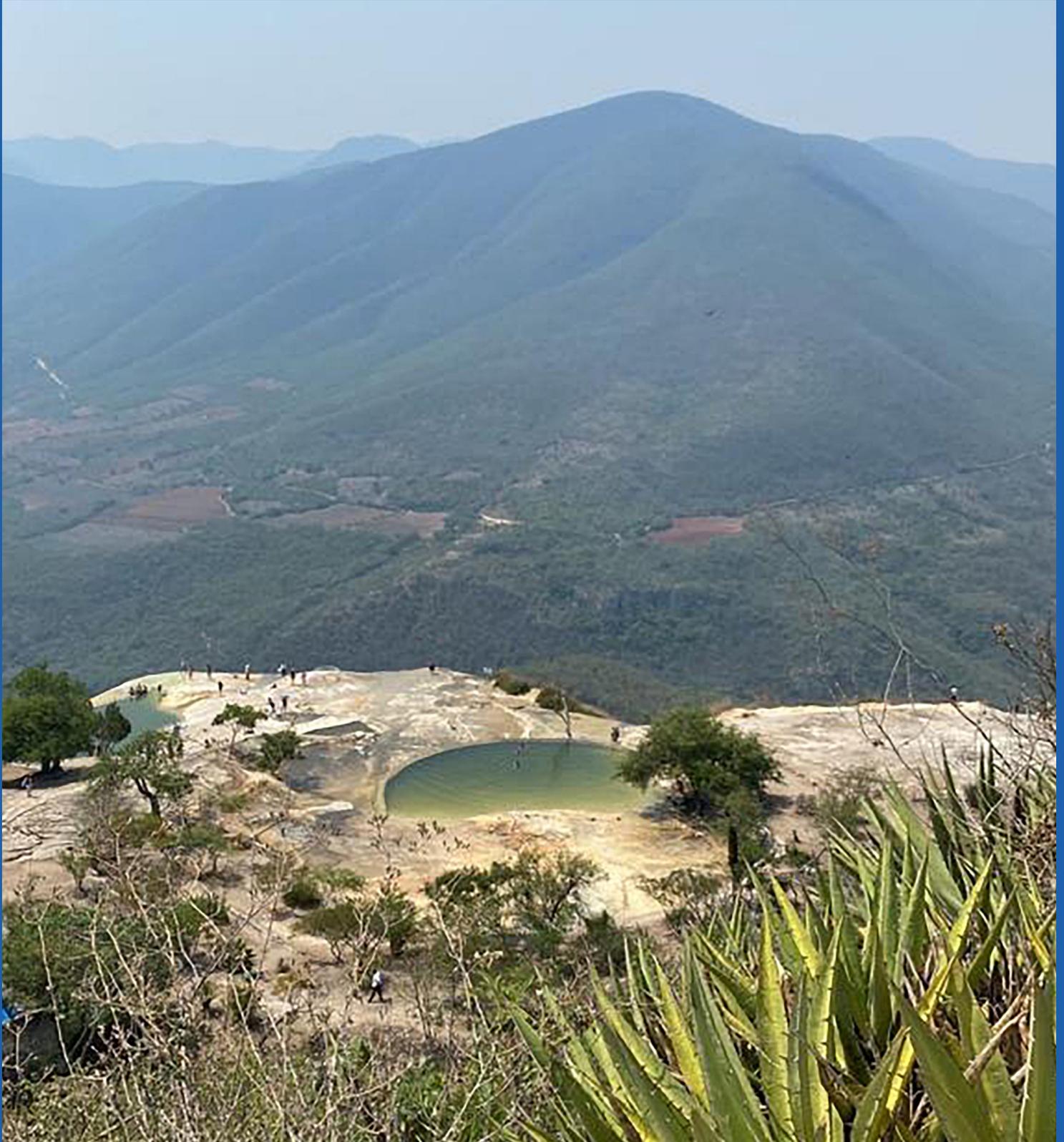




ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias ^{de} Agua



Hiervo el Agua, Oaxaca, México. Foto: María Teresa Garduño López.



Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dr. Adrián Pedrozo Acuña
Director 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. Martín Dagoberto Mundo Molina
Universidad Autónoma de Chiapas, 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. Alberto Rojas Rueda
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, Josefa Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **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 Schreiner**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Georguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Ing. Héctor Garduño Velasco**, consultor, México • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **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 Minhho, 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 Escontra**, 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**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **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 •



Contenido
Artículos (originales)
Articles (original)

Calidad sanitaria del agua envasada distribuida en tres municipios del norte de Santander, Colombia
Karen Martínez
Elaysa Salas

Procesos hidrogeoquímicos e isotópicos que controlan la variabilidad química en un sector del acuífero Región Carbonífera, Coahuila
Ramón Y. Batista-Cruz
Yalina Montecelos-Zamora
José A. Batista-Rodríguez
Luis F. Cervantes-Alonzo
Roberto Díaz-Martínez
Yuri Almaguer-Carmenates
Jesús A. Blanco-Moreno

Spatial and seasonal distribution of pesticides and clustering contamination status in a reservoir (Northeastern Mexico): Spatial analysis and multivariate approach
Nazdry Briones-Escobedo
José Antonio Rangel-Lucio
Flaviano Benavides-González
Ausencio Azuara-Domínguez
María de la Luz Vázquez-Sauceda

Comparación de uno y dos arietes hidráulicos en paralelo con suministro vertical-radial
Efraín del Risco Moreno
Rubén D. Muelas-Hurtado
Esnel A. Acosta P.

Uso de isótopos ambientales del agua y geoquímica para determinar fuentes de nitrato en el sur del acuífero Cuernavaca
Luis González-Hita
Miguel A. Mejía-González
Vicente Ortega-Lara
Blanca Carteño-Martínez
Juan C. Aparicio-González
Dustin S. Mañon-Flores

Desarrollo y aplicación del modelamiento de calidad del agua con GESCAL-AQUATOOL en el río Lurín-Lima-Perú
Eleoven Arias-Aguila
Rosemary Vela-Cardich
Lia Ramos-Fernandez



Contents
Artículos (traducción)
Articles (translation)

Sanitary quality of bottled water distributed in three municipalities in the north of Santander, Colombia 1
Karen Martínez
Elaysa Salas

Hydrogeochemical and isotopic processes that control the chemical variability of the waters in a sector of the Región Carbonífera Aquifer, Coahuila 28
Ramón Y. Batista-Cruz
Yalina Montecelos-Zamora
José A. Batista-Rodríguez
Luis F. Cervantes-Alonzo
Roberto Díaz-Martínez
Yuri Almaguer-Carmenates
Jesús A. Blanco-Moreno

Distribución espacio-temporal de plaguicidas y clasificación de áreas de contaminación en un embalse al noreste de México: análisis espacial y multivariante 70
Nazdry Briones-Escobedo
José Antonio Rangel-Lucio
Flaviano Benavides-González
Ausencio Azuara-Domínguez
María de la Luz Vázquez-Sauceda

Comparison of a single and two-armed hydraulic ram in parallel with vertical-radial supply pipe 128
Efraín del Risco Moreno
Rubén D. Muelas-Hurtado
Esnel A. Acosta P.

Use of environmental isotopes of water and geochemistry to determine nitrate sources in south of Cuernavaca aquifer 186
Luis González-Hita
Miguel A. Mejía-González
Vicente Ortega-Lara
Blanca Carteño-Martínez
Juan C. Aparicio-González
Dustin S. Mañon-Flores

Development and application of water quality modeling with GESCAL-AQUATOOL in the Lurín river-Lima-Peru 250
Eleoven Arias-Aguila
Rosemary Vela-Cardich
Lia Ramos-Fernandez



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Plugin CE una herramienta computacional para la determinación de contaminantes emergentes por sectores productivos: caso de estudio para la ciudad de Bogotá-Colombia

Carlos Peña-Guzmán

Erika Rodríguez

Francisco Sanchez

Manuel Rodríguez-Pinzón

Mayerling Sanabria



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Plugin CE a computational tool for the determination of emerging contaminants by industries process: Study case study for the city of Bogotá-Colombia 289

Carlos Peña-Guzmán

Erika Rodríguez

Francisco Sanchez

Manuel Rodríguez-Pinzón

Mayerling Sanabria

Notas (originales)

Notes (original)

El acceso y el suministro de agua rural en México y Brasil

Jorge Silva

Modelo para mejorar la gestión del suministro de agua potable para los habitantes de la Ciudad de México

Jorge Silva

Gestión de aguas pluviales y sustentabilidad urbana. Una revisión

Natyely Barranco-Mejía

Fredy López-Pérez

María del Carmen Torres-Salazar

Pedro Misael Albornoz-Góngora

Notas (traducción)

Notes (translation)

Rural water access and supply in Mexico and Brazil 349

Jorge Silva

Model to improve the management of drinking water supply for the inhabitants of Mexico City 391

Jorge Silva

Stormwater management and urban sustainability. A review 423

Natyely Barranco-Mejía

Fredy López-Pérez

María del Carmen Torres-Salazar

Pedro Misael Albornoz-Góngora

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-01

Artículos

Calidad sanitaria del agua envasada distribuida en tres municipios del norte de Santander, Colombia

Sanitary quality of bottled water distributed in three municipalities in the north of Santander, Colombia

Karen Martínez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9528-4066>

Elaysa Salas², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9315-7351>

¹Universidad de Santander, Facultad de Ciencias Médicas y de la Salud, Programa Bacteriología y Laboratorio Clínico, Cúcuta, norte de Santander, Colombia, ka.martinez@mail.udes.edu.co

²Universidad de los Andes, Facultad de Odontología, Departamento de Biopatología, Cátedra Microbiología, Mérida, Venezuela, elaysalas72@gmail.com

Autora para correspondencia: Karen Martínez,
ka.martinez@mail.udes.edu.co



Resumen

El agua envasada —o embotellada— es una fuente vital de hidratación en favor de la salud. Las empresas de agua embotellada gestionan los recursos responsablemente y tienen como gran reto invertir en ciencia, tecnología, innovación e investigación, y prácticas que mejoran la calidad y conservación del agua. En Colombia, el mercado del agua embotellada se lo disputan cerca de 800 compañías, las cuales parten del agua potable, y le suman tratamientos de microfiltración, nanofiltración, ozonización, ósmosis inversa, luz ultravioleta y pasteurización, entre otros.

El objetivo del presente estudio fue evaluar la presencia de aerobios mesófilos, coliformes, *Pseudomonas aeruginosa* y *Salmonella* spp. en agua potable tratada envasada producida por empresas de San José de Cúcuta, y comercializada en los municipios de Los Patios, Villa del Rosario y Cúcuta, Colombia. Se recolectaron 50 muestras en diez empresas y se analizaron siguiendo metodologías establecidas en las normas técnicas colombianas. Se determinó la presencia de aerobios mesófilos en un 76 % del total de muestras, coliformes totales en 36 %, coliformes fecales en 28 %, *Pseudomonas aeruginosa* en 12 % y *Salmonella* spp. en 0 %, resultados que superan los valores permitidos de acuerdo con lo expuesto por el Ministerio de Salud (1991), en la resolución 12186 de 1991, razón por la cual se debe hacer un seguimiento y control exhaustivo en las etapas del procesamiento y distribución del agua potable tratada envasada, a fin de establecer las medidas correctivas necesarias que aseguren la calidad y reduzcan el riesgo potencial para la salud de los consumidores.

Palabras clave: coliformes, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella* spp., agua envasada, Colombia.

Abstract

Bottled water is a vital source of hydration for health. Bottled water companies manage resources responsibly and have as a great challenge to invest in science, technology, innovation, research and practices that improve the quality and conservation of water. In Colombia, the bottled water market is disputed by about 800 companies, which start with drinking water and add microfiltration, nanofiltration, ozonation, reverse osmosis, ultraviolet light, pasteurization, among others.

The objective of this study was to evaluate the presence of mesophilic aerobes, coliforms, *Pseudomonas aeruginosa* and *Salmonella* spp. in treated bottled drinking water produced by companies in San José de Cúcuta and marketed in the municipalities of Los Patios, Villa del Rosario and Cúcuta, Colombia. A total of 50 samples from ten companies were collected and analyzed following methodologies established in Colombian technical standards. The presence of mesophilic aerobes was determined in 76% of the total number of samples, total coliforms in 36%, fecal coliforms in 28%, *Pseudomonas aeruginosa* in 12% and *Salmonella* spp. in 0%. These results exceed the permitted values, according to Resolution 12186 of 1991 from the Ministry of Health (Ministerio de Salud, 1991). For this reason, it is necessary to carry out an exhaustive follow-up and control of the processing and distribution stages of bottled treated drinking water in order to establish the necessary corrective measures to ensure quality and reduce the potential risk to the health of consumers.

Keywords: Coliforms, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella* spp., bottled water, Colombia.

Recibido: 14/05/2021

Aceptado: 21/08/2022

Publicado Online: 29/09/2022

Introducción

El agua es una molécula cuyas propiedades excepcionales, derivadas de su composición y estructura, la hacen imprescindible para la vida. En su ausencia, ningún ser vivo puede cumplir su ciclo vital, de allí que garantizar su conservación, disponibilidad e inocuidad es una responsabilidad mundial (Azcona & Fernández, 2012). En el planeta existen más de 10 tipos de agua, las cuales se clasifican en función de sus características químicas, físicas o biológicas. El agua bruta o cruda, presente en reservas naturales sin alteraciones o tratamientos que afecten su composición, es el punto de partida para la obtención del agua potable o aguas para otros usos (Vargas, 2004).

Desde la antigüedad, el consumo de agua contaminada ha sido asociada con el padecimiento de procesos infecciosos originados por microorganismos, como bacterias, virus y parásitos que la utilizan como vía de transmisión desde el medio ambiente hasta el ser humano, que la consume de manera directa o la utiliza en diferentes procesos, como la

obtención, transformación y preparación de alimentos, aseo personal y doméstico, y la producción de energía, entre otros (Díaz *et al.*, 2007).

El agua potable se define como aquella “adecuada para el consumo humano y para todo uso doméstico habitual, incluida la higiene personal” (OMS, 2017). En Colombia, el Decreto número 1575 de 2007, que establece el Sistema para la Protección y Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano, la define como “El agua potable tratada, envasada y comercializada con destino al consumo humano, entendida como un producto de la industria alimentaria” (Ministerio de la Protección Social, 2007). De igual forma, en numerosas normas que rigen para cada país se contempla que el agua potable debe reunir una serie de características concretas, como ser limpia y segura; incolora, inodora e insípida; carecer de elementos en suspensión; libre de contaminantes orgánicos, inorgánicos o radiactivos; mantener una proporción determinada de gases y sales inorgánicas disueltas (Azcona & Fernández, 2012); esto incluye hasta la calidad de los recipientes, aprobados por la autoridad competente, y el cierre hermético (COVENIN N° 1431-82) (Covenin, 1982); por último, y no menos importante, no contener microorganismos patógenos que comprometan la salud. Para ello se deben realizar análisis exhaustivos que garanticen su inocuidad, pues las posibles consecuencias de la contaminación microbiana para la salud son tales que su control debe ser objetivo primordial y nunca comprometerse (Ríos-Tobón, Agudelo-Cadavid, & Gutiérrez-Builes, 2017).

Historia del agua embotellada

La industria moderna del agua envasada cuenta con unos orígenes genuinamente europeos y vinculados con la cultura del agua mineral, llegando a ser hoy en día un negocio que mueve más de 170 mil millones de dólares, que sigue creciendo día tras día en todas las partes del mundo (Ecocircular, 2018), y fomenta la proliferación de numerosas empresas a diferentes escalas, que ofrecen diversas presentaciones, que van desde botellas de vidrio o plástico hasta bolsas de policarbonato, polietileno o tereftalato de polietileno. En Europa, por ejemplo, Italia encabeza el consumo de agua embotellada, con 188.5 litros por año, por habitante, seguida por Alemania, Hungría, Bélgica y Francia; en sexto lugar está España, con 121 litros (Vilar-Rodríguez & Lindoso-Tato, 2014).

Se proyecta que el mercado global de agua embotellada registre una CAGR (tasa de crecimiento anual compuesto) de 6.2 % para el periodo de pronóstico (2022-2027) (Mordor Intelligence, s.f.). Por otro lado, se tiene que Asia Pacífico es el área con mayor proyección de CAGR para 2021-2026, mientras que América del Norte tiene la mayor participación del mercado de agua embotellada. El mercado mundial de agua embotellada está segmentado por tipo (agua sin gas, agua con gas y agua funcional); canal de distribución (fuera de comercio y comercio), y geografía (América del Norte, Europa, Asia-Pacífico, América del Sur y Oriente Medio, Oriente y África).

En Norteamérica, de acuerdo con la Asociación Internacional de la Industria de Agua Embotellada, para 2005 el agua en botella era la segunda bebida más popular en EUA, con un consumo de más de 7.5

millones de galones entre los estadounidenses, es decir, un promedio de 26 galones por persona al año. En la actualidad, solamente las bebidas carbonatadas sin alcohol se venden más que el agua embotellada (Díaz *et al.*, 2007; FDA, 2017). Según la Asociación Internacional de Agua Embotellada en (2022), la bebida envasada preferida de EUA, el agua embotellada, hizo historia en 2021 en llegar a la categoría de bebidas más grande de la historia (por volumen), según muestran los nuevos datos de Pllana y Qosa (2019): "Múltiples cualidades inherentes explican el atractivo continuo del agua embotellada para los consumidores estadounidenses, incluida su asociación con la salud, la conveniencia, la seguridad y el valor, teniendo en cuenta que este es el sector altamente dinámico en la industria de alimentos y bebidas".

Calidad del agua embotellada

Guillén (2020) evaluó componentes fisicoquímicos y microbiológicos de aguas embotelladas en bidones de 20 litros comercializados en la provincia del Guayas, Ecuador, evidenciando que los parámetros microbiológicos excedieron la normativa ecuatoriana, considerándolas no aptas para el consumo humano. En Venezuela se analizó la calidad sanitaria de 20 marcas comerciales de agua envasada expendidas en la ciudad de Maracaibo, y se llegó a la conclusión de que representa un riesgo para la salud de los consumidores, evidenciando que los resultados superaban los parámetros microbiológicos exigidos, además, se logró evidenciar que la presentación en botellones de 18.9 l es la que representa el mayor riesgo de consumo (Marín *et al.*, 2017). Un estudio realizado en

Perú por Arango y Yangali (2018) encontró la presencia de coliformes totales en solo el 11.1 % de muestras analizadas, considerando que dichas muestras superan los valores permisibles según la OMS y la NTS N° 071-MINSA/DIGESA-V.01, que rige la calidad de productos embotellados. En Colombia, el Ministerio de Salud y Protección Social (MSPS) y el Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos (INVIMA) son los organismos que regulan y fiscalizan el cumplimiento de la normativa exigida para la comercialización de agua embotellada; se considera al agua envasada para el consumo humano como un alimento de alto riesgo epidemiológico (Ministerio de Salud, 1991).

Teniendo en cuenta lo que dicen autores como Franco-Anaya, López-Gutiérrez y Orozco-Ugarriza (2016), en el mundo de hoy, el incremento en el consumo de aguas envasadas ha generado un alto interés, y preguntas sobre su verdadera calidad e inocuidad. Por otro lado, Vidal, Consuegra, Cáceres y Marrugo (2009), de la mano de la empresa privada y las universidades, coinciden con los resultados obtenidos en la ciudad de Sincelejo, al norte de Colombia, pues al analizar agua envasada en bolsa encontraron que el 92 % presentaba bacterias mesófilas y el 33 % coliformes totales, detectándose también coliformes fecales y *Pseudomonas aeruginosa*. Frente a lo antes expuesto, el presente estudio se planteó evaluar la presencia de aerobios mesófilos, coliformes, *P. aeruginosa* y *Salmonella* spp., en agua potable tratada envasada distribuida en los municipios de Los Patios y Villa del Rosario de San José de Cúcuta, Colombia.

Materiales y métodos

Esta investigación se desarrolló mediante un diseño de estudio descriptivo y de campo durante el periodo comprendido entre junio de 2016 y julio de 2017. La población objeto de estudio estuvo conformada por los envases de agua producidos en 10 empresas dedicadas al tratamiento y envasado de aguas para consumo humano, ubicadas en San José de Cúcuta, y distribuidas en los municipios de Los Patios, Villa del Rosario y Cúcuta del Departamento de Norte de Santander, Colombia, en donde cada empresa maneja diferentes presentaciones, y emplea tratamientos para el agua previo a su envasado, como se describe en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de presentaciones y tratamientos del agua potable tratada envasada.

Empresa	Presentación	Tratamiento
1	Bolsa de 360 ml	Microfiltración
2	Bolsa de 360 ml-botella de 335 ml	Ozonización, luz ultravioleta, ósmosis inversa
3	Bolsa de 400 ml	Ósmosis inversa
4	Botella de 620 ml-bolsa de 6 litros	Microfiltración, ozonización, luz ultravioleta
5	Botella de 620 ml	Ozonización, luz ultravioleta
6	Botella de 620 ml	Luz ultravioleta
7	Botella de 600 ml	Microfiltración
8	Bolsa de 360 ml	Microfiltración, ozonización
9	Botellón de 20 litros	Ozonización
10	Botellón de 20 litros	Ozonización

Se recolectaron 50 muestras en siete empresas ubicadas en Cúcuta, dos empresas en Villa del Rosario, y una empresa de Los Patios; a razón de un muestreo por empresa por semana, en cada muestreo se recolectaron tres productos de una misma línea, ya fuera bolsa, botella o agua de botellón, para cumplir con el análisis por triplicado, durante cinco semanas, como se observa en la Figura 1.



Figura 1. Toma de muestra.

Las muestras fueron trasladadas bajo refrigeración al Laboratorio de Biotecnología y Calidad Alimentaria de la Universidad de Santander, Cúcuta, Colombia (NTC-ISO 5667-1:2010) (ICONTEC, 2010). Una vez en el laboratorio se desinfectaron las aguas envasadas con alcohol al 70 %, para realizar por duplicado determinaciones de pH (PH metro de bolsillo HANNA instruments Hi 9812 con un comparador visual de cloro residual libre tipo disco (Cn66f Hash), y se procedió a realizar las evaluaciones microbiológicas como se describe a continuación: se aplicó el método de filtración, como se observa en la Figura 2, según la NTC 4772:2008 (ICONTEC, 2008) utilizando membrana de nitrocelulosa de 0.45 micras de diámetro de poro; se filtraron 100 ml de la muestra. Una vez terminado el proceso, se procedió a retirar la membrana con una pinza estéril y depositarla sobre una placa Petri con agar *plate count* (Merck) para los aerobios mesófilos, agar *brilliance E. coli / coliform selective* (Merck) para *E. coli*.



Figura 2. Método de filtración por membrana.

Para la determinación de *Pseudomonas* spp., se hizo la prueba presuntiva sembrando en caldo asparagina por el método de NMP (número más probable), incubando durante 24 horas a 37 °C; transcurrido este tiempo, con ayuda de la lámpara ultravioleta a 360 nm se registró la fluorescencia, característica de este grupo bacteriano; por cada tubo positivo se sembró en agar *cetrimide* (*oxid*) y se incubaron las placas durante 24 horas a 37 °C. Transcurrido el tiempo de incubación se realizó la lectura, comprobando microscópicamente y con la prueba de

oxidasa, para finalmente reportar en bacterias por 100 mililitros (bact/ml); todas las determinaciones se realizaron por duplicado.

La determinación de *Salmonella* spp. se realizó mediante el método propuesto en la NTC 4574:2007 (ICONTEC, 2007), como se observa en la Figura 3. Para el pre-enriquecimiento no selectivo se adicionaron 25 ml de la muestra de agua a 225 ml de agua peptonada (acumedia) y se incubó a 37 °C durante 24 horas. Después, para el enriquecimiento selectivo en medio líquido, se agregó 1 ml del cultivo anterior a un tubo con caldo *rappaport* (Merck) y se llevó a incubación a 37 °C por 24 horas. El aislamiento diferencial se hizo recolectando una alícuota del cultivo en caldo *rappaport* y se inoculó por agotamiento en agar *Hecktoen enteric* (Merck), el cual fue incubado a 37 °C por 24 horas; al finalizar este tiempo se evaluó la presencia de colonias verdes claras con precipitado negro sugestivas de *Salmonella* spp., a las cuales se les realizaron pruebas bioquímicas con el equipo Vitek 2 compact para su confirmación. El resultado se expresó como ausencia o presencia en 25 ml de muestra analizada. Los datos obtenidos se procesaron utilizando estadística descriptiva y se representaron en tablas de frecuencia; se compararon con la normativa colombiana vigente, la resolución 12186 de 1991 (Ministerio de Salud, 1991).



Figura 3. Método horizontal para la determinación de *Salmonella* spp. en aguas.

Resultados

Las enfermedades infecciosas transmitidas por el consumo de agua contaminada siguen siendo una grave amenaza para la salud en todo el mundo. A pesar de que el agua es uno de los recursos más monitoreados

y estrictamente regulados, este fenómeno no solo ocurre en los países con recursos limitados, sino que amenaza los países desarrollados (Martínez, Caballero, Díaz, Pérez, & Suarez, 2015). De allí que el monitoreo de la calidad e inocuidad del agua potable envasada sea una responsabilidad compartida entre empresa y ente regulador.

Previo al análisis microbiológico y como dato adicional, se determinaron dos parámetros fisicoquímicos básicos en el laboratorio, obteniendo los resultados mostrados en la Tabla 2. Según la resolución 12186 de 1991, el rango permitido para cloro residual para el agua potable tratada envasada debe estar entre 0.5 y 1.0 mg/litro; ninguna de las empresas cumplió con este parámetro (Ministerio de Salud, 1991).

Tabla 2. Medidas promedio de cloro residual y pH en las muestras analizadas.

Empresa	*Cloro residual de 0.5 a 1.0 (mg/l)		*pH de 6.5 a 9.0	
	Valor	Cumplimiento	Valor	Cumplimiento
1	0	No cumple	6.35	No cumple
2	0	No cumple	6.00	No cumple
3	0	No cumple	8.14	Cumple
4	1.9	No cumple	7.77	Cumple
5	0	No cumple	8.82	Cumple
6	0	No cumple	7.72	Cumple
7	0	No cumple	7.93	Cumple
8	0.1	No cumple	8.32	Cumple
9	0	No cumple	6.78	Cumple
10	0	No cumple	5.38	No cumple

*Valores permitidos según la Resolución 12186 de 1991 (Ministerio de Salud, 1991).

Desde el punto de vista microbiológico, un 78 % de las muestras en total, evidenció contajes para aerobios mesófilos superiores al valor máximo aceptado de 100 UFC/100 ml según el parágrafo 3, artículo 4, de la resolución 12186 de 1991, y como se evidencia para la investigación en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados de los análisis microbiológicos de las empresas.

