aller *et al.*, 1987).

La Figura 2 presenta la metodología para obtener dicho índice. Primero, los atributos de cada factor se reclasifican en una escala del 1 al 10. Luego, se asigna un peso entre 1 y 5. Por último, mediante álgebra de mapas en un SIG, los factores se combinan para generar el mapa del índice de vulnerabilidad (NRC, 1993). Para este estudio, se utilizó ArcGIS 10.8; sin embargo, es posible implementarlo en cualquier otro SIG.

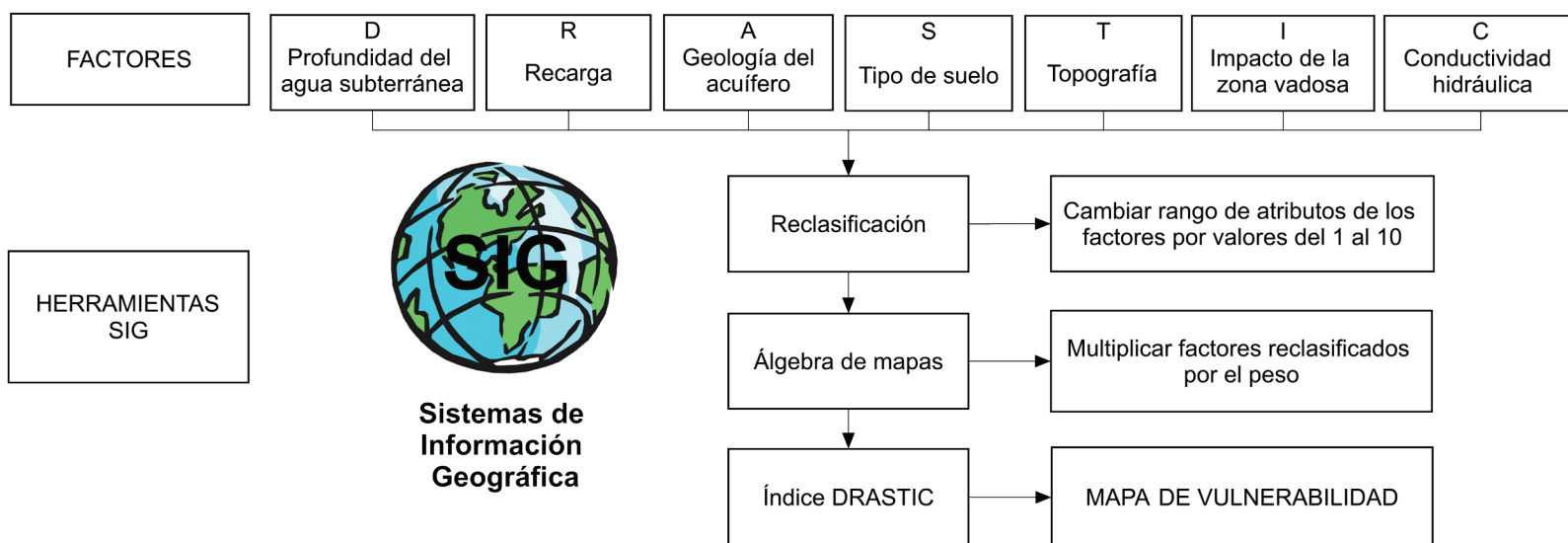


Figura 2. Metodología para obtener el mapa de vulnerabilidad.

La Ecuación (1), que combina los siete factores mencionados para obtener el índice DRASTIC, se describe a continuación:

$$\text{Índice DRASTIC} = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad (1)$$

Donde:

D, R, A, S, T, I, C = factores hidrogeológicos que considera el método
Subíndice r = rango de los atributos de cada factor, clasificados por valores del 1 al 10

Subíndice w = peso asignado a cada factor en un rango del 1 al 5

La ecuación original de DRASTIC se diseñó para evaluar el potencial de contaminación en acuíferos libres. En acuíferos confinados es necesario ajustar los parámetros, lo que generalmente reduce el valor del índice. Para acuíferos semiconfinados no hay adaptación específica, por lo que el usuario debe definir su grado de confinamiento y ajustar las condiciones dentro del sistema (Aller *et al.*, 1987). Por tanto, la zona central se ha trabajado como confinado y la zona sur como no confinado.

D: profundidad del agua subterránea

Este parámetro es fundamental, pues determina la profundidad de material que el contaminante debe atravesar para alcanzar el acuífero, es decir, a mayor profundidad, mayor atenuación. En acuíferos libres, corresponde a la profundidad desde la superficie hasta el nivel freático. En acuíferos confinados se mide desde la superficie hasta la base de la capa confinante (Aller *et al.*, 1987).

Para la zona norte (acuífero libre) y la zona sur (semiconfinado), se utilizaron profundidades de niveles estáticos medidos en pozos de producción durante campañas de monitoreo en 2021 (López *et al.*, 2023). Para ello, se solicitó permiso a los propietarios para acceder a los pozos y apagar las bombas varias horas antes de la medición. Se utilizó una sonda

de nivel manual. No fue posible acceder a todos los pozos y tampoco se encontraron pozos de monitoreo. Los niveles estáticos muestran valores de hasta 28.3 m en la zona norte, y de 2.14 a 23.7 m en la zona sur.

En la zona central (acuífero confinado) se identificaron pozos surgentes. Se utilizaron perfiles litológicos de pozos perforados para determinar la profundidad de la capa confinante, cuyo espesor varía entre 14 y 45 m.

Las profundidades fueron interpoladas en ArcGIS mediante el método Kriging y reclasificadas en rangos según la Tabla 1. El mapa correspondiente a este parámetro se presenta en la sección de Resultados.

Tabla 1. Factor D: profundidad del agua subterránea.

Rangos de profundidad del agua subterránea (m)		Valor asignado
2.16	4.6	9
4.6	9.1	7
9.1	15.2	5
15.2	22.9	3
22.9	30.5	2
> 30.5		1

Fuente: Aller *et al.* (1987).

R: recarga

La recarga es la cantidad de agua que penetra la superficie del suelo y alcanza el nivel freático y desempeña un papel crucial en el transporte de contaminantes. A mayor recarga, mayor es el potencial de contaminación,

en especial en acuíferos libres, donde la recarga ocurre con mayor facilidad. En acuíferos confinados, las capas de baja permeabilidad limitan este proceso. Para estos casos, se puede elegir un valor bajo para la recarga (Aller *et al.*, 1987).

Según el Proyecto Integrado de Recursos Hídricos en Cochabamba (PIRHC), entre el 15 y 25 % de la precipitación se infiltra, en particular en los abanicos aluviales (Neumann-Redlin, Renner, & Torres, 2000; Renner & Velasco, 2000).

En vista de que el norte del valle es una zona favorable para la recarga natural, se le ha asignado el 25 %. En cambio, a la parte central, se ha asignado 20 % y a la zona sur el 15 %. Los datos de precipitación se obtuvieron de estaciones meteorológicas; se pudo determinar que la mayor recarga ocurre al norte con 182 mm, y la mínima al sur con 85 mm (Tabla 2). La interpolación espacial se hizo mediante el método Kriging (ver sección de Resultados).

Tabla 2. Factor R: recarga.

Rangos de recarga (mm)		Valor asignado
84.9	102	3
102	120	4
120	140	5
140	160	6
160	178	7
178	182.2	8

Fuente: Aller *et al.* (1987).

A: geología del acuífero

Este factor relaciona el tipo de roca, que actúa como medio acuífero, con la superficie de contacto del contaminante (Gijón-Yescas, 2007), determinando su ruta y atenuación. Por tanto, a mayor tamaño de grano o presencia de más fracturas, mayor será la permeabilidad y capacidad de filtración (Aller *et al.*, 1987).

Se utilizó la litología del modelo hidrogeológico de López *et al.* (2023), identificando sedimentos gruesos al norte (arenas, gravas y bloques) y sedimentos finos hacia el sur (limos y arcillas con intercalaciones de arenas y gravas). Los valores se asignaron según la Tabla 3 y su representación espacial se encuentra en la sección de Resultados.

Tabla 3. Factor A: geología del acuífero.

Tipo de material	Valor asignado
Matrix de arcilla/limo con presencia de arenas/gravas	5
Arenas, gravas y bloques	8

Fuente: Aller *et al.* (1987).

S: tipo de suelo

El factor hace referencia al tipo de suelo en la zona vadosa, que influye en la infiltración y desplazamiento vertical de los contaminantes. La presencia de materiales finos, como limos y arcillas, puede disminuir la permeabilidad y restringir la migración de contaminantes (Aller *et al.*, 1987).

Se utilizó el mapa de tipo de suelo del Plan Director de la Cuenca del Río Rocha (SEI, 2019), donde predominan suelos franco, con franco arcilloso al norte y franco arcillo-arenoso al sur. Esta información se combinó con un mapa de cobertura y uso de suelo generado a partir de una imagen satelital *Sentinel* de 10 m. Las categorías que predominan son agricultura intensiva (en casi toda la zona), lecho de río y zonas urbanas impermeables. Los valores asignados a cada categoría se describen en la Tabla 4, cuyo mapa correspondiente se encuentra en la sección de Resultados.

Tabla 4. Factor S: tipo de suelo.

Tipo de Suelo	Valor asignado
Gravas	10
Zonas agrícolas	8
Franco arcillo arenoso	4
Franco	5
Franco arcilloso	3
Zonas urbanas	1

Fuente: Aller *et al.* (1987).

T: topografía

Este factor representa la variabilidad de la pendiente del terreno, que influye en la probabilidad de escorrentía e infiltración de un contaminante (Aller *et al.*, 1987). Es decir, zonas planas tienen mayor probabilidad de infiltración.

El ASTER GDEM de 30 m se utilizó para determinar la pendiente; la zona sur es la de menor pendiente. La Tabla 5 muestra los valores asignados y el mapa correspondiente se presenta en la sección de Resultados.

Tabla 5. Factor T: topografía (pendiente).

Rangos de pendiente (%)		Valor asignado
0	2	10
2	6	9
6	12	5
12	18	3
>	18	1

Fuente: Aller *et al.* (1987).

I: impacto de la zona vadosa

Se refiere a la zona por encima del nivel freático que no está saturada o lo está de forma discontinua. Este medio influye en las características de atenuación del agua hacia la zona saturada (Aller *et al.*, 1987).

Para caracterizarla, se utilizó el mapa geológico de la cuenca del río Rocha (SEI, 2019) y se identificaron materiales del cuaternario, con cantos, gravas, arenas, limos y arcillas. Al norte predominan abanicos aluviales y al sur, depósitos fluviales y de terraza. En los extremos norte y sur, la cadena montañosa presenta materiales del Ordovícico, con limolitas, areniscas y cuarcitas. En la zona central, el acuífero confinado restringe el movimiento de agua hacia el interior del acuífero por la capa impermeable, y se clasifica como capa de confinamiento.

Los valores asignados se observan en la Tabla 6 y su representación espacial se detalla en la sección de Resultados.

Tabla 6. Factor I: impacto de la zona vadosa.

Descripción	Valor asignado
Capa confinante	1
Cuarcitas	3
Limolitas, areniscas	4
Gravas, arenas, limos y arcillas	6
Cantos, gravas, arenas y limos	7
Cantos, gravas, arenas, limos y arcillas	8

Fuente: Aller *et al.* (1987).

C: conductividad hidráulica

Este factor define la capacidad del acuífero para transmitir agua, determinando la velocidad de flujo y, por tanto, el desplazamiento de contaminantes (Aller *et al.*, 1987).

Dada la falta de datos de pruebas de bombeo, se usaron las conductividades hidráulicas aplicadas en el modelo hidrogeológico de López *et al.* (2023). Los valores asignados se observan en la Tabla 7 y el mapa obtenido se describe en la sección de Resultados.

Tabla 7. Factor C: conductividad hidráulica.

Tipo de material	Conductividad hidráulica m/s	Valor asignado
Limos, arcillas	0.0001	2
Arenas, gravas, bloques	0.005	10

Fuente: Aller *et al.* (1987).

Resultados

Los valores obtenidos de cada factor (Tabla 1 a Tabla 7) se reclasificaron en un SIG y se generaron los mapas de la Figura 3.

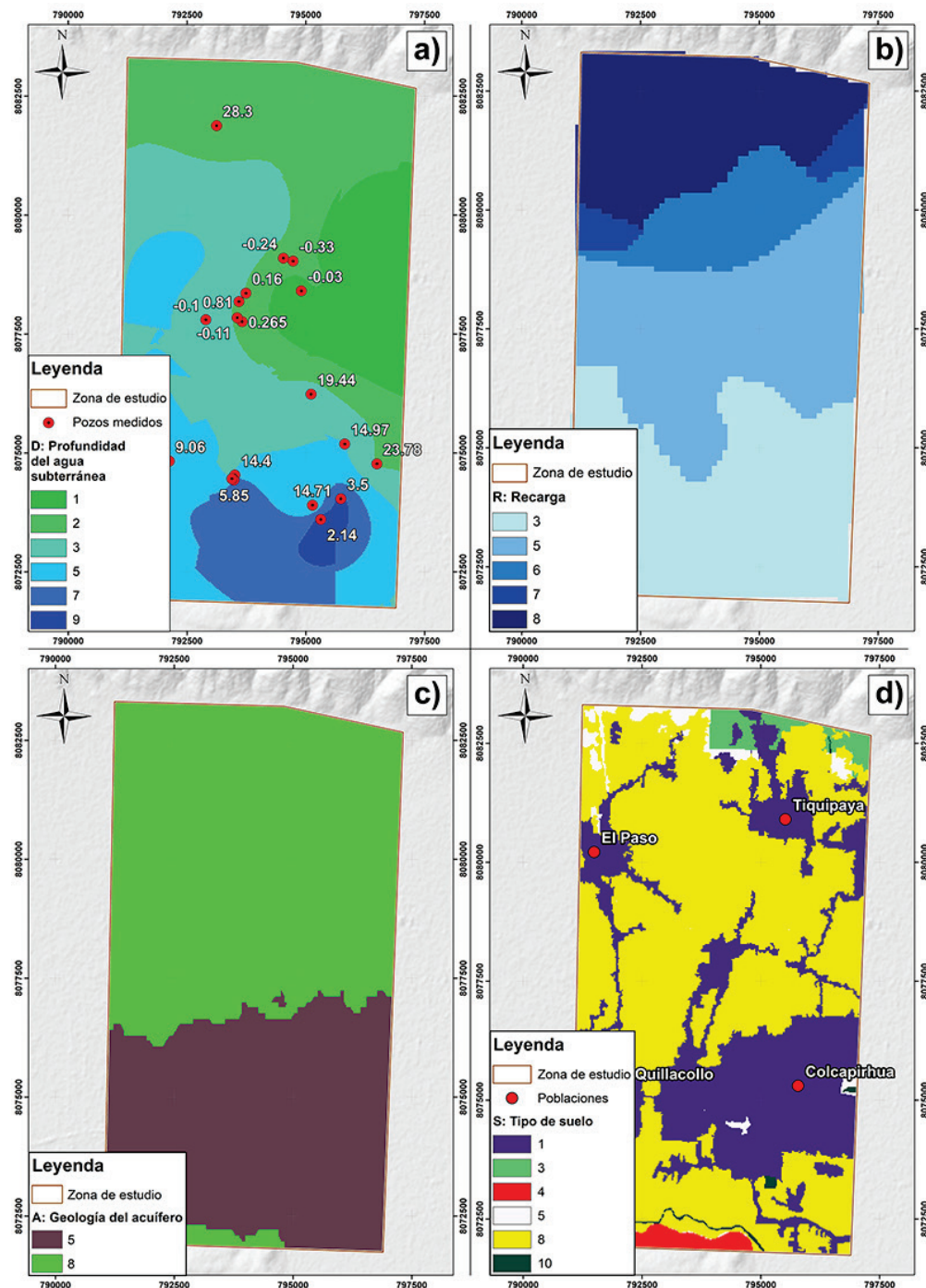


Figura 3. Mapas de los factores reclasificados para obtener el mapa de vulnerabilidad según el índice DRASTIC: (a) profundidad del agua subterránea, *D*; (b) recarga, *R*; (c) geología del acuífero, *A*; (d) tipo de suelo, *S*.

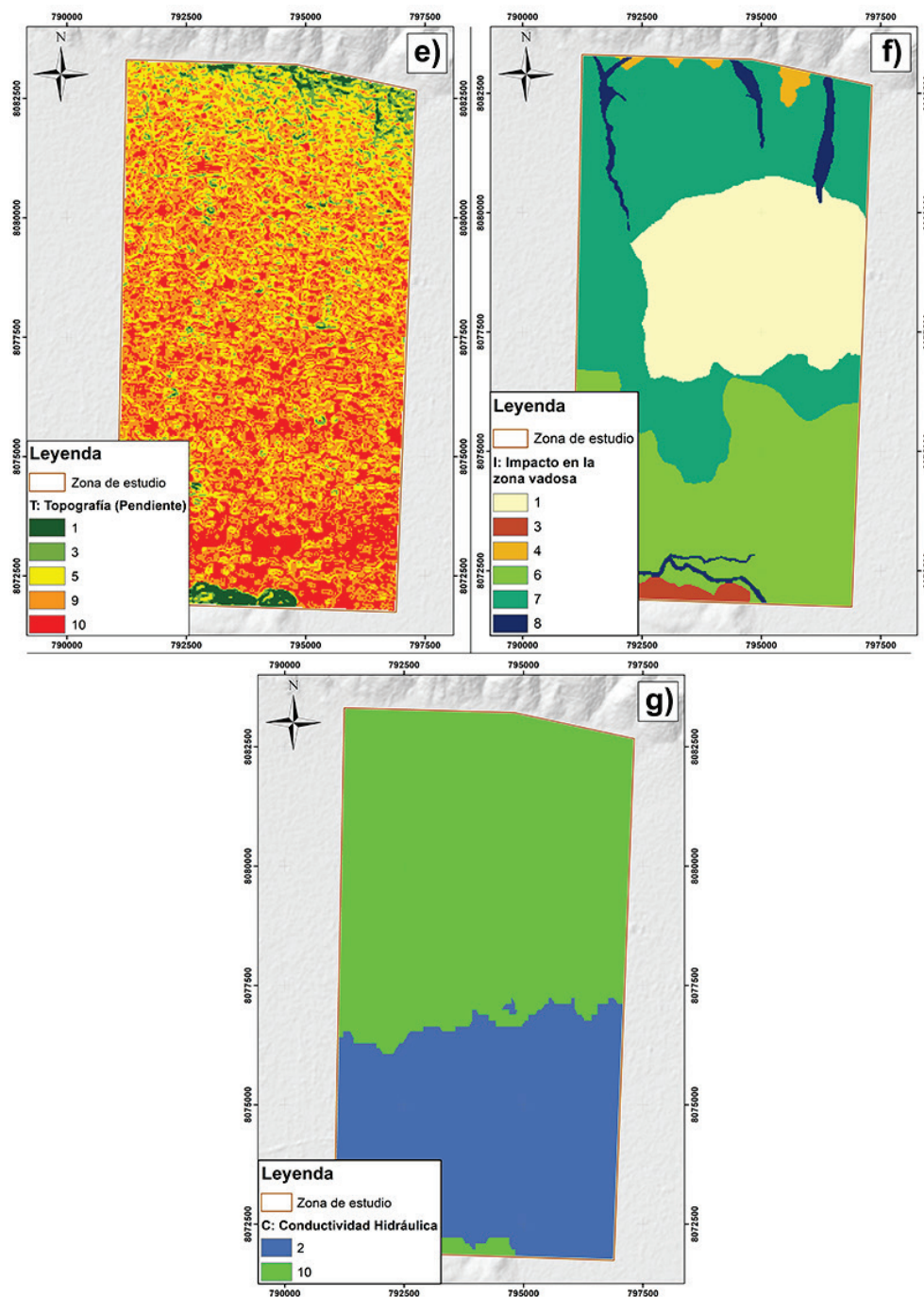


Figura 3 (continuación). Mapas de los factores reclasificados para obtener el mapa de vulnerabilidad según el índice DRASTIC: (e) topografía, *T*; (f) impacto en la zona vadosa, *I*; (g) conductividad hidráulica, *C*.

En la Figura 3(a), el factor profundidad del agua subterránea ("D") presenta valores bajos (entre 1 y 2) en el sector este debido a la zona confinante. En cambio, los valores altos se encuentran en el sector suroeste (entre 5 y 9). En la Figura 3(b), la recarga ("R") es mayor en el norte y disminuye hacia el sur. En la Figura 3(c), el factor geología del acuífero ("A") muestra mayor permeabilidad en el norte. Dicho factor está relacionado con el factor conductividad hidráulica ("C") en la Figura 3(g). En la Figura 3(d), el factor tipo de suelo ("S") destaca valores de 1 para zonas urbanas, y 8 para áreas agrícolas. En la Figura 3(e), la topografía ("T") se presenta con menor pendiente al sur, lo que incrementa el potencial de contaminación. La Figura 3(f) muestra que el impacto en la zona vadosa ("I") tiene valores altos (7-8) en los abanicos y depósitos aluviales en la zona norte, y se reduce a 6 en el sur hacia los depósitos fluvio-lacustres. En la capa confinante se ha asignado 1.

Para calcular el índice DRASTIC se aplicó álgebra de mapas, combinando los factores con pesos específicos y reclasificando los resultados según su nivel de vulnerabilidad (Aller *et al.*, 1987; Musálem *et al.*, 2015). Cabe mencionar que un índice bajo no indica ausencia de contaminación, sino menor susceptibilidad (Shirazi, Imran, & Akib, 2012).

Los pesos varían entre 1 y 5, donde 5 es el más significativo (Aller *et al.*, 1987). Sin embargo, las circunstancias de cada caso de estudio pueden justificar la modificación de los pesos asignados (Shirazi *et al.*, 2012), pues el método DRASTIC ha sido criticado porque los pesos constantes no siempre reflejan las particularidades de cada estudio. En estos casos, los resultados de vulnerabilidad pueden considerarse de dudosa utilidad (Pacheco, Pires, Santos, & Sanches-Fernandes, 2015).

Por tal motivo, se han analizado cuatro escenarios para la asignación de pesos, como se observa en la Tabla 8.

Tabla 8. Escenarios de pesos asignados a cada factor para obtener la vulnerabilidad a partir del índice DRASTIC.

Escenario	Descripción	D	R	A	S	T	I	C
Escenario a	Todos los factores tienen el mismo grado de importancia	3	3	3	3	3	3	3
Escenario b	Pesos asignados por bibliografía	5	4	3	2	1	5	3
Escenario c	Incremento en 1 a los factores tipo de suelo (S) y topografía (T)	5	4	3	3	2	5	3
Escenario d	Incremento en 1 solo al tipo de suelo (S)	5	4	3	3	1	5	3

Dentro del caso de estudio, se analizaron cuatro escenarios:

- Escenario a: se asignó un peso de 3 a cada factor, asumiendo la misma importancia relativa. El objetivo es verificar si algún factor predomina sobre los demás.
- Escenario b: se utilizaron los pesos recomendados en la bibliografía, donde el factor "D" e "I" tienen mayor relevancia (Aller *et al.*, 1987). Dicho escenario sirve como referencia para comparar la vulnerabilidad con los otros escenarios.
- Escenario c: la zona de estudio es mayormente agrícola, lo que podría favorecer la infiltración de contaminantes. También existen áreas urbanizadas con suelos impermeabilizados. Asimismo, al norte, la pendiente varía entre 2 y 12 %; y al sur de 0 a 2 %, siendo un sector plano con mayor susceptibilidad a la contaminación. Por tanto, se

incrementaron los pesos del factor “S” de 2 a 3 y del factor “T” de 1 a 2. El objetivo es evaluar cómo estos cambios afectan la vulnerabilidad con el escenario b.

- Escenario d: se aumentó solo el peso del factor “S” bajo el mismo análisis anterior. Se busca analizar la variación en la vulnerabilidad con respecto al escenario b, para verificar pesos y factores predominantes.

A continuación, en la Figura 4 se observan los mapas de vulnerabilidad de los cuatro escenarios analizados.

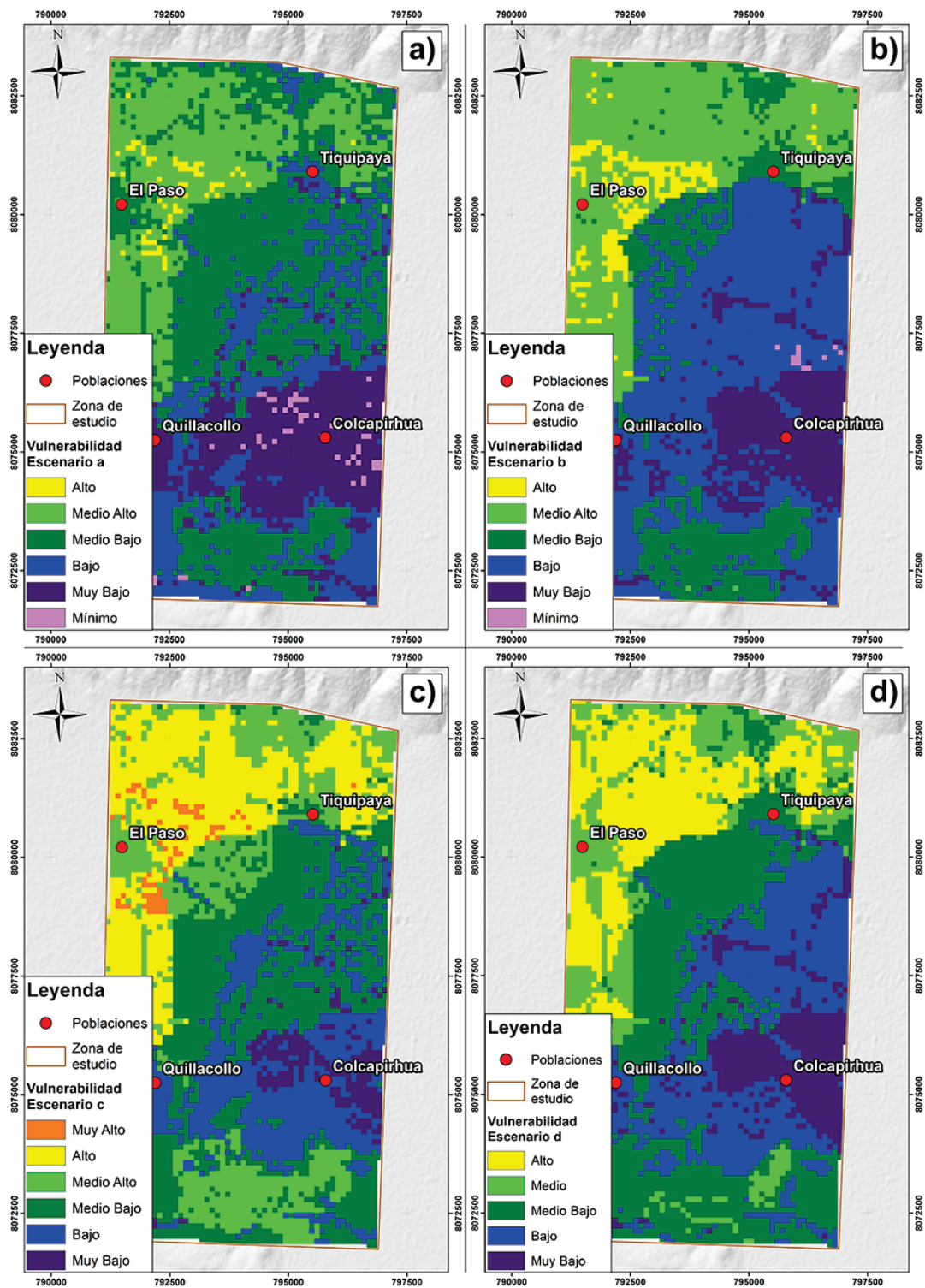


Figura 4. Mapas de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero de la zona: (a) escenario a; (b) escenario b; (c) escenario c; (d) escenario d.

Una vez obtenidos los mapas del índice DRASTIC, se calculó el porcentaje y área de influencia de cada grado de vulnerabilidad en los escenarios, como se muestra en la Tabla 9.

Tabla 9. Área y porcentaje del grado de vulnerabilidad por escenario.

Reclasificación		1	2	3	4	5	6	7
Color		Violeta	Índigo	Azul	Verde oscuro	Verde claro	Amarillo	Naranja
Vulnerabilidad		Mínima	Muy baja	Baja	Media baja	Media alta	Alta	Muy alta
Escenario a	Área (km ²)	0.8	13.6	13.9	23.5	13.7	0.8	-
	(%)	1.2	20.5	21.0	35.4	20.7	1.2	-
Escenario b	Área (km ²)	0.1	10.6	25.6	11.0	16.1	2.9	-
	(%)	0.2	15.9	38.7	16.5	24.2	4.4	-
Escenario c	Área (km ²)	-	3.1	14.8	20.7	13.0	13.7	1.0
	(%)	-	4.7	22.3	31.2	19.7	20.6	1.5
Escenario d	Área (km ²)	-	7.4	17.3	21.1	9.2	11.4	-
	(%)	-	11.1	26.0	31.9	13.8	17.2	-

Escenario a

La mayor vulnerabilidad se localiza en el sector noroeste, mientras que las menores están en el este y sur (Figura 4a). La vulnerabilidad media alta alcanza el 20.7 %, con presencia de media baja y alta (1.2 %). En la zona central predomina la vulnerabilidad media baja (35.4 %), mientras que hacia el sur disminuye de forma progresiva hasta niveles bajos y mínimos (21 y 1.2 %, respectivamente).

Escenario b

La distribución general de vulnerabilidad se mantiene, con variaciones en extensión e intensidad (Figura 4b). En el noroeste, la vulnerabilidad alta aumentó a 4.4 % y la media alta a 24.2 %. En la zona central, la vulnerabilidad baja se incrementa de forma significativa (38.7 %) y se extiende hacia el sur. Las áreas urbanas en el sureste y suroeste presentan vulnerabilidad muy baja (15.9 %); al sur se presenta vulnerabilidad media baja (16.5 %).

Escenario c

Se aumenta el peso de los factores "S" y "T" para evaluar su impacto en áreas agrícolas, urbanas y de baja pendiente. En la Figura 4(c) se observa un incremento en la vulnerabilidad alta (20.6 %) y la aparición de una categoría muy alta (1.5 %). La vulnerabilidad media alta se reduce a 19.7 % y aparece en la zona sur, mientras que la media baja se expande en la parte central y sur (31.2 %). Esto conlleva una disminución de las categorías baja (22.3 %) y muy baja (4.7 %), y evidencia un aumento general en la vulnerabilidad.

Escenario d

Al incrementar solo el peso del factor “S”, los resultados son similares a los del escenario c, con cambios en la magnitud. La vulnerabilidad muy alta desaparece, mientras que la vulnerabilidad alta se reduce al 17.2 %, y se mantiene en el noroeste. La vulnerabilidad media alta disminuye (13.8 %), mientras que la media baja aumenta (31.9 %). En el este, la vulnerabilidad media baja se reduce a baja (26 %), mientras que en el sur aumenta a media alta. En los centros urbanos al sur, la vulnerabilidad muy baja se incrementa (11 %). A través de esto se han logrado identificar sectores donde la topografía tiene mayor influencia.