Empresa	Coliformes totales			Coliformes fecales			Aerobios mesófilos			<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			<i>Salmonella spp.</i>		
	Porcentaje (%) de muestras positivas	Media	Desviación estándar	Porcentaje (%) de muestras positivas	Media	Desviación estándar	Porcentaje (%) de muestras positivas	Media	Desviación estándar	Porcentaje (%) de muestras positivas	Media	Desviación estándar	Porcentaje (%) de muestras positivas	Media	Desviación estándar
1	80	48.8	42.59	60	25.60	37.91	100	100.00	0	0	0.00	0	0	0.00	0
2	0	0.00	0.00	0	0.00	0	60	69.60	39.32	20	1.60	3.2	0	0.00	0
3	60	8.00	6.69	40	3.20	4.66	100	100.00	0	40	29.60	39.81	0	0.00	0
4	0	0.00	0.00	0	0.00	0	20	20.80	39.63	0	0.00	0	0	0.00	0
5	20	6.40	12.80	0	0.00	0	40	50.40	41.23	0	0.00	0	0	0.00	0
6	40	3.20	4.66	20	2.40	4.8	100	100.00	0	0	0.00	0	0	0.00	0
7	100	95.20	11.70	100	76.00	36.49	100	100.00	0	60	40.80	48.36	0	0.00	0
8	0	0.00	0.00	0	0.00	0	100%	100.00	0	0	0.00	0	0	0.00	0
9	40	20.80	39.63	40	20.80	39.63	100	100.00	0	0	0.00	0	0	0.00	0
10	20	0.80	1.60	20	0.80	1.6	40	45.60	44.8	0	0.00	0	0	0.00	0

De acuerdo con los resultados obtenidos para coliformes totales, el 36% de las muestras en total presentó contajes superiores a 2 UFC/ml, de los cuales el 28 % fue positivo para coliformes fecales.

En el caso de *Pseudomonas aeruginosa*, se determinó su presencia en 12 % de las muestras; según la normativa, contenida en la resolución 12186 de 1991 (Ministerio de Salud, 1991), ninguna muestra para agua envasada para consumo humano debe superar el límite establecido de < 2 UFC/100 ml. La importancia de determinar *Pseudomonas aeruginosa* en el agua es atribuida a su facilidad de multiplicación en el agua tratada, una resistencia de leve a moderada al cloro, y que muchas cepas son resistentes a diversos antibióticos (OMS, 2017).

Por último, no se encontró la presencia de *Salmonella* spp. en las muestras analizadas. La infección por *Salmonella* (salmonelosis) es una enfermedad bacteriana común que afecta el tubo intestinal. Esta bacteria generalmente vive en los intestinos de animales y humanos, y se expulsa mediante las heces (materia fecal). La forma más común de infección en los humanos es a través de agua o alimentos contaminados. Este patógeno se encuentra con frecuencia en las aguas superficiales y puede sobrevivir en ambientes acuáticos mediante una serie de mecanismos, incluida la entrada en el estado viable, pero no cultivable (por sus siglas en inglés *Viable But Not Cultivable*, VBNC), o residiendo dentro de protozoos de vida libre. Hasta la fecha, los métodos de cultivo siguen siendo el estándar de oro para la detección, aislamiento e identificación de *Salmonella* en alimentos y agua, sin embargo, atendiendo la afirmación anterior, la bacteria podría estar camuflada dentro de otros organismos vivos o simplemente no tener la capacidad de multiplicarse bajo las condiciones de laboratorio, es por ello que además del cultivo, se proponen otros métodos mucho más sensibles para la detección de *Salmonella* en agua e incluyen el número más probable, inmunoensayo y

PCR (Liu, Whitehouse, & Li, 2018); pero esto no limitó el estudio realizado.

En líneas generales, desde el punto de vista microbiológico, la empresa 4 mostró los valores más cercanos a los parámetros exigidos por la norma; sin embargo, al revisar los datos obtenidos para cloro residual, fue la que presentó valores por encima de los permitidos; por otro lado, la empresa 8 presentó valores por encima de 100 ufc/100 ml para bacterias aerobias mesófilas, aunque presentó valores admisibles en cuanto a coliformes totales y fecales, *Pseudomonas* y *Salmonella* spp., con una determinación por debajo de lo exigido por la norma de cloro residual y un nivel aceptable de pH.

Discusión

Con respecto a los resultados de pH —cuyo rango debe estar entre 6.5 y 9.0— solo un 80 % de las empresas cumplió con el parámetro; resultados que se relacionan con un estudio realizado en Montería, donde los valores de pH oscilaron entre 6.2 y 7.69, siendo levemente menores a los aceptados por la norma colombiana (Simanca, Álvarez, & Paternina 2016). Estos datos preliminares permiten inferir que los resultados microbiológicos no serán muy prometedores, pues la falta de cloro residual, de ozono y de plata coloidal pudieran favorecer la multiplicación de los microorganismos remanentes en el producto después del proceso de purificación y de envasado si no se cumplen con buenas prácticas de manufactura en todo el proceso.

En Latinoamérica se han desarrollado numerosos estudios que reportan resultados similares (Quijada, 2015; Vidal *et al.*, 2009). Si bien es cierto que la presencia de mesófilos no se asocia directamente con el riesgo para los consumidores, tales resultados pueden indicar la presencia de una alta carga microbiana en el agua utilizada como materia prima. También es importante considerar que un proceso de purificación ineficiente o fallas en la implementación de las buenas prácticas de manufactura pueden llevar a la contaminación del agua envasada. En el proceso de envasado o embotellado es necesario tener en cuenta la calidad y el tipo de material del recipiente contenedor, para que cumpla el papel de la conservación del agua una vez que el agua haya sido tratada.

Los resultados de coliformes se comparan con los obtenidos por Franco-Anaya, López-Gutiérrez y Orozco-Ugarriza (2016) en Cartagena, Colombia, donde el 25 % de las muestras resultó ser positivo para coliformes totales, con recuentos bacterianos ≥ 10 UFC/100 ml de los cuales el 16 % fue positivo para *E. coli* con crecimientos ≥ 5 UFC/100 ml. Un estudio realizado en la provincia del Guayas, Ecuador, en bidones de aguas embotelladas de 20 litros, presentó contajes de coliformes totales y *E. coli* con una media de 45.67 UFC/100 ml y 20.85 UFC/100 mL (Guillén, 2020). Es importante recordar que la presencia de coliformes en los alimentos está relacionada con prácticas de saneamiento insatisfactorias, fallas en los procesos de limpieza y compromisos tanto en la integridad de los sistemas de distribución como en la calidad del agua en la fuente de origen; asimismo, la presencia de *E. coli* está

estrechamente vinculada con contaminación de origen fecal humana o animal reciente, o por aguas residuales.

En cuanto a *Pseudomonas*, en investigaciones previas se comprobó su capacidad de inhibir los coliformes y formar biopelículas muy resistentes en las tuberías de los equipos de producción (Vaconcelos, Gomes, & Torres, 2010), de allí que consumir agua con índice de coliformes cero no es del todo seguro y pudo ser observada en los resultados de la empresa 2, la cual no presentó contajes en coliformes totales y fecales, pero sí tuvo contajes para *Pseudomonas aeruginosa*. De igual forma, su presencia puede contribuir al incremento de la resistencia antibacteriana, y comprometer la salud de niños y ancianos (Luján, Ibarra, & Mamani, 2008); desde el punto de vista industrial sugiere la falta de limpieza y desinfección de los sistemas de tratamiento, almacenamiento y distribución del producto (Franco-Anaya *et al.*, 2016; Vidal *et al.*, 2009; Díaz *et al.*, 2007).

El incremento del consumo de agua embotellada es atribuido en gran medida a considerar que es de alta pureza, pero contrario a lo que las personas creen, en algunas ocasiones el agua embotellada pudiera no estar libre de microorganismos, como se ha evidenciado en esta investigación.

El acceso a fuentes de agua de buena calidad sanitaria constituye un requisito básico para la preservación de la salud humana, por lo que es esencial revisar a profundidad la calidad del agua utilizada como materia prima; el almacenamiento apropiado en tanques de materiales adecuados; que se cumplan los procesos de limpieza y desinfección, como mantener las tapas en su lugar y supervisión visual; ejecutar el proceso

de revisión y mantenimiento de filtros y equipos que llevan a cabo tratamientos de mejora de la calidad del agua; y que al interior de las empresas se mantengan activos todos los programas de apoyo a las buenas prácticas de manufactura, y procesos activos de aseguramiento y control de calidad.

Conclusiones

Se determinó la presencia de aerobios mesófilos en un 76 % del total de muestras; coliformes totales en 36 %; coliformes fecales en 28 %; *Pseudomonas aeruginosa* en 12 %, y *Salmonella* spp. en 0 %; tales resultados superan los valores permitidos en la resolución 12186 de 1991, de allí que se hace necesario realizar un seguimiento y control exhaustivo en todas las etapas del procesamiento y distribución del agua potable tratada envasada, a fin de establecer las medidas correctivas pertinentes que contribuyan a reducir el riesgo potencial para la salud de los consumidores, dado que en los resultados se refleja la falta de buenas prácticas de manufactura.

Agradecimientos

A las estudiantes del Programa de Bacteriología y Laboratorio Clínico Laura León y Angie Ramírez por sus aportes en el desarrollo de la investigación.

Referencias

- Asociación Internacional de Agua Embotellada. (17 de mayo, 2022). *Comunicado de prensa*. Recuperado de <https://bottledwater.org/nr/increased-consumer-demand-for-bottled-water-as-a-healthy-alternative-to-other-packaged-drinks/>
- Arango, J., & Yangali, E. (2018). *Calidad del agua embotellada en diferentes marcas en la localidad de Huancavelica* (tesis de pregrado). Facultad de Enfermería, Escuela Profesional de Enfermería, Huancavelica, Perú.
- Azcona, A., & Fernández, M. (2012). *Propiedades y funciones biológicas del agua*. Recuperado de <https://www.ucm.es/data/cont/docs/458-2013-07-24-Carbajal-Gonzalez-2012-ISBN-978-84-00-09572-7>
- Covenin, Comisión Venezolana de Normas Industriales. (1982). *Agua Potable Envasada. COVENIN N° 1431-82*. Venezuela: Comisión Venezolana de Normas Industriales.
- Díaz, J., Caraballo, H., Villareal, M., Lobo, H., Rosario, J., Briceño, J., Gutiérrez, G., & Díaz, S. (enero-junio, 2007). ¿El agua embotellada es adecuada para nuestro consumo? *Academia*, 6(11), 2-12.
- Ecocircular* (septiembre 2018). *El gran problema del agua embotellada*. Recuperado de <https://eco-circular.com/2018/09/14/el-gran-problema-del-agua-embotellada/>
- Franco-Anaya, P., López-Gutiérrez, L., & Orozco-Ugarriza, M. E. (2016). Calidad microbiológica del agua envasada comercializada en el área turística de Cartagena, Colombia. *Agronomía Colombiana*, 34(1), 1319-1321.

Guillén, B., (2020). *Evaluación de componentes químicos y microbiológicos en agua embotellada para el consumo humano, comercializada en tres cantones de la provincia del Guayas* (tesis de pregrado). Facultad de Ciencias Naturales, Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad de Guayaquil, Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/49925/1/CORREGIDO-GUILL%c3%89N%20CHUNCHO%20BRITHANNY%20MILENA-%20TESIS%20FINAL.pdf>

ICONTEC, Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2008). *Calidad del agua. Detección y recuento de Escherichia coli y de bacterias coliformes. Parte 1. Método de filtración por membrana. NTC 4772:2008.* Recuperado de <https://tienda.icontec.org/gp-calidad-del-agua-deteccion-y-recuento-de-escherichia-coli-y-de-bacterias-coliformes-parte-1-metodo-de-filtracion-por-membrana-ntc4772-2008.html>

ICONTEC, Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2007). *Microbiología de alimentos y alimentos para animales. Método horizontal para la detección de Salmonella. NTC 4574:2007.* Recuperado de <https://tienda.icontec.org/gp-microbiologia-de-alimentos-y-de-alimentos-para-animales-metodo-horizontal-para-la-deteccion-de-salmonella-spp-ntc4574-2007.html>

- ICONTEC, Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2010). *Calidad del agua. Muestreo. Parte 1. Directrices para el diseño de programas y técnicas de muestreo. NTC-ISO 5667-1:2010*. Recuperado de <https://tienda.icontec.org/gp-calidad-del-agua-muestreo-parte-1-directrices-para-el-diseno-de-programas-y-tecnicas-de-muestreo-ntc-iso5667-1-2010.html>
- FDA, Food and Drug Administration. (Octubre, 2017). *La FDA regula la seguridad del agua envasada - Incluidas el agua saborizada y el agua con nutrientes agregados*. Recuperado de <https://www.fda.gov/food/buy-store-serve-safe-food/la-fda-regula-la-seguridad-del-agua-envasada-incluidas-el-agua-saborizada-y-el-agua-con-nutrientes>
- Liu, H., Whitehouse, A., & Li, B. (2018). Presence and persistence of Salmonella in water: The impact on microbial quality of water and food safety. *Frontiers in Public Health*, 6, 159. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpubh.2018.00159>
- Luján, D., Ibarra, J., & Mamani, E. (2008). Resistencia a los antibióticos en aislados clínicos de Pseudomonas aeruginosa en un hospital universitario en Lima, Perú. *Revista Biomédica*, 19, 156-160.
- Marín, J., Behling, E., Carrasquero, S., Colina, G., Díaz, A., & Rincón, N. (2017). Calidad sanitaria de agua envasada expendida en la ciudad de Maracaibo (Venezuela). *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 57(1), 26-35.

- Martínez, K., Caballero, R., Díaz, E., Pérez, K., & Suarez, S. (2015). Evaluación de la calidad del agua en restaurantes de la ciudad de San José de Cúcuta, de diferentes estratos, para contribuir con la seguridad alimentaria. *@limentech Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 13(1), 66-71. Recuperado de <https://ojs.unipamplona.edu.co/index.php/alimen/article/view/1602/1701>
- Mordor Intelligence. (s.f.). *Mercado de agua embotellada: crecimiento, tendencias, impacto de Covid-19 y pronósticos (2022-2027)*. Recuperado de mordorintelligence.com
- Ministerio de la Protección Social. (2007). *Decreto número 1575 DE 2007*. Recuperado de <https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Disponibilidad-del-recurso-hidrico/Decreto-1575-de-2007>
- Ministerio de Salud. (1991). *Resolución número 12186*. Recuperado de http://normograma.invima.gov.co/docs/resolucion_minsalud_12186_1991.htm
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (24 de abril, 2017). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed). Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud. Recuperado de <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>
- Pllana, M., & Qosa, A. (2019). The bottled water market and consumer behavior. In: *Brand culture and identity: Concepts, methodologies, tools, and applications* (pp. 794-805). Pennsylvania, USA: IGI Global.

- Quijada, R. (2015). *Caracterización bacteriológica del agua embotellada comercializada en la zona centro-oriental de Honduras* (tesis de pregrado). Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Carrera de Ingeniería en Ambiente y Desarrollo, Honduras. Recuperado de <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/4520/1/IAD-2015-028.pdf>
- Ríos-Tobón, S., Agudelo-Cadavid, R., & Gutiérrez-Builes, L. (mayo-agosto, 2017). Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 35(2), 236-247.
- Simanca, M., Álvarez, B., & Paternina, R. (2016). Calidad física, química y bacteriológica del agua envasada en el municipio de Montería. *Temas Agrarios*, 15(1), 71-83. DOI: <https://doi.org/10.21897/rta.v15i1.813>
- Vaconcelos, U., Gomes, M., & Torres, G. (2010). Pseudomonas aeruginosa associated with negative interactions on coliform bacteria growth. *Canadian Journal of Pure & Applied Sciences*, 4, 1133-1139.
- Vargas, L. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) Plantas de filtración rápida. Manual I. Teoría. Tomo I.* Recuperado de: <https://www.virtualpro.co/biblioteca/tratamiento-de-aguas-para-consumo-humano-plantas-de-filtracion-rapida-manual-i-teoria>

- Vidal, D., Consuegra, S., Caseres, P., & Marrugo, N. (2009). Evaluación de la calidad microbiológica del agua envasada en bolsas producida en Sincelejo-Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 14(2), 1736-1744. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-02682009000200010&lng=en&tlng=es
- Vilar-Rodríguez, M., & Lindoso-Tato, E. (2014). The bottled water industry in Europe, XIX-XXth centuries). *Agua y Territorio/Water and Landscape*, (4), 108-124. DOI: <https://doi.org/10.17561/at.v1i4.2168>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-02

Artículos

Procesos hidrogeoquímicos e isotópicos que controlan la variabilidad química en un sector del acuífero Región Carbonífera, Coahuila

Hydrogeochemical and isotopic processes that control the chemical variability of the waters in a sector of the Región Carbonífera Aquifer, Coahuila

Ramón Y. Batista-Cruz¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0020-9405>

Yalina Montecelos-Zamora², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1130-6884>

José A. Batista-Rodríguez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2222-2582>

Luis F. Cervantes-Alonzo⁴

Roberto Díaz-Martínez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0063-7338>

Yuri Almaguer-Carmenates⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4011-2069>

Jesús A. Blanco-Moreno⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0558-9785>



¹Universidad Autónoma de Coahuila, Escuela Superior de Ingeniería Lic. Adolfo López Mateos, Nueva Rosita, Coahuila, México, yosbatista13@gmail.com

²Instituto Superior Tecnológico de Múzquiz, Melchor Múzquiz, Coahuila, México, ymzamora84@gmail.com

³Universidad Autónoma de Coahuila, Escuela Superior de Ingeniería Lic. Adolfo López Mateos, Nueva Rosita, Coahuila, México, josebatista@uadec.edu.mx

⁴Universidad Autónoma de Coahuila, Escuela Superior de Ingeniería Lic. Adolfo López Mateos, Nueva Rosita, Coahuila, México, luis.cervantesalonzo@hotmail.com

⁵Universidad Autónoma de Coahuila, Escuela Superior de Ingeniería Lic. Adolfo López Mateos, Nueva Rosita, Coahuila, México, roberto_diaz@uadec.edu.mx

⁶Universidad Autónoma de Coahuila, Escuela Superior de Ingeniería Lic. Adolfo López Mateos, Nueva Rosita, Coahuila, México, y_almaguer@uadec.edu.mx

⁷Universidad Autónoma de Coahuila, Escuela Superior de Ingeniería Lic. Adolfo López Mateos, Nueva Rosita, Coahuila, México, j-blanco@uadec.edu.mx

Autor para correspondencia: Ramón Y. Batista-Cruz, yosbatista13@gmail.com

Resumen

El Acuífero Región Carbonífera es uno de los 28 sistemas hidrogeológicos existentes en el estado de Coahuila, y también de los que más presiones sufre debido a la actividad minera y la sobreexplotación. Este estudio se enmarca en la porción oeste de dicho acuífero, abarcando el Ejido Morelos y la Colonia El Nacimiento, ambos en el municipio Melchor Múzquiz. En dicha área se tomaron muestras en 14 sitios (4 pozos, 6 norias, 2 manantiales y 2 secciones del río Sabinas), con el objetivo de caracterizar desde el punto de vista hidrogeoquímico e isotópico estos cuerpos hídricos y así obtener un modelo conceptual de dicho sector. Los resultados obtenidos muestran la variabilidad química de las aguas muestreadas, clasificándose como aguas de tipo bicarbonatada-cálcica, bicarbonatada-sódica, sulfatada-cálcica y clorurada-sódica, lo cual sugiere la ocurrencia de variados procesos que afectan la calidad del recurso, entre ellos la salinidad. Desde el punto de vista isotópico se propone un origen meteórico para la mayoría de los cuerpos hídricos en estudio, cuya zona de recarga proviene de la sierra de Santa Rosa. Sin embargo, procesos como la evaporación superficial, la disolución de sales, y el intercambio iónico generan variabilidad química y fraccionamiento isotópico, lo que condiciona firmas isotópicas más pesadas, y aguas más enriquecidas y salinas. Estos elementos se representan en un modelo geohidrológico e isotópico conceptual, que integra ambas interpretaciones y muestra la complejidad hidrogeológica de la región en términos de calidad del recurso.

Palabras clave: hidroquímica, isótopos estables, acuífero Región Carbonífera.

Abstract

The Region Carbonifera Aquifer is one of the 28 existing hydrogeological systems in the State of Coahuila and one of those that suffer the most pressure due to mining activity and overexploitation. This study is framed in the western portion of the aquifer, encompassing the Ejido Morelos and the Colonia El Nacimiento, both in the Melchor Muzquiz municipality. In this area, 14 sites were sampled (4 wells, 6 norias, 2 springs, and 2 sections of the Sabinas River) with the aim to characterize these water bodies from the hydrogeochemical and isotopic point of view, thus obtaining a conceptual model of this sector. The results obtained show the chemical variability of the sampled waters, classifying waters as bicarbonate-calcium, bicarbonate-sodium, sulfated-calcium, and chloride-sodium, which supports the occurrence of various processes that affect the quality of the resource, among them the salinity. From the isotopic point of view, a meteoric origin is proposed for most water bodies under study, whose recharge zone comes from Santa Rosa mountains. However, surface evaporation, the dissolution of salts, and ionic exchange processes generate chemical variability and isotopic fractionation, which conditions heavier isotopic signatures and more enriched and saline waters. These elements are represented in a conceptual hydrochemical and isotopic model, which integrates both interpretations and shows the hydrogeological complexity of the region in terms of the quality of the resource.

Keywords: Hydrochemistry, stable isotopes, Región Carbonífera Aquifer.

Recibido: 17/02/2022

Aceptado: 31/08/2022

Publicado Online: 05/10/2022

Introducción

La salinidad en acuíferos mexicanos es un tema preocupante en las últimas décadas. De acuerdo con Raynal-Gutiérrez (2020), en la república mexicana se han identificado 32 acuíferos con problemas de salinidad, principalmente en climas áridos y semiáridos, donde prevalecen las bajas precipitaciones y altas tasas de evaporación. Además, en al menos 18 acuíferos costeros se reportan problemas de intrusión marina, la mayoría en la península de Baja California y en Sonora (Torres-Martínez, Mahlkecht, Hernández-Antonio, & Mora, 2017; Raynal-Gutiérrez, 2020).

En otras partes del país la salinidad se ha incrementado por niveles de aguas subterráneas poco profundas, disolución de minerales evaporíticos, la presencia de aguas connatas o fósiles, y la sobreexplotación de los recursos hídricos (Wurl, Gamez, Ivanova, Lamadrid, & Hernandez-Morales, 2018; Gilabert-Alarcón *et al.*, 2018). Sumado a esto, los efectos del cambio climático indican problemas futuros en la disponibilidad y calidad del recurso hídrico, como así lo refieren Hassani, Azapagic y Shokri (2021) en su modelo predictivo global.

En el estado de Coahuila, los recursos hidrogeológicos están distribuidos en 28 acuíferos que abarcan diferentes climas, condiciones geológico-estructurales y diferentes presiones de explotación. De hecho,

a nivel de estado, datos compilados en 2018 muestran que un no despreciable 32 % de los acuíferos sufre fenómenos de salinidad mientras que siete acuíferos presentan sobreexplotación (Conagua, 2020). El Acuífero Región Carbonífera (ARC) no está exento a los efectos de salinización debido a una compleja geología y a la predominancia de un clima árido/semiárido extremo. En todo el acuífero son limitadas las investigaciones relacionadas con la composición química y la calidad del agua de los cuerpos hídricos que lo componen. La Comisión Nacional del Agua (Conagua) es la que con algún grado de detalle ha estudiado el acuífero a partir de su informe “Actualización de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero Región Carbonífera, estado de Coahuila” (Conagua, 2020), donde detalla los aspectos más relevantes de este sistema en cuanto a la geología, geomorfología, características hidrogeológicas, y los cálculos de la disponibilidad y balance hídrico. Un estudio más detallado lo presentan Batista-Cruz *et al.* (2022), quienes estudiaron 155 muestras de aguas tomadas en pozos, norias, manantiales y fuentes superficiales. El estudio pormenoriza aspectos importantes de la calidad del agua con base en la NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000) para fines de consumo y, a su vez, muestra la compleja situación del acuífero, cuya calidad es cuestionable para actividades agrícolas. Sin embargo, debido a la variabilidad química observada por dichos autores, los estudios hidrogeoquímicos e isotópicos de áreas pequeñas dentro del acuífero pueden ayudar a comprender mejor qué procesos deterioran la calidad del recurso hídrico y, en tal sentido, cómo enfrentar en municipios y ejidos la problemática del abasto de agua para diversos fines.

Por su parte, los estudios isotópicos (p. ej., isótopos estables de oxígeno y deuterio) son prácticamente nulos, con solo información en los acuíferos cercanos de Cuatrociénegas y el Hundido (Johannesson, Alejandra, & Kilroy, 2004; Felstead, Leng, Metcalfe, & Gonzalez, 2015). La sinergia entre química e isotopía permite identificar disímiles, y complejos procesos hidrogeológicos y ambientales, y entender aquellas causales que pueden modificar la composición química prístina de un determinado cuerpo hídrico, así como su origen.

El presente estudio tiene como objetivo caracterizar, desde el punto de vista hidrogeoquímico e isotópico, las aguas superficiales y subterráneas del Ejido Morelos y la Colonia El Nacimiento en el municipio de Melchor Múzquiz, Coahuila, para identificar los procesos geo-hidrogeológicos e isotópicos que sufren las aguas subterráneas en su movimiento por el medio natural y, a su vez, elaborar con ellos un modelo conceptual del origen de las aguas en este sector del Acuífero Región Carbonífera.

Área de estudio

El área de estudio se centra en el Ejido Morelos y la Colonia El Nacimiento, dos zonas contiguas que cubren un área total de 521 km², localizadas en el municipio Melchor Múzquiz y en la porción oeste del ARC (Figura 1). El acuífero, clasificado como de tipo libre, está constituido en su parte superior por sedimentos aluviales y conglomerados polimícticos de la Formación Sabinas. En su parte intermedia se presenta la Formación Olmos y a mayor profundidad las rocas calcáreas —fundamentalmente de

las Formaciones Aurora y Cupido del Cretácico Inferior— constituyen la unidad acuífera que puede presentar condiciones de confinamiento debido a que está sobreyacida por rocas arcillosas como lutitas y limolitas (SGM, 2003; Conagua, 2020).