Discusión

La combinación y modificación de pesos de los factores del método DRASTIC ha permitido obtener cuatro mapas de vulnerabilidad. De estos mapas, se ha analizado el comportamiento de los factores según el peso y valores asignados.

Escenario a

El factor “I” tiene mayor influencia, dado que la distribución de vulnerabilidad (Figura 4a) se asemeja a las de este factor (Figura 3f), incluso tras reducir su peso de 5 a 3. En la zona central, donde el valor de “I” es 1, se generan vulnerabilidades bajas.

El factor “D” afecta principalmente el sector este, donde sus valores bajos (1 y 2) reducen la vulnerabilidad (Figura 3a). En el suroeste, donde

los valores de "D" son altos (5 a 9), se esperaría mayor vulnerabilidad; sin embargo, la baja vulnerabilidad en este sector sugiere que predomina otro factor.

El factor "R" es determinante en el norte, donde los valores elevados contribuyen al incremento de la vulnerabilidad (Figura 3b).

Los factores "A" y "C" tienen mayor impacto en el norte, donde los valores altos aumentan la vulnerabilidad (Figura 3c y 3g), cuyos pesos se han mantenido. El factor "S" también es influyente, pues su peso ha incrementado a 3. Esto ocurre sobre todo en las áreas urbanas, donde, con un valor de 1, la vulnerabilidad disminuye; mientras que en las áreas agrícolas, con un valor de 8 la vulnerabilidad aumenta (Figura 3d). El factor "T" tiene mayor efecto en el sector sur, donde la baja pendiente favorece la infiltración de contaminantes.

En este análisis, los factores con mayor impacto son "I", "D", "S" y "R" como principales, seguidos de los factores "A", "C" y "T" que muestran variaciones espaciales en su influencia.

Escenario b

En este escenario, los factores más influyentes son "D" e "I", con un peso de 5, seguidos del factor "R", con un peso de 4. Los factores "A" y "C", con pesos de 3, tienen impacto medio; los factores "S" y "T", con pesos de 2 y 1, respectivamente, tienen menor influencia.

Los factores "D" e "I", al tener el peso máximo, reducen la vulnerabilidad en el sector este. En cambio, en el noroeste, los factores "I" y "R" elevan la vulnerabilidad por la presencia de los abanicos aluviales.

En la zona norte, los factores "A" y "C" también incrementan la vulnerabilidad por sus valores elevados.

Los factores "S" y "T" han reducido su peso, siendo "S" influyente en los sectores urbanos, reduciendo la vulnerabilidad, mientras que "T" impacta en el sur por la baja pendiente. No obstante, debido a su peso bajo, su influencia es más limitada.

Por tanto, se destacan los factores "D", "I" y "R" como los más influyentes, seguidos de "A" y "C". En menor medida, están los factores "S" y "T", que tienen un comportamiento distinto por zonas.

Escenario c

En el escenario c, el aumento de los pesos de los factores "S" y "T" incrementa la vulnerabilidad en casi toda la zona de estudio, en especial en las áreas agrícolas con valores altos asignados.

Comparado con el escenario anterior, el impacto es más notable en la zona noroeste, con vulnerabilidad alta que aumentó de 4.4 a 20.6 %. También en la zona central, donde la media baja aumentó de 16.5 a 31.2 %. En el sur, la vulnerabilidad media alta redujo de 24.2 a 19.7 %.

Por otro lado, en las áreas urbanas, el incremento del peso al factor "S" no redujo significativamente la vulnerabilidad. En cambio, se ha mantenido o incluso aumentado debido a la influencia del factor "T", por los valores asignados entre 9 y 10, sobre todo en el área central y sur.

Escenario d

En comparación con el escenario anterior, la vulnerabilidad media alta disminuyó en el límite sur, pasando de 19.7 a 13.8 %, siendo reemplazado por vulnerabilidad media baja, que aumentó de 31.2 a 31.9 %, que refleja la influencia del factor “T” asociado con la baja pendiente.

En el sector este, la vulnerabilidad redujo de media baja a baja, también por la influencia del factor “T”. Además, la vulnerabilidad muy baja aumentó de 4.7 a 11.1 %, en particular en el sector sureste, influenciado por el factor “S” en las áreas urbanas.

La vulnerabilidad alta sigue predominante al noroeste por la influencia del factor “S”.

Por tanto, el factor “T” impacta más en el sector central-este, y en el sur-central. En cambio, el noroeste y sureste están influenciados por el factor “S” en las áreas urbanas y agrícolas.

Comportamiento por zonas

En el noroeste, los escenarios a y b presentan vulnerabilidad media alta con sectores de vulnerabilidad alta y media baja. En contraste, en los escenarios c y d, la vulnerabilidad alta aumenta, con pequeñas zonas de vulnerabilidad muy alta. Esto se debe a la presencia de abanicos y depósitos aluviales que favorecen la recarga el acuífero.

Los factores “R” e “I” tienen un gran impacto en el incremento de la vulnerabilidad. En cambio, el factor “D” alcanza niveles profundos que reducen la vulnerabilidad, aunque con menor influencia.

Otros factores que influyen en el alza de la vulnerabilidad son “A” y “C” por sus valores altos. Asimismo, la expansión urbana en este sector limita la agricultura, asociada con el factor “S”. Las zonas urbanas han sido clasificadas con valores bajos, al presentar vulnerabilidad media baja a media alta, que es ligeramente menor que el resto, representado por suelos agrícolas con valores altos.

En la zona central, la vulnerabilidad es similar en los escenarios a y c, influenciadas en especial por los factores “D” e “I”, debido a la presencia de una capa confinante. La recarga (factor “R”) disminuye hacia el sur porque los sedimentos se van tornando más finos y por la reducción de la precipitación. Asimismo, los factores “A” y “C” van disminuyendo su impacto hacia el sur. La influencia de los factores “S” y “T” se ha evidenciado en este sector a partir del análisis de escenarios.

En el sur se identifican dos sectores. El primero se encuentra en las zonas urbanas, cuya vulnerabilidad varía de muy baja a baja, mostrando una similitud notable entre los escenarios b y d, lo que resalta la influencia del factor “S” por la impermeabilización de estas áreas. En el escenario c, la vulnerabilidad aumenta a baja por la influencia del factor “T”, pues las pendientes bajas incrementan la probabilidad de infiltración de un contaminante.

Los factores “D” e “I”, al tener un peso de 5, contribuyen a la reducción de la vulnerabilidad por los niveles estáticos profundos (15-24 m). La recarga “R” es baja en este sector, al igual que los valores de los factores “A” y “C”, que favorecen la baja de la vulnerabilidad.

El segundo sector se encuentra al extremo sur, donde la vulnerabilidad es similar entre los escenarios a y b, cuya categoría es entre baja y media baja. En cambio, en los escenarios c y d, la

vulnerabilidad ha crecido entre media baja y media alta. La influencia de los factores es similar a la cercana a las zonas urbanas; sin embargo, la comparación de escenarios muestra que el factor "S" tiene mayor impacto y el factor "T" influye en la parte sur-central. Se destacan las pendientes bajas, áreas agrícolas, el río Rocha y niveles estáticos entre 2 y 14 m, que contribuyen al incremento de la vulnerabilidad.

En general, las zonas de mayor vulnerabilidad se localizan en el noroeste del área de estudio, donde los abanicos aluviales favorecen un alto potencial de recarga natural. En el sector central-este, la vulnerabilidad es baja a media baja, asociada con la presencia de limos y arcillas, que proporcionan una protección natural al acuífero. Hacia el sur, cerca de los centros poblados de Colcapirhua y Quillacollo, la vulnerabilidad disminuye de muy baja a baja. No obstante, en la parte sur cercana al río Rocha, la vulnerabilidad varía entre baja y media alta, influenciada tanto por actividades agrícolas como por la presencia del río. Además, la pendiente del terreno contribuye a las condiciones observadas en este sector.

Estos resultados son consistentes con los reportados por Ghielmi, Mondaca y Luján (2008) en el río Tamborada, afluente del río Rocha, con dirección de flujo de sureste a noroeste, ubicado al sureste del acuífero del valle central de Cochabamba. En dicho estudio, las zonas bajas de la cuenca presentaron menor vulnerabilidad debido a la presencia de sedimentos arcillosos de origen lacustre. En contraste, se identificó una mayor vulnerabilidad en los abanicos aluviales del sur, que recargan al acuífero, así como a lo largo del curso del río Tamborada.

De manera similar, el acuífero del valle de Santiago de Chile muestra características comparables con las del valle central de Cochabamba. Según Espinoza (2005), en zonas de acuíferos no

confinados con presencia de arenas y gravas, se identificó una vulnerabilidad de moderada a alta. En cambio, en sectores de acuíferos semiconfinados y confinados, la vulnerabilidad fue de baja y nula, respectivamente, debido a la protección natural que otorgan los sedimentos finos, como limos y arcillas.

En ese sentido, los resultados obtenidos muestran una coherencia con estudios previos realizados tanto en zonas aledañas como en otras regiones con características hidrogeológicas similares, lo que respalda la consistencia del análisis de vulnerabilidad realizado.

Conclusiones

El estudio se enfocó en evaluar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero en el Valle Central de Cochabamba, utilizando el método DRASTIC. Este método ha demostrado ser útil para diferenciar las zonas que podrían ser afectadas por la contaminación del acuífero. Además, se enfatizó la variación de los pesos y sus efectos a través de un análisis de escenarios. Esto permitió identificar una priorización de factores influyentes, observando zonas diferenciadas según su comportamiento, como son las zonas noroeste, central-este y sur.

La zona noroeste presenta vulnerabilidad de media alta a alta con presencia de media baja y muy alta. Esta zona es importante para la recarga natural por la presencia de abanicos y depósitos aluviales que conforman un acuífero libre. Las condiciones hidrogeológicas están influenciadas por la recarga "R" y el impacto en la zona vadosa "I". Ambos tienen mayor influencia que el factor profundidad del agua subterránea "D", cuyos niveles estáticos (cerca de los 28 m) contribuyen a la reducción de la vulnerabilidad. Además, los factores "A" y "C" también presentan

una influencia significativa debido a los altos valores asignados que condicionan el movimiento de las aguas subterráneas. Lo mismo ocurre con el factor "S", cuya influencia en las zonas agrícolas y urbanas contribuye al incremento de la vulnerabilidad. Tales condiciones hacen que este sector sea más propenso a la infiltración y el movimiento de contaminantes en el acuífero.

En la parte central-este se distingue una vulnerabilidad de baja a media baja por la presencia de una capa confinante con pozos surgentes. Los factores predominantes son la profundidad del agua subterránea "D" y el impacto en la zona vadosa "I", por sus valores bajos con pesos altos. La influencia del factor "R" disminuye hacia el sur por la reducción de la recarga, al igual que de los factores "A" y "C" al formar una zona de transición. Los factores "S" y "T" influyen por las actividades agrícolas y por las pendientes de medias a bajas, siendo el factor "T" más influyente en el extremo este. Por tanto, dicho sector es menos propenso a ser contaminado directamente gracias a la capa confinante que protege al acuífero.

En la zona sur, cerca de las áreas urbanas, la vulnerabilidad varía de muy baja a baja por diversos motivos. Primero, la deposición de sedimentos finos (arcilla y limo con intercalaciones de grava y arena) la convierte en una zona poco favorable para el aprovechamiento de agua subterránea. Esto se asocia con el factor impacto en la zona vadosa "I". Segundo, las áreas urbanas (factor "S") contribuyen a la reducción de la vulnerabilidad. Tercero, los niveles estáticos se encuentran entre 15 y 24 m, relacionados con el factor "D". Cuarto, la poca pendiente, asociado con el factor "T", permite que incremente la vulnerabilidad. Quinto, la recarga es más baja (factor "R"). Sexto, los factores "A" y "C" tienen valores más bajos en este sector. De esta manera, los factores "I", "S", "D", "R", "A"

y "C" favorecen a la reducción de la vulnerabilidad; en cambio, el factor "T" lo aumenta.

En el extremo sur, cerca del límite de la zona y del río Rocha, la vulnerabilidad varía de media baja a media alta debido principalmente a la influencia de la agricultura y del río, relacionados con los factores "I" y "S". El sector tiene poca pendiente, donde influye el factor "T", en especial en el extremo sur-central. Los niveles estáticos varían entre 2 y 14 m, con lo que el factor "D" favorece incrementar la vulnerabilidad. Los otros factores tienen el mismo comportamiento que el del resto de la zona sur. Por tanto, la combinación de dichos factores permite obtener vulnerabilidades bajas.

El análisis de escenarios confirmó que la vulnerabilidad se mantiene en los mismos sectores, con variaciones en la magnitud. Así, los factores más influyentes son "D" e "I", con un peso de 5; recarga "R", con un peso de 4; "A", "C" y "S", con 3; y en menor medida "T", con un peso de 2.

Las áreas de mayor vulnerabilidad se localizan al noroeste y en el extremo sur de la zona de estudio. Tales áreas se asocian sobre todo con zonas de recarga natural, lechos de ríos provenientes de las torrenteras de la cordillera Tunari, abanicos aluviales, uso agrícola del suelo y niveles profundos de agua subterránea. En contraste, el sector central hacia el este presenta baja vulnerabilidad, atribuida a la presencia de una capa confinante que actúa como barrera natural. Al sur, cerca de las áreas urbanas, la baja vulnerabilidad se relaciona con procesos de impermeabilización del terreno.

Estos resultados reflejan tendencias de vulnerabilidad consistentes con las observadas en otras zonas con características hidrogeológicas similares, lo que refuerza la validez del enfoque empleado. En ese sentido,

la metodología propuesta es replicable en otras regiones de interés para la evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos en explotación, sobre todo en valles fluvio-lacustres con recarga principal en abanicos aluviales.

Se puede dar continuidad a este estudio con un análisis de la calidad de agua, que permita caracterizar los tipos de contaminantes presentes y sus posibles fuentes. Asimismo, se recomienda profundizar en la definición de los parámetros hidrogeológicos clave a través de investigaciones específicas, como estudios geofísicos y pruebas de bombeo, que aporten mayor detalle a la caracterización del sistema acuífero del valle central de Cochabamba; esto permitiría la formulación de planes de gestión con participación de actores locales, que apoye la toma de decisiones apropiadas y fomente el compromiso con la implementación de medidas de protección y el uso sostenible del acuífero.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Jhonatan Enrique Ureña Camacho por su apoyo en la generación de datos de precipitación; a Brayan López Gonzales por su colaboración en el trabajo en campo y en la preparación de datos, y a Waldir Enrique Soruco Rodríguez por su valiosa discusión de los resultados basados en su experiencia en la zona y sus recomendaciones para el desarrollo del estudio.

Referencias

- Al-Hallaq, A. H., & Elaish, B. S. A. (2012). Assessment of aquifer vulnerability to contamination in Khanyounis Governorate, Gaza Strip-Palestine, using the DRASTIC model within GIS environment. *Arabian Journal of Geosciences*, 5(4), 833-847. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-011-0284-9>
- Albinet, M., & Margat, J. (1970). Groundwater pollution vulnerability mapping. *Bulletin du Bureau de Recherches Geologiques et Minieres Bull BRGM 2nd Series*, 3(4), 13-22.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R. J., & Hackett, G. (1987). *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings* (No. EPA/600/2-87/035). Ada, OK: U.S. Environmental Protection Agency.
- Árcega, I., Otazo, E., Galindo, E., Acevedo, O., & Romo, C. (2015). Determinación del índice de vulnerabilidad mediante el método DRASTIC. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 2(7), 39-49.
- Barbulescu, A. (2020). Assessing groundwater vulnerability: DRASTIC and DRASTIC-like methods: A review. *Water*, 12(5), 1356. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12051356>
- Cabrera, J. E., Alarcón, A., Terraza, H., Maleki, D., & Lew, S. (2013). *Plan de acción: área metropolitana de Cochabamba sostenible*. Cochabamba, Bolivia: ICES-Banco Interamericano de Desarrollo. DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1673.4961>

- Espinoza, C. (2005). Dinámica de aguas subterráneas, vulnerabilidad y riesgo de contaminación. Aplicación al acuífero de Santiago Norte. En: Peralta, J. M. (ed.). *Taller de capacitación en evaluación ambiental de planteles ganaderos* (pp. 69-127). Temuco, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- Ghielmi, G., Mondaca, G., & Luján, M. (2008). Diagnóstico sobre el nivel de contaminación de acuíferos en el distrito 9 del municipio de Cercado en la ciudad de Cochabamba y propuesta para su protección y control. *Acta Nova*, 4(1), 51-86.
- Gijón-Yescas, G. N. (2007). *Análisis espacial de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en el estado de Yucatán, México* (tesis de maestría). Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.
- Guppy, L., Uyttendaele, P., Villholth, K. G., & Smakhtin, V. (2018). *Groundwater and sustainable development goals: Analysis of interlinkages* (UNU-INWEH Report Series, Issue 04). Hamilton, Canada: United Nations University Institute for Water, Environment and Health. DOI: <https://doi.org/10.53328/JRLH1810>
- INE, Instituto Nacional de Estadística. (2020). *Censo y proyecciones de población sociales*. Recuperado de <https://www.ine.gob.bo/index.php/censos-y-proyecciones-de-poblacion-sociales/>
- López, B., Rosales, L., & Saavedra, O. (2023). Modelación hidrogeológica en el Valle Central de Cochabamba-Bolivia. *Investigación & Desarrollo*, 23(1). DOI: <https://doi.org/10.23881/idupbo.023.1-2i>

- MMAyA, Ministerio de Medio Ambiente y Agua. (2014). *Plan Maestro Metropolitano de Agua y Saneamiento de Cochabamba Bolivia: Informe Final. Resumen Ejecutivo*. La Paz, Bolivia: Ministerio de Medio Ambiente y Agua.
- Musálem, K., McDonald, M., Jiménez, F., & Laino, R. (2015). Mapeo de la vulnerabilidad del agua subterránea en dos cuencas afectadas por la represa Yacyreta en Paraguay. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(6), 49-61.
- Neumann-Redlin, C. M., Renner, S., & Torres, J. (2000). *Hidrogeología del Valle Central de Cochabamba, Bolivia*. São Paulo, Brasil: Águas Subterráneas. Recuperado de <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/24016>
- NRC, National Research Council. (1993). *Ground water vulnerability assessment: Predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty*. Washington, DC: National Academy Press.
- OECD. (2015). *Drying wells, rising stakes: Towards sustainable agricultural groundwater use (OECD Studies on Water)*. Paris, France: OECD Publishing. DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264238701-en>
- Pacheco, F. A. L., Pires, L. M. G. R., Santos, R. M. B., & Sanches-Fernandes, L. F. (2015). Factor weighting in DRASTIC modeling. *Science of the Total Environment*, 505, 474-486. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.092>

- Rahman, A. (2008). A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Applied Geography*, 28(1), 32-53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2007.07.008>
- Renner, S., & Velasco, C. (2000). *Geología e hidrogeología del Valle Central de Cochabamba* (Boletín No. 34). Cochabamba, Bolivia: Servicio Nacional de Geología y Minería.
- Ríos-Rojas, L., & Vélez-Otálvaro, M. V. (2008). Vulnerabilidad la contaminación, zona sur acuífero del valle del Cauca, Colombia. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, (23), 69-84.
- Rosales, L., Saavedra, O. C., & Soruco, W. (2020). Modelación hidrogeológica en un abanico aluvial de Cochabamba-Bolivia. *Investigación & Desarrollo*, 20(1), 51-66. DOI: <https://doi.org/10.23881/idupbo.020.1-4i>
- SDC & DGIA, Servicio Departamental de Cuencas & Dirección de Planificación y Gestión Integral del Agua. (2014). *Plan Director de la Cuenca del río Rocha: estado de situación y propuesta de lineamientos estratégicos*. La Paz, Bolivia: Impresiones Quality SRL.
- SEI, Stockholm Environment Institute. (2019). *Formulación y actualización del Plan Director de la Cuenca del Río Rocha, bajo un enfoque de adaptación al cambio climático (Informe técnico, Entregable J)*. Cochabamba, Bolivia: Stockholm Environment Institute. Recuperado de <https://sites.google.com/view/giac/plan-director-pdcrr>

- Shirazi, S. M., Imran, H. M., & Akib, S. (2012). GIS-based DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment: A review. *Journal of Risk Research*, 15(8), 991-1011. DOI: <https://doi.org/10.1080/13669877.2012.686053>
- Shirazi, S. M., Imran, H. M., Akib, S., Yusop, Z., & Harun, Z. B. (2013). Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques. *Environmental Earth Sciences*, 70(5), 2293-2304. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2360-9>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-10

Artículos

Valoración de índices de clorofila con datos Sentinel-2 en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina

Assessment of chlorophyll indices with Sentinel-2 data in San Roque reservoir, Córdoba, Argentina

Mariana Pagot¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7435-3381>

María Inés Rodríguez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2649-4841>

Micaela Juaneda³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-5152-219X>

Araceli Ferreyra⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-5855-9677>

Marcelo Smrekar⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7043-8134>

Andrés Rodríguez⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

¹Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, mariana.pagot@unc.edu.ar

²Instituto Nacional de Agua, delegación Centro de Investigación de la Región Semiárida, Córdoba, Argentina, minesrodrig@gmail.com

³Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, micajuaneda@mi.unc.edu.ar

⁴Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, araceli.ferreyra@mi.unc.edu.ar

⁵Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, marcelo.smrekar@unc.edu.ar

⁶Laboratorio de Hidráulica / Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Mariana Pagot, mariana.pagot@unc.edu.ar

Resumen

En este estudio se utilizaron índices específicos con productos de Sentinel-2, procesados con *Google Earth Engine* (GEE), para estimar la concentración de clorofila-a (Cl-a) en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina. Los índices específicos evaluados fueron el índice de clorofila de diferencia normalizada (NDCI), índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), índice de clorofila en banda verde (GCI) e índice de clorofila en banda roja (RCI).

El índice NDCI ha demostrado ser la mejor opción entre los cuatro índices específicos evaluados, al proporcionar un ajuste con coeficiente de determinación (R^2) cercano a 0.8 y estadísticamente significativo respecto a valores medidos de Cl-a, y que representa de forma adecuada la dinámica espacial y temporal de los valores medidos de Cl-a. Aplicar

este índice significaría mejoras en las herramientas de gestiones actuales para este importante cuerpo de agua provincial.

Palabras clave: Sentinel-2, Clorofila-a, Cl-a, NDCI, NDVI, GCI, RCI, GEE, embalse San Roque, Argentina.

Abstract

In this study, specific indices derived from Sentinel-2, processed using Google Earth Engine (GEE), were used to estimate chlorophyll-a (Chl-a) concentration in the San Roque Reservoir, Córdoba, Argentina. The evaluated indices include the normalized difference chlorophyll index (NDCI), normalized difference vegetation index (NDVI), green chlorophyll index (GCI), and red chlorophyll index (RCI).

The NDCI index resulted the best option among the four specific indexes evaluated, providing a fit with a coefficient of determination (R^2) close to 0.8 and statistically significant in relation to measured Chl-a values. It accurately represents the spatial and temporal dynamics of the measured Chl-a concentrations. The application of this index would improve the current management tools for this important provincial water body.

Keywords: Sentinel-2, Chlorophyll-a, Chl-a, NDCI, NDVI, GCI, RCI, GEE, San Roque reservoir, Argentina.

Recibido: 27/02/2025

Aceptado: 28/05/2025

Publicado *ahead of print*: 25/06/2025

Versión final: 01/01/2026



Introducción

Los cuerpos de agua dulce son importantes fuentes de agua potable, principalmente en las regiones semiáridas, como es la zona central de Argentina. La concentración de floraciones de algas en el agua degrada la calidad de la misma tanto para el consumo humano o agrícola como para fines recreativos. La eutroficación de los embalses ejerce una nociva presión sobre el ecosistema acuático involucrado (Li & Li, 2024).

La teledetección por satélite es un complemento eficaz de los métodos de muestreo sobre el terreno, pues permite recopilar datos de zonas muy extensas (Li & Li, 2004; Chawla, Karthikeyan, & Mishra, 2020) y más pequeñas, como es el embalse San Roque, en la provincia de Córdoba, Argentina. Numerosas investigaciones lograron resultados exitosos a través del procesamiento de imágenes de satélite y la correlación numérica de rangos del espectro electromagnético con la distribución temporal y espacial de variables de calidad del agua, como las de Richardson (1996); Bazán *et al.* (2005); Pagot, Rodriguez, Hillman, Corral y Niencheski (2007); Gitelson *et al.* (2008); Gilerson *et al.* (2010); Palmer *et al.* (2015); Yu, Bai, He, Gong y Li (2023), y Li, Hao, Wu y Nie (2024).

En especial, productos de Sentinel-2 se han utilizado para la estimación de concentraciones de partículas en suspensión (Liu *et al.*, 2017), concentraciones de clorofila-a (Cl-a) en embalses pequeños en Ambrose-Igho (2019); Maier y Keller (2019); Xu *et al.* (2019); Caballero y Navarro (2021); German, Shimoni, Beltramone y Rodríguez (2021); Bramich, Bolch y Fischer (2021); Kislik, Dronova, Grantham y Kelly

(2022); Barraza-Moraga, Alcayaga, Pizarro, Félez-Bernal y Urrutia (2022), entre otros parámetros de calidad.

En este trabajo se cuenta con un seguimiento mensual de la calidad del agua del embalse San Roque mediante métodos convencionales de muestreo realizados por el Instituto Nacional de Agua (INA) a través de su delegación Centro de Investigación de la Región Semiárida (CIRSA), en la provincia de Córdoba, Argentina.

El objetivo propuesto es utilizar índices específicos con productos de Sentinel-2 para estimar la concentración de Cl-a en el embalse San Roque y analizar el ajuste de estos índices satelitales con respecto a los valores medidos en laboratorio de las muestras recolectadas.

Materiales y métodos

Área de trabajo

El área de trabajo se localiza en el embalse San Roque de la provincia de Córdoba, región central de Argentina (Figura 1). Las coordenadas geográficas (latitud, longitud) del centro de este embalse son 31.38° S, 64.47° O. Es un embalse pequeño, con una profundidad máxima de 35.3 m, que provee agua potable a 2/3 de la población de la ciudad de Córdoba con 1.3 millones de habitantes, segunda ciudad más poblada de Argentina. El cuerpo de agua cubre unos 15 km², con una cuenca de aporte de 1 750 km². El embalse se sitúa en la región templada semiárida con una temperatura anual promedio de 17 °C y una precipitación anual promedio de 720 mm. Modelaciones numéricas de este embalse se han desarrollado recientemente en Ponce, Rodríguez, Ruibal-Conti, Muchiut y

Rodríguez (2023), y Muchiut, Rodríguez, Ruibal-Conti, Ruiz y Rodriguez (2024).

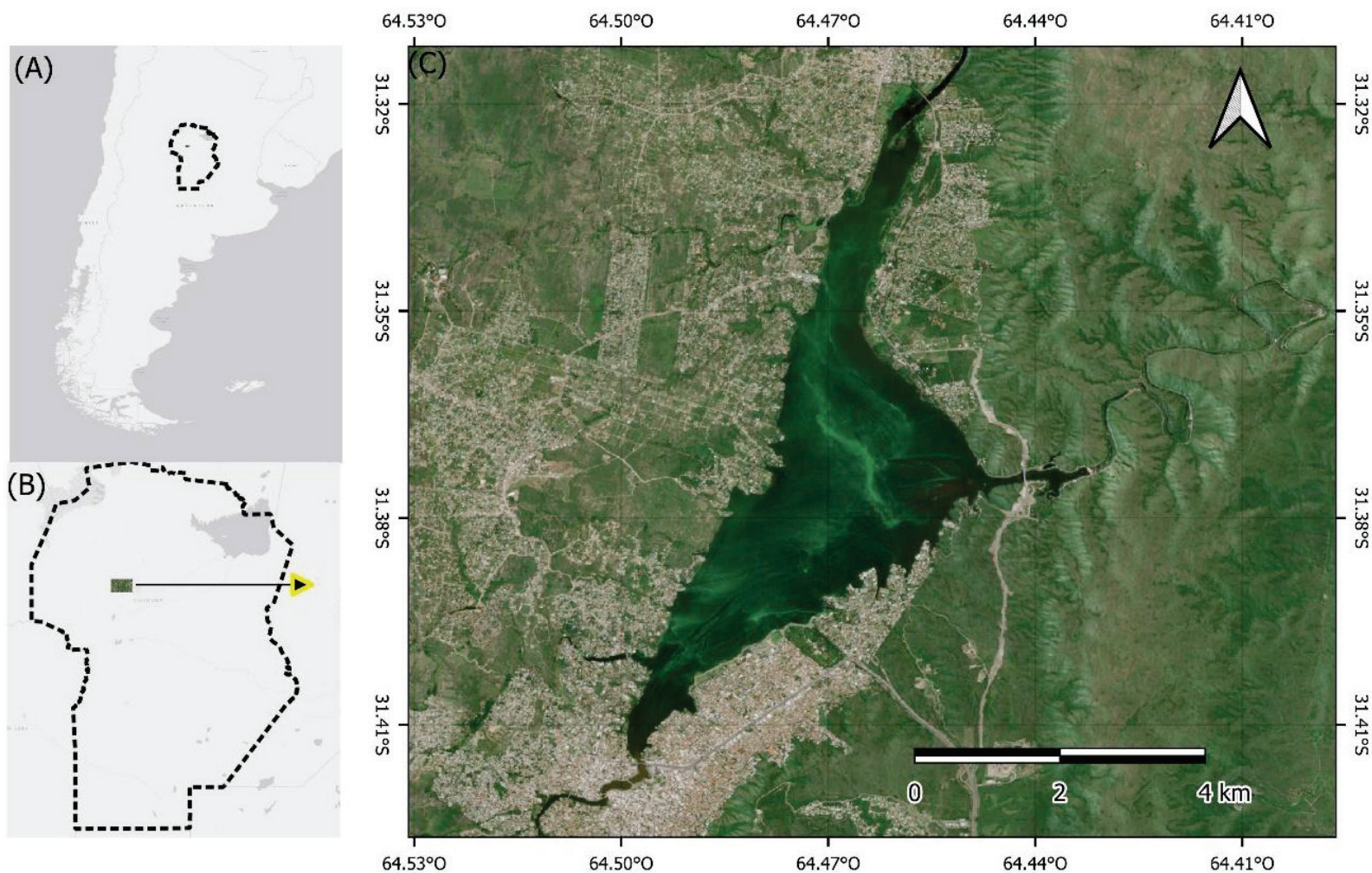


Figura 1. Ubicación del embalse San Roque. Floraciones de algas durante el 18 de febrero de 2022 (color verde dentro del cuerpo de agua). Imagen Sentinel-2, bandas 4-3-2 (R-G-B).