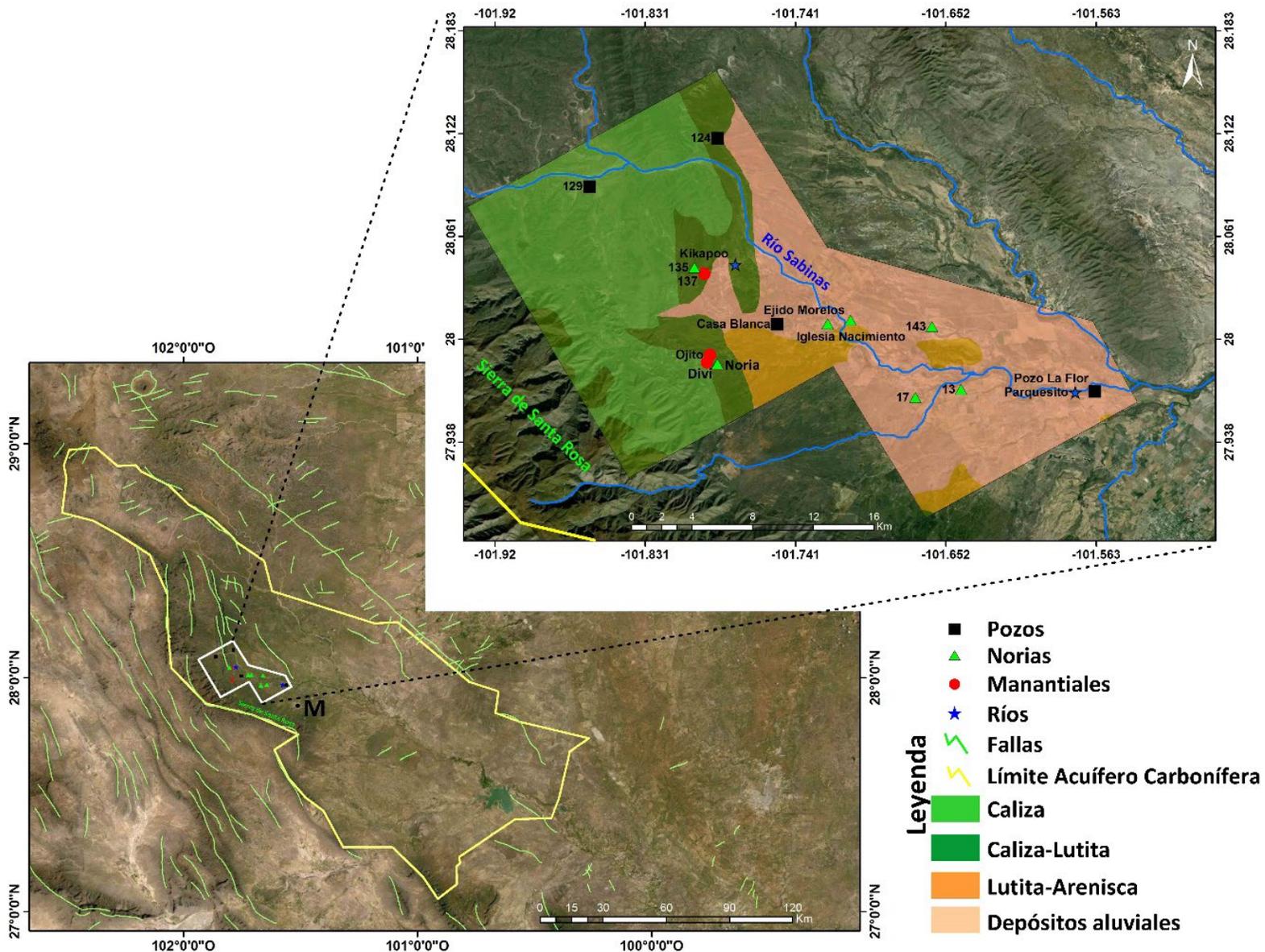


Figura 1. Mapa de ubicación geográfica del área de estudio dentro de los límites del Acuífero Región Carbonífera en el estado de Coahuila. La base geológica fue tomada de SGM (2003). En el mapa: M-municipio Melchor Múzquiz.

Dentro de los límites del acuífero, la profundidad del nivel estático varía de 5 a 30 metros. Sin embargo, dicha profundidad puede alcanzar hasta 50 metros en algunos pozos perforados en calizas que se localizan en la sierra de Santa Rosa.

La hidrología superficial se caracteriza por cauces intermitentes y efímeros, teniendo muy pocos cauces permanentes, como el caso del río Sabinas, que transita por el área de estudio y cuyos datos isotópicos se presentan en este estudio.

Materiales y métodos

Muestreo y técnicas analíticas

Los trabajos de muestreo se llevaron a cabo en 14 sitios (4 pozos, 6 norias, 2 manantiales y 2 secciones del río Sabinas) (Tabla 1). En cada sitio se tomaron las coordenadas y la altitud, y se midieron los parámetros físico-químicos (pH, conductividad y sólidos disueltos totales) (Tabla 1) con la ayuda de un equipo multiparamétrico marca HANNA HI98194. Al terminar cada medición, el equipo se lavó con agua desionizada para evitar errores de medición, así como para su propio cuidado y buen uso. Para el caso de los muestreos químicos de elementos mayoritarios (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) se colectaron 500 mililitros de muestra de agua en botellas de polietileno de alta densidad (HDPE), previamente lavadas en una solución de ácido nítrico. Además, las muestras de agua

para cationes se acidificaron en campo con HNO_3 a $\text{pH} = 2$. Para el caso de los análisis isotópicos ($\delta^{18}\text{O}$ y δD), las muestras de agua fueron extraídas con una jeringa de 50 ml acoplada a un filtro VWR cónico estéril de 25 mm de diámetro y 0.45 micrómetros de tamaño de poro. Todas las muestras se tomaron por duplicado y al finalizar cada muestreo fueron refrigeradas en hieleras herméticas a una temperatura entre 1 y 5 grados Celsius para evitar cualquier tipo de contaminación. Todos los procedimientos de muestreo se basaron en los trabajos de Nollet (2000).

Tabla 1. Datos físico-químicos de las muestras de agua en estudio.

Muestras	Tipo	pH	SDT (ppm)	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	HCO_3^- (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	Cl^- (mg/l)	Na^+ (mg/l)	K^+ (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Error (%)
Casa Blanca	Pozo	8.08	1 579	3 160	538	24.2	285.4	307	1.31	22.3	2.4	8.34
129	Pozo	8.3	385	460	237.9	21.5	12.3	3.7	0.4	81	12.2	-5.28
124	Pozo	7.8	1 319	4 770	2 446.1	20.6	397.6	1 244	5.1	37	18.5	-5.38
Pozo La Flor	Pozo	7.87	855	1 711	476	71.2	26	188	1.23	12.3	2.5	5.19
143	Noria	7.7	451	540	305	11	10.01	3.7	0.4	101	8.8	-3.72
135	Noria	7.6	565	650	353.8	31.2	14.2	6.2	1.6	140	3.6	-5.16
13	Noria	7.9	176	320	109.8	11	10.7	4.4	1.6	32	6.4	-0.54
17	Noria	7.6	472	730	79.3	194.3	60.4	46	3.9	74	14.4	0.51
Ejido Morelos	Noria	6.69	895	1 790	345	38.2	81.9	57.9	1.58	127	10.1	-5.23
Iglesia Nacimiento	Noria	7.52	2 146	4 305	499	9.6	474.4	383	1.8	20.6	3.4	9.42
Parquecito	Río	6.79	551	1 103	351	42.2	7.8	4.7	0.73	117	7.9	1.03
Kikapoo	Río	8.03	383	766	185	53.7	9.7	10.1	0.99	69	10.8	-4.04
Ojito	Manantial	7.33	589	1 177	409	24.9	11.6	9.71	2.63	118	0.96	7.79
137	Manantial	7.8	357	450	231.8	20.6	14.2	2.3	0.4	81	7	-1.07

Los análisis físico-químicos a escala de laboratorio se desarrollaron en el Laboratorio de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Coahuila (UADEC), mediante diversos métodos volumétricos y analíticos respaldados por las normas mexicanas correspondientes. Para el caso de los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} , sus concentraciones se calcularon multiplicando la dureza temporal, calculada previamente por titulación con EDTA 0.2N (SCFI, 2001c) por el factor 0.4 y 0.24, respectivamente. Por su parte, las concentraciones de Na^+ y K^+ se obtuvieron mediante espectrofotometría de absorción atómica con llama (AA240FS Varian) utilizando curvas de calibración con cinco estándares de 0.4 a 1.2 mg/l y de 0.3 a 1.5 mg/l, respectivamente, a partir de estándares certificados de 1 000 mg/l (SCFI, 2001b). Las concentraciones de los aniones HCO_3^- , SO_4^{2-} y Cl^- se adquirieron por titulación con H_2SO_4 a 0.02N (SCFI, 2001a), BaCl_2 a 0.1N (SCFI, 2014), y AgNO_3 a 0.01N (SCFI, 2001d), respectivamente.

Los análisis isotópicos se hicieron con el analizador isotópico de agua Picarro L2130-I, propiedad del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja California. El equipo, basado en la tecnología "Cavity Ring-Down Spectroscopy" (CRDS) mide la razón isotópica de δD , $\delta^{18}\text{O}$ con alta precisión (errores bajos inferiores a 0.1 ‰) (Picarro Inc., 2008). Las muestras filtradas y sin ácidos adicionados son contenidas en pequeños viales (hasta 200 μl) y colocadas en un automuestreador del equipo, conjuntamente con agua desionizada y los respectivos estándares internos Pi-Z ($\delta^{18}\text{O} = 0.3$ ‰; $\delta\text{D} = 1.8$ ‰); Pi-M ($\delta^{18}\text{O} = -20.6$ ‰; $\delta\text{D} = -159.0$ ‰) y Pi-D ($\delta^{18}\text{O} = -29.6$ ‰; $\delta\text{D} = -235.0$ ‰); y los estándares internacionales certificados VSMOW2 ($\delta^{18}\text{O}$

= 0 ‰; $\delta D = 0$ ‰), GISP ($\delta^{18}O = -24.7$ ‰; $\delta D = -189.9$ ‰) y SLAP ($\delta^{18}O = -55.5$ ‰; $\delta D = -428.0$ ‰). En cada análisis se obtienen 10 mediciones, donde las primeras cinco son ignoradas (para eliminar el efecto memoria), y las últimas cinco se consideran para la corrección de los datos sin procesar. La corrección de los datos se realiza con base en los estándares internacionales e internos por el método de regresión lineal.

La reproducibilidad de los análisis para $\delta^{18}O$ y δD fue de alrededor de ± 0.1 ‰ y ± 0.4 ‰, respectivamente. Esos datos son reportados en comparación con el estándar Vienna Standard Mean Ocean Water 2 (V-SMOW2), mientras que los resultados se informaron en notación δ , como desviaciones de las relaciones isotópicas en partes por mil (‰) de acuerdo con los criterios de Craig (1961).

Resultados

Las 14 muestras en estudio presentan diferencias físico-químicas entre sí (Tabla 1), lo que presupone la ocurrencia de variados procesos hidroquímicos en dichos sitios. El error de balance calculado a partir de la sumatoria de aniones y cationes en meq/l arrojó valores inferiores al 10 %, lo que indica una calidad óptima de los datos (Appelo & Postma, 1994).

En detalle, con la excepción del pozo 129, todas las muestras provenientes de los pozos presentan una mayor concentración en sólidos disueltos totales (SDT) y en la conductividad eléctrica (C.E.) (Figura 2A). En detalle, los pozos Casa Blanca (1 579 ppm) y 124 (1 319 ppm), y la

noria Iglesia Nacimiento (2 146 ppm) tienen concentraciones de SDT por encima del valor máximo permisible estipulado por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (Figura 2A; SDT-1000 ppm), por tanto presentan una deficiente calidad de agua para fines de consumo humano. El resto de las norias, fuentes superficiales y manantiales muestran valores de SDT inferiores a 895 ppm y C.E. por debajo de 1 177 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

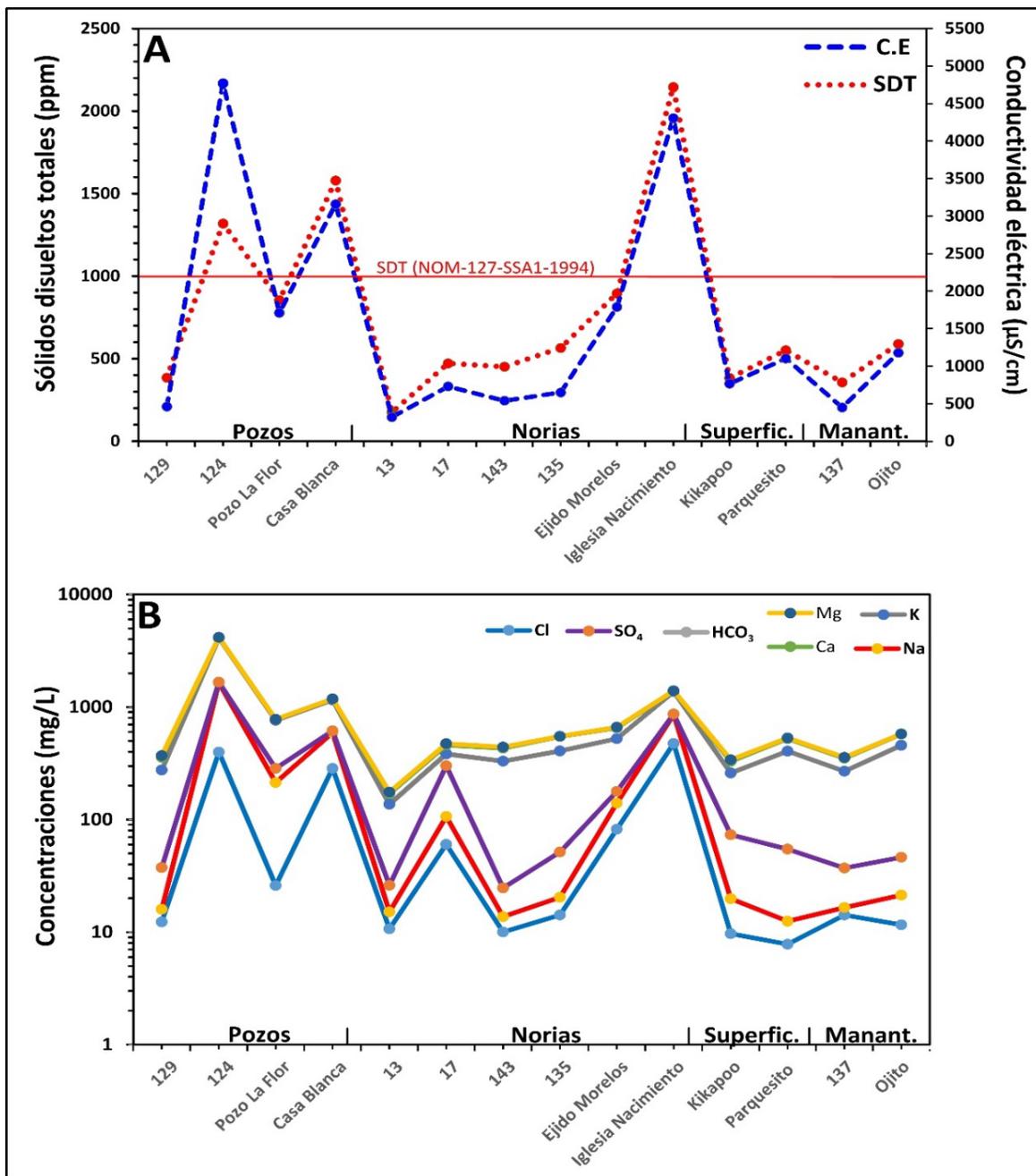


Figura 2. Análisis químico comparativo de las muestras de agua: A) contenido de sólidos disueltos totales y conductividad eléctrica; B) concentraciones de los elementos mayoritarios en las aguas. C.E.: conductividad eléctrica; SDT: sólidos disueltos totales.

En relación con la composición química de las aguas (Figura 2B), se observa que las muestras más enriquecidas en los constituyentes mayoritarios son nuevamente los pozos 124 y Casa Blanca, así como la noria Iglesia Nacimiento. Los mayores contenidos en Cl^- se reportan de la siguiente manera: Iglesia Nacimiento (2 146 mg/l); Pozo Casa Blanca (1 579 mg/l), y Pozo 124 (1 319 mg/l), mostrando un enriquecimiento de 8.5, 6.3 y 5.2 veces, respectivamente, en comparación con el límite máximo permisible que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 ($\text{Cl}^- = 250 \text{ mg/l}$). Para el elemento Na^+ se reportan enriquecimientos de hasta seis veces en la muestra del pozo 124 con respecto a la norma de calidad de agua antes mencionada. De forma general, los cuerpos superficiales y los manantiales presentan concentraciones bajas en la mayoría de los constituyentes químicos lo cual demuestra que no están siendo afectados por procesos profundos.

Desde el punto de vista isotópico, las aguas en análisis varían entre -3.29 ‰ y -7.36 ‰ para el isótopo $\delta^{18}\text{O}$; mientras que valores entre -23.02 ‰ y -48.24 ‰ se reportan para el deuterio (Tabla 2). De forma general se observa que las aguas superficiales (p. ej., Kikapoo y Parquecito) presentan los valores más empobrecidos (más ligeros) en ambos isótopos en relación con el resto de los cuerpos de agua, mientras que la muestra más enriquecidas en ambos isótopos (más pesadas) es la Noria ($\delta^{18}\text{O} = -3.29 \text{ ‰}$). El pozo Aparicio no se encuentra en el área de estudio, pero debido a su localización en la sierra de Santa Rosa puede ayudar a comprender la relación de esta cadena montañosa con la hidrología y los procesos de recarga ocurridos en la región.

Tabla 2. Composición isotópica de oxígeno y deuterio de las aguas en estudio (msnm: metros sobre el nivel medio del mar).

Muestras	Descripción	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	δD (‰)	Altitud (msnm)
Kikapoo	Río	-7.36	-48.24	513
Parquecito	Río	-6.66	-43.49	455
Ejido Morelos	Noria	-6.09	-38.83	492
Iglesia Nacimiento	Noria	-4.79	-31.73	489
Noria	Noria	-3.29	-23.09	448
Pozo La Flor	Pozo	-6.24	-39.83	513
Pozo Casa Blanca	Pozo	-5.33	-34.87	605
Pozo Aparicio	Pozo	-7.04	-44.62	605
Ojito	Manantial	-5.02	-32.85	564
Divi	Manantial	-5.38	-34.21	570
Agua meteórica Múzquiz	Agua meteórica	-7.23	-47.8	500

Fuente: La composición del océano fue tomada de Craig (1961).

Discusión

Procesos hidrogeoquímicos e isotópicos que controlan la variabilidad química en los cuerpos hídricos

En la Figura 3 se presenta el mapa hidroquímico regional basado en los diferentes diagramas de Stiff (1951), lo que ofrece una visión general de los diferentes tipos de agua y su localización espacial.

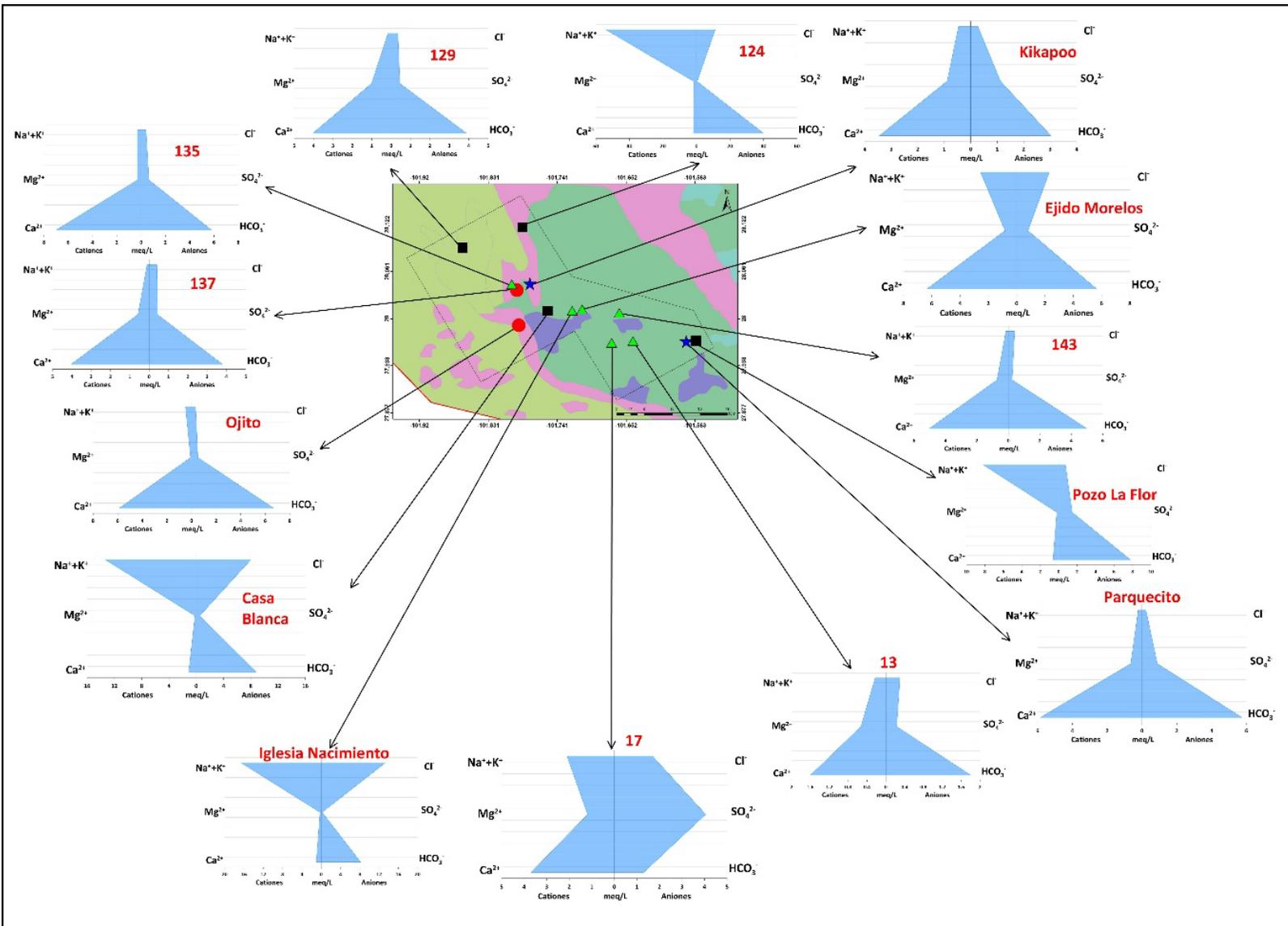


Figura 3. Mapa del quimismo de las aguas del área de estudio a partir de los diferentes gráficos de Stiff. En el mapa: cubos negros-pozos, triángulos verdes-norias, círculos rojos-mananciales y estrellas azules-ríos y arroyos.

Como se indica en la Figura 3, se identifican nueve muestras de agua de tipo bicarbonatada-cálcica y/o magnésica; tres muestras de tipo bicarbonatadas-sódicas; una muestra de tipo clorurada-sódica y/o potásica, y una muestra clasificada como sulfatada cálcica y/o magnésica. En el caso de la noria Ejido Morelos, el patrón del diagrama de Stiff, aunque mayoritariamente de tipo bicarbonatado cálcico, tiene incrementos de cloruros y sodio, lo que sugiere procesos de aumento en la salinidad. De forma general, a pesar de ser un área no tan extensa, con una superficie total de 521 km², se observa gran variabilidad química en los diferentes cuerpos de agua, lo cual es el resultado de variados procesos geohidrológicos y ambientales. En tal sentido, el diagrama de Piper (1944), modificado por Kelly (2006), ofrece una interpretación más completa.

Kelly (2006) definió los principales procesos hidroquímicos responsables de la variabilidad química en los cuerpos de agua, aportando un enfoque diferente al rombo de Piper (1944), en el que establece siete nuevos campos (Figura 4). En dicha figura se observa que las aguas clasificadas como bicarbonatadas-cálcicas (p. ej., muestras 129, 135, 137, Ojito, 13, Parquecito, 143 y Kikapoo) se localizan en el campo de aguas dulces, por lo que desde el punto de vista de calidad de agua son óptimas para diversas actividades. La composición de tales aguas proviene de la disolución de minerales presentes en rocas carbonatadas ricas en Ca²⁺, Mg²⁺ y HCO₃⁻ (Choi *et al.*, 2014), que conforman la sierra de Santa Rosa en las formaciones La Peña y Aurora. Sin embargo, se observa que la muestra de la noria Ejido Morelos se aleja del vértice, con

una tendencia hacia el campo definido por Kelly (2006) como “mezcla conservativa ligera” por intrusión salina, como se observa en la Figura 4.

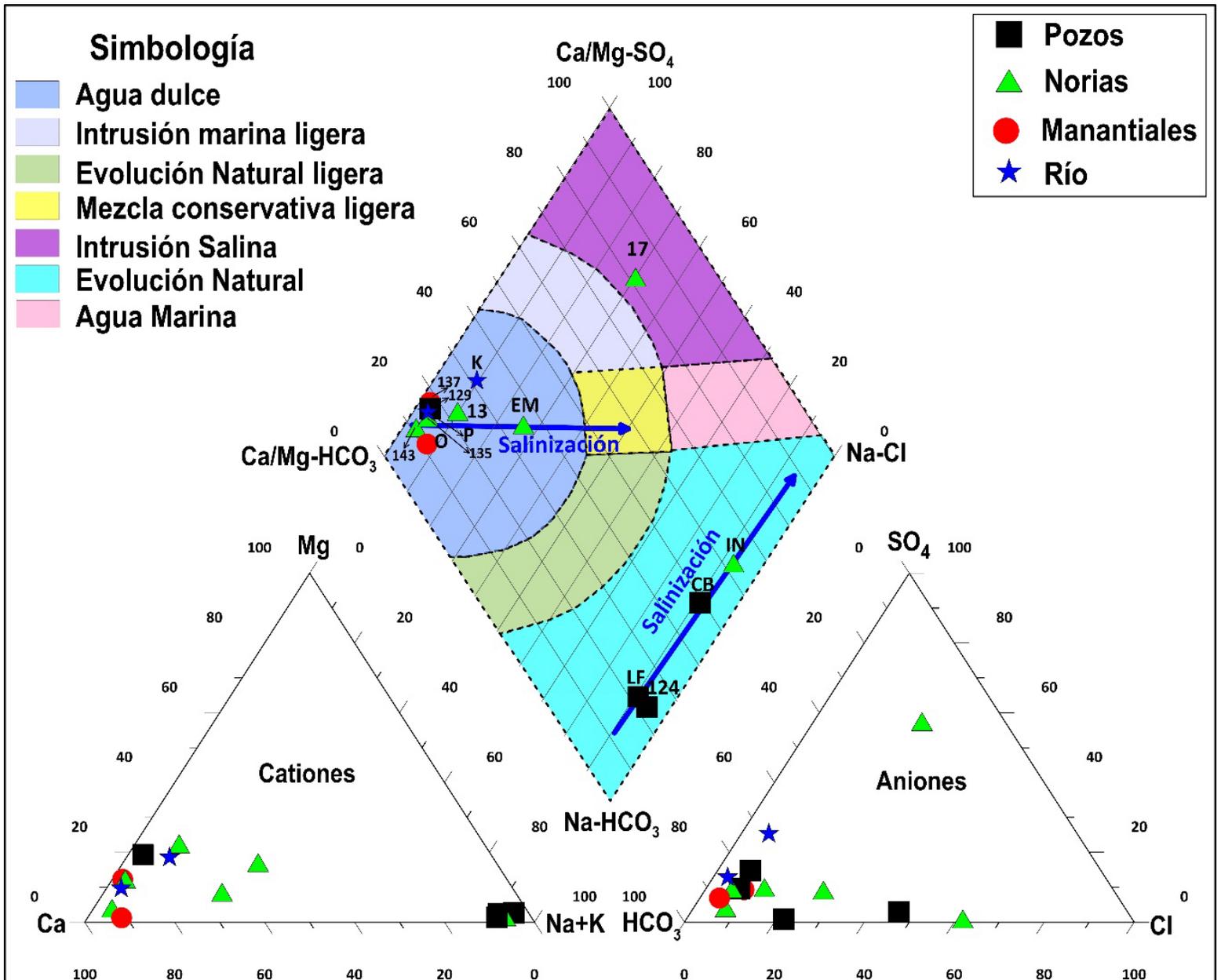


Figura 4. Diagrama Kelly (2006) que muestra los principales procesos hidroquímicos que controlan el quimismo de las aguas.

Las aguas del tipo bicarbonatadas-sódicas son reportadas para los pozos La Flor, 124 y Casa Blanca (Figura 4). El aumento en la concentración de sodio en estas aguas parece estar relacionado con procesos de interacción agua-roca donde existe elevado intercambio iónico, probablemente entre arcillas, fuente importante de suministro de sodio. Dichas secuencias podrían estar en profundidad interactuando con los flujos del acuífero. Para el caso del pozo Casa Blanca y la noria Iglesia Nacimiento se observa una tendencia hacia el vértice de las aguas cloruradas sódicas, lo cual es un indicio de salinización de dichas aguas. En este caso y, por tratarse de pozos y norias, la disolución de sales existentes en el medio geológico, probablemente de naturaleza evaporítica muy comunes en el norte de Coahuila (Padilla-y-Sánchez, 2007; González-Sánchez, Puente-Solís, González-Partida, & Camprubí, 2007; Eguiluz-de-Antuñano, 2001), podría justificar dicho proceso y, por ende, el aumento en las concentraciones de Cl^- , Na^+ , SDT y la conductividad eléctrica discutidos previamente. No obstante, los procesos superficiales, como la evaporación o la infiltración de aguas o soluciones muy evaporadas, también podrían inducir sales al medio, ya que se trata de zonas semiáridas donde la evaporación es dominante sobre las precipitaciones (Batista-Cruz *et al.*, 2022).

Una sola muestra (p. ej., noria 17) es clasificada como sulfatada-cálcica y/o magnésica, y se localiza en el campo de intrusión salina (Kelly, 2006). Aguas de este tipo pueden deber su composición a diferentes procesos, entre los que se destacan los siguientes: a) lavado de terrenos formados en ambiente marino; b) oxidación de sulfuros que se

encuentran ampliamente distribuidos en rocas ígneas y sedimentarias, y c) descomposición de sustancias orgánicas. En el área de estudio, los procesos a) y b) son factibles debido a que, como ya se expresó, la geología del estado presenta secuencias evaporíticas de las antiguas condiciones marinas restringidas que imperaron en la cuenca Sabinas desde el Triásico hasta el Cretácico Superior (Eguiluz-de-Antuñano, 2001), a la cual pertenece el área de estudio. La existencia de secuencias geológicas con rocas y minerales solubles como el yeso, anhidrita, halita, y sales magnésicas y potásicas es ampliamente documentado en toda la región, lo cual representa un problema para la calidad del agua en varios municipios por salinización (Batista-Cruz *et al.*, 2022). Sin embargo, la oxidación de sulfuros también es una vía no descartable de aporte de sulfato a las aguas. En este sentido, la sierra de Santa Rosa y gran parte de la geología coahuilense posee amplia distribución de depósitos minerales metálicos y submetálicos con importantes minas galena y hierro en explotación, por lo que ambos procesos parecen ser factibles como aportadores de sulfato a las aguas.

A partir del diagrama de Miffilin (1988) (Figura 5) se identificaron los diferentes tipos de flujos subterráneos con base en la concentración de los iones Na^+ , K^+ , Cl^- y SO_4^{2-} . Como se observa en el gráfico, las muestras en estudio se localizan en los tres flujos identificados por el autor (local, intermedio y regional).

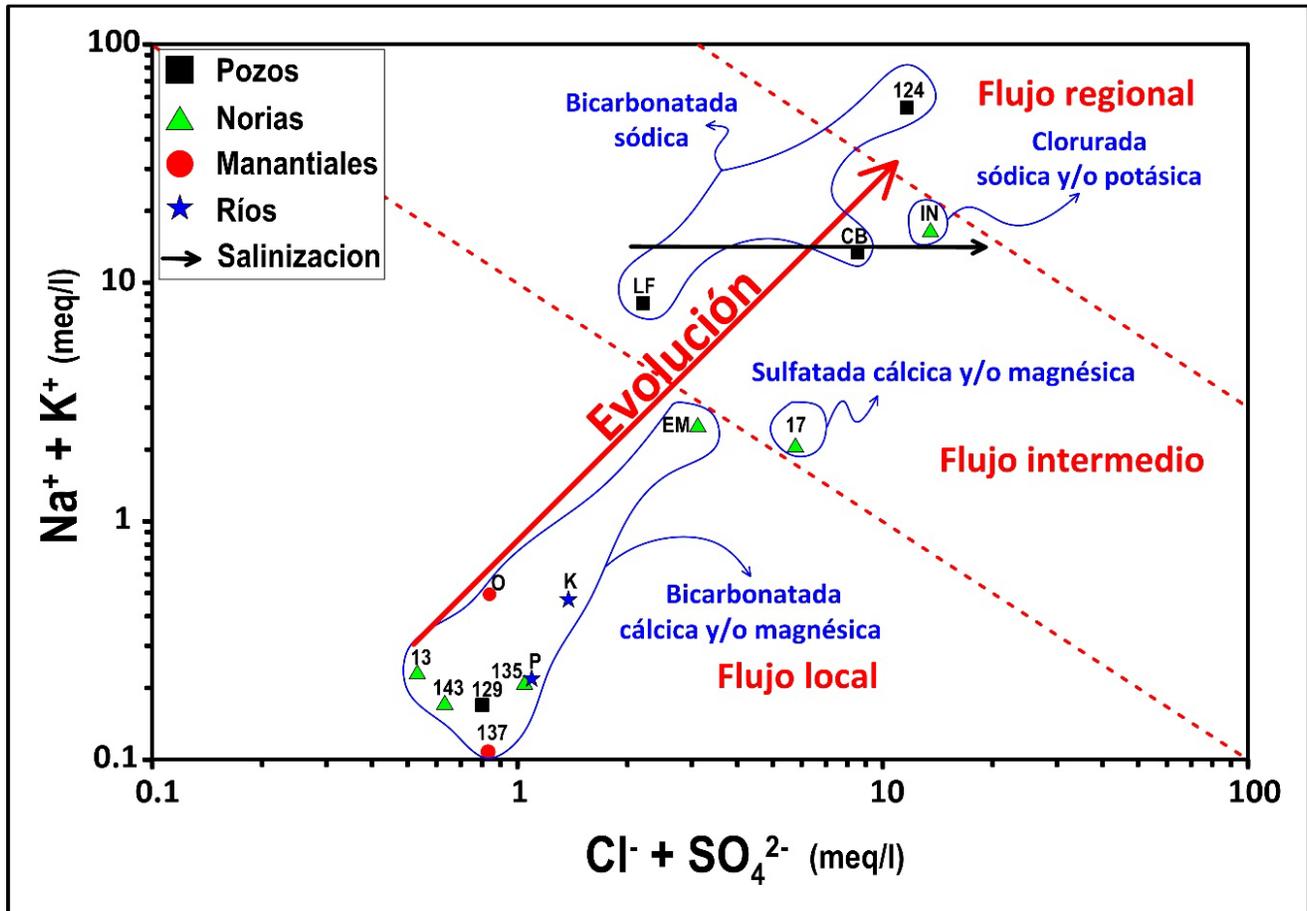


Figura 5. Diagrama binario de Mifflin (1988), indicando la procedencia de los flujos local, intermedio y regional. En la figura se detallan además los diferentes tipos de aguas identificadas en los diagramas de Stiff y Piper para una mejor comprensión.

Las aguas pertenecientes al flujo local (manantiales 137 y Ojito; pozo 129; norias 13, 143, 135; y las muestras de aguas superficiales Kikapoo y Parquecito) corresponden a aguas poco evolucionadas y de reciente infiltración, que coinciden con una naturaleza química bicarbonatada-cálcica/magnésica y con los valores más bajos de las

relaciones Na^++K^+ y $\text{Cl}^-+\text{SO}_4^{2-}$. La muestra de Ejido Morelos, que anteriormente se habían identificado en el diagrama de Stiff y Piper con algo de salinidad debido a la intrusión salina, corrobora su tendencia hacia aguas más mineralizadas que se localizan en el flujo intermedio (Figura 5). En este campo se localizan además las muestras de agua provenientes de los pozos La Flor y Casa Blanca, así como las norias 17 e Iglesia Nacimiento. Estas aguas presentan una mayor evolución hidrogeoquímica, dada por un mayor tiempo de residencia en el medio geológico y la profundidad a la cual se infiltraron. De hecho, las aguas de Iglesia Nacimiento van evolucionando hacia la presencia de flujos regionales. De forma general, todos estos cuerpos hídricos tienen mayores concentraciones químicas, como lo demuestran los elevados valores en Na^++K^+ y $\text{Cl}^-+\text{SO}_4^{2-}$, en comparación con el resto de las muestras (Figura 5). De acuerdo con Chapelle (2000), los sistemas de flujo intermedio corresponden por lo general a acuíferos confinados de profundidad moderada (< 300 metros) y que se diferencian de los sistemas de flujo locales sobre todo en la extensión de la conexión con la superficie y con la zona no saturada. Al tratarse de pozos y norias, la presencia de estos flujos debajo de estos sitios parece estar justificada.

Por último, las aguas del pozo 124, que son las más enriquecidas en Na^+ y HCO_3^- (ver también Tabla 1 y Figura 4), se localizan químicamente dentro del flujo regional, por lo que corresponden a una zona de depositación de solutos, donde el agua se va saturando de iones, producto a la mineralización a lo largo de la trayectoria recorrida por el subsuelo. Así, se consideran las aguas más viejas, maduras y evolucionadas (Mifflin, 1988).

Composición isotópica de las aguas

En estudios hidroquímicos, el uso de los isótopos estables (átomos de un mismo elemento con igual número atómico y diferente número másico) han influido de forma positiva en la interpretación de los procesos que forman parte del ciclo hidrológico y, por ende, permiten clarificar el origen del agua y los procesos de fraccionamiento que afectan su composición (Clark & Fritz, 1997; Mook, 2001). Con el objetivo de integrar la información isotópica con la composición hidrogeoquímica, en esta sección se presenta el origen de las aguas y el modelo conceptual del área de estudio. Lamentablemente no se cuenta con datos isotópicos de todas las muestras, por lo que el enfoque debe tomarse como general.

El gráfico isotópico oxígeno *versus* deuterio de la Figura 6 muestra los diferentes procesos de fraccionamiento presentes en los cuerpos hídricos en estudio. Las muestras superficiales de Kikapoo ($\delta^{18}\text{O}$ -7.36 ‰; δD -48.24 ‰) y Parquecito ($\delta^{18}\text{O}$ -6.66 ‰; δD -43.49 ‰); los pozos Aparicio ($\delta^{18}\text{O}$ -7.04 ‰; δD -44.62 ‰) y La Flor ($\delta^{18}\text{O}$ -6.24 ‰; δD -39.83 ‰), así como la noria Ejido Morelos ($\delta^{18}\text{O}$ -6.09 ‰; δD -38.83 ‰) tienen un origen meteórico, procedente de las precipitaciones locales descargadas en la sierra de Santa Rosa ($\delta^{18}\text{O}$ -7.23 ‰; δD -47.8 ‰), como lo muestra su localización sobre la línea mundial de aguas meteóricas de Craig (1961). Los ligeros cambios isotópicos hacia valores más pesados observados en el Pozo La Flor y la noria Ejido Morelos en relación con el agua meteórica se deben probablemente a diferencias del altitud y a procesos de interacción agua-roca o intercambio iónico (Giggenbach, 1991).

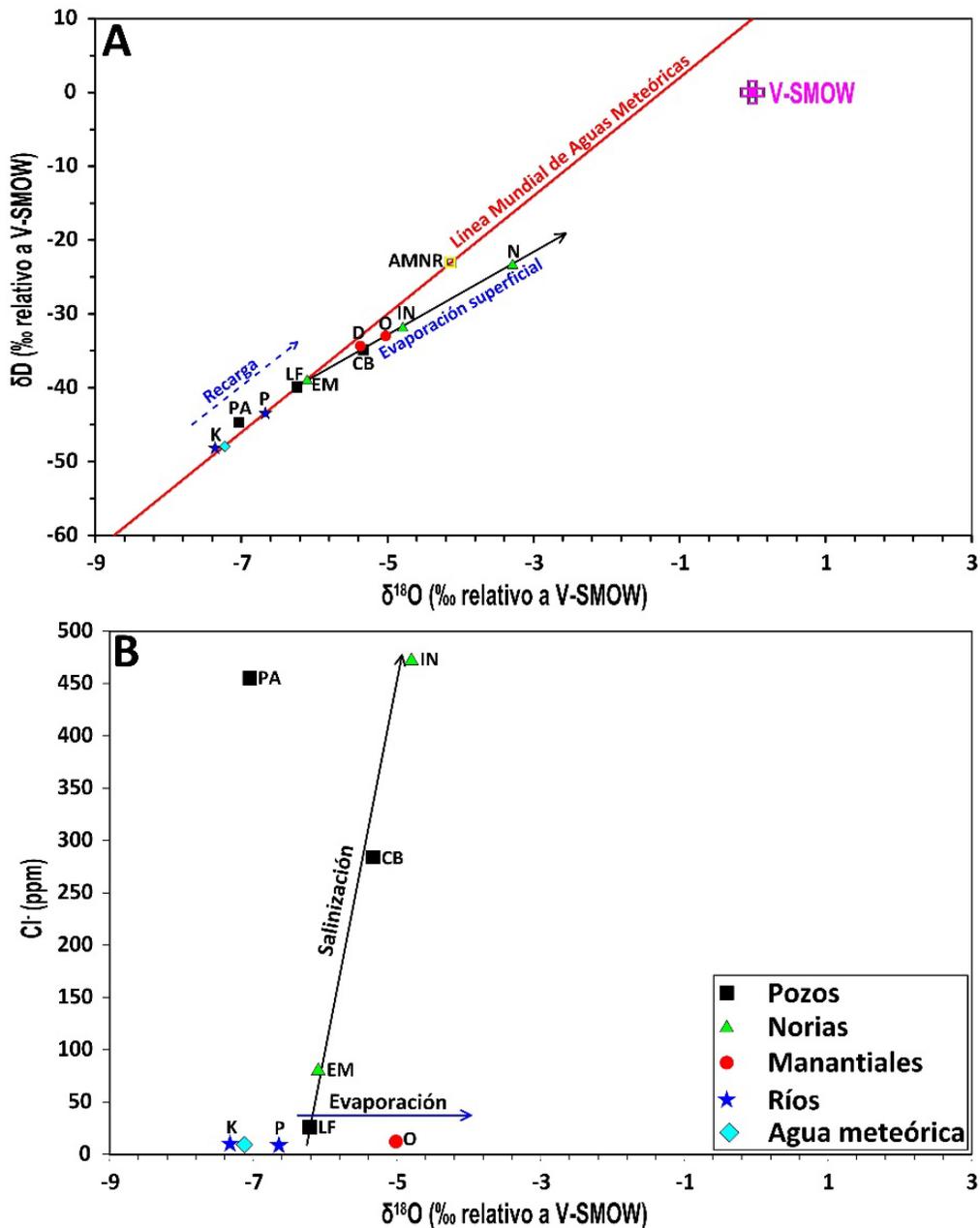
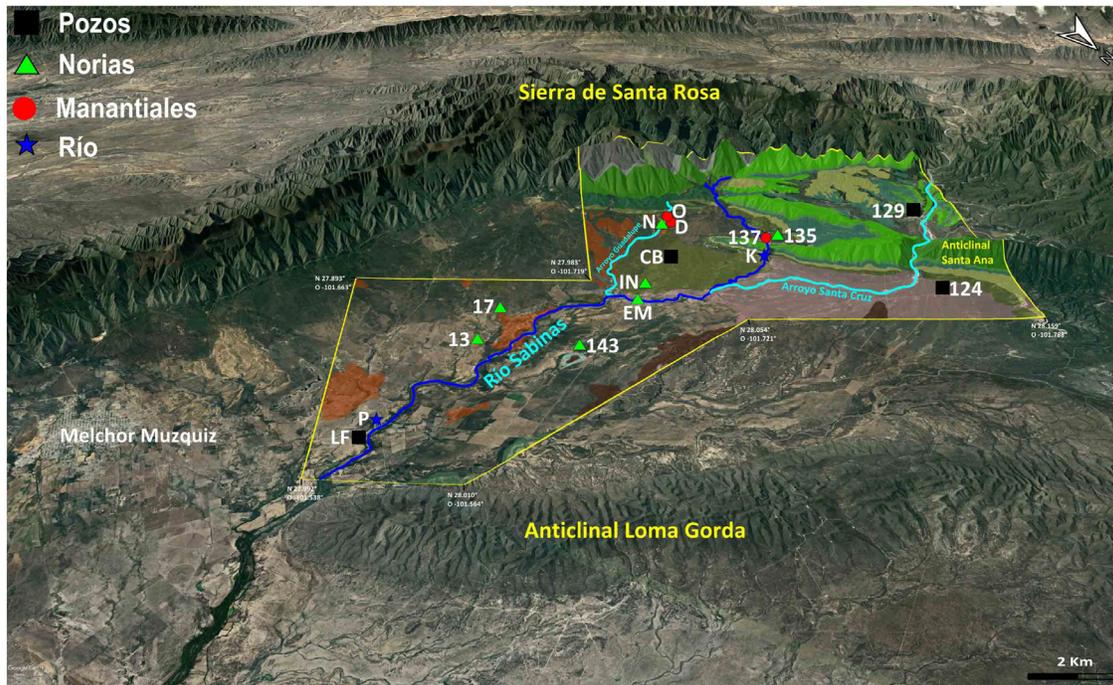


Figura 6. A) Gráfico isotópico oxígeno *versus* deuterio donde se han representado la línea mundial de aguas meteóricas y la composición isotópica del océano (VSMOW), ambas tomadas de Craig (1961); B) gráfico $\delta^{18}O$ *versus* cloruros.

Los cuerpos hídricos con las firmas isotópicas más pesadas que las aguas meteóricas locales son Divi ($\delta^{18}\text{O} -5.38 \text{ ‰}$; $\delta\text{D} -34.21 \text{ ‰}$); Casa Blanca ($\delta^{18}\text{O} -5.33 \text{ ‰}$; $\delta\text{D} -34.87 \text{ ‰}$); Ojito ($\delta^{18}\text{O} -5.02 \text{ ‰}$; $\delta\text{D} -32.85 \text{ ‰}$); Iglesia Nacimiento ($\delta^{18}\text{O} -4.79 \text{ ‰}$; $\delta\text{D} -31.73 \text{ ‰}$), y Noria ($\delta^{18}\text{O} -3.29 \text{ ‰}$; $\delta\text{D} -23.09 \text{ ‰}$). En un principio, estas aguas deben provenir de las precipitaciones locales, pero han sido fraccionadas por procesos de evaporación superficial y/o disolución de minerales existentes en el subsuelo. Debido a la intensa evaporación superficial y las escasas precipitaciones de la región, al igual que la limitada profundidad de las estas obras (no superan los 50 metros), estos procesos parecen ser factibles. La Figura 7 y Figura 8 muestran las particularidades geológicas, hidrológicas y ambientales que parecen controlar el quimismo de las aguas en el área de estudio. Desde el punto de vista geológico afloran 12 formaciones con edades que van del desde el Cretácico Inferior hasta el Neógeno y dos litologías cuaternarias innominadas del Holoceno compuestas por depósitos sedimentarios aluviales (SGM, 2003). El origen de la salinidad y el enriquecimiento en algunos iones como el sulfato podría estar relacionado con las condiciones de depósito y los ambientes sedimentarios que dieron lugar a dichas formaciones geológicas. Como se muestra en la Figura 7, en la sierra de Santa Rosa, el anticlinal Santa Ana y anticlinal Loma Gorda, las formaciones son de origen sedimentario, con predominancia de calizas y lutitas depositadas en ambientes marinos desde profundos (formación La Peña) hasta someros (formaciones Cupido, Aurora) y costeros de tipo estuarino tipo sabkha (formación La Mula) (Figura 7). En la base de las sierras y las mesetas afloran las

formaciones Buda, Eagle Ford, Austin, Upson, San Miguel y Olmos, cuya composición petrológica es mayormente de tipo lutítico, limolítico y arcilloso, con presencia también de calizas. Los ambientes de sedimentación varían desde neríticos hasta transicionales de tipo deltaico o prodelta.



Geología		Ambientes sedimentarios	
Holoceno	Qhoal Depósitos aluviales	Depósitos aluviales (continental aluvial)	
Holoceno	QpthoCgp Conglomerado poligenético	Conglomerado poligenético (continental aluvial)	
Neógeno	TplCgo Fm Sabinas	Fm Sabinas (continental fluvial)	
Cretácico superior	KmLu-Ar Fm Olmos	Fm Olmos (marino somero y deltaico)	
	KcAr-Lu Fm San Miguel	Fm San Miguel (deltaico)	
	KcLu-Lm Fm Upson	Fm Upson (plataforma de aguas someras y prodelta)	
	KcossCz-Lu Fm Austin	Fm Austin (nerítico con aporte terrigeno)	
	KcetLu-Cz Fm Eagle Ford	Fm Eagle Ford (marino somero)	
Cretácico inferior	KceCz Fm Buda	Fm Buda (nerítico)	
	KceLu-Cz Fm Del Río	Fm Del Río (nerítico)	
	KaCz-Do Fm Aurora	Fm Aurora (plataforma somera)	
	KapCz-Lu Fm La Peña	Fm La Peña (aguas profundas en zonas batiales)	
	KapCz Fm Cupido	Fm Cupido (plataforma somera)	
	KhbLu-Cz Fm La Mula	Fm La Mula (marinas a estuarinas tipo sabkha)	
		KaceCz-Lu Grupo Washita	

Figura 7. Mapa geológico del área de estudio realizado con la base geológica 1:250 000 del SGM (2003). En la leyenda del mapa se presentan las formaciones existentes en el área y se sintetizan los ambientes de sedimentación de acuerdo con el léxico estratigráfico mexicano tomado de SGM (2003). La litología depósitos aluviales (Qhoal) está representada sin color de fondo en el mapa.

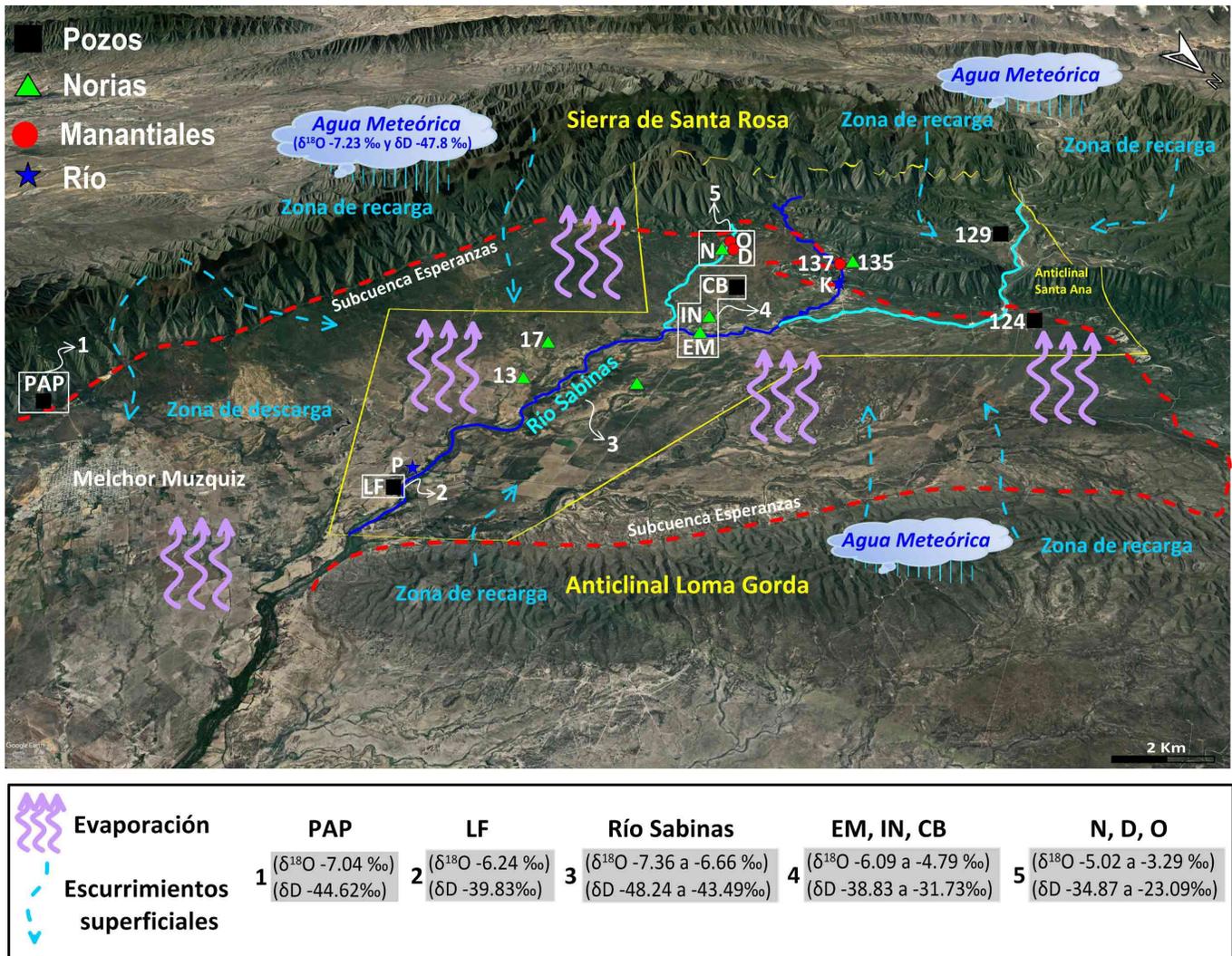


Figura 8. Modelo geohidrológico e isotópico conceptual del área de estudio representando los principales procesos hidrológicos y ambientales que controlan el quimismo de las aguas. Las letras en la leyenda inferior están referidas en el texto.

Numerosos trabajos se han referido a la presencia de sales y minerales, como el yeso, en algunas de estas formaciones en varias partes de Coahuila. De acuerdo con Santamaría *et al.* (1991), en la

formación La Mula, por ejemplo, existen horizontes de minerales solubles como anhidrita y yeso. Esta formación aflora en nuestra área de estudio, lo cual sugiere que los flujos superficiales y subterráneos de la sierra de Santa Rosa podrían lixiviar dichos minerales, y aportar Ca^{2+} y SO_4^{2-} a las aguas, como sucede en la muestra noria 17. Este proceso ha sido reportado previamente en algunas sierras que rodean el área de Cuatrociénegas (Mamer & Newton, 2017) y en la Sierra Menchaca (Czaja, Estrada-Rodríguez, & Flores-Olvera, 2014).

Para el caso de las evaporitas, la existencia de formaciones formadas en ambientes deltaicos, estuarinos y marinos someros semirrestringidos (Figura 7) podrían contener minerales como la halita (NaCl) en sus estratos o secuencias. Sin embargo, aunque en teoría parece ser factible, al menos en la sierras que rodean el área de estudio no hay reportes previos u observaciones de campo sobre la presencia de este mineral u otros minerales aportadores de Cl^- y Na^+ a las aguas, por lo que parece tratarse de procesos superficiales. De hecho, tampoco se reportan sales en los valles aluviales formados por la formación Sabinas, los conglomerados poligenéticos y los depósitos aluviales.

Los procesos superficiales de carácter ambiental se presentan en el modelo de la Figura 8.