Descripción de los índices específicos utilizados

A continuación, se presentan los cuatro índices espectrales que se seleccionaron para calibrar los algoritmos de CI-a en el embalse San Roque con imágenes Sentinel-2, con base en los datos de los monitoreos disponibles entre 2021 y 2024:

1. NDCI (índice de clorofila de diferencia normalizada): utiliza el rango espectral entre las longitudes de onda 650 y 713 nm. Es útil y práctico de aplicar para áreas con agua rica en fitoplancton (Mishra & Mishra, 2012).

2. NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada): es un indicador simple de biomasa fotosintéticamente activa. En su cálculo se plantea la relación de la reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y rojo (RED) del espectro electromagnético. Este índice es mundialmente usado en el monitoreo de la vegetación (Gilabert, González-Piqueras, & García-Haro, 1997).

3. GCI (índice de clorofila verde): se calcula como una relación de la reflectancia de la clorofila en la banda del infrarrojo cercano (NIR) respecto a la reflectancia en la banda verde (GREEN). Está orientado a cuerpos de agua con concentraciones moderadas de clorofila (Gitelson & Yacobi, 1995).

4. RCI (índice de clorofila rojo): se calcula como una relación de la reflectancia de la clorofila en la banda 8A próxima al infrarrojo cercano (NIR_narrow) respecto a la reflectancia en la banda roja (RED) (Ha, Thao, Koike, & Nhuan, 2017).

Las expresiones matemáticas utilizadas se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Índices específicos utilizados para la estimación de CI-a.

Método	Expresión general	Expresión para Sentinel-2	Fuente
(1) NDCI	$\frac{(RED_{EDGE} - RED)}{(RED_{EDGE} + RED)}$	$\frac{(B05 - B04)}{(B05 + B04)}$	Mishra y Mishra (2012)
(2) NDVI	$\frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$	$\frac{(B08 - B04)}{(B08 + B04)}$	Gilabert <i>et al.</i> (1997)
(3) GCI	$\frac{(NIR)}{(GREEN)}$	$\frac{B08}{B03}$	Gitelson y Yacobi (1995), y Ha <i>et al.</i> (2017)
(4) RCI	$\frac{(NIR_{Narrow})}{(RED)}$	$\frac{B08A}{B04}$	Ha <i>et al.</i> (2017)

Datos *in situ*

Desde hace más de 25 años, el INA, a través del CIRSA, realiza monitoreos mensuales en el embalse San Roque de la provincia de Córdoba, cuyo emisario es el río Suquía, tributario de la laguna Mar Chiquita (mayor laguna salada endorreica de América del Sur). El CIRSA recopila y publica datos medidos tanto hidrometeorológicos como de calidad del agua del embalse. Las muestras de calidad del agua se tomaron en cuatro (4) estaciones de monitoreo (Figura 2) definidas como: centro del embalse, Estación C (31.38° S, 64.46° O); próximo a la toma de agua, Estación TAC (31.37° S, 64.43° O); desembocadura del río Cosquín, Estación DCQ (31.32° S, 64.46° O), y desembocadura del río San Antonio, Estación DSA (31.41° S, 64.49° O).

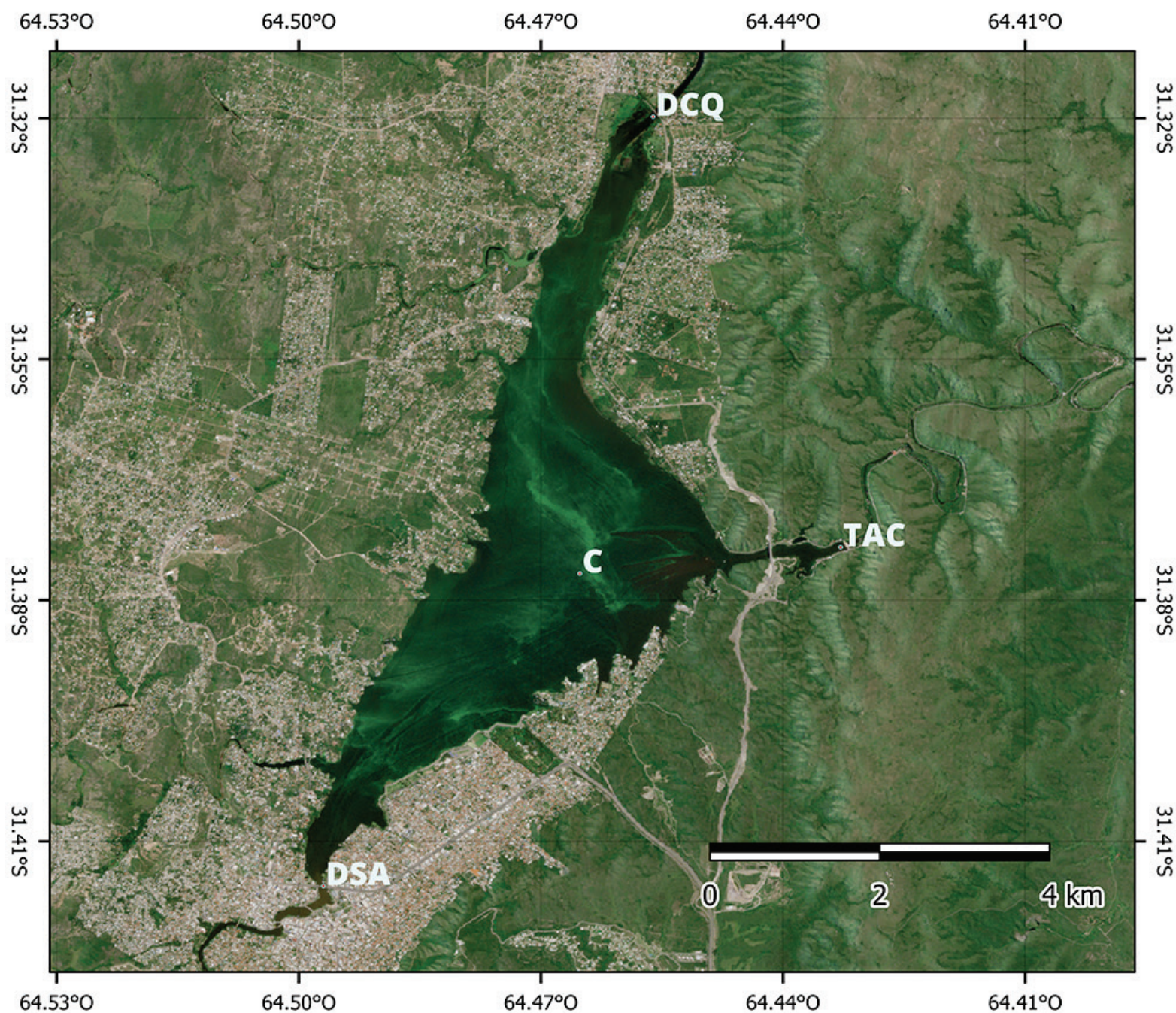


Figura 2. Estaciones de monitoreo en el embalse San Roque.

Referencias: C (centro), TAC (toma de agua), DCQ (desembocadura del río Cosquín) y DSA (desembocadura del río San Antonio).

La base de datos disponible comprende desde 1999 hasta 2024 con intervalo mensual. Estos datos incluyeron concentraciones de Cl-a (en $\mu\text{g/l}$), medidas en muestras de agua recolectadas a distintas profundidades (0.2, 1.0, 1.5 y 2.0 m de profundidad) tomadas dentro del intervalo de 9 a 12 a. m., y posteriormente analizadas en laboratorio, según normativa GEMS/WATER (1992). El periodo de estudio comprendió los años 2021 y 2024. Los datos disponibles de Cl-a se presentan en la Figura 3 para las estaciones de monitoreo de la Figura 2. Estos datos se procesaron estadísticamente, considerando como "outliers" aquellos valores mayores de dos rangos intercuartílicos del tercer cuartil.

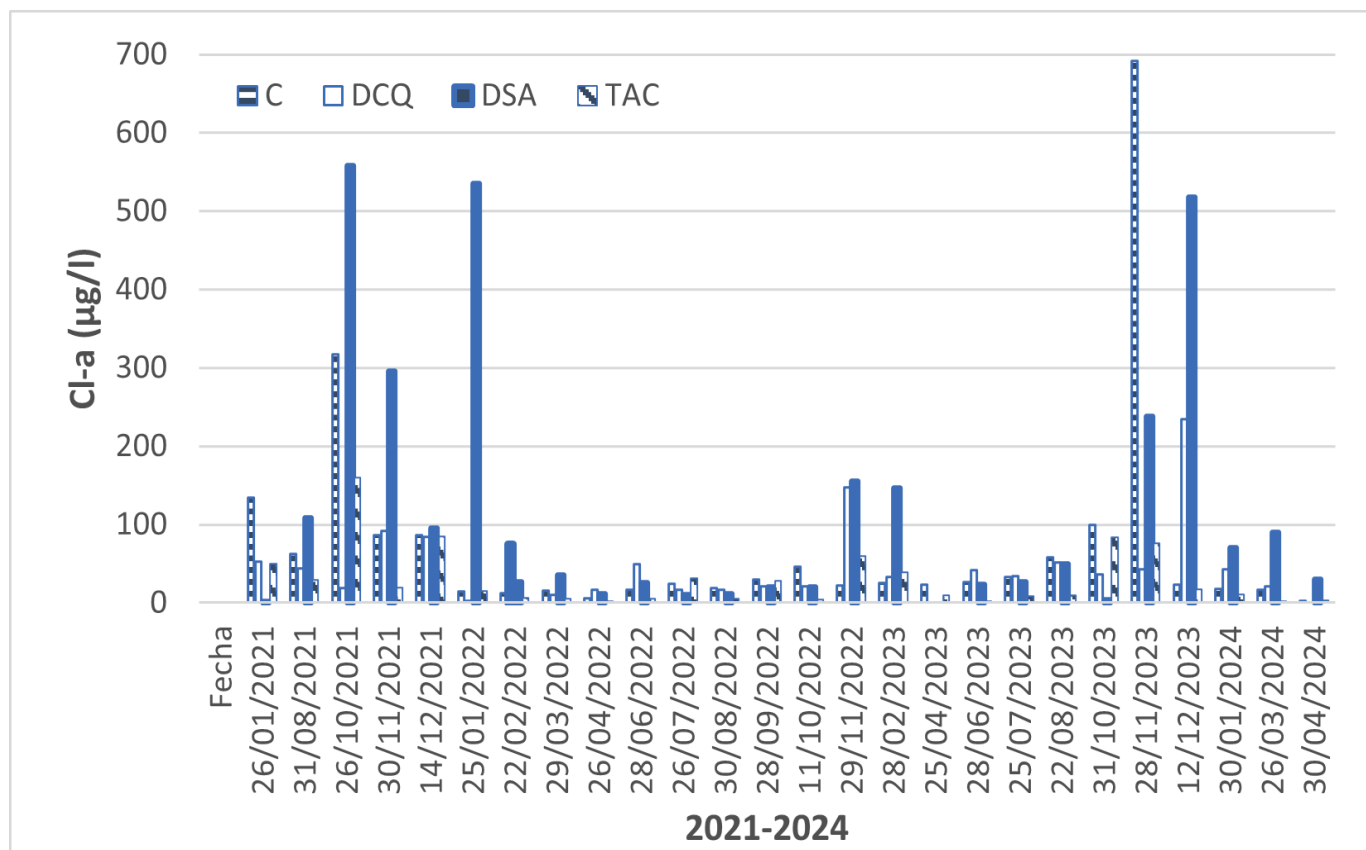


Figura 3. Cl-a registrada con mediciones en las estaciones de monitoreo. Fuente: INA-CIRSA (2024).

Datos satelitales: recolección y procesamiento de imágenes Sentinel-2

La misión Sentinel-2, del programa *Copernicus Earth Observation* de la Agencia Espacial Europea (ESA), está compuesta por los satélites de órbita polar (S2A y S2B), que proporcionan imágenes ópticas. Estas imágenes cuentan con una resolución espacial de 10 a 20 m según la banda espectral, con cinco días de resolución temporal, logrando un intervalo por la zona en estudio de dos días combinando datos de S2A y S2B. Dichos satélites capturan información de la escena que comprende al embalse San Roque aproximadamente a las 11:30 a. m., comprendido dentro del citado rango horario de la toma de muestras *in situ*.

Se utilizaron imágenes en nivel 2A de procesamiento con geometría cartográfica (proyección UTM/WGS84), proporcionando productos de reflectancia superficial (SR) con correcciones de nivel de la superficie (BOA, *bottom of atmosphere*, es decir, por debajo de la atmósfera). Estos productos, así como la reflectancia superficial para las diferentes bandas espectrales, se remuestrean a diferentes resoluciones espaciales. Las características de las bandas espectrales utilizadas se presentan en la Tabla 2 (ESA, 2025).

Tabla 2. Configuración de bandas espectrales para Sentinel-2.

Banda	Designación	Rango espectral / longitud de onda central (nm)	Resolución espacial (m)
3	Green	543-578/560	10
4	Red	650-680/665	10
5	Red Edge	698-713/705	20
8	Near Infrared (NIR)	785-900/842	10
8A	NIR_narrow	855-875/865	20

Fuente: ESA (2025).

Google Earth Engine para el procesamiento de las imágenes Sentinel-2

Se utilizó el programa *Google Earth Engine* (GEE, 2022), que permite a través de una interfaz de programación realizar el análisis de las imágenes satelitales recopiladas. Se desarrolló un código que permite realizar los pasos siguientes:

1. Definir las estaciones de monitoreo como puntos de interés (C, TAC, DCQ, DSA) con sus respectivas coordenadas.
2. Definir las fechas de monitoreo para el periodo 2021-2024.
3. Recopilar imágenes Sentinel-2 que coincidan o presenten una diferencia máxima de cuatro días respecto a las fechas definidas.
4. En cada punto de interés crear un *buffer* de 20 m y calcular los índices programados (NDCI, NDVI, GCI y RCI) para cada imagen en la colección de Sentinel-2 recopilada.

5. Extracción de los valores de bandas utilizadas e índices calculados en un archivo *.CSV.

6. Visualizar los resultados.

El diagrama de flujo que describe la metodología utilizada para determinar concentración de Cl-a con datos satelitales se presenta en la Figura 4.

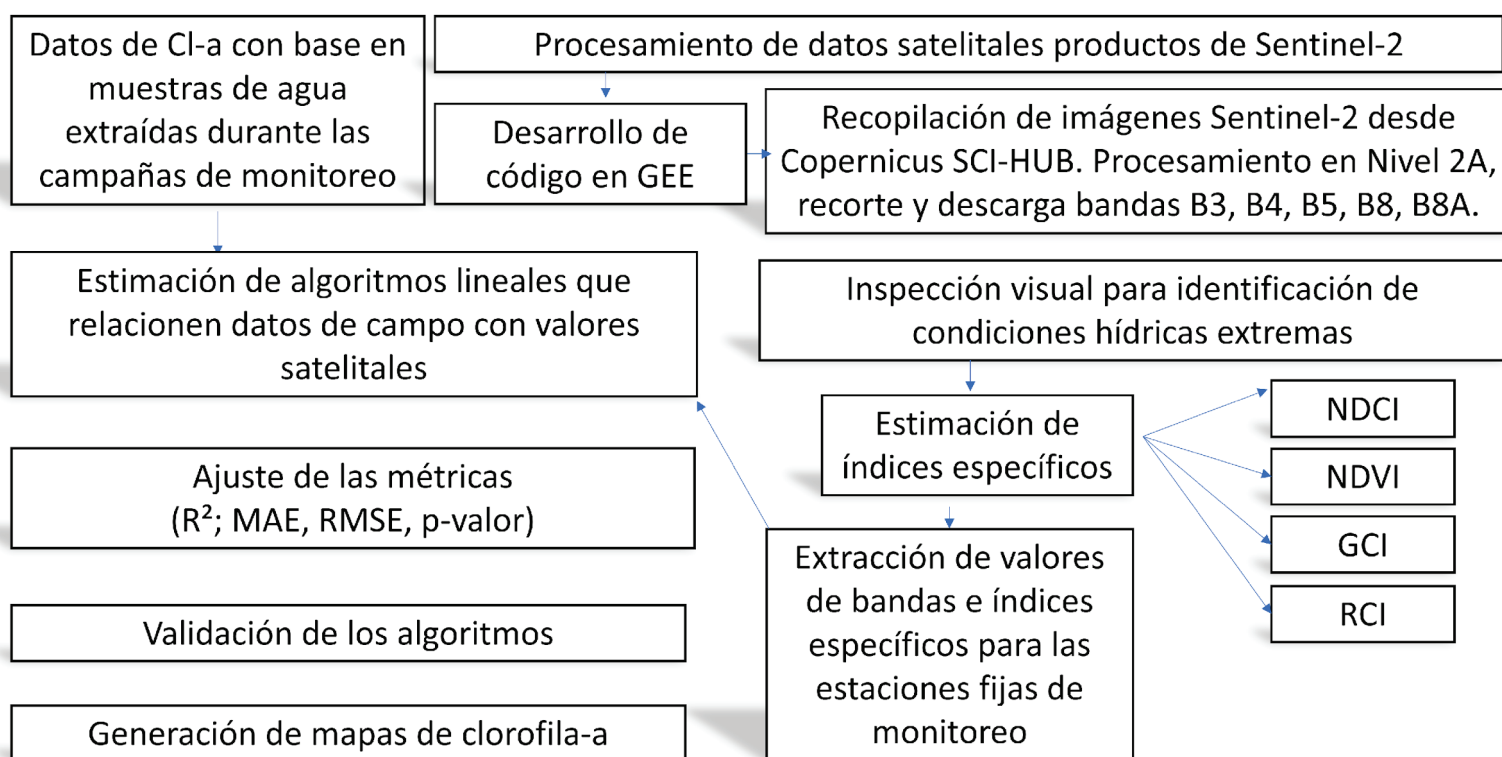


Figura 4. Diagrama de flujo para la metodología utilizada en determinar Cl-a con datos satelitales.

Métricas de rendimiento

Para identificar la mejor relación entre los datos de CI-a medidos y los correspondientes valores estimados con los algoritmos satelitales de cada índice específico, se evaluaron para cada función las métricas de rendimiento presentadas en la Tabla 3: el coeficiente de determinación (R^2); el error absoluto medio (MAE), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la probabilidad bajo hipótesis nula (p -valor) (Legates & McCabe, 1999; Wackerly, Mendenhall III, & Scheaffer, 2008).

Tabla 3. Métricas de rendimiento utilizadas.

Métrica	Símbolo	Fórmula	Observación
Coeficiente de determinación	R^2	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (5)$	Describe la proporción de la varianza total en los datos observados que puede explicar el modelo. Varía de 0 a 1.0; los valores más altos indican una mejor concordancia
Error medio absoluto	MAE	$\frac{\sum_{i=1}^n y_i - x_i }{n} \quad (6)$	Es la diferencia entre el valor estimado y el valor real en cada punto estimado
Raíz del error cuadrático medio	RMSE	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}{n}} \quad (7)$	Mide la magnitud promedio de los errores. Cuanto menor sea el RMSE, mejor será el modelo y sus estimaciones
Probabilidad bajo la hipótesis nula	p -valor	$p = 2\min\{Pr(T \geq t H_0), Pr(T \leq t H_0)\} \quad (8)$	Probabilidad bajo la hipótesis nula de obtener un estadístico de prueba de valor real al menos tan extremo como el obtenido

x_i = son los valores de concentración de clorofila-a estimados

y_i = son los datos de clorofila-a medidos y n : número de observaciones

El parámetro p -valor considera una prueba estadística observada t de distribución T desconocida; p -valor es la probabilidad de observar un valor estadístico de prueba al menos tan extremo como t si la hipótesis nula H_0 fuera cierta.

Además, se utilizó el parámetro p -valor basado en el coeficiente de Pearson que mide la probabilidad calculada para determinar si existe evidencia para rechazar la hipótesis nula, asumida como verdadera. Cuanto menor sea el p -valor, será estadísticamente significativa la relación. Un p -valor límite indica que, si la hipótesis nula probada fuera

cierta, habría una probabilidad de una entre diez mil de observar resultados al menos tan extremos.

Resultados

Se recopilaron 23 imágenes multiespectrales producto de Sentinel-2 entre 2021 y 2024, seleccionadas para el área de estudio cubriendo los sitios de muestreo definidos con un buffer de 20 m de diámetro (definido en función del máximo tamaño de píxel utilizado), con un intervalo máximo de cuatro días alrededor de las fechas disponibles de monitoreo *in situ*. En este conjunto de datos, el 87 % de las imágenes se capturaron entre 0 y 2 días de la fecha de monitoreo (0 días: 37 %; 1 día: 20 %; 2 días: 30 %, y entre 3-4 días: 13 %).

Durante el periodo de análisis, la profundidad media del río Cosquín resultó de 1.1 m, con valores extremos de 0.7 m (mínimo) y 6.6 m (máximo). En el caso del río San Antonio, se registraron profundidades notablemente más variables, con un valor medio de 0.5 m, un mínimo de 0.1 m y un máximo de 13.3 m. Para este periodo, la profundidad media del agua en el embalse San Roque resultó de 33 m, con valores mínimos de 28.4 m y máximos de 36.7 m. Debido a las bajas profundidades registradas en el río San Antonio y en el embalse San Roque simultáneamente, se realizó una inspección visual detallada de las imágenes satelitales seleccionadas.

La imagen recopilada del 29 de noviembre de 2022 presenta, en la zona de desembocadura del río San Antonio, un área sin cobertura de agua (Figura 5, izquierda). Esta retracción del cuerpo de agua está asociada con una profundidad de agua de 0.2 m en el río San Antonio y un nivel respecto al lecho en el embalse de 29.2 m (0.8 m por encima del

mínimo registrado en el periodo de estudio) (Figura 5, derecha). Debido a esta condición atípica para el periodo analizado, se excluyó dicha imagen del conjunto de datos considerados en este estudio. La decisión se alinea con criterios de consistencia y representatividad temporal aplicados en Li, Martin y Estival (2017), y Zhang, Yuan, Zeng, Li y Wei (2018), donde se destaca la importancia de utilizar imágenes que reflejen condiciones representativas para evitar sesgos en el análisis.

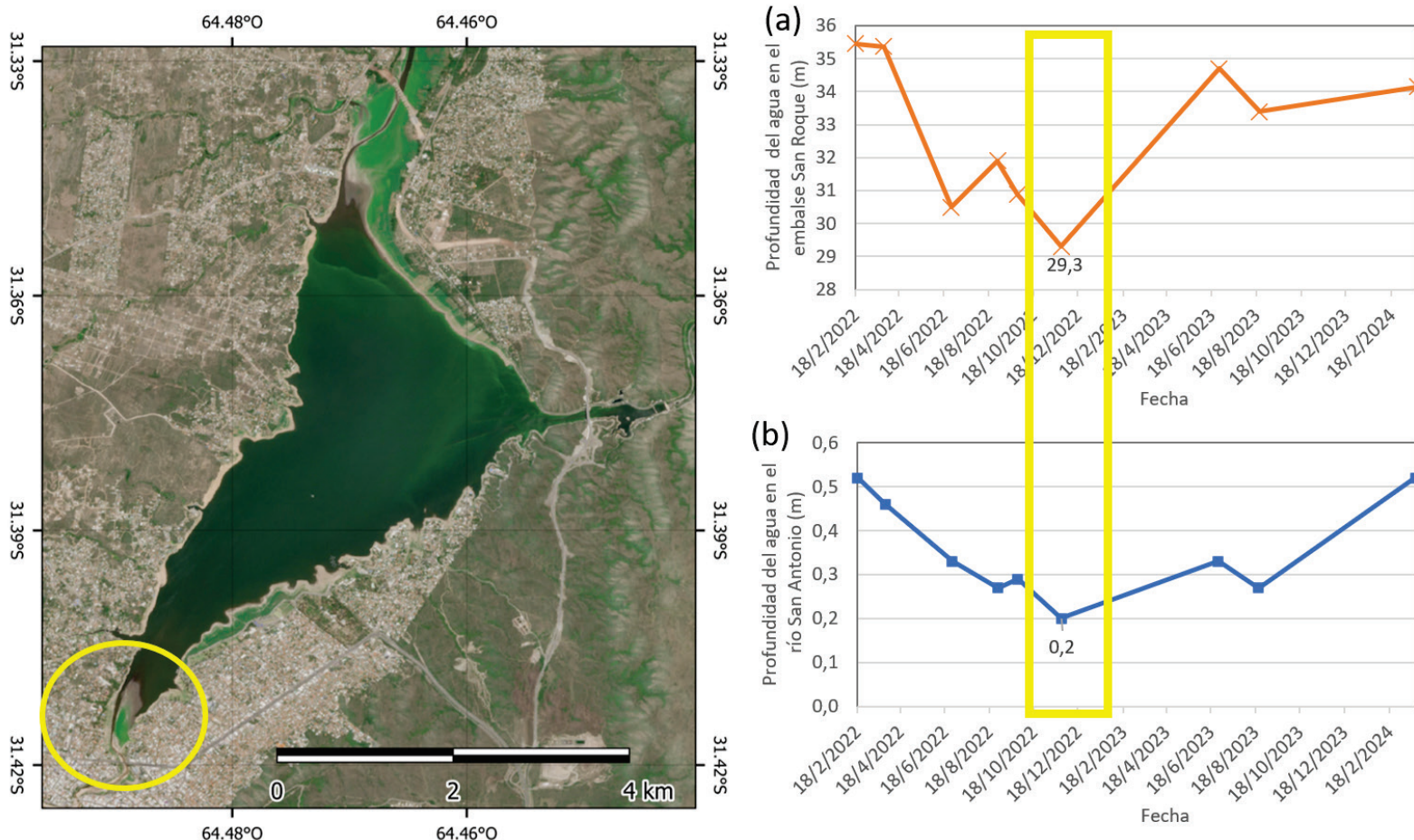


Figura 5. (Izquierda) imagen Sentinel-2 del 29 de noviembre de 2022 (círculo amarillo: desembocadura del río San Antonio); (derecha) profundidad del agua en: (a) embalse San Roque y (b) río San Antonio (recuadro amarillo asociado con la fecha del día de la imagen satelital).

A partir de las imágenes satelitales seleccionadas se procesaron los valores de reflectancia de cada banda involucrada en el cálculo de los índices específicos (Tabla 1). Estos índices resultantes para cada estación de monitoreo se presentan en la Figura 6.

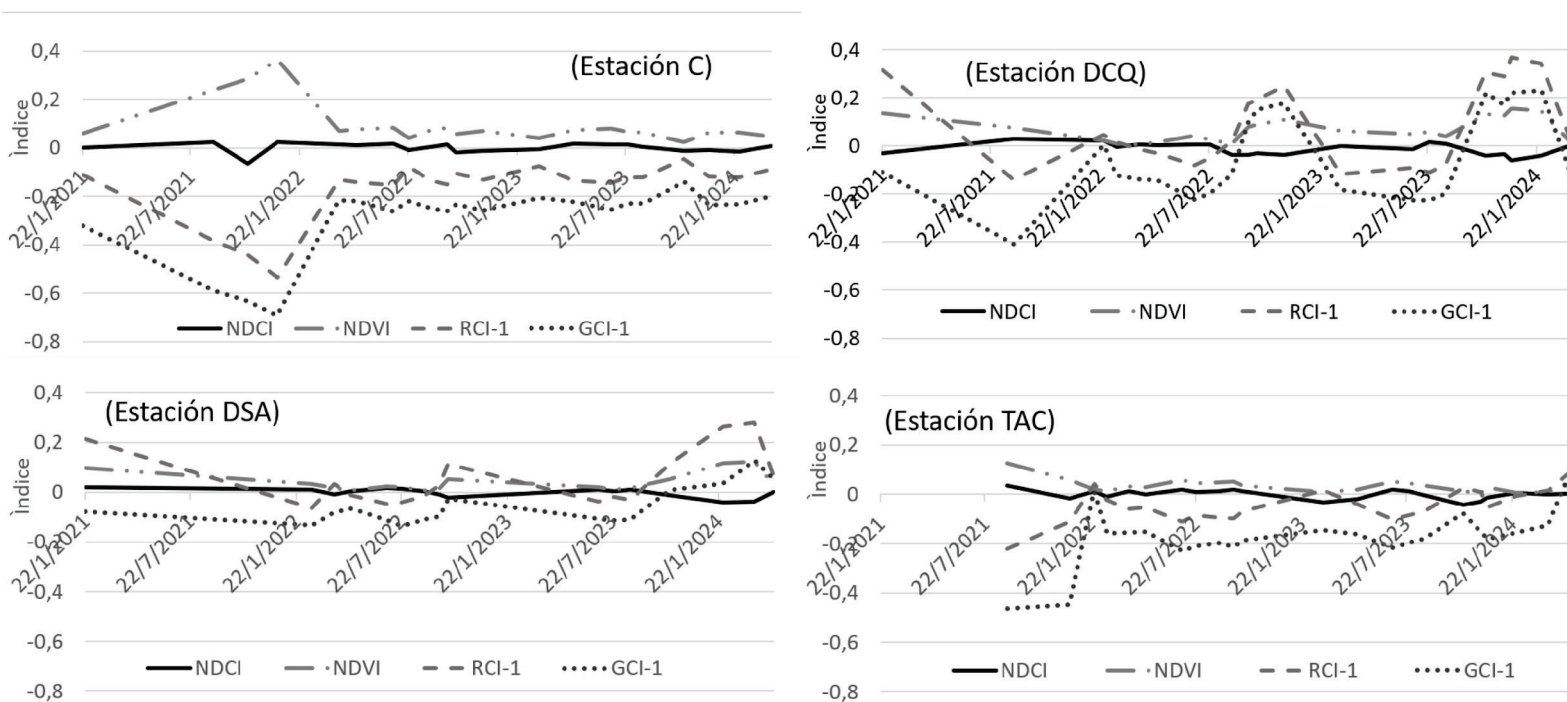


Figura 6. Índices específicos estimados en cada estación de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC).

Definido el conjunto de datos de clorofila-a seleccionados, se estimaron los correspondientes índices. En particular, para el 18 de febrero de 2022, se generaron mapas representativos de cada índice específico analizado, modelando el área del embalse San Roque. En la Figura 7 se visualizan dichos mapas procesados con el programa *QGIS* ([QGIS.org](https://qgis.org), 2025).