El modelo comienza con la caída de aguas meteóricas sobre las sierras que rodean la subcuenca Esperanzas, donde se localiza el área de estudio (Figura 8). Los procesos de recarga-descarga permiten que los valles y planicies obtengan volúmenes importantes de agua y con ello las firmas isotópicas iniciales de tipo meteórica ($\delta^{18}\text{O} -7.23\text{‰}$; $\delta\text{D} -47.8\text{‰}$) se van modificando hacia valores ligeramente más pesados en ambos

isótopos, como se evidencia en las muestras de los pozos PAP ($\delta^{18}\text{O} - 7.04\text{‰}$; $\delta\text{D} -44.62\text{‰}$) y LF ($\delta^{18}\text{O} -6.24\text{‰}$; $\delta\text{D} -39.83\text{‰}$). Estas firmas son consistentes con procesos de infiltración en las secuencias carbonatadas e intercambio iónico. Por su parte, la composición isotópica del río Sabinas ($\delta^{18}\text{O} -7.36$ a -6.66‰ ; $\delta\text{D} -48.24$ a -43.49‰), tomada de las muestras Parquecito y Kikapoo, está en el rango de la composición del agua meteórica, lo cual confirma su estrecha relación como parte del ciclo hidrológico del área. El resto de cuerpos hídricos con datos isotópicos disponibles sufre procesos evaporación, lo cual fracciona ambos isótopos hacia valores más pesados (Horita, 2005). Esto se observa en las muestras Ejido Morelos, Iglesia Nacimiento y Casa Blanca (Punto 2 en la Figura 8), así como en las muestras Noria, Ojito y Divi (punto 3 en la Figura 8). A modo de resumen se puede evidenciar que los procesos de lixiviación y disolución de rocas minerales, la evaporación superficial y el transporte de solutos incrementan los contenidos en SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ y otros cationes, al igual que en los SDT y la conductividad eléctrica en todas las muestras en estudio.

Los datos aquí presentados muestran la complejidad hidroquímica de los recursos hídricos en subcuencas semiáridas, lo cual denota que los estudios geohidrológicos requieren de un análisis profundo, tanto químico como isotópico, para esclarecer el origen de las aguas y su quimismo. El estudio también resalta la sinergia que existe entre la hidroquímica y la isotopía en la identificación de fenómenos que afectan los cuerpos hídricos y, por ende, sirve como caso de estudio para futuros trabajos de este tipo en el estado de Coahuila o fuera de éste.

Conclusiones

A partir de los datos y argumentos presentados en este trabajo se concluye lo siguiente:

1. En la zona de estudio se identificaron diferentes tipos de aguas que responden a variados procesos geohidrológicos y ambientales, por ejemplo:
 - a) Se identifican aguas de tipo bicarbonatada-cálcica para los sitios 129, 143, 13, 137, 135, Ojito, Parquecito y Kikapoo, cuya composición refleja la disolución de carbonatos de las formaciones geológicas presentes en la sierra de Santa Rosa y sierras circundantes.
 - b) Las aguas de tipo sulfatada-cálcica y/o magnésica se reportan para la noria 17, cuyo enriquecimiento en sulfato sugiere la ocurrencia de procesos de intrusión salina o disolución de rocas evaporíticas, como el yeso. Dicho mineral podría estar presente en la formación La Mula, que aflora en la sierra de Santa Rosa.
 - c) Se identifican procesos de salinización en los pozos LF, 124 y CB, y las norias IN y EM. El incremento de las sales parece estar relacionado con la evaporación superficial y posterior infiltración de sales al acuífero. Sin embargo, no se descarta que las formaciones de origen delataico, estuarino o tipo sabkha presentes en el área pudieran contener minerales solubles como la halita con incidencia en el acuífero.

2. El diagrama de Mifflin mostró la existencia de diferentes flujos, desde local hasta regional. Los flujos locales corresponden con las aguas de tipo bicarbonatadas cálcicas; los flujos intermedios son aquellas aguas clasificadas como sulfatadas cálcicas, cloruradas sódicas y bicarbonatadas sódicas; mientras que las aguas del pozo 124 se consideran dentro del flujo regional, pues es la muestra más enriquecida en sodio y corresponde a una zona de depositación de solutos, donde la composición química tiende a ir aumentando su mineralización hasta irse saturando en los diferentes iones a lo largo de la trayectoria recorrida por el subsuelo.
3. Desde el punto de vista isotópico se propone un origen meteórico para la mayoría de los cuerpos hídricos en estudio, cuya zona de recarga proviene de la sierra de Santa Rosa y las sierras que bordean la subcuenta. El resto de las aguas sufren evaporación superficial y/o disolución de sales, generando fraccionamiento isotópico y firmas isotópicas más pesadas.
4. Las características geológicas, los ambientes de sedimentación y procesos ambientales que ocurren en subcuencas de climas semiáridos son determinantes en el variable quimismo observado en las aguas y en el deterioro de la calidad del recurso.

Agradecimientos

Se agradece de forma especial a la Lic. Karina Espinosa del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada por la realización de los análisis isotópicos.

Referencias

- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (1994). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam, The Netherlands: A. A. Balkema.
- Batista-Cruz, R. Y., Liotta, M., Batista-Rodríguez, J. A., Montecelos-Zamora, Y., Kretzschmar, T., De-la-Garza Rodríguez, I. M., Canales- Gutiérrez, L. E., Díaz-Martínez, R., Blanco-Moreno, J. A., Almaguer- Carmenates, Y., Rodríguez-Vega, A., & López-Saucedo, F. J. (2022). Hydrochemical and isotopic characterization of the Region Carbonífera aquifer: An example of hydrogeological systems in the semi-arid climates of northeastern Mexico. *Applied Geochemistry*, 1(141), 105307. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105307>
- Chapelle, F. H. (2000). *Ground-water microbiology and geochemistry* (2nd ed.). New York, USA: John Wiley and Sons.
- Choi, B. Y., Yun, S. T., Kim, K. H., Kim, J. W., Kim, H. M., & Koh, Y. K. (2014). Hydrogeochemical interpretation of South Korean groundwater monitoring data using self-organizing maps. *Journal of Geochemical Exploration*, 137, 73-84. DOI: [10.1016/j.gexplo.2013.12.001](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.001)
- Clark, I. D., & Fritz, P. (1997). *Environmental isotopes in hydrogeology*. Boca Raton, USA: CRC Press & Lewis Publishers. DOI: [10.1201/9781482242911](https://doi.org/10.1201/9781482242911)

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el Acuífero Región Carbonífera (0512), Estado de Coahuila*. Recuperado de <https://sigagis.conagua.gob.mx>
- Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133, 1702-1703.
- Czaja, A., Estrada-Rodríguez, J. L., & Flores-Olvera, H. (2014). The gypsum dunes of Cuatrociénegas Valley, Mexico. A secondary Sabkha ecosystem with gypsophytes. In: Khan, M. A., Böer, B., Öztürk, M., Al Abdessalaam, T. Z., Clüsener-Godt, M., & Gul, B. (eds.). *Tasks for vegetations science (Vol. 47). Sabkha ecosystems (Vol. IV). Cash crop halophyte and biodiversity conservation* (pp. 81-92). Netherlands: Springer.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2000). *Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- Eguiluz-de-Antuñano, S. (2001). Geologic evolution and gas resources of the Sabinas Basin in Northeastern México. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin (AAPG Bulletin) Memoir*, 75, 241-270.
- Felstead, N. J., Leng, M. J., Metcalfe, S. E., & Gonzalez, S. (2015). Understanding the hydrogeology and surface flow in the Cuatrociénegas Basin (NE Mexico) using stable isotopes. *Journal of Arid Environments*, 121, 15-23.

- González-Sánchez, F., Puente-Solís, R., González-Partida, E., & Camprubí, A. (2007). Estratigrafía del noreste de México y su relación con los yacimientos estratoligados de fluorita, barita, celestina y Zn-Pb. *Bol. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 59, 43-62.
- Giggenbach, W. F. (1991). Chemical techniques in geothermal exploration. In: D'Amore, F. (ed.). *Application of geochemistry in geothermal reservoir development* (pp. 119-142). Rome, Italy: UNITAR/UNDP Publication.
- Gilabert-Alarcón, C., Daesslé, L. W., Salgado-Méndez, S. O., Pérez-Flores, M. A., Knöller, K., Kretzschmar, T. G., & Stumpp, C. (2018). Effects of reclaimed water discharge in the Maneadero coastal aquifer, Baja California, Mexico. *Applied Geochemistry*, 92, 121-139.
- Hassani, A., Azapagic, A., & Shokri, N. (2021). Global predictions of primary soil salinization under changing climate in the 21st century. *Nature Communications*, 12, 6663.
- Horita, J. (2005). Saline waters. In: Aggarwal, P. K., Gat, J. R., Froehlich, K. F. (eds.). *Isotopes in the water cycle: Past, present and future of a developing science* (pp. 271-287). New York, USA: Springer.
- Johannesson, K. H., Alejandra, C., & Kilroy, K. C. (2004). Reconnaissance isotopic and hydrochemical study of Cuatro Ciénegas groundwater, Coahuila, México. *Journal of South American Earth Sciences*, 17, 171-180. DOI: 10.1016/j.jsames.2004.01.002

- Kelly, D. J. (2006). *Development of seawater intrusion protection regulations*. Session 6 (pp. 135-146). 1st SWIM-SWICA Joint Saltwater Intrusion Conference, Cagliari-Chia Laguna, Italy, September 24-29.
- Mamer, E., & Newton, T. B. (2017). *The relationship between the Cuatrociénegas gypsum dune field and the regional hydrogeology, Coahuila, Mexico*. Recuperado de https://geoinfo.nmt.edu/publications/openfile/downloads/500-599/589/OFR-589_Cuatrociénegas.pdf
- Mifflin, M. D. (1988). Region 5, great basin. In: Back, W., Rosenshein, J. S., & Seaber, P. R. (eds.). *Hydrogeology* (pp. 69-78). Washington, DC, USA: Geological Society of America.
- Mook, W. G. (2001). *Environmental isotopes in the hydrological cycle (Principles and applications)*. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Nollet, L. M. L. (2000). *Handbook of water analysis food science and technology*. London, UK: Springer.
- Padilla-y-Sánchez, R. K. (2007). Evolución geológica del sureste mexicano desde el Mesozoico al presente en el contexto regional del Golfo de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 69(1), 19-42.
- Picarro Inc. (2008). *Picarro L1102- i Isotopic Water Liquid Analyzer*. Santa Clara, USA: Picarro Inc.
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *American Geophysical Union Transactions*, 25, 914-923.

- Raynal-Gutiérrez, M. E. (2020). Water use and consumption: industrial and domestic. In: Raynal-Villasenor, J. A (ed.). *Water resources of Mexico* (pp. 103-116). Springer. DOI: 10.1007/978-3-030-40686-8_6
- Santamaría, D., Ortuño, A. F., Adatte, T., Ortíz, U. A., Riba, R. A., & Franco, N. S. (1991). *Evolución geodinámica de la cuenca de Sabinas y sus implicaciones petroleras, estado de Coahuila*. México, DF, México: Gerencia de Investigación Aplicada a la Exploración, Subdirección de Tecnología de Exploración, Instituto Mexicano del Petróleo.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001a). *NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba*. Recuperado de <http://dof.gob.mx>
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001b). *NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. Recuperado de <http://dof.gob.mx>
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001c). *NMX-AA-072-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. Recuperado de <http://dof.gob.mx>

- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001d). *NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. Recuperado de <http://dof.gob.mx>
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2014). *NMX-AA-074-SCFI-2014. Análisis de agua - medición del ion sulfato en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. Recuperado de <http://dof.gob.mx>
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2015). *NMX-AA-034-SCFI-2015. Análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. Recuperado de <http://dof.gob.mx>
- SGM, Servicio Geológico Mexicano. (2003). *Carta geológico-minera Nueva Rosita G14-A13. Coahuila. Escala 1:50,000*. Pachuca, México: Servicio Geológico Mexicano.
- Stiff, H. A., Jr. (1951). The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. *Journal of Petroleum Technology*, 3, 15-17. DOI: 10.2118/951376-G
- Torres-Martínez, J. A., Mahlkecht, J., Hernández-Antonio, A., & Mora, A., (2017). Origin of the salinity in the coastal aquifer of La Paz, Mexico. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17, 520-523. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.131>

Wurl, J., Gamez, A. E., Ivanova, A., Lamadrid, M. A. I., & Hernandez-Morales, P. (2018). Socio-hydrological resilience of an arid aquifer system, subject to changing climate and inadequate agricultural management: A case study from the Valley of Santo Domingo, Mexico. *Journal of Hydrology*, 559 486-98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.050>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-03

Articles

Spatial and seasonal distribution of pesticides and clustering contamination status in a reservoir (Northeastern Mexico): Spatial analysis and multivariate approach

Distribución espacio-temporal de plaguicidas y clasificación de áreas de contaminación en un embalse al noreste de México: análisis espacial y multivariante

Nazdry Briones-Escobedo¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1871-7205>

José Antonio Rangel-Lucio², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4055-6527>

Flaviano Benavides-González³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2972-6089>

Ausencio Azuara-Domínguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1180-1538>

María de la Luz Vázquez-Sauceda⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6988-3281>

¹TecNM, Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Ciudad Victoria, Tamaulipas, Mexico, nazdrybriones@hotmail.com



²TecNM, Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Ciudad Victoria, Tamaulipas, Mexico, jose.rl@cdvictoria.tecnm.mx

³Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, Tamaulipas, Mexico, flbenavides@docentes.uat.edu.mx

⁴TecNM, Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Ciudad Victoria, Tamaulipas, Mexico, azuarad@gmail.com

⁵Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, Tamaulipas, Mexico, mvazquez@docentes.uat.edu.mx

Corresponding author: José Antonio Rangel Lucio, jose.rl@cdvictoria.tecnm.mx

Abstract

This study focused on the analysis of the spatial and temporal distribution of 13 pesticides in sediment and largemouth bass (*Micropterus* spp.) tissue, by spatial and multivariate analysis techniques in the “Vicente Guerrero” dam (Tamaulipas, Mexico). The concentration of the compounds was obtained by HPLC-MS/MS using the QuEChERS extraction procedure. The mean pesticide concentration varied in sediment from 0.37 to 8.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$, and in largemouth bass from 0.05 to 2.88 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Spatial variation was significant at the five sampled sites, both in sediment and fish. The highest concentration and number of pesticides was recorded in the center and east of the reservoir and declined towards

the landfill. The concentration of pesticides in sediment was significant ($p < 0.05$) throughout the evaluated period, while differences in the concentration of largemouth bass were only significant in December and May. The most frequent pesticides in sediment and tissue were amitraz, ethion, parathion, pyriproxyfen and propargite, the latter present only in the center of the dam. The results obtained suggest bioaccumulation of five pesticides from sediment to fish. Parathion is an extremely dangerous pesticide for human health and together with ethion and propargite are highly toxic to aquatic life. The results suggest carrying out frequent monitoring of the dam to detect the presence of high-risk pesticides and preserve the ecosystem health.

Keywords: Vicente Guerrero dam, high risk pesticides, sediment, *Micropterus* spp., HPLC-MS/MS.

Resumen

Este estudio analizó la distribución espacial y temporal de 13 plaguicidas en sedimento y tejido de lobina (*Micropterus* spp.), por técnicas de análisis espacial y multivariantes en la presa "Vicente Guerrero" (Tamaulipas, México). Los compuestos fueron detectados por HPLC-MS/MS siguiendo el procedimiento de extracción QuEChERS. La concentración media de plaguicidas varió en sedimento de 0.37 a 8.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y en lobina de 0.05 a 2.88 $\mu\text{g}/\text{kg}$. La variación espacial fue significativa en los cinco sitios muestreados tanto en sedimento como en pescado. La mayor concentración y diversidad de plaguicidas se dio en la zona de confluencia (centro y zona este) en el embalse y declinó hacia el vertedero. La variación temporal en sedimento fue significativa ($p < 0.05$)

en todo el periodo muestreado, mientras que en lobina solo en diciembre y mayo. Los plaguicidas más frecuentes en los dos tipos de muestras fueron amitraz, etión, paratión, piriproxifen y propargita, este último con la mayor variación y presente solo en el centro de la presa. Los resultados sugieren bioacumulación de al menos cinco plaguicidas desde el sedimento hacia el pescado. El paratión ha sido señalado como extremadamente peligroso para la salud humana; junto con etión y propargita son altamente tóxicos para la vida acuática, por lo que se sugiere realizar monitoreo frecuente de la presa, a fin de detectar la presencia de plaguicidas de alto riesgo y conservar la sanidad del ecosistema.

Palabras clave: presa Vicente Guerrero, plaguicidas de alto riesgo, sedimento, *Micropterus* spp., HPLC-MS/MS.

Received: 27/05/2022

Accepted: 14/11/2022

Published Online: 18/11/2022

Introduction

Lentic aquatic ecosystems are highly valued for the complex structures they develop inside (Cervantes, 2007), and are in turn vulnerable to anthropogenic pressures (Semarnat, 2016). Urban, industrial (Mateo-Sagasta, Zadeh, & Turrall, 2017), agricultural and livestock activities are the main causes of deterioration and contamination of this type of

ecosystems (Ongley, 1996). Compounds that are deposited directly or indirectly in aquatic systems include pesticides and veterinary drugs. In Mexico, the use of pesticides per unit of cultivated area increased more than 50 % in the last two decades; in 2017 alone, more than 47 000 t were applied (USEPA, 2017; FAO, 2020).

Pesticides are used in production chains, health systems and domestically to control or eradicate harmful or unwanted species of organisms (Damalas & Eleftherohorinos, 2011). Commerce and use of these substances in Mexico occur in scenarios with little regulation and minimal institutional surveillance (CNDH, 2018). Currently, there are about 7 700 products in the country with valid registration according to Comisión Federal de Protección contra Riesgos Sanitarios (Cofepris, 2020). Of these, 4 000 are prohibited or restricted in other countries by international organizations or treaties (Bejarano-González, 2017) due to their high persistence, bioaccumulation capacity and negative effects on the environment and human health (Zijian & Jennings, 2018; Albert & Viveros, 2019; FAO & WHO, 2019). The introduction of chemical compounds into water bodies represents a threat to organisms, puts the ecosystem balance at risk (Whitmore, Künast, & De-Graeff, 2015) and its effects can extend to terrestrial environments along food webs (Tsaboula *et al.*, 2016).

Primary activities in northeastern Mexico are focused on the agricultural, livestock and fishing sectors (Banco de México, 2020). In the state of Tamaulipas, 1.3 million hectares are cultivated mainly with sorghum and corn (SIAP, 2020), under cycles of rainstorm and irrigation. The area for livestock exploitation, mostly bovines, is 5 million hectares

(Secretaría de Desarrollo Rural, 2019). Both types of activity use chemicals to control pests and ectoparasites. The second most important citrus growing area in the country is located in the center of the state of Tamaulipas, made up of 32 thousand hectares (SIAP, 2020). The irrigation water that supplies the citrus fruit comes from three tributaries, the "Corona", "Purificación" and "Pilón" rivers, contained by the "Vicente Guerrero" dam (VGD). This reservoir discharges its waters to the "Soto La Marina" river and provides water to cities and communities, among which Ciudad Victoria stands out.

The distribution, destination and environmental impact of the pesticides used in the central zone of the state of Tamaulipas is uncertain. Recent studies indicate the presence of organochlorine compounds in water (Heyer, Ramos, De-la-Garza, Rivera, & Castro, 2008) and fauna (Uresti *et al.*, 2008) of the VGD. However, there is currently a wide catalog of pesticides available on the market, which could be incorporated into the reservoir by agricultural activity without knowing their distribution and possible impact on the water ecosystem. Therefore, monitoring is required to know the identification and distribution of pesticides, and the areas where they pose the highest risk.

Monitoring studies are expensive and generate large data matrices (Schenone, Moscuza, Avigliano, Rosso, & Mabrugaña, 2014), which need to be organized and explored to obtain the highest quantity and quality of information. On this account, multivariate statistical (James & McCulloch, 1990; Mangeaud, 2004) and geospatial tools represent an alternative for the management and processing of a significant amount of data (Drake & Bauder, 2005). The integration of these techniques makes

it possible to analyze the distribution patterns of pesticides in the different components of the ecosystem, determine spatio-temporal variations and identify the regions with the highest number and concentration of compounds (Chaudhry, Kumar, & Alam, 2019).

The objectives of this study were to identify the presence and spatio-temporal distribution of pesticides in sediment and muscle of largemouth bass (*Micropterus spp.*), as well as to classify the variety and concentration of pesticides at the sampling sites.

Materials and methods

Study area

The Vicente Guerrero dam (VGD) or Las Adjuntas is located in Padilla, Tamaulipas, between the geographical coordinates 23° 57' 34" N and 98° 39' 57" W (Figure 1). The VGD is the reservoir with the highest capacity in the northeast of Mexico, with 3 910 million m³ at the Normal Pool Elevation (NPE) (Conagua, 2015). The main uses of the dam water are flood control, domestic supply, irrigation, aquaculture in floating cages, commercial and recreational sport fishing (Semarnap, 1999).

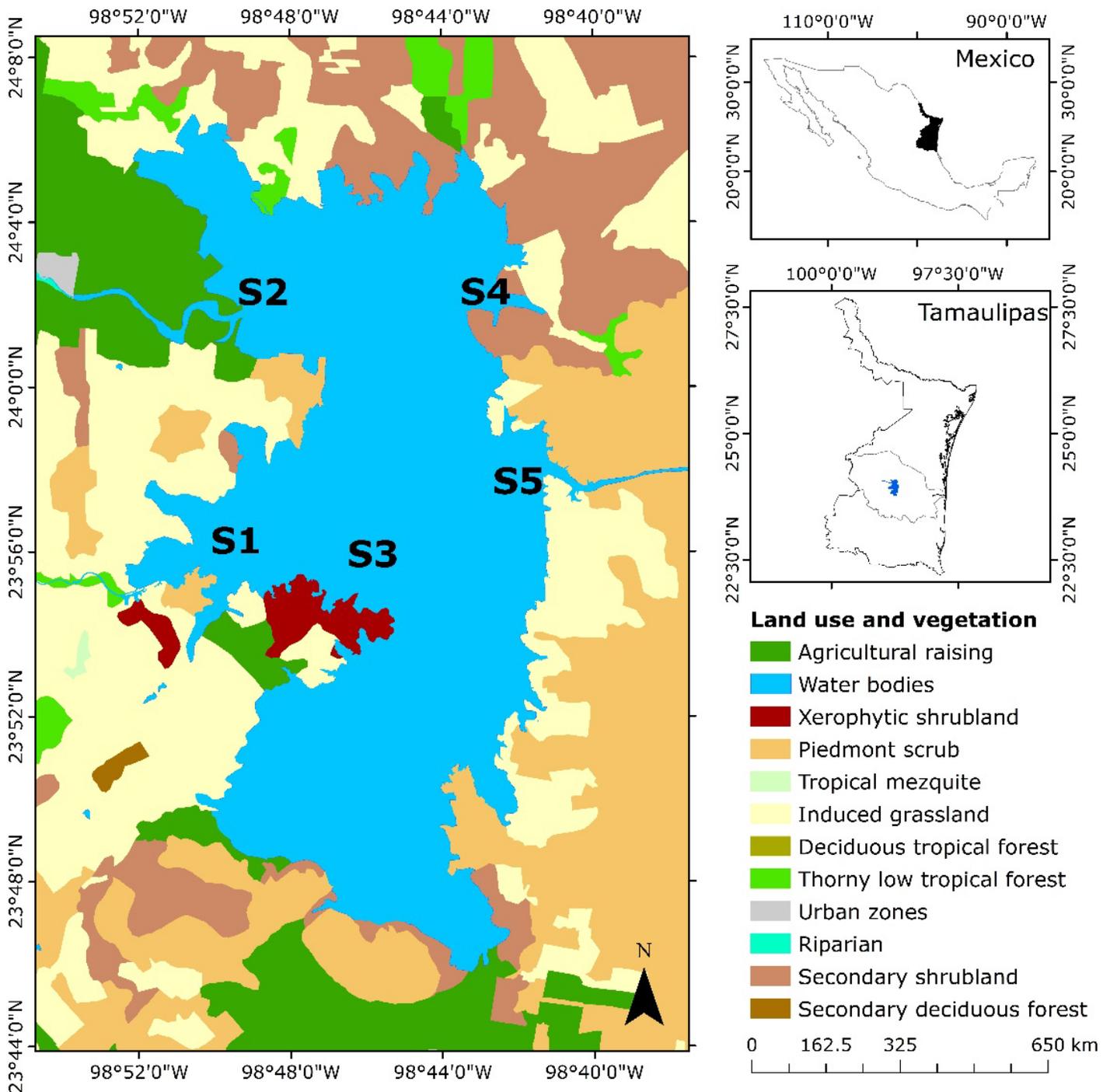


Figure 1. Study area of sediment and largemouth bass muscle sampling sites. Vicente Guerrero Dam, Tamaulipas, Mexico.

Sampling

We obtained the concentration of pesticides from sediment and tissue samples of largemouth bass (*Micropterus* spp.), which were collected monthly (in triplicate) at five sampling sites (Figure 1) from December 2016 to May 2017. Table 1 shows the description of the sampling sites. The sediment sample (500 g) was obtained from the first 15 cm of the bottom surface at 1.5 m depth, using a polyvinyl chloride (PVC) tube, and placed in sealed polyethylene bags (Vázquez-Sauceda, Pérez-Castañeda, Sánchez-Martínez, & Rábago-Castro, 2015), transferred to the laboratory on ice and frozen at -20 °C.

Table 1. Description of the sediment and largemouth bass muscle sampling sites, Vicente Guerrero dam, Tamaulipas, Mexico.

Site	Latitude	Longitude	Site description	General characteristics
S1	23° 54 ' 967	98° 52 ' 372	Río Corona mouth	Discharge of water with agrochemical residues in crops (citrus, corn and sorghum) and livestock (cattle and pigs), domestic and industrial wastewater.
S2	24° 49 ' 737	98° 49 ' 597	Río Purificación mouth	Chemical load contribution area for citrus, corn and sorghum cultivation. Livestock production (bovines, sheep and pigs).
S3	23° 56 ' 880	98° 45 ' 884	Confluence of rivers Corona and Purificación	Receiving area for the waters of both tributaries. It presents three islets with rural human settlements.
S4	24° 2 ' 153	98° 42 ' 294	Far Northeast of the VGD	Receiving area for the flow of Río Purificación and part of Río Corona. Presence of tilapia aquaculture farms.
S5	23° 57 ' 884	98° 41 ' 303	Spillway	VGD dump zone. It flows into the Soto La Marina River; later, in the Gulf of Mexico.

The fishing method was by lure and then the specimens were marked and preserved on ice for transport to the laboratory. Subsequently, a 500 g sample composed of skin, subdermal fat and edible muscle fraction from each fish was kept in a polyethylene bag and frozen at -20 °C in the laboratory.

Materials, reagents, and solutions

Pesticide standards were purchased from Dr. Ehrenstorfer Laboratory (Augsburg, Germany), the purity of all standards was > 95 %. Stock solutions (concentrated) were prepared for each pesticide by dissolving the standards in methanol or acetonitrile at a concentration of 10 mg/l and the diluted pesticide solutions at 0.01 mg/l, both stored at -20 °C. The HPLC grade solvents were purchased in JT Baker (Phillipsburg, NJ, USA). The multi-residual extraction and dispersion kits for the quick, easy, cheap, effective, rugged and safe (QuEChERS) method (BSI, 2008) were supplied by Agilent (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). Triphenyl phosphate (TTP) was used as surrogate standard and bromophos methyl as internal standard.

Sample preparation

The sediment and tissue samples underwent analysis to detect and estimate the concentration of ametrine (AME), amitraz (AMZ), ethion (ETN), malathion (MAL), methamidophos (MPS), parathion (PAR), methyl parathion (P- MET), pyrimethanil (PML), pyriproxyphen (PFN), propargite (PRO), propiconazole (PZL), thiabendazole (TZL), and trifloxystrobin (TBN). The frozen sediment and fish samples were milled and homogenized with blender separately to avoid defrosting (Ernst *et al.*, 2018). We carried out extraction by solid phase dispersion (dSPE) – QuEChERS using salts and acetonitrile according to the European Standard EN 15662 (BSI, 2008) for 10 g of sample. A 1 ml aliquot of extract was transferred in a vial and acidified with 10 μ L of 5 % formic acid solution in acetonitrile. The supernatant was transferred for HPLC-MS/MS analysis.