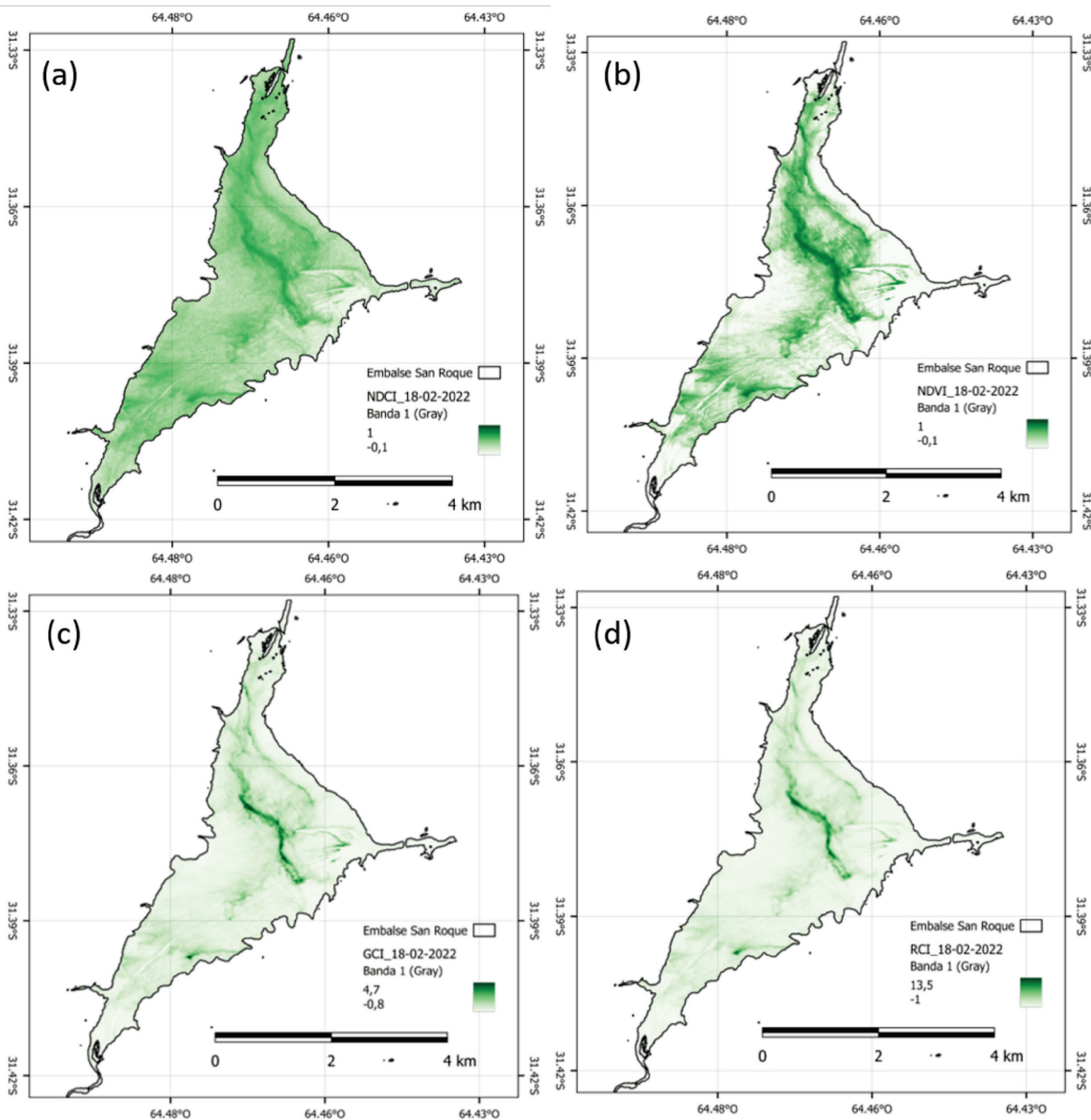


Figura 7. Modelación de los índices específicos para el embalse San Roque: (a) NDCI, (b) NDVI, (c) GCI y (d) RCI.

Se analizaron dos subconjuntos utilizados para calibración y validación. El primer subgrupo se trabajó con 35 pares de valores cubriendo un rango entre 2 y 235 $\mu\text{g/l}$ de Cl-a. Se plantearon las relaciones entre mediciones de Cl-a y valores de cada índice específico, utilizando una función polinómica de grado 2 mediante una regresión lineal (Ecuación (9)), debido a que la relación es no lineal entre los índices específicos (X) y los valores de Cl-a medidos (y):

$$y = A + B.X + C.X^2 \quad (9)$$

Siendo A , B y C coeficientes a calibrar.

En la Figura 8 se presentan los cuatro modelos determinados junto con los correspondientes coeficientes de determinación (R^2).

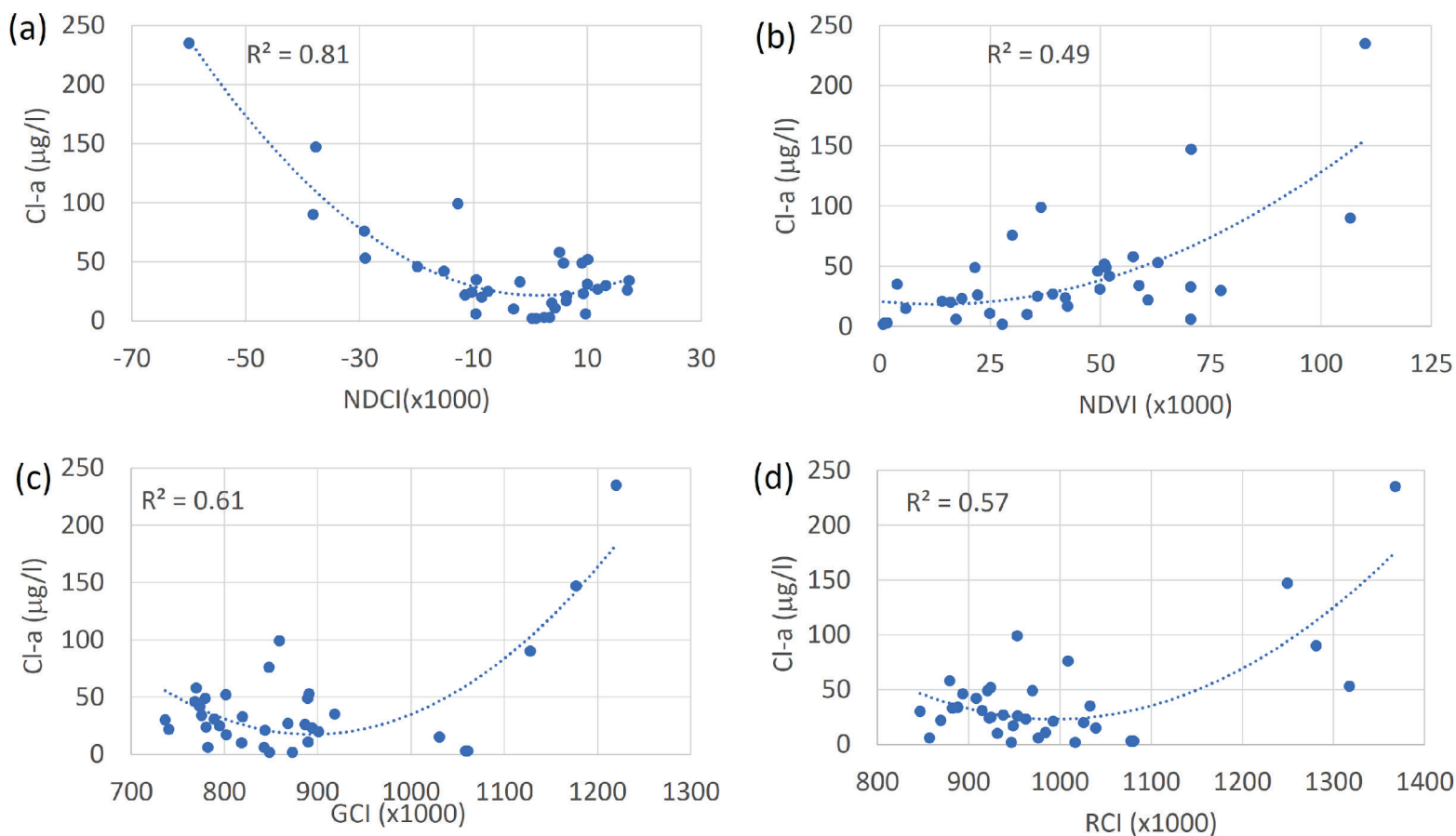


Figura 8. Índices específicos en función de los valores medidos. (a) NDCI, (b) NDVI, (c) GCI y (d) RCI. Modelos de regresión lineal y coeficiente de determinación (R^2) con $n = 35$.

Discusión

Los resultados obtenidos para cada parámetro con las métricas de rendimiento detalladas en la Tabla 3 se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Parámetros estadísticos entre CI-a estimada en función de los índices específicos y CI-a medida.

Métrica	NDCI	NDVI	GCI	RCI
R^2	0.81	0.49	0.61	0.57
MAE ($\mu\text{g/l}$)	13.9	22.1	20.8	20.9
RMSE ($\mu\text{g/l}$)	19.4	31.9	28.2	29.4
p -valor (%)	1.3e-13	2.2e-06	3.6e-08	1.4e-07

El modelo con mayor coeficiente de determinación (R^2) resultó el estimado con el índice NDCI ($R^2 = 0.81$), y el modelo que menos ajuste alcanzó estuvo basado en el índice NDVI ($R^2 = 0.49$). El error medio absoluto (MAE) resultó de 13.9 $\mu\text{g/l}$ para el modelo de NDCI y cercano a 21 $\mu\text{g/l}$ para los restantes modelos evaluados. Con respecto a la raíz del error medio cuadrático, se obtuvo el menor resultado con el índice NDCI (RMSE = 19.4 $\mu\text{g/l}$), mientras que el valor máximo se obtuvo para el índice NDVI (RMSE = 31.9 $\mu\text{g/l}$). Para las cuatro modelaciones con índices específicos, se obtuvo una probabilidad (p -valor) menor al límite establecido de 0.0001 %.

En función de estos resultados, se considera que el algoritmo estimado con NDCI es el que mejor ajuste presenta, pues alcanzó el mayor valor en R^2 , y los menores valores de MAE, RMSE y p -valor, respecto de los restantes índices evaluados.

Por otro lado, la amplitud del rango espectral de las bandas utilizadas podría influir en la precisión de la estimación. Así, la banda 8 (Tabla 2) es la que mayor amplitud espectral presenta (115 nm) en relación con las restantes bandas utilizadas (que varían entre 35 y 15

nm). Esta condición puede atribuirse a que el índice NDVI resultó con el menor coeficiente de determinación (R^2) y mayores valores de MAE, RMSE y p -valor presentaron en cuanto a los restantes índices estimados.

Posteriormente se evaluó la eficacia del algoritmo propuesto para el índice NDCI mediante el análisis estadístico del grupo de validación conformado por 32 pares de valores de Cl-a disponibles de los monitoreos y los correspondientes valores estimados mediante el modelo seleccionado. Como resultado de la regresión lineal planteada (Figura 9), se obtuvo un coeficiente de correlación $R^2=0.78$, lo cual indica una buena relación entre las variables. Para esta relación se obtuvo MAE = 21 $\mu\text{g/l}$, RMSE = 33.5 $\mu\text{g/l}$ y p -valor = 2×10^{-8} menor al límite (< 0.0001).

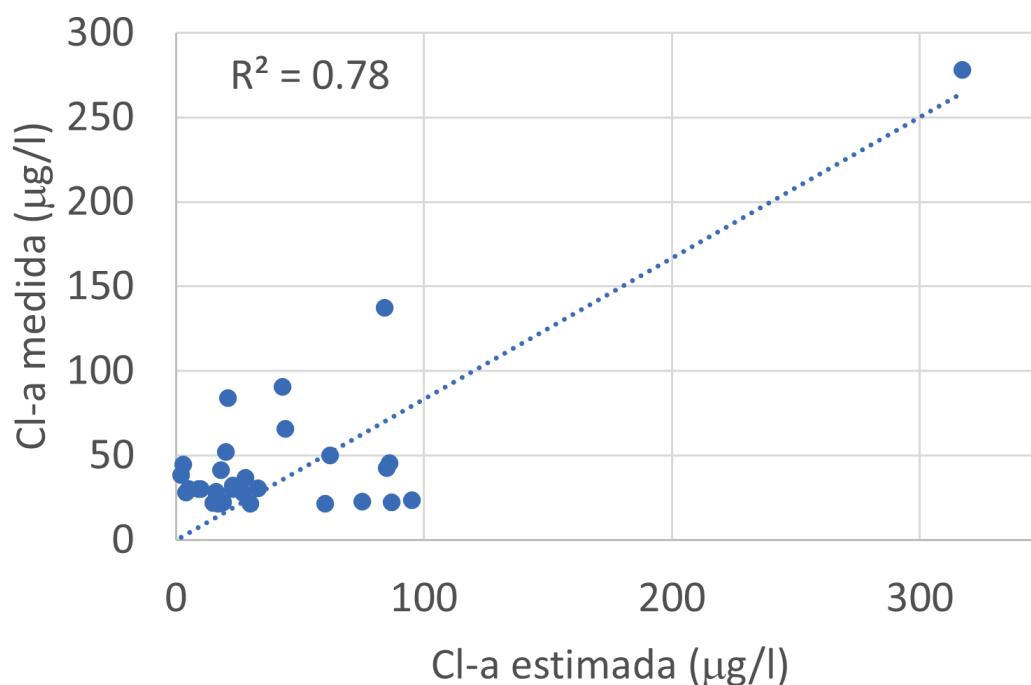


Figura 9. Cl-a medida vs. estimada en función del índice NDCI. Modelo de regresión y coeficiente de determinación (R^2) con $n = 32$.

Así, los parámetros A , B y C para la Ecuación (9) que permiten estimar los valores de CI-a con base en el índice NDCI se exponen en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros calibrados para la relación NDCI y CI-a.

Parámetros (Ecuación (9))	Coeficiente
A	21.737
B	0.178
C	0.057

La aplicación de este algoritmo para el conjunto de datos se presenta en la Figura 10, donde se grafican los valores medidos y estimados de CI-a en función del índice NDCI. Se observa en las cuatro estaciones de monitoreo una buena representación de los valores estimados en cuanto a la dinámica espacial y temporal respecto de los valores medidos, representando en general la variabilidad temporal en cada estación de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC).

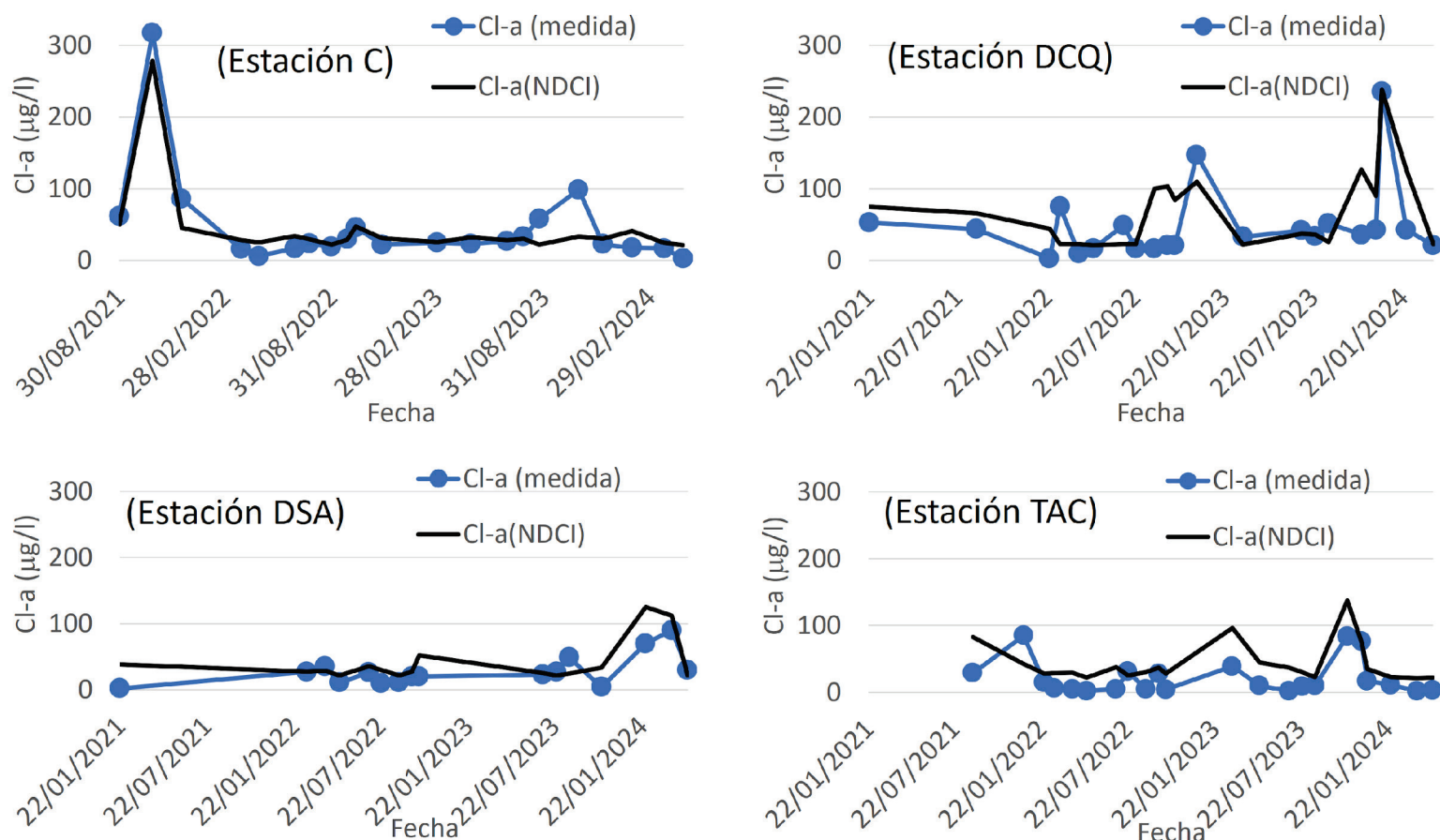


Figura 10. Cl-a medida y estimada (en función de NDCI) para cada estación de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC).

En la Figura 11 se presenta un mapa de distribución espacial de Cl-a en función de la modelación propuesta con los parámetros definidos en la Tabla 5 para el 18 de febrero de 2022 en el cuerpo de agua del embalse San Roque.

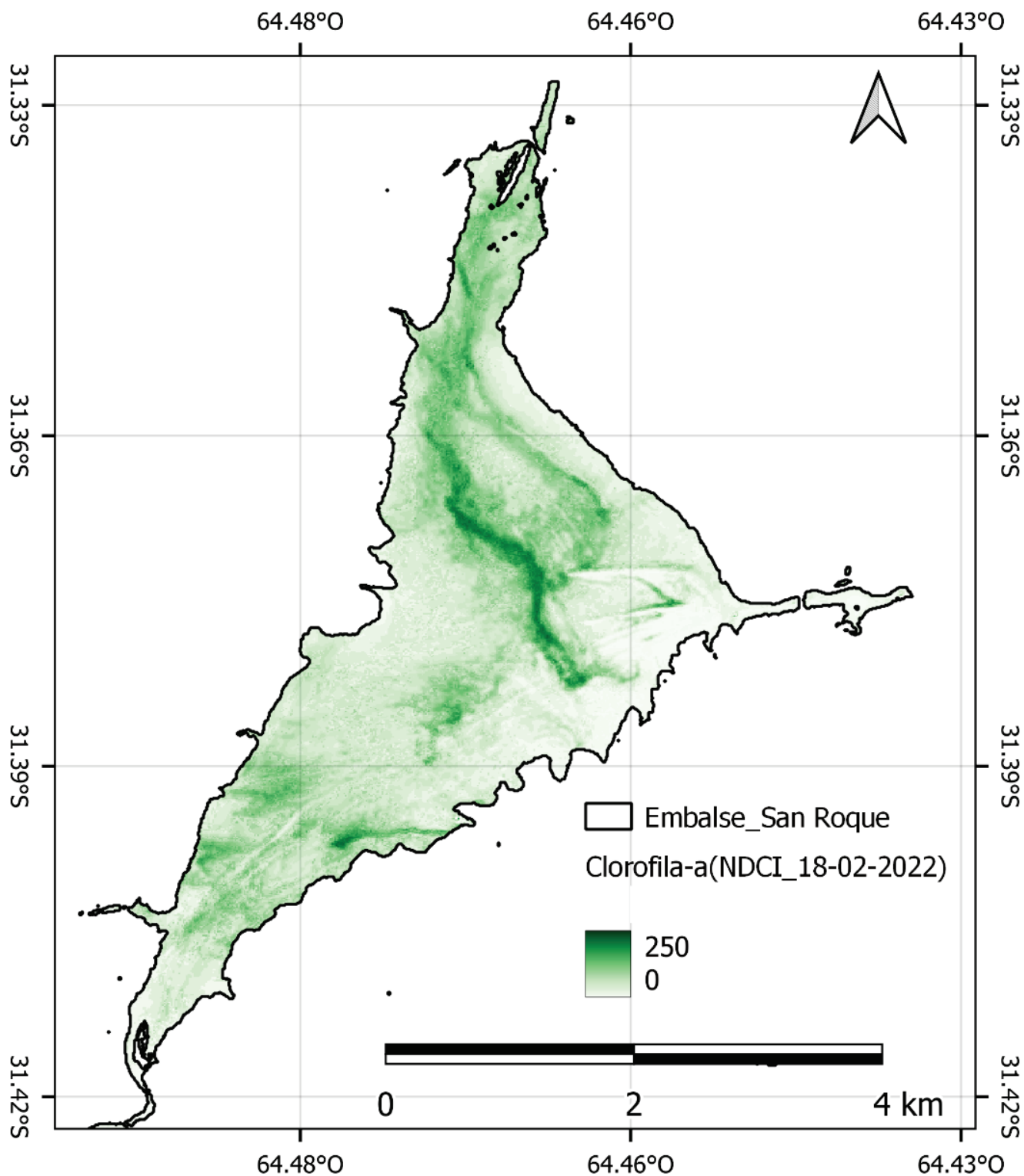


Figura 11. Modelo de Cl-a (en $\mu\text{g/l}$) en función del índice NDCI para el embalse San Roque, 18 de febrero de 2022.

Conclusiones

En esta investigación se utilizaron imágenes de satélite de alta resolución especial (10-20 m) con 2-5 días de revisita productos de Sentinel-2, que fueron procesadas utilizando el programa *Google Earth Engine*.

El índice de clorofila de diferencia normalizada (NDCI) ha demostrado ser la mejor opción entre los índices específicos evaluados (NDVI, GCI y RCI), al proporcionar un ajuste sólido (R^2 cercano a 0.8) y estadísticamente significativo. Su desempeño supera a los otros modelos aquí analizados, destacando su adecuada aplicación en la estimación de concentración de Cl-a en el embalse San Roque. Se continuarán explorando nuevas funciones que mejoren esta relación con respecto a los valores de estimación.

La relación propuesta representa de forma adecuada la dinámica espacial y temporal de los valores medidos de concentración de Cl-a en las cuatro estaciones de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC). Por lo tanto, se considera que esta modelación satelital aporta a las herramientas disponibles para la determinación de Cl-a en espacio y tiempo. Estos resultados complementan los monitoreos mensuales que se realizan desde hace más de 25 años en el embalse San Roque debido a su gran importancia como principal fuente de agua potable para la segunda ciudad más poblada de la República Argentina.

Agradecimientos

Se agradece a la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba, al Instituto Nacional del Agua, a Aguas Cordobesas y a la Administración Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba.

Referencias

- Ambrose-Igho, G. (2019). *Spatiotemporal analysis of lake water quality indicators on small lakes, Lake Bloomington and Evergreen Lake in Central Illinois, using satellite remote sensing* (tesis de maestría). Illinois State University, USA. Recuperado de <https://ir.library.illinoisstate.edu/etd/1190>
- Barraza-Moraga, F., Alcayaga, H., Pizarro, A., Félez-Bernal, J. & Urrutia, R. (2022). Estimation of chlorophyll. A concentrations in Lanalhue Lake using Sentinel-2 MSI satellite images. *Remote Sensing*, 14(22), 5647. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14225647>
- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodriguez, A., Oroná, C., Rodriguez, M. I., Larrosa, N., Cossavella, A., Del-Olmo, S., Bonfanti, E., & Busso, F. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Ingeniería hidráulica en México*, 20(2), 122-135.
- Bramich, J., Bolch, C. J. S., & Fischer, A. (2021). Improved red-edge chlorophyll-a detection for Sentinel-2. *Ecological Indicators*, 120, 106876. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106876>

- Caballero, I., & Navarro, G. (2021). Monitoring cyanoHABs and water quality in Laguna Lake (Philippines) with Sentinel-2 satellites during the 2020 Pacific typhoon season. *Science of the Total Environment*, 788, 147700. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147700>
- Chawla, L., Karthikeyan, L., & Mishra, A. K. (2020). A review of remote sensing applications for water security: Quantity, quality, and extremes. *Journal of Hydrology*, 585, 124826. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124826>
- ESA. (2025). *Sentinel-2 user guide*. Recuperado de <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi>
- GEMS/WATER, Global Environment Monitoring System/Water. (1992). *Operational guide*. Recuperado de [https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/62446/GEMS_W_92.1\(part1\).pdf;jsessionid=074E13AFA5FA576FAB3C8EA729C16681?sequence=1](https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/62446/GEMS_W_92.1(part1).pdf;jsessionid=074E13AFA5FA576FAB3C8EA729C16681?sequence=1)
- German, A., Shimoni, M., Beltramone, G., & Rodríguez, M. I. (2021). Space-time monitoring of water quality in an eutrophic reservoir using SENTINEL-2 data: A case study of San Roque, Argentina. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 24 (8), 100614. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100614>
- Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., & García-Haro, J. (1997). Acerca de los índices de vegetación. *Revista de teledetección. Asociación Española de Teledetección*, 8, 1-10. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/39195330>

- Gilerson, A. A., Gitelson, A. A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., & Ahmed, S. A. (2010). Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near-infrared bands. *Optics Express*, 18(23), 24109-24125. DOI: <https://doi.org/10.1364/OE.18.024109>
- Gitelson, A. A., & Yacobi, Y. Z. (1995). Reflectance in the red and near-infrared ranges of the spectrum as a tool for remote chlorophyll estimation in inland waters—Lake Kinneret case study. In: *Proceedings of the Eighteenth Convention of Electrical and Electronics Engineers in Israel (IEEE)*. 5.2.6, 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1109/EEIS.1995.514184>
- Gitelson, A. A., Dall'Olmo, G., Moses, W., Rundquist, D. C., Barrow, T., Fisher, T. R., Gurlin, D., & Holz, J. (2008). A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), 3582-3593. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.04.015>
- GEE, Google Earth Engine. (2022). *Google Earth Engine: A planetary-scale platform for Earth science data & analysis*. Recuperado de <https://earthengine.google.com>
- Ha, N. T. T., Thao, N. T. P., Koike, K., & Nhuan, M. T. (2017). Selecting the best band ratio to estimate chlorophyll-a concentration in a tropical freshwater lake using Sentinel-2A images: A case study of Lake Ba Be (Northern Vietnam). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(9), 290. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>
- INA & CIRSA, Instituto Nacional de Agua & Centro de Investigación de la Región Semiárida. (2024). *Informe mensual de monitoreo embalse San Roque*. Córdoba, Argentina: Instituto Nacional de Agua.

- Kislik, C., Dronova, I., Grantham, T. E., & Kelly, M. (2022). Mapping algal bloom dynamics in small reservoirs using Sentinel-2 imagery in Google Earth Engine. *Ecological Indicators*, 140, 109041. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109041>
- Legates, D. R., & McCabe, G. J. (1999). Evaluating the use of 'goodness-of-fit' measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), 233-241. DOI: <https://doi.org/10.1029/1998WR900018>
- Li, P., Hao, F., Wu, H., & Nie, H. (2024). Spatiotemporal dynamic analysis of eutrophication status based on machine learning-based retrieval algorithm: Case study in Liangzi Lake, Hubei, China. *Remote Sensing*, 16(22), 4192. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs16224192>
- Li, R., & Li, J. (2004). Satellite remote sensing technology for lake water clarity monitoring: an overview. *Environmental Informatics Archives*, 2, 893-901. Recuperado de <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=0bfa92c75e3b3c676af431b21c611a51a8714046>
- Li, N., Martin, A., & Estival, R. (2017). An automatic water detection approach based on Dempster-Shafer theory for multi spectral images. In: *2017 20th International Conference on Information Fusion (Fusion)* (pp. 1-8). Xi'an, China: Institute of Electrical and Electronics Engineers. DOI: <https://doi.org/10.23919/ICIF.2017.8009789>
- Liu, H., Li, Q., Shi, T., Hu, S., Wu, G. & Zhou, Q. (2017). Application of Sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake. *Remote Sensing*, 9, 761-780. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9070761>

- Maier, P. M., & Keller, S. (2019). Application of different simulated spectral data and machine learning to estimate the chlorophyll-a concentration of several inland waters. In: *10th Workshop on Hyperspectral Imaging and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing (WHISPERS)*. Amsterdam, Netherlands: Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE). DOI: <https://doi.org/10.1109/WHISPERS.2019.8921073>
- Mishra, S., & Mishra, D. R. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394-406. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016>
- Muchiut, J., Rodríguez, M. I., Ruibal-Conti, A. L., Ruiz, M., & Rodriguez, A. (2024). Numerical modeling of the influence of reservoir management on the algal blooms of San Roque. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21, 1083-1098. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05102-5>
- Pagot, M., Rodriguez, A., Hillman, G., Corral, M., & Niencheski, F. (2007). Remote sensing assessment of suspended matter and dynamics in Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, 47(1), 115-129. DOI: <https://doi.org/10.2112/1551-5036-47.sp1.116>
- Palmer, S. C. J., Hunter, P. D., Lankester, T., Hubbard, S., Spyarakos, E., Tyler, A. N., Présing, M., Horváth, H., Lamb, A., Balzter, H., & Tóth, V. R. (2015). Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. *Remote Sensing of Environment*, 157, 158-169. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.024>

- Ponce, G. A., Rodríguez, M. I., Ruibal-Conti, A. L., Muchiut, J., & Rodríguez, A. (2023) Aplicación preliminar del modelo MIKE 21 en un embalse eutrófico durante eventos de crecidas: caso embalse San Roque, Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(3), 314-364. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-03-07>
- QGIS.org. (2025). QGIS *Geographic Information System*. QGIS Association (3.28.10). Recuperado de <http://www.qgis.org>
- Richardson, L. L. (1996). Remote sensing of algal bloom dynamics. *BioScience*, 46(7), 492-501. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312927>
- Wackerly, D., Mendenhall III, W., & Scheaffer, R. (2008). *Mathematical statistics with applications* (7th ed.). Belmont, USA: Thomson Brooks/Cole.
- Xu, M., Liu, H., Beck, R., Lekki, J., Yang, B., Shu, S., Kang, E. L., Anderson, R., Johansen, R., Emery, E., Reif, M., & Benko, T. (2019). A spectral space partition guided ensemble method for retrieving chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2A satellite imagery. *Journal of Great Lakes Research*, 45(3), 454-465. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.09.002>
- Yu, S., Bai, Y., He, X., Gong, F., & Li, T. (2023). A new merged dataset of global ocean chlorophyll-a concentration for better trend detection. *Frontiers in Marine Science*, (10). DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1051619>

Zhang, Q., Yuan, Q., Zeng, C., Li, X., & Wei, Y. (2018). Missing data reconstruction in remote sensing image with a unified spatial-temporal-spectral deep convolutional neural network. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 56 (8), 4274-4288. DOI: <https://doi.org/10.1109/TGRS.2018.2810208>