High performance liquid chromatography/tandem mass spectrometry

Detection and quantification of pesticides were performed on an Agilent 1200 SL binary liquid chromatograph coupled to 6430 triple quadrupole (QqQ) mass spectrometer, both from Agilent Technologies (Santa Clara, CA, USA). The extract was injected in an Agilent Technologies Zorbax Eclipse XDB-C18 column (150 mm x 4.6 mm, 5 μ m). The chromatographic separation was carried out with a linear gradient with 0.1 % formic acid in ultrapure water as mobile phase (A) and acetonitrile as organic phase

(B). The gradient elution program started at 70 % (A) and 1 % (B) and was held for 3 min; gradually, A reached 0 % and B 100 % after nearly 22 min and was upheld for 5 min. Subsequently, A increased to 30 % and B to 70 % in 5 min, and sustained for 5 min. We performed the MS/MS detection under the following conditions: 11 l/min drying gas flow, gas nebulizer at 15, gas temperature at 300 °C. Data collection and processing was done using Agilent Mass Hunter and dynamic multiple reaction monitoring (DMRM) mode. Table 2 shows the recovery percentages, standard deviation, and the detection limits of pesticides by type of sample analyzed.

Table 2. Percentage of recovery, standard deviation and limit of detection of pesticides by type of sample.

Compound	Recovery (%)		Detection limit ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	
	S	F	S	F
AME	92 \pm 0.0012	92 \pm 0.0014	0.0040	0.0047
AMZ	79 \pm 0.0011	91 \pm 0.0015	0.0039	0.0051
ETN	86 \pm 0.0013	93 \pm 0.0014	0.0043	0.0049
MAL	72 \pm 0.0013	81 \pm 0.0013	0.0043	0.0045
MFS	91 \pm 0.0012	84 \pm 0.0014	0.0042	0.0047
P-MET	75 \pm 0.0011	78 \pm 0.0014	0.0038	0.0047
PAR	94 \pm 0.0011	96 \pm 0.0014	0.0039	0.0048
PML	91 \pm 0.0012	91 \pm 0.0015	0.0040	0.0051
PFN	89 \pm 0.0011	84 \pm 0.0015	0.0036	0.0050
PRO	86 \pm 0.0013	91 \pm 0.0015	0.0044	0.0050
PZL	92 \pm 0.0011	85 \pm 0.0014	0.0038	0.0048
TZL	95 \pm 0.0013	81 \pm 0.0015	0.0044	0.0051
TBN	86 \pm 0.0012	77 \pm 0.0015	0.0041	0.0050

S = Sediment

F = Fish

AME = Ametryn

AMZ = Amitraz

ETN = Ethion

MAL = Malathion

MPS = Methamidophos

PAR = Parathion

P-MET = Parathion-methyl

PML = Pyrimethanil

PFN = Pyriproxyfen

PRO = Propargite

PZL = Propiconazole

TZL = Thiabendazole

TBN = Trifloxystrobin

Exploratory data analysis

Sediment and tissue independent data were tested for normality with the Royston statistics, and homogeneity of variances by the Levene test (Porrás-Cerrón, 2016). The original data in the two types of samples presented non normal distributions, so we performed their logarithmic transformation to examine them again.

Tests for normality and homoscedasticity in the transformed data showed non normal distributions, again; therefore, subsequent multivariate analyses were conducted using original data set. Distribution and spatial structure of data were analyzed during selection of the interpolation method.

Spatial-temporal analysis of pesticides

Spatial and temporal distribution of pesticides in sediment and tissue were analyzed by Discriminant Function Analysis (DFA). The DFA is a multivariate statistical test that uses linear combinations from a set of variables to find the one that contributes the most to discrimination between groups (James & McCulloch, 1990). The discriminant function is constructed from the following formula:

$$f(G_i) = K_i + \sum_{j=1}^n w_{ij}p_{ij} \quad (1)$$

where:

i = number of groups (Singh, Malik, Mohan, & Sinha, 2004)

K_i = constant inherent to each group

n = number of parameters used to classify a set of data into a given group

w_j = weight coefficient assigned by the DFA for a given selected parameter (p_j)

The DFA was operated using standard mode and the original sediment and tissue databases. The groups to be compared were the combination of the categories of five sites (spatial) and six months (temporal). The first two functions (roots) were retained by providing a variance > 70 %. Wilks-Lambda test was used to determine the discriminatory ability of the function.

Clustering of pollution degree

Monthly pesticide concentrations in sediments and tissues were converted into individual point shapefiles. Subsequently, these shapefiles layers led to the generation of interpolation surfaces for each pesticide, by type of sample and month. The files were projected in the UTM coordinate system (datum WGS84) zone 14 N. We performed the selection of the interpolation method by comparing the results of three Kriging geostatistical models (Ordinary, Simple and Universal) and the Inverse-distance weighting method (IDW). The Kriging methods require statistically homogeneous spatial variation at all sites along the analysis surface (ESRI, 2016). In this study, samples were concentrated in five

regions of the VGD, which generated a high correlation between the data from the same site and little or no correlation between sites. Therefore, the structural analysis showed a weak spatial homogeneity or stationarity in the distribution of the data on the VGD surface, this is a fundamental characteristic for the regionalized variable theory (Matheron, 1965). Additionally, Juang, Lee and Ellsworth (2001), and Drake and Bauder (2005) point out that pollutants of anthropogenic origin frequently present non-normal distribution and wide variations, so that the choice of the interpolation method depends on the structural analysis of the data. Considering the former, geostatistical methods were discarded as viable.

On the contrary, some studies recommend the IDW method when the number of samples is reduced and the distribution is not uniform (Cely-Pulido, Siabato-Vaca, Sánchez-Ipia, & Rangel-Sotter, 2002; Drake & Bauder, 2005), or there are large distances between sampling sites (Villatoro, Henríquez, & Sancho, 2008). Consequently, the IDW model was chosen to perform the interpolations. The IDW estimates the value of unsampled points by considering that the nearest neighbor to the observed point will have similar characteristics and their influence or weight will be greater (Wong, 2017). The estimated values were calculated according to:

$$Z = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Z_i / d_i^m)}{\sum_{i=1}^n (1 / d_i^m)} \right] \quad (2)$$

where:

Z = estimated value

Z_i = measured sample value at point i

d_i = distance between Z and Z_i

m = weighting power to d_i (Arslan & Turan, 2015)

Weighting factors were assigned in proportion to the second power and we use the default value of 12 close neighbors to perform the interpolations in ArcMap 10.3 - Spatial Analyst Tools - IDW. Individual IDW raster layers were generated for each variable, on a monthly basis (78 layers for each type of sample). The shapefiles layers obtained were converted into polygon vector format in QGIS 3.8.1-1. The vector layers were geometrically intersected in ArcMap Geoprocessing - Intersect, which projects a common spatial reference system (input and output) to calculate the geometric relationships and intersection vertices between the different feature layers, whose data are identified by a new digital number (ESRI, 2016). With these digital numbers for each variable, we built the clusters through the generalized k-means analysis in Statistica 13.0. This analysis is a non-hierarchical method that seeks the optimal number of k groups, into which a set of objects can be divided to minimize the variance within the group (David, 2017) and maximize the differences between groups (Arriaga-Flores *et al.*, 2018). The analysis generates the centroid in an initial cluster, performs iterations by calculating the Euclidean distance between each data point and the centroid, and groups the closest data (Zubaidah, Karnaningroem, & Slamet, 2018). The centroids of each pesticide were weighted on an ascending scale and after we calculated the average of the weights per cluster, the pollution degree was obtained. The classification was linked to the intersection maps to

visualize the spatial and temporal patterns of contamination in the reservoir.

Results

In the sediment and largemouth bass samples from VGD we identified 13 pesticide residues. The mean value and standard deviation of the concentration by type of sample are presented monthly (Annex A and B).

The highest mean concentration in sediment was pyrimethanil, PML (8.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$) in S4 (Table 1) during March, while the lowest in S3 in February (0.37 $\mu\text{g}/\text{kg}$). The highest mean concentration in tissue was pyriproxyfen, PFN (2.88 $\mu\text{g}/\text{kg}$) in S2 in May, and the lowest thiabendazole TZL (0.05 $\mu\text{g}/\text{mg}$) in December. Parathion (PAR) was present in 100 % of the sediment and bass tissue samples (Figure 2). Amitraz (AMZ) was detected in all sediment samples, and ethion (ETN) in all tissue samples.

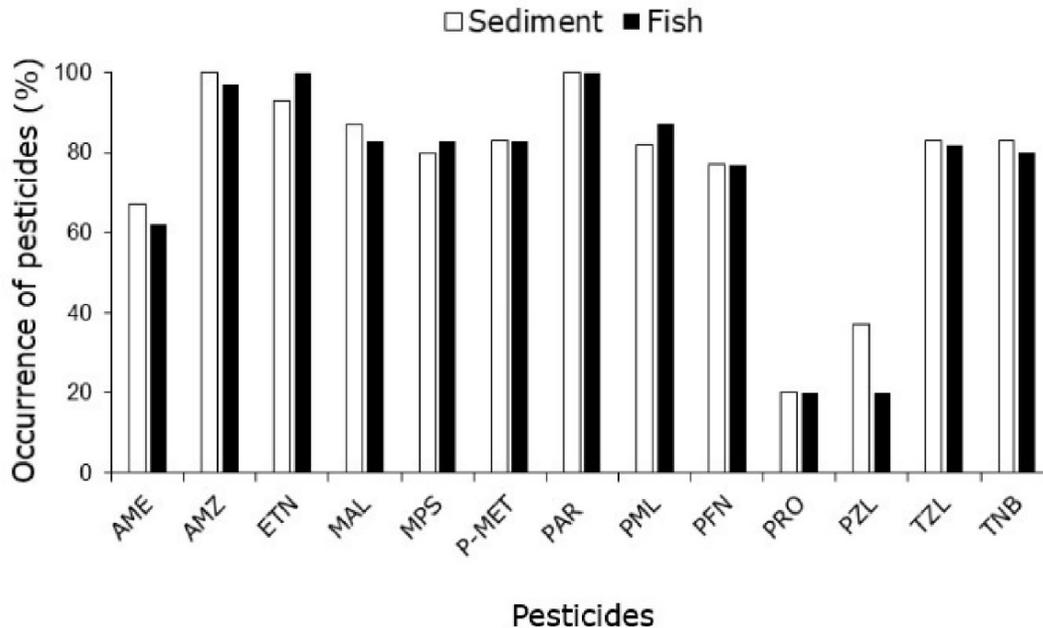


Figure 2. Frequency of pesticide residues in sediment and bass muscle.

Spatio-temporal distribution of pesticides

Sediment

Five sampling sites presented significant spatial differences (*Wilks lambda* = 0.0097; $F(52.26) = 11.964$; $p < 0.001$; Annex C) explained by the sum of the eigenvalues of the first two roots (90.34 %). The Wilks lambda estimator value showed discrimination between groups. The pesticide presenting the greatest variation associated with the first root was propargite, PRO (Figure 3), which was registered only in S3 during six months of sampling (Annex A). Likewise, this compound was negatively

correlated with ametrin AME and PFN, which were associated with the rest of the sites. Pesticide methamidophos (MPS) registered the greatest variation on the second root. The MPS concentration was related to S3 in January, February and April, and to S4 in March and May (Figure 3). The AMZ and PAR were recorded at all sites during the time of the study (Annex A).

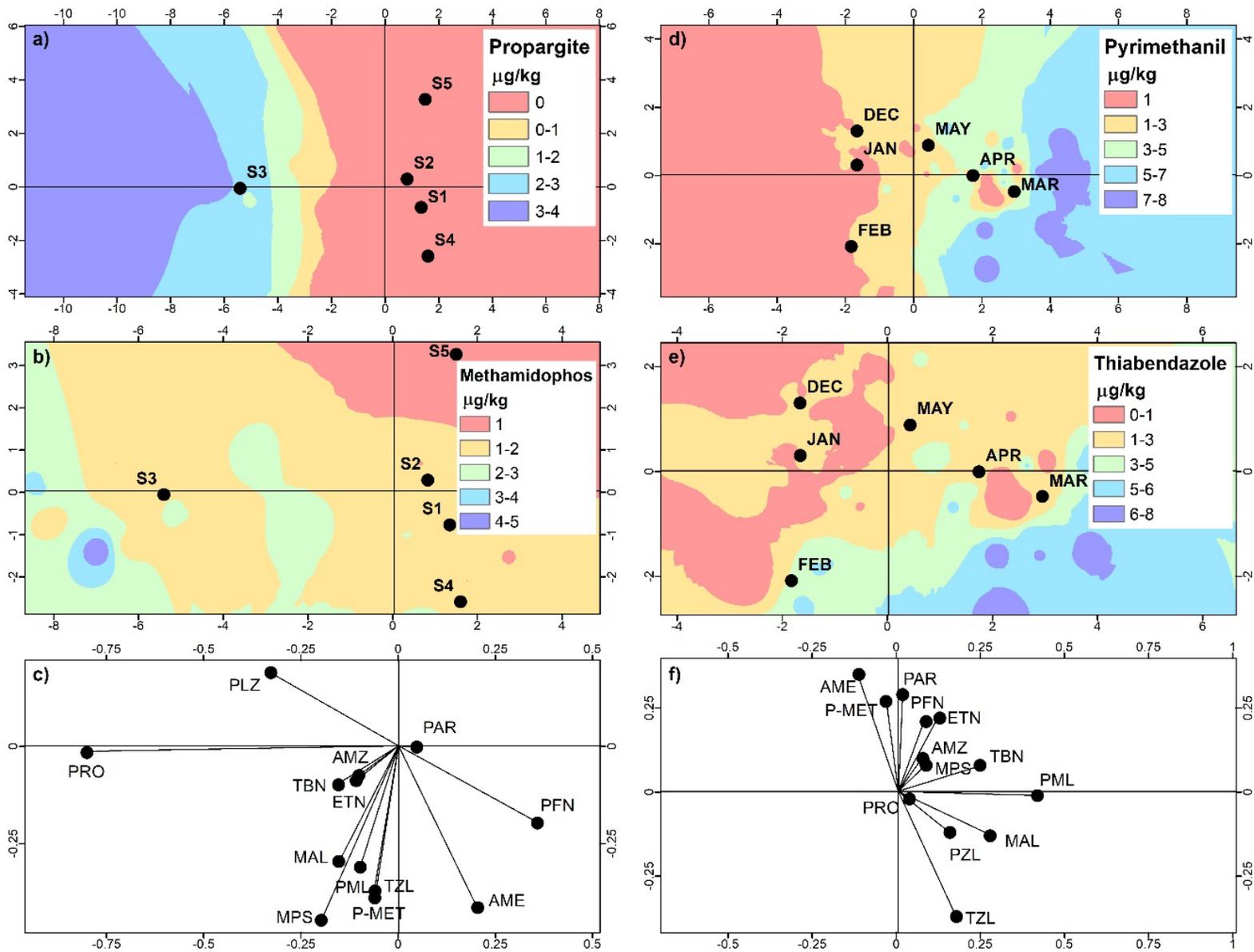


Figure 3. Discriminant functions in sediment. Spatial analysis, distribution of the most significant variables a) PRO and b) MPS, c) factor structure graph. Temporal analysis, most significant variables d) PML, and e) TZL, f) factor structure graph.

The temporal variations were significant in the six months of sampling. The DFA presented the following *Wilks lambda* values = 0.0331; $F(65.32) = 5.2837$; $p < 0.001$ (Annex C), while the accumulated variance explained by the first two roots was 78.11 %. The variable that registered the greatest difference over the first root was PML, associated with the month of March. The TZL presented greater variation on the second root, associated with February, although it was negatively correlated with AME (Figure 3).

The k-means clustering analysis identified several groups for each month of sampling (Annex D). The pollution degree was represented on maps (Figure 4). The sediment in S3 registered the highest pollution values during four months, represented through the clusters (centroids): February (C3), March (C3), April (C8), and May (C4), with presence of malathion (MAL) and PRO on these clusters. The S4 registered the highest pollution in January (C2) and May (C1), with the presence of AMZ and PFN. The concentration of AMZ in the sediment of S3 and S4 was high in all months, except April. S1 registered higher contamination in December (C2) with a predominance of AME, AMZ, MAL, MPS, methyl parathion (P-MET) and PAR. The S5 sediment presented a lower concentration and variety of pollutants during the six-month period; however, some months registered increases in PFN (December), PAR (February), propiconazole (PZL, April and March) and trifloxystrobin, (TBN, April). The monthly analysis of variance of the clusters showed significant differences ($p < 0.05$) with respect to the 13 variables (Annex D).

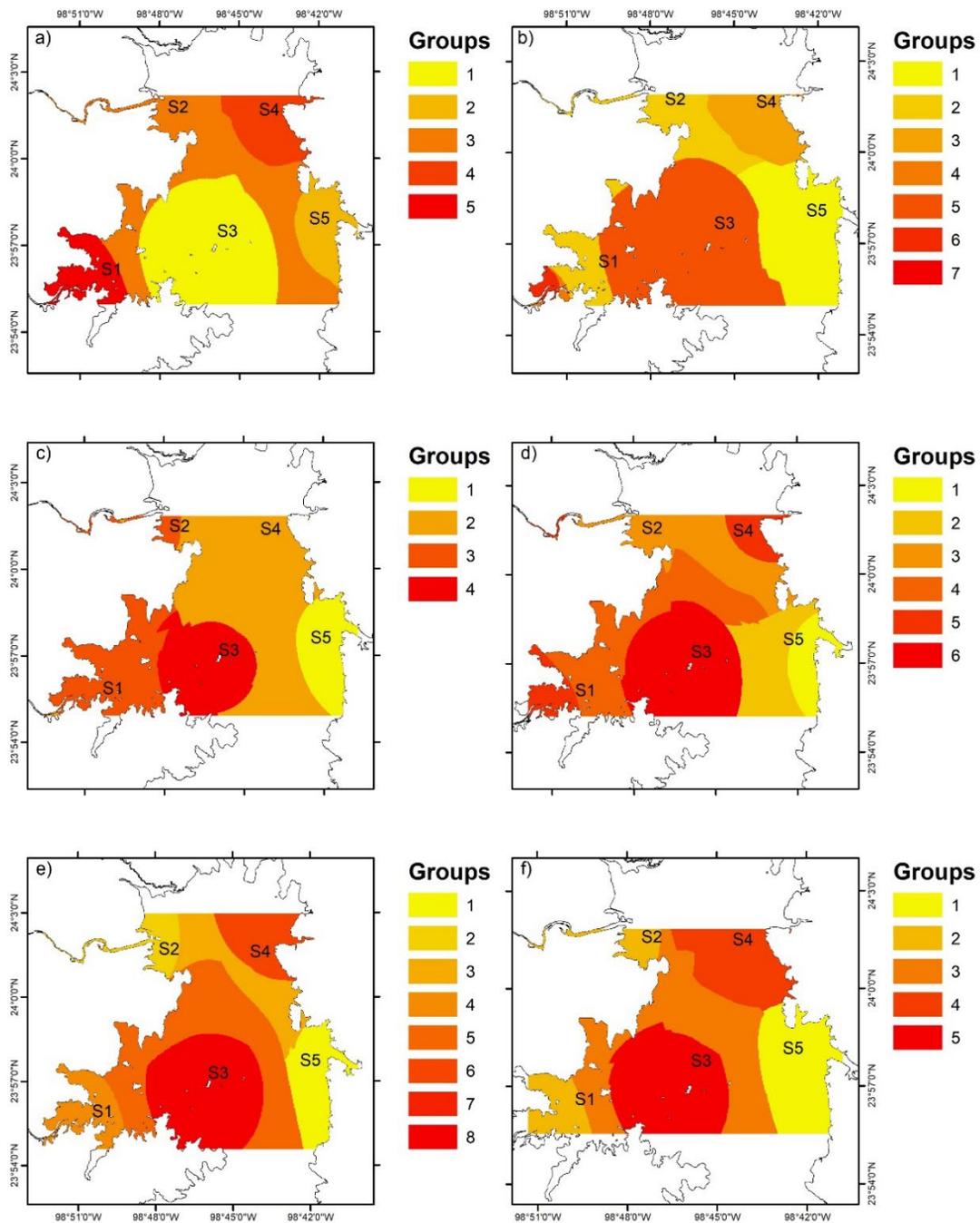


Figure 4. Classification of sites by degree of sediment pollution: a) December, b) January, c) February, d) March, e) April, f) May. S1, S2, S3, S4, S5 described in Table 1.

Tissue

The spatial differences of the bass samples were significant between the sites ($Wilks\ lambda = 0.0039$; $F(52.26) = 16.503$; $p < 0.001$; Annex C). The first two roots presented a cumulative variance of 84.52 %. The compounds that showed the greatest variation on the first root were PRO and PZL associated with S3 during the six months (Annex B) and negatively correlated with AME (Figure 5). The greatest variation associated with the second root was represented by the MPS linked to S4. The pesticides AMZ, ETN and PAR were detected in the bass specimens from the five sites during the six months (Annex B).

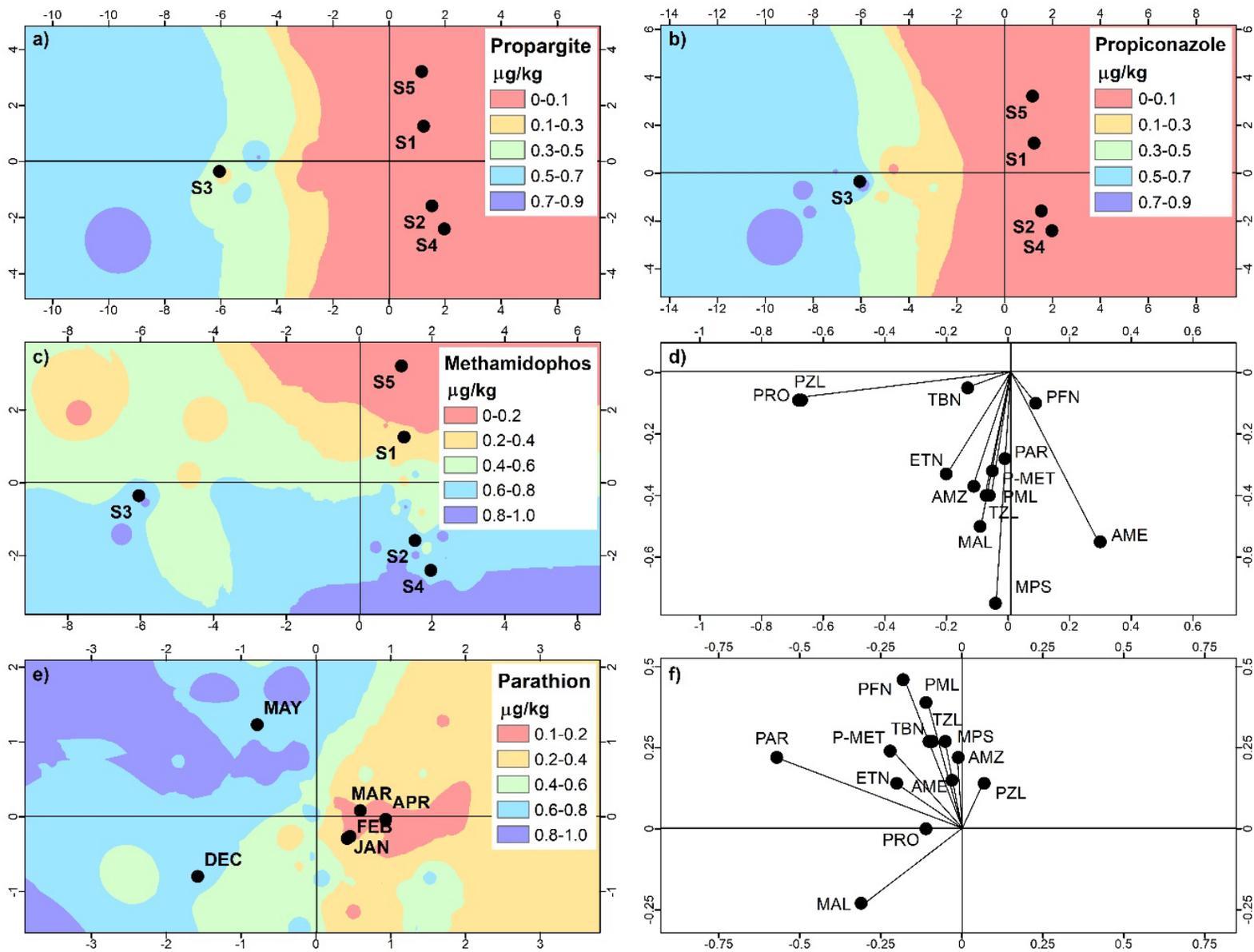


Figure 5. Discriminant functions in bass tissue. Spatial analysis, distribution of the most significant variables a) PRO b) PZL c) MPS, d) factor structure graph. Temporal analysis, most significant variables e) PAR and f) factor structure graph.

December and May showed significant variations in the concentration of pesticides [$Wilks\ lambda = 0.2971$; $F(65.32) = 1.4653$; $p < 0.0174$; Annex C]. The first two roots recorded 82.25 % of the data variation. Wilks's lambda estimator only discriminated the groups on the first root; therefore, an overlap between groups occurred on the second root. The most significant variable related to the first root was PAR in December and May, but it was negatively correlated with PZL (Figure 5).

The k-means analysis recognized various groups per month of sampling (Annex E), and the pollution degree was represented on maps (Figure 6). For the construction of the clusters, some compounds were removed as variables during the k-means analyses, as they provided little or no information. The largemouth bass collected in S4 presented the highest pollution degree during the sampling period (Figure 6), and the associated clusters were December (C3), January (C3), February (C2), March (C2), April (C2) and May (C3), all with AMZ presence. Sites S4 and S5 registered a higher concentration in December with a predominance of MAL, P-MET and PAR. The S3 presented two contamination peaks: March and April, both with high concentrations of AME, AMZ, ETN, MPS, P-MET, PAR, PFN, and TZL. S5 registered higher contamination in December, but the remaining months had the lowest concentration and the least variety of contaminants. S1 exhibited a low degree of bass contamination from January to April, although with contamination peaks in May by ETN, P-MET, PML, TZL, and TBN.

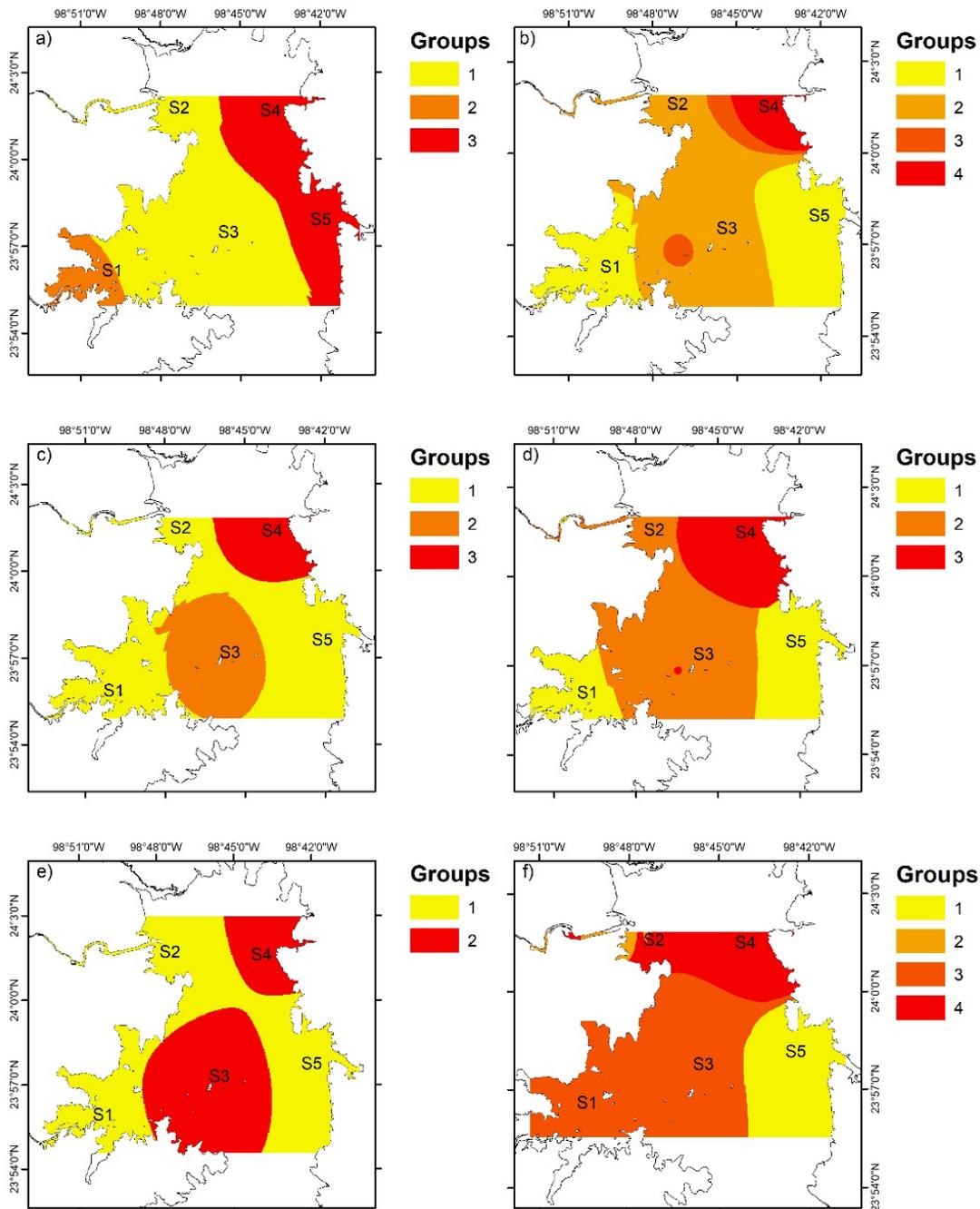


Figure 6. Classification of sites by degree of contamination of bass tissue: a) December, b) January, c) February, d) March, e) April, f) May. S1, S2, S3, S4, S5 as described in Table 1.

Discussion

The study generated a prospective scenario on the spatial and temporal distribution of the pesticides contained in sediment and bass in the VGD. The presence of pesticides in aquatic ecosystems is usually linked to non-point sources of pollution of anthropogenic origin, such as runoff or leachate (Manahan, 2007). The residues found in sediment and tissue in the present study possibly come from pesticide products used in the agricultural and livestock areas within the hydrological basin. The main crops planted in 2019 in the basin (SIAP, 2020) were sorghum, citrus, grasslands, and corn; while bovine breeding is predominant (SIAP & Sader, 2020). The compounds AME, ETN, MAL, PAR, P-MET, and PRO registered in sediment and tissue are used as pesticides in citrus, sorghum, and corn (Cicoplafest, 1991; López-Arroyo & Loera-Gallardo, 2009). PML and TBZ are used for fungicidal control in citrus (De Liñán, 2009; Rocha-Peña & Peña-del-Río, 2009). AMZ has application in veterinary medicine in the control of ticks in bovines, sheep, and pigs (Cicoplafest, 1991).

The active ingredients of the pesticides detected have an active or indefinite registration in Mexico (Cofepris, 2020). In contrast, AME, AMZ, ETN, MPS, PAR, P-MET, PRO, and PZL are prohibited or restricted in the United States and the European Community (AERU, 2017; NIH, 2019); ECOTOX, 2020) due to their toxicological relevance, in terms of human and environmental health. The World Health Organization (WHO, 2009) classifies PAR and P-MET as extremely hazardous (Ia), and MPS as highly

hazardous (Ib). Additionally, MAL, MPS, PAR, P-MET, and PZL are listed as Highly Hazardous Pesticides (FAO & WHO, 2019; PAN International, 2020).

The list of authorized pesticides in Mexico needs to be reviewed and updated in order to prohibit or restrict the trade and use of compounds that cause damage or environmental risk and may affect public health, according to international standards.

Spatio-temporal distribution of pesticides in sediments

Sediments play an important role in the transport of various pollutants from water bodies, in suspension or as a bed load; the latter defined by Hernández-Azúnaga (2005) as the transport of particles due to rolling or sliding. The mobility of the pesticide with the sediment occurs by a physicochemical affinity process between the chemical structure of the compound and the charge on the substrate surface (Hanningan, Genest, & Robinson, 2018; AERU, 2019), known as adsorption (K_{oc}) (Adams, 1973). The K_{oc} or adsorption coefficient is directly related to the lipophilicity of the compound (Delle-Site, 2001), and the organic matter content of the substrate (Nicholls, 1988). The K_{oc} reference values of the detected pesticides suggest that 11 pesticides present in sediment could show slight or no mobility ($K_{oc} = 835 - 1.2 \times 10^5$). ETN, PAR, PFN, and PRO registered the highest K_{oc} values, theoretical half-life values (DT50) of 146 to 206 d by hydrolysis in the aqueous phase (at 20 °C and pH 7), and little susceptibility to photolysis (AERU, 2017; NIH, 2019; ECOTOX, 2020).

The possible stability, persistence and low solubility (0.21-2.00 mg/l) may be related to the frequency and high concentration in sediment of the four pesticides described. Sharom, Miles, Harris and McEwen (1980) analyzed the adsorption capacity of ETN and PAR on three types of substrate, and found that ETN was more strongly adsorbed than PAR ($K_{oc} = 2\ 818$ and 741 , respectively) on sedimentary substrates. In addition, the authors highlighted the correlation between the desorption capacity of the compounds and their solubility, so that the insolubility of both pesticides facilitated their persistence in sediments and increased the toxicological potential in the aquatic ecosystem.

The spatial differences observed in sediment pesticides could be related to the agricultural and livestock land uses developed within the hydrological basin. The continuous presence of AME, AMZ, MAL, P-MET, PAR, and PRO in the sediments from agricultural sites that drain through the Corona River (S1) suggests influencing the contribution of pollutants from the dam. This sediment dynamics was observed by Hernández-Antonio and Hansen (2011), when noting the correspondence between pesticides used in agricultural areas near tributaries and those found in permanent runoff sediments.

The mobility and variation in the concentration of compounds in the VGD sediments presented similar conditions to those observed in other lentic bodies. Murdoch and Azcue (1995) pointed out that the deposition of particles with high adsorption capacity tends to occur in deep areas of reservoirs with slow currents, as observed in the center of the VGD (S3). In the depths of the reservoir, low luminosity reduces biomass and microbial activity, which diminishes its capacity and rate of compounds

degradation (Nicholls, 1988). Additionally, in S3 the avenues of S1 and S2 converge, which could lead to greater complexity in the composition of pesticides, as suggested by Agudelo, Flóres, López and Palacio (2013) by relating the increase of pesticides in clay sediments with a high content of organic matter, deposited in areas of stream confluence.

The drainage zone of the dam or curtain (S5) registered the lowest degree of contamination by pesticides, possibly due to the time passed and the decrease of organic matter content in the sediments of this zone, which contributed to the desorption of pesticides. Hanningan *et al.* (2018) showed that with the passage of time the chemical structure of compounds changes and modifies the solubility and stability of pesticides. Carreño, Zarazúa, Fall, Ávila-Pérez and Tejeda (2018) observed the degradation of the total organic carbon content (TOC) in sediments exiting a reservoir in relation to those entering (0.8 % vs. 6.2 %, respectively). The adsorption capacity of the compounds decreased and the sediments' quality at the site improved. These principles have influenced the processes that accompany wastewater treatment, mainly the degradation of pesticides and other organic compounds (Garrido-Cárdenas, Esteban-García, Agüera, Sánchez-Pérez, & Manzano-Agugliaro, 2019).

The temporal variation of pesticides in sediment can be related to the phenology of the crops and the periodicity with which the chemical control of agricultural pests is carried out. The presence of PRO during the six months of sampling is possibly associated with the chemical control of mites in various phenological stages of citrus (López-Arroyo & Loera-Gallardo, 2009) and corn (De Liñán, 2009). Some varieties of citrus fruits grown in the region, such as the "Valencia" orange, present continuous

fruiting throughout the year (Mata-Vázquez, 2013); therefore, the use of agrochemicals could be permanent. Sorghum occupies the largest area within the basin and presents two cycles in the year, spring-summer and autumn-winter (SIAP, 2020), so that the application of AME, ETN, MAL, PAR, P-MET, and PRO could cover a large area in both growing cycles. However, the variation in pesticide use between the two sowing periods is unknown.

Spatio-temporal distribution of pesticides in largemouth bass tissue

Fish muscle tissue is identified as a reservoir of contaminants of organic origin (Kolanczyk, Serrano, Tapper, & Schmieder, 2018; Arisekar, Shakila, Jeyasekaran, Shalini, & Kumar, 2019), and heavy metals (Foster, Drake, & DiDomenico, 2000). The presence of pesticides in aquatic organisms of the VGD requires further study. The analysis carried out by Uresti *et al.* (2008) discovered the presence of organochlorine pesticides (aldrin, endrin, chlordane, mirex, heptachlor, DDT, DDE, and DDD) in four species of fish from this reservoir. The highest concentration of pesticides was recorded in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and catfish (*Ictalurus punctatus*), with mean values of 0.97 to 41.40 ng/g, and 0.93 to 212.31 ng/g, respectively.

The S4 registered the highest degree of contamination in bass during the six months contemplated. The temporal variations in the concentration of pesticides were only significant in December and May, which could be related to the seasonal variation in the feeding habits of

bass. Studies affirm that bass is an opportunistic predator, with marked variations in its diet throughout the year (Cochran & Adelman, 1982; Rodríguez-Jiménez, 1989). Aloo and Dadzie (1995) observed the ingestion of insects, small fish and aquatic vegetation during winter; while in spring the consumption of fish of various sizes, insects and frogs increased. These changes in the feeding patterns of the bass are commonly influenced by the migratory habits of prey occurring in the dams, originated by the seasonal differences in the water levels and temperature of the reservoirs (Torres-Morales, 2000).

All the compounds detected in largemouth bass tissue were also found in the VGD sediments in higher concentrations. The sites sampled at the center (S3) and East (S4) of the reservoir recorded the highest variety and concentration of pesticides, both in sediments (Annex D), and in bass tissue (Annex E). Additionally, the predominant compounds in sediments (AMZ, ETN, PAR, PFN, and PRO), were also predominant in bass. The lipophilic properties of these compounds, associated with stability and persistence in the case of sediments, could be related to their presence in bass tissues. Compounds AMZ, ETN, PAR, PFN, and PRO present high theoretical values with respect to Bioconcentration Factors ($BCF = 1\ 838, 1\ 600, 462, 1\ 620, \text{ and } 4\ 890$, respectively) and Bioaccumulation ($BAF = 5.5, 5.07, 3.83, 5.37, \text{ and } 5.7$), which suggest great potential to be bioaccumulated in bass tissues (AERU, 2017; NIH, 2019; ECOTOX, 2020).

The BCF estimates the ability of a compound to concentrate in tissues of aquatic organisms, from water (Larisch & Goss, 2018). The BAF is determined by the lipophilicity of the compound, expressed by the \log_{10}

of the n-octanol/water Partition Coefficient ($\text{Log } K_{ow}$) (Hanningan *et al.*, 2018), which considers the sum of the bioconcentration and the chemicals ingested in food (Dodds & Whiles, 2020). Compounds with high $\text{Log } K_{ow}$ are regularly bioaccumulated in tissues of lipid constitution in fish, such as viscera, subdermal fat and edible muscle (Kolanczyk *et al.*, 2018). Therefore, the chemical structure and lipophilic properties of pesticides could be considered as the most important factors in the bioaccumulation process (Maund *et al.*, 1997). The bioaccumulation of pesticides in aquatic organisms is associated with the presence of these compounds in some of the environmental compartments (Arisekar *et al.*, 2019) and their possible translocation in food webs (Tsaboula *et al.*, 2016). Some studies indicate the bioaccumulation of compounds from sediments at higher trophic levels through the consumption of benthic organisms (Burgess, Berry, Mount, & Di Toro, 2013; Ccancapa, Navarro-Ortega, Picó, & Barceló, 2016), which could generate ecotoxicity within the VGD aquatic ecosystem (Maund *et al.*, 1997).

The effects and impacts of pesticides transported to water bodies are documented in various studies, which confirm the lethal and sublethal effects on aquatic life (Hua & Relyea 2014; Whitmore *et al.*, 2015; Rahman, Majharul-Islam, Haque, & Shahjahan, 2020) and human health (Goldman, Musgrove, Jewell, & Di Monte, 2017; Sabarwal, Kumar, & Singh, 2018). In particular, *Micropterus salmoides* reported mortality to ETN and PAR exposure with LC50 ranging from 0.5 to 173 mg/l and 0.5 to 620 mg/l, respectively (Weiss, 1961; Munn, Gilliom, Moran, & Nowell, 2006). Additionally, *M. salmoides* presented sublethal effects at the hormonal and reproductive levels due to exposure to organochlorine

pesticides (Johnson, 2005); as well as physiological and behavioral changes due to the inhibition of brain acetylcholinesterase by exposure to organophosphate pesticides (Pan & Dutta, 1998).

Conclusions

The study of sediment and largemouth bass tissue in the VGD detected the presence of 13 pesticides, five of them related to ecotoxicological effects. The spatial and temporal variations of the pesticides in sediment were significant for all sites and months of the study. These variations seem to be associated with the chemical control applied by the agricultural and livestock activities developed within the hydrological basin. The spatio-temporal variations of pesticides in bass tissue may be related to seasonal variation in bass feeding habits, which were significant only in December and May. The areas of the reservoir that registered the greatest variety and concentration of pesticides in sediments and bass tissue were located in the central and eastern areas of the dam. The curtain or spillway presented the lowest pollution degree, both in sediments and bass. The pesticides AME, ETN, MAL, PAR, PFN, and PRO were predominant in both types of sample; this could be related to its lipophilic properties that enhance sediment adsorption and bioaccumulation in bass tissue through the VGD trophic structure.

Results also represent an alert for health authorities, since fish products and water of the reservoir are consumed by the surrounding communities; both can pose risks to human health.

Therefore, further studies are required to determine the presence of pesticides in water and in other trophic levels of the VGD, so as to determine the route and the environmental fate of the compounds used in agricultural activities. Toxicological risk studies are necessary to identify the effects of pesticides on human health due to the consumption of aquaculture products and water from reservoirs.

Annexes

Annex A. Mean values ($\mu\text{g}/\text{kg}$) \pm monthly standard deviation of pesticides found in sediment by sampling site.

Site	AME	AMZ	ETN	MAL	MFS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN
December													
S1	3.43 \pm 1.46	4.26 \pm 0.40	<LOD	2.56 \pm 0.45	2.63 \pm 1.04	2.93 \pm 0.61	3.7 \pm 0.45	0.76 \pm 0.68	2.46 \pm 0.75	<LOD	<LOD	1.7 \pm 0.43	<LOD
S2	1.5 \pm 0.70	2.25 \pm 0.21	2.5 \pm 0.28	3.5 \pm 0.14	1.85 \pm 0.21	1.15 \pm 0.07	1.85 \pm 0.35	2.5 \pm 0.28	1.55 \pm 0.35	<LOD	<LOD	1.25 \pm 0.35	<LOD
S3	2.16 \pm 0.47	1.13 \pm 0.15	1.73 \pm 0.40	1.76 \pm 0.32	1.4 \pm 0.3	1.33 \pm 0.35	2.1 \pm 0.45	2.23 \pm 0.73	<LOD	2.8 \pm 0.2	3.36 \pm 0.35	1.5 \pm 0.4	1.96 \pm 0.35
S4	2.96 \pm 0.80	1.6 \pm 0.26	2.16 \pm 0.60	2.16 \pm 0.40	1.26 \pm 0.25	2.06 \pm 0.77	1.33 \pm 0.30	2.2 \pm 0.55	2.73 \pm 0.30	<LOD	<LOD	2.2 \pm 0.5	2.4 \pm 0.65
S5	2.13 \pm 0.49	3.3 \pm 0.60	1.76 \pm 0.25	2.3 \pm 0.70	<LOD	1.36 \pm 0.37	2.76 \pm 0.32	1.76 \pm 0.45	3 \pm 0.1	<LOD	<LOD	1.66 \pm 0.90	<LOD
January													
S1	1.36 \pm 0.37	2.63 \pm 0.55	1.76 \pm 0.35	2.46 \pm 0.45	1.46 \pm 0.32	2.46 \pm 0.35	1.5 \pm 0.36	1.53 \pm 0.25	2 \pm 0.3	<LOD	<LOD	2.66 \pm 0.45	1.23 \pm 0.25
S2	1.13 \pm 0.15	1.5 \pm 0.3	1.33 \pm 0.35	2.33 \pm 0.25	1.16 \pm 0.15	3.16 \pm 0.15	2.2 \pm 0.26	2.23 \pm 0.32	1.2 \pm 0.26	<LOD	<LOD	1.4 \pm 0.20	<LOD
S3	<LOD	1.63 \pm 0.47	2.93 \pm 0.20	3.03 \pm 0.20	2.36 \pm 0.30	1.46 \pm 0.41	2.03 \pm 0.20	2.13 \pm 0.41	<LOD	1.33 \pm 0.30	2.2 \pm 0.45	1.43 \pm 0.30	2.06 \pm 0.25
S4	3 \pm 0.1	2.2 \pm 0.39	3.06 \pm 0.41	2.6 \pm 0.52	1.4 \pm 0.3	2.43 \pm 0.40	1.6 \pm 0.26	1.43 \pm 0.40	2.4 \pm 0.36	<LOD	<LOD	1.2 \pm 0.26	2.5 \pm 0.45
S5	<LOD	1.2 \pm 0.1	1.73 \pm 0.15	<LOD	<LOD	<LOD	1.8 \pm 0.43	<LOD	1.26 \pm 0.15	<LOD	<LOD	<LOD	1.43 \pm 0.45
February													
S1	1.23 \pm 0.25	2.23 \pm 0.41	1.36 \pm 0.30	1.36 \pm 0.32	1.36 \pm 0.30	1.27 \pm 1.01	1.4 \pm 0.4	1.26 \pm 0.37	2.23 \pm 0.32	<LOD	<LOD	2.13 \pm 0.15	1.3 \pm 0.36
S2	1.46 \pm 0.40	2.63 \pm 0.30	1.86 \pm 0.25	5.46 \pm 0.47	1.46 \pm 0.40	1.96 \pm 0.30	1.3 \pm 0.3	1.66 \pm 0.32	1.26 \pm 0.30	<LOD	2.73 \pm 0.35	6.1 \pm 0.85	<LOD
S3	<LOD	2.6 \pm 0.28	1.8 \pm 0.28	3.85 \pm 0.49	1.7 \pm 0.14	1.3 \pm 0.14	1.4 \pm 0.42	0.37 \pm 0.21	<LOD	3.85 \pm 0.21	5.4 \pm 0.42	6.35 \pm 0.35	2.5 \pm 0.42
S4	1.36 \pm 0.40	2.43 \pm 0.50	1.6 \pm 0.29	3.46 \pm 0.32	1.4 \pm 0.20	1.46 \pm 0.40	2.23 \pm 0.32	3.3 \pm 0.3	1.33 \pm 0.35	<LOD	<LOD	4.86 \pm 0.66	1.8 \pm 0.26
S5	<LOD	1.1 \pm 0.17	<LOD	2.06 \pm 0.75	<LOD	<LOD	1.83 \pm 0.20	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1.16 \pm 0.20

Site	AME	AMZ	ETN	MAL	MFS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN
March													
S1	1.46 ± 0.37	2.36 ± 0.30	1.4 ± 0.36	6.6 ± 0.62	1.53 ± 0.30	1.7 ± 0.2	2.3 ± 0.29	7.36 ± 0.30	3.1 ± 0.60	<LOD	<LOD	5.6 ± 0.5	2.53 ± 0.35
S2	1.56 ± 0.35	1.4 ± 0.36	1.7 ± 0.36	7.76 ± 0.58	1.53 ± 0.30	1.4 ± 0.3	3.1 ± 1.11	6.1 ± 1.80	1.53 ± 0.25	<LOD	<LOD	1.7 ± 0.52	1.7 ± 0.45
S3	<LOD	5.9 ± 0.3	3.2 ± 1.1	7.36 ± 1.00	1.33 ± 0.25	1.5 ± 0.52	1.5 ± 0.3	7.16 ± 1.05	<LOD	3.5 ± 0.75	5.4 ± 0.79	5.66 ± 0.41	3.7 ± 1.04
S4	1.66 ± 0.15	1.23 ± 0.15	1.53 ± 0.40	6.13 ± 0.80	3.46 ± 0.37	1.66 ± 0.30	1.46 ± 0.35	8.33 ± 0.51	2.43 ± 1.13	<LOD	<LOD	8.03 ± 0.15	1.43 ± 0.30
S5	<LOD	1.3 ± 0.3	1.46 ± 0.40	<LOD	<LOD	<LOD	1.5 ± 0.36	<LOD	2.13 ± 0.58	<LOD	4.86 ± 0.94	<LOD	2.3 ± 0.52
April													
S1	1.8 ± 0.14	1.4 ± 0.56	1.9 ± 0.28	6.2 ± 1.41	1.15 ± 0.21	2.6 ± 0.70	1.8 ± 0.70	5.7 ± 0.70	2.95 ± 1.34	<LOD	<LOD	4.85 ± 1.48	1.95 ± 0.07
S2	1.3 ± 0.30	3.73 ± 0.47	3.4 ± 0.70	1.6 ± 0.29	1.53 ± 0.25	1.93 ± 0.35	1.53 ± 0.45	1.46 ± 0.30	2.73 ± 0.45	<LOD	2.6 ± 0.49	3.1 ± 0.43	1.36 ± 0.47
S3	<LOD	1.8 ± 0.79	3.73 ± 0.60	6.83 ± 0.60	4.3 ± 1.25	2.6 ± 1.01	2.33 ± 0.41	5.23 ± 0.95	<LOD	2.86 ± 0.86	4.33 ± 1.00	2.7 ± 0.7	2.8 ± 1.01
S4	2.16 ± 0.70	3.43 ± 0.70	1.76 ± 0.41	7.2 ± 1.05	1.26 ± 0.25	1.16 ± 1.00	2.16 ± 0.90	5.9 ± 0.75	2.76 ± 0.45	<LOD	<LOD	5.53 ± 1.35	1.96 ± 0.50
S5	<LOD	2.65 ± 0.77	1.9 ± 0.14	<LOD	<LOD	<LOD	2 ± 1.27	<LOD	2.4 ± 0.70	<LOD	4.85 ± 0.49	<LOD	4.35 ± 2.47
May													
S1	1.53 ± 0.40	2.76 ± 0.45	3.8 ± 0.55	3.66 ± 1.07	2.03 ± 0.41	1.96 ± 0.30	3.36 ± 0.76	3.43 ± 0.68	1.3 ± 0.26	<LOD	<LOD	1.86 ± 0.40	1.6 ± 0.55
S2	1.7 ± 0.43	1.9 ± 0.36	2.23 ± 0.61	2.73 ± 0.45	1.4 ± 0.45	1.9 ± 0.55	2.8 ± 0.91	2.33 ± 0.66	1.63 ± 0.65	<LOD	3.73 ± 1.00	1.56 ± 0.30	2.06 ± 1.17
S3	<LOD	5.23 ± 0.65	1.36 ± 0.30	7.96 ± 0.70	2.3 ± 0.45	3.4 ± 0.89	1.4 ± 0.26	5.63 ± 0.55	<LOD	2.59 ± 1.96	2.5 ± 0.65	3.16 ± 1.35	4.36 ± 1.04
S4	3.33 ± 1.12	2.7 ± 0.65	2.2 ± 0.36	4.16 ± 1.05	2.53 ± 0.83	4.53 ± 0.81	2.43 ± 0.47	3.46 ± 0.60	5.4 ± 0.75	<LOD	<LOD	3.53 ± 0.60	4.6 ± 0.96
S5	<LOD	1.96 ± 0.50	2.33 ± 0.45	<LOD	<LOD	<LOD	1.86 ± 0.76	<LOD	2 ± 0.62	<LOD	<LOD	<LOD	1.93 ± 0.55

Ametryn (AME), Amitraz (AMZ), Ethion (ETN), Malathion (MAL), Methamidophos (MPS), Parathion (PAR), Parathion-methyl (P-MET), Pyrimethanil (PML), Pyriproxyfen (PFN), Propargite (PRO), Propiconazole (PZL), Thiabendazole (TZL) and Trifloxystrobin (TBN). S1, S2, S3, S4, S5 described in Table 1.

Annex B. Mean values ($\mu\text{g}/\text{kg}$) \pm monthly standard deviation of pesticides found in largemouth bass muscle by sampling site.

Site	AME	AMZ	ETN	MAL	MFS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN
December													
S1	0.19 ± 0.07	0.61 ± 0.35	0.47 ± 0.17	0.4 ± 0.12	0.38 ± 0.09	0.18 ± 0.06	0.71 ± 0.14	0.8 ± 0.11	0.28 ± 0.14	<LOD	<LOD	0.73 ± 0.11	<LOD
S2	0.41 ± 0.57	0.08 ± 0.11	0.15 ± 0.04	0.87 ± 0.05	0.66 ± 0.07	0.57 ± 0.12	0.4 ± 0.15	0.77 ± 0.06	0.18 ± 0.12	<LOD	<LOD	0.05 ± 0.07	<LOD
S3	<LOD	0.32 ± 0.21	0.62 ± 0.24	0.85 ± 0.07	0.38 ± 0.09	0.18 ± 0.06	0.71 ± 0.14	0.25 ± 0.13	<LOD	0.64 ± 0.08	0.23 ± 0.12	0.18 ± 0.07	0.20 ± 0.05
S4	0.37 ± 0.18	0.80 ± 0.04	0.53 ± 0.16	0.56 ± 0.14	0.68 ± 0.14	0.82 ± 0.11	0.71 ± 0.25	0.25 ± 0.08	0.38 ± 0.17	<LOD	<LOD	0.65 ± 0.13	0.80 ± 0.17
S5	0.37 ± 0.20	0.54 ± 0.07	0.65 ± 0.28	0.92 ± 0.03	0.14 ± 0.03	0.77 ± 0.12	0.84 ± 0.11	0.16 ± 0.06	0.62 ± 0.20	<LOD	<LOD	0.59 ± 0.13	0.64 ± 0.23

Site	AME	AMZ	ETN	MAL	MFS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN
January													
S1	0.29 ± 0.14	0.48 ± 0.15	0.36 ± 0.22	0.27 ± 0.10	0.16 ± 0.05	0.54 ± 0.18	0.52 ± 0.21	0.54 ± 0.25	0.13 ± 0.03	<LOD	<LOD	0.45 ± 0.12	0.14 ± 0.03
S2	0.27 ± 0.17	0.24 ± 0.08	0.19 ± 0.05	0.60 ± 0.02	0.36 ± 0.08	0.27 ± 0.13	0.25 ± 0.11	0.35 ± 0.07	0.19 ± 0.06	<LOD	<LOD	0.18 ± 0.07	<LOD
S3	<LOD	0.48 ± 0.15	0.69 ± 0.22	0.52 ± 0.25	0.30 ± 0.18	0.17 ± 0.04	0.34 ± 0.07	0.37 ± 0.09	<LOD	0.51 ± 0.10	0.5 ± 0.15	0.49 ± 0.10	0.49 ± 0.33
S4	0.74 ± 0.28	0.86 ± 0.14	0.82 ± 0.12	0.79 ± 0.13	0.87 ± 0.05	0.66 ± 0.20	0.7 ± 0.20	0.50 ± 0.20	0.90 ± 0.08	<LOD	<LOD	0.84 ± 0.07	0.66 ± 0.17
S5	<LOD	0.13 ± 0.04	0.17 ± 0.05	<LOD	<LOD	<LOD	0.13 ± 0.03	0.14 ± 0.03	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.26 ± 0.04
February													
S1	0.20 ± 0.10	0.51 ± 0.07	0.20 ± 0.05	0.17 ± 0.07	0.19 ± 0.07	0.14 ± 0.05	0.42 ± 0.04	0.25 ± 0.04	0.15 ± 0.02	<LOD	<LOD	0.19 ± 0.09	0.12 ± 0.01
S2	0.28 ± 0.21	0.25 ± 0.07	0.25 ± 0.03	0.74 ± 0.06	0.58 ± 0.19	0.35 ± 0.20	0.40 ± 0.10	0.48 ± 0.16	0.29 ± 0.08	<LOD	<LOD	0.38 ± 0.15	<LOD
S3	<LOD	0.93 ± 0.00	0.88 ± 0.04	0.45 ± 0.02	0.58 ± 0.12	0.42 ± 0.12	0.43 ± 0.05	0.37 ± 0.21	<LOD	0.64 ± 0.03	0.70 ± 0.07	0.67 ± 0.20	0.47 ± 0.21
S4	0.70 ± 0.19	0.80 ± 0.04	0.71 ± 0.07	0.78 ± 0.20	0.68 ± 0.16	0.86 ± 0.04	0.74 ± 0.06	0.73 ± 0.12	0.63 ± 0.12	<LOD	<LOD	0.66 ± 0.20	0.65 ± 0.08
S5	<LOD	0.15 ± 0.02	0.15 ± 0.03	<LOD	<LOD	<LOD	0.12 ± 0.03	<LOD	0.18 ± 0.03	<LOD	<LOD	<LOD	0.17 ± 0.03
March													
S1	0.17 ± 0.03	0.38 ± 0.08	0.13 ± 0.03	0.12 ± 0.03	0.16 ± 0.04	0.40 ± 0.25	0.29 ± 0.02	0.25 ± 0.06	0.17 ± 0.04	<LOD	<LOD	0.16 ± 0.06	0.16 ± 0.05
S2	0.2 ± 0.12	0.26 ± 0.04	0.15 ± 0.04	0.61 ± 0.10	0.41 ± 0.17	0.22 ± 0.04	0.33 ± 0.06	0.53 ± 0.04	0.13 ± 0.02	<LOD	<LOD	0.38 ± 0.09	<LOD
S3	<LOD	0.85 ± 0.06	0.66 ± 0.11	0.72 ± 0.11	0.73 ± 0.07	0.9 ± 0.06	0.40 ± 0.18	0.84 ± 0.06	<LOD	0.56 ± 0.35	0.82 ± 0.09	0.82 ± 0.12	2.24 ± 2.39
S4	0.85 ± 0.06	0.94 ± 0.02	0.87 ± 0.05	0.74 ± 0.09	0.89 ± 0.09	0.6 ± 0.06	0.85 ± 0.07	0.53 ± 0.18	0.58 ± 0.23	<LOD	<LOD	0.63 ± 0.08	0.8 ± 0.05
S5	<LOD	0.10 ± 0.10	0.24 ± 0.06	<LOD	<LOD	<LOD	0.16 ± 0.02	<LOD	0.23 ± 0.04	<LOD	<LOD	<LOD	0.23 ± 0.09
April													
S1	0.15 ± 0.04	0.34 ± 0.10	0.20 ± 0.04	0.14 ± 0.01	0.3 ± 0.14	0.25 ± 0.20	0.14 ± 0.02	0.21 ± 0.02	0.29 ± 0.16	<LOD	<LOD	0.18 ± 0.02	0.20 ± 0.13
S2	0.56 ± 0.09	0.60 ± 0.08	0.18 ± 0.09	0.71 ± 0.11	0.73 ± 0.12	0.13 ± 0.05	0.66 ± 0.04	0.32 ± 0.06	0.29 ± 0.10	<LOD	<LOD	0.77 ± 0.08	N.D.
S3	<LOD	0.95 ± 0.04	0.63 ± 0.14	0.61 ± 0.08	0.63 ± 0.11	0.76 ± 0.06	0.57 ± 0.05	0.74 ± 0.08	<LOD	0.16 ± 0.11	0.32 ± 0.04	0.81 ± 0.08	0.72 ± 0.25
S4	0.72 ± 0.09	0.71 ± 0.13	0.67 ± 0.06	0.61 ± 0.11	0.76 ± 0.17	0.68 ± 0.15	0.51 ± 0.22	0.88 ± 0.04	0.64 ± 0.09	<LOD	<LOD	0.84 ± 0.06	0.42 ± 0.10
S5	<LOD	0.17 ± 0.00	0.13 ± 0.03	<LOD	<LOD	<LOD	0.2 ± 0.01	<LOD	0.15 ± 0.01	<LOD	<LOD	<LOD	0.15 ± 0.07
May													
S1	0.13 ± 0.02	0.63 ± 0.20	0.69 ± 0.14	0.48 ± 0.17	0.65 ± 0.11	0.79 ± 0.06	0.47 ± 0.16	0.77 ± 0.08	0.7 ± 0.18	<LOD	<LOD	0.73 ± 0.04	0.71 ± 0.04
S2	0.69 ± 0.11	0.70 ± 0.09	0.27 ± 0.04	0.46 ± 0.15	0.80 ± 0.09	0.47 ± 0.05	0.94 ± 0.03	0.70 ± 0.07	2.88 ± 3.74	<LOD	<LOD	0.66 ± 0.11	N.D.
S3	<LOD	0.68 ± 0.15	0.78 ± 0.05	0.67 ± 0.09	0.6 ± 0.22	0.78 ± 0.22	0.82 ± 0.09	0.73 ± 0.10	<LOD	0.59 ± 0.10	0.62 ± 0.10	0.64 ± 0.10	2.34 ± 3.25
S4	0.93 ± 0.03	0.76 ± 0.07	0.87 ± 0.12	0.75 ± 0.07	0.73 ± 0.04	0.82 ± 0.10	0.84 ± 0.11	0.86 ± 0.07	0.88 ± 0.08	<LOD	<LOD	0.94 ± 0.04	0.75 ± 0.02
S5	<LOD	0.24 ± 0.06	0.14 ± 0.04	<LOD	<LOD	<LOD	0.30 ± 0.01	<LOD	0.29 ± 0.09	<LOD	<LOD	<LOD	0.12 ± 0.02

Ametryn (AME), Amitraz (AMZ), Ethion (ETN), Malathion (MAL), Methamidophos (MPS), Parathion (PAR), Parathion-methyl (P-MET), Pyrimethanil (PML), Pyriproxyfen (PFN), Propargite (PRO), Propiconazole (PZL), Thiabendazole (TZL) and Trifloxystrobin (TBN). S1, S2, S3, S4, S5 described in Table 1.

Annex C. Matrices of statistical significance (f/p) to determine the spatial and temporal variations of pesticides in sediment and fish.

Spatial							Seasonal							
Sediment														
F							F							
		S1	S2	S3	S4	S5			DEC	JAN	FEB	MAR	APR	MAY
p^*	S1		10.833	31.963	10.147	4.558	p^*	DEC		4.023	6.346	12.109	7.847	6.308
	S2	0.000		36.591	11.049	16.525		JAN	0.000		3.767	12.304	6.082	3.220
	S3	0.000	0.000		40.884	36.354		FEB	0.000	0.000		12.482	7.868	7.560
	S4	0.000	0.000	0.000		20.485		MAR	0.000	0.000	0.000		1.966	6.448
	S5	0.000	0.000	0.000	0.000			APR	0.000	0.000	0.000	0.037		2.044
									MAY	0.000	0.000	0.000	0.000	0.029
Fish														
F							F							
		S1	S2	S3	S4	S5			DEC	JAN	FEB	MAR	APR	MAY
p^*	S1		10.833	31.963	10.147	4.558	p^*	DEC		2.267	2.172	2.767	3.251	2.279
	S2	0.000		36.591	11.049	16.525		JAN	0.015		0.260	0.448	0.858	1.990
	S3	0.000	0.000		40.884	36.354		FEB	0.020	0.995		0.217	0.724	1.881
	S4	0.000	0.000	0.000		20.485		MAR	0.003	0.945	0.998		0.755	1.753
	S5	0.000	0.000	0.000	0.000			APR	0.001	0.599	0.733	0.703		2.390
									MAY	0.015	0.035	0.048	0.069	0.010

* $p < 0.05$

S1, S2, S3, S4, S5 as described in Table 1.

Annex D. Clusters by pollution degree and centroids generated by the K-means analysis for the monthly sediment samples.

Groups	AME	AMZ	ETN	MAL	MPS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN	PD
December														
C1	2.750	1.917	2.167	2.042	1.000	2.083	1.583	2.208	2.583	0.083	0.208	2.125	2.250	IV
C2	3.080	3.760	0.520	2.600	2.160	2.560	3.320	0.920	2.160	0.200	0.440	1.960	0.080	V
C3	2.071	3.179	2.000	2.286	0.036	1.429	2.750	1.857	2.643	0.036	0.214	1.929	0.429	II
C4	2.076	2.182	1.894	2.364	1.409	1.530	2.121	2.061	1.682	0.621	0.924	1.803	0.879	III
C5	2.074	1.630	1.815	1.963	1.296	1.481	2.074	2.148	0.630	2.222	2.593	1.778	1.704	I
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
January														
C1	1.045	1.886	1.864	2.250	1.386	2.386	2.000	1.932	1.091	0.000	0.432	1.386	0.886	II
C2	3.000	3.000	3.000	2.500	1.000	2.000	2.000	2.000	2.000	0.000	0.000	1.000	2.000	VII
C3	0.370	1.957	2.500	2.478	1.891	1.652	2.000	1.913	0.717	1.022	1.304	1.217	1.826	V
C4	1.444	2.778	1.889	2.222	1.444	2.333	2.000	1.778	2.000	0.000	0.000	2.667	1.111	IV
C5	2.071	2.000	2.714	2.250	1.036	2.000	1.964	1.250	1.857	0.000	0.071	1.000	2.214	III
C6	1.000	3.000	2.000	2.750	1.500	2.000	1.000	2.000	2.000	0.000	0.000	2.750	1.000	VI
C7	0.324	1.235	2.000	1.059	0.618	0.735	1.971	0.765	1.029	0.059	0.294	0.412	1.765	I
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
February														
C1	0.790	2.048	1.331	3.556	1.065	1.089	2.000	1.508	0.726	0.968	1.815	4.266	1.661	II
C2	0.000	1.536	0.286	2.786	0.143	0.000	2.000	0.464	0.000	0.250	0.607	1.393	1.000	I
C3	0.146	2.293	1.951	3.878	1.659	1.000	1.098	0.707	0.293	2.829	4.244	5.512	2.098	IV
C4	1.057	2.271	1.729	3.557	1.186	1.400	1.000	1.257	1.300	0.657	1.986	4.386	0.914	III
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	

Groups	AME	AMZ	ETN	MAL	MPS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN	PD
March														
C1	0.304	2.638	2.000	3.696	1.043	1.000	2.000	4.130	1.638	1.029	3.768	3.449	2.406	II
C2	0.000	1.565	1.870	1.000	0.261	0.000	1.870	1.217	2.000	0.130	4.435	0.913	2.087	I
C3	0.011	5.319	3.044	7.077	1.143	1.451	1.736	6.912	0.374	3.044	4.725	5.385	3.440	VI
C4	1.065	1.968	2.000	6.430	2.022	1.000	2.226	6.376	1.645	0.548	1.355	4.151	2.000	III
C5	0.967	3.370	2.109	6.326	1.859	1.304	2.000	6.446	1.174	1.413	2.870	4.848	2.696	IV
C6	1.532	1.894	1.638	6.553	2.319	1.957	2.064	7.319	2.617	0.064	0.255	5.872	2.170	V
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
April														
C1	3.000	3.000	1.000	7.000	1.000	1.000	2.000	6.000	3.000	0.000	0.000	2.000	5.500	VII
C2	1.536	1.536	2.000	6.071	1.321	2.214	1.893	5.393	2.964	0.143	0.607	2.000	4.714	IV
C3	1.024	3.571	3.190	2.048	1.643	2.000	1.714	1.810	2.786	0.000	2.595	1.429	3.071	II
C4	1.958	3.167	2.000	6.250	1.167	1.083	2.083	5.042	2.542	0.000	0.625	2.000	4.708	VI
C5	1.035	2.947	2.070	4.702	1.509	1.263	2.000	3.772	2.000	0.526	2.246	2.509	3.333	III
C6	0.250	2.682	2.000	2.114	0.795	0.705	1.977	1.705	2.045	0.455	4.045	3.455	1.250	I
C7	0.779	2.221	2.974	5.000	2.039	2.091	2.000	3.896	1.571	1.182	2.792	2.377	2.922	V
C8	0.024	1.610	3.195	6.537	3.293	2.780	2.000	4.854	0.415	2.561	3.780	2.220	2.756	VIII
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
May														
C1	2.163	2.918	3.612	2.000	2.122	3.367	2.041	2.959	3.735	0.122	0.612	2.673	3.980	IV
C2	1.766	2.362	3.383	2.532	1.766	2.021	2.830	2.851	1.447	0.064	2.447	1.851	2.128	II
C3	0.571	2.571	1.889	2.048	0.810	1.270	2.000	1.429	2.270	0.206	0.413	1.048	2.746	I
C4	0.045	4.909	7.466	1.602	2.102	3.114	1.432	5.364	0.148	2.057	2.341	2.898	4.330	V
C5	0.903	3.544	4.680	2.068	1.893	2.670	2.078	3.505	1.612	1.126	1.573	2.126	3.282	III
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	

PD = Pollution Degree

Annex E. Clusters by degree of contamination and centroids generated by the K-means analysis for monthly samples of bass tissue.

Groups	AME	AMZ	ETN	MAL	MPS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN	PD
December														
C1	0.000	0.750	0.417	0.417	0.000	1.000	0.000	1.000	0.000	0.000	–	1.000	0.333	II
C2	0.154	0.038	0.269	1.000	0.577	0.731	0.500	0.462	0.000	0.077	–	0.000	0.000	I
C3	0.188	0.875	0.813	0.938	0.313	0.938	0.969	0.000	0.156	0.031	–	0.594	0.844	III
p=	0.003	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.005	0.192	–	0.001	0.001	
January														
C1	–	0.300	0.200	0.000	0.000	0.200	0.800	0.000	–	–	–	0.000	0.000	I
C2	–	0.200	0.840	0.680	0.040	0.000	0.000	0.000	–	–	–	0.080	0.360	II
C3	–	1.000	1.000	1.000	1.000	0.875	0.375	1.000	–	–	–	1.000	0.750	IV
C4	–	1.000	0.824	0.647	0.588	0.059	0.000	0.118	–	–	–	0.765	0.118	III
p=	–	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	–	–	–	0.001	0.001	
February														
C1	0.038	0.423	0.192	0.769	0.385	0.038	0.115	0.192	0.000	0.000	0.000	0.077	0.000	I
C2	0.174	1.000	0.870	1.000	0.783	0.870	0.913	0.565	0.087	0.000	0.000	0.261	0.217	III
C3	0.000	1.000	1.000	0.083	0.667	0.000	0.083	0.167	0.000	0.583	0.417	0.917	0.167	II
p=	0.016	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.115	0.001	0.001	0.001	0.002	
March														
C1	0.000	0.667	0.500	0.125	0.250	0.083	0.458	0.083	0.000	0.000	0.000	0.083	0.833	I
C2	0.533	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.667	0.467	0.133	0.067	0.067	0.867	1.000	III
C3	0.000	0.795	0.436	0.872	0.795	0.026	0.590	0.949	0.000	0.077	0.231	0.692	1.282	II
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.008	0.089	0.001	0.001	0.001	

Groups	AME	AMZ	ETN	MAL	MPS	P-MET	PAR	PML	PFN	PRO	PZL	TZL	TBN	PD
April														
C1	0.154	0.923	0.000	0.538	0.731	0.423	0.000	0.423	0.000	-	-	0.846	0.000	I
C2	0.214	1.000	0.679	0.500	0.964	0.464	0.857	1.000	0.107	-	-	1.000	0.321	II
p=	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.027	-	-	0.001	0.001	
May														
C1	1.000	1.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.182	1.000	3.455	-	-	1.000	0.000	II
C2	0.057	0.971	1.000	0.743	0.800	0.886	1.000	1.000	0.486	-	-	1.000	1.571	III
C3	1.000	1.000	0.231	1.000	1.000	1.000	0.769	1.000	1.692	-	-	1.000	0.308	IV
C4	0.000	0.611	0.500	0.000	0.000	0.833	0.222	0.222	0.556	-	-	0.111	0.778	I
p=	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	-	-	0.001	0.001	

PD = Pollution degree

References

Adams, R. S. Jr. (1973). Factors influencing soil adsorption and bioactivity of pesticides. In: Gunther, F. A. (ed.). *Residue review* (pp. 1-54). New York, USA: Springer-Verlag.

AERU, Agriculture & Environmental Research Unit. (2017). *The pesticide properties database (PPDB)*. Hertfordshire, UK: The University of Hertfordshire. Recovered from <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

AERU, Agriculture & Environmental Research Unit. (2019). *General chemical properties related to environmental fate*. Hertfordshire, UK: The University of Hertfordshire. Recovered from https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/docs/2_3.pdf

- Agudelo, D. M., Flóres, M. T., López, C., & Palacio, J. (2013). Influencia de las condiciones fisicoquímicas del sedimento y la interfase agua – sedimento en la transferencia experimental del 0,0 – dietil O – 3, 5, 6 tricloro – 2 – piridinil fosforotiato (clorpirifós) y el 3, 5, 6 tricloro – 2 – piridinol (TCP), en el embalse Riogrande II. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 12(23), 13-22. Recovered from <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/690>
- Albert, L. A., & Viveros, A. D. (2019). *Plaguicidas y ambiente*. Xalapa, Mexico: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas para México A.C.
- Aloo, P. A., & Dadzie, S. (1995). Diet of the largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Lacépede), in Lake Naivasha, Kenya. *Fisheries Management and Ecology*, 2, 43-51.
- Arisekar, U., Shakila, R. J., Jeyasekaran, G., Shalini, R., & Kumar, P. (2019). Accumulation of organochlorine and pyrethroid pesticide residues in fish, water, and sediments in the Thamirabarani river system of southern peninsular India. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 11, 100194. DOI: 10.1016/j.enmm.2018.11.003
- Arriaga-Flores, J. C., Rodríguez-Moreno, A., Correa-Sandoval, A., Horta-Vega, J. V., Castro-Arellano, I., Vázquez-Reyes, J., & Venegas-Barrera, C. S. (2018). Spatial and environmental variation in phyllostomid bat (*Chiroptera, Phyllostomidae*) distribution in Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(1), 141-159. DOI: 10.32800/abc.2018.41.0141

- Arslan, H., & Turan, N. A. (2015). Estimation of spatial distribution of heavy metals in groundwater using interpolation methods and multivariate statistical techniques; its suitability for drinking and irrigation purposes in the Middle Black Sea Region of Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(8), 516. DOI: 10.1007/s10661-015-4725-x
- Banco de México. (2020). *Reporte sobre las economías regionales enero-marzo 2020*. Mexico City, Mexico: Banco de México. Recovered from <https://www.banxico.org.mx/publicaciones-y-prensa/reportes-sobre-las-economias-regionales/%7BAC9C8A70-ECC0-7B77-EE44-BE087567CB83%7D.pdf>
- Bejarano-González, F. (2017). *Los plaguicidas altamente peligrosos en México*. Texcoco, Mexico: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A. C.
- BSI, British Standards Institution. (2008). *BS EN 15662:2008, Foods of plants origin – Determination of pesticide residues using GC-MS and/or LC-MS/MS following acetonitrile extraction/partitioning and clean-up by dispersive SPE QuEChERS-method*. London, UK: European Standard.
- Burgess, R. M., Berry, W. J., Mount, D. R., & Di Toro, D. M. (2013). Mechanistic sediment quality guidelines base on contaminants bioavailability: Equilibrium Partioning Sediment Benckmarks. *Environmetal Toxicology and Chemistry*, 32(1), 102-114.

- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, Ch., Ávila-Pérez, P., & Tejeda, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 117-126. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.01.10
- Ccancapa, A., Masiá, A., Navarro-Ortega, A., Picó, Y., & Barceló, D. (2016). Pesticides in the Ebro River Basin: Occurrence and risk assessment. *Environmental Pollution*, 211, 414-424. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.12.059
- Cely-Pulido, J. W., Siabato-Vaca, W. L., Sánchez-Ipia, A. H., & Rangel-Sotter, A. P. (2002). Geoestadística aplicada a estudios de contaminación ambiental. *Ingeniería*, 7(2), 31-38.
- Cervantes, M. (2007). *Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México*. In: Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R., & Zambrano, L. (eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México* (pp. 37-67). Mexico City, Mexico: Instituto Nacional de Ecología (INE)-Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat).
- Chaudhry, A. K., Kumar, K., & Alam, M. A. (2019). Groundwater contamination characterization using multivariate statistical and geostatistical method. *Water Supply*, 19(8), 2309-2322. DOI: 10.2166/ws.2019.111
- Cicoplafest, Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. (1991). *Catálogo oficial de plaguicidas 1991*. Mexico City, Mexico: Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas.

- CNDH, Comisión Nacional de los Derechos Humanos. (2018). *Recomendación No. 82/2018 Sobre la violación a los derechos humanos a la alimentación, al agua salubre, a un medio ambiente sano y a la salud, por el incumplimiento a la obligación general de debida diligencia para restringir el uso de plaguicidas de alta peligrosidad, en agravio de la población en general*. Mexico City, Mexico: Comisión Nacional de los Derechos Humanos.
- Cochran, P., & Adelman, I. R. (1982). Seasonal aspects of daily ration and diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, with an evaluation of gastric evacuation rates. *Environmental Biology of Fishes*, 7(3), 265-275.
- Cofepris, Comisión Federal de Protección contra Riesgos Sanitarios. (2020). *Consulta de registros sanitarios de plaguicidas, nutrientes vegetales y LMR*. Recovered from <http://siipris03.cofepris.gob.mx/Resoluciones/Consultas/ConWebRegPlaguicida.asp>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Atlas de agua en México*. Mexico City, Mexico: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Damalas, C., & Eleftherohorinos, I. G. (2011). Pesticide exposure, safety issues and risk assessment indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(5), 1402-1419. DOI: 10.3390/ijerph8051402
- David, V. (2017). *Data Treatment in environmental sciences – Multivaried approach*. Gail, F. (ed.). London, United Kingdom: Iste Press and Elsevier Ltd.

- De Liñán, C. (2009). *Agroquímicos de México*. Mexico City, Mexico: Editorial TecnoAgrícola de México S.A. de C.V.
- Delle-Site, A. (2001). Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants. A review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 30(1), 187-439.
- Dodds, W. K., & Whiles, M. (2020). Responses to stress, toxic chemicals, and other pollutants in aquatic ecosystems. In: *Freshwater ecology, concepts and environmental applications of limnology* (3rd ed.). DOI: 10.1016/B978-0-12-374724-2.00016-7
- Drake, V. M., & Bauder, J. W. (2005). Ground water nitrate-nitrogen trends in relation to urban development, Helena, Montana, 1971-2003. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 25(2), 118-130.
- ECOTOX. (2020). *ECOTOXicology knowledgebase*. Recovered from <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Ernst, F., Alonso, B., Colazzo, M., Pareja, L., Cesio, V., Pereira, A., Márquez, A., Errico, E., Segura, A. M., Heizen, H., & Pérez-Parada, A. (2018). Occurrence of pesticides in fish from South American rainfed agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 631-632, 169-179. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.320
- ESRI, Environmental Systems Research Institute. (2016). *ArcGIS for Desktop*. Recovered from <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/>
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020). *Food and agriculture data*. Recovered from <http://www.fao.org/faostat/en/#home>

- FAO & WHO, Food and Agriculture Organization of the United Nations & World Health Organization. (2019). *Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas – Directrices sobre los Plaguicidas Altamente Peligrosos*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations & World Health Organization.
- Foster, E. P., Drake, D. L., & DiDomenico, G. (2000). Seasonal changes and tissue distribution of mercury in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) from Dorena Reservoir, Oregon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38, 78-82.
- Garrido-Cárdenas, J. A., Esteban-García, B., Agüera, A., Sánchez-Pérez, J. A., & Manzano-Agugliaro, F. (2019). Wastewater treatment by advanced oxidation process and their worldwide research trends. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 170. DOI: 10.3390/ijerph17010170
- Goldman, S. M., Musgrove, R. E., Jewell, S. A., & Di Monte, D. A. (2017). *Pesticides and Parkinson's disease: Current experimental and epidemiological evidence*. In: Aschner, M., & Costa, L. (eds.). *Advances in neurotoxicology, environmental factors in neurodegenerative diseases* (pp. 83-117). DOI: 10.1016/bs.ant.2017.07.004
- Hanningan, R. E., Genest, D. M., & Robinson, W. E. (2018). *Chemistry of natural waters*. In: Török, B., & Dransfield, T. (eds.). *Green Chemistry an Inclusive Approach* (pp. 235-259). DOI: 10.1016/B978-0-12-809270-5.00010-8

- Hernández-Antonio, A., & Hansen, A. M. (2011). Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(2), 115-127.
- Hernández-Azcúnaga, L. (2005). *Dinámica del transporte de sedimentos como carga de fondo en el Alto Golfo de California* (Master thesis). Recovered from <https://repositorio.ipicyt.edu.mx/handle/11627/62>
- Heyer, R. L., Ramos, G. O. G., De-la-Garza, R. F. R., Rivera, O. P., & Castro, M. B. I. (2008). Calidad del agua y salud pública en la zona centro de Tamaulipas. *CienciaUAT*, 2(4), 46-49.
- Hua, J., & Relyea, R. (2014). Chemical cocktails in aquatic systems: Pesticide effects on the response and recovery of > 20 animal taxa. *Environmental Pollution*, 189, 18-26. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.02.007
- James, F. C., & McCulloch, Ch. E. (1990). Multivariate analysis in ecology and systematics: Panacea or Pandora's box. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 21, 129-166.
- Johnson, K. G. (2005). *Dietary exposure to organochlorine pesticides p,p'-DDE and dieldrin and their effects on steroidogenesis and reproductive success in Florida largemouth bass (Micropterus salmoides floridanus)* (Master thesis). Fisheries and Aquatic Sciences Department, University of Florida, Gainesville, Florida, United States of America.

- Juang, K. W., Lee, D. Y., & Ellsworth, T. R. (2001). Using rank-order geostatistics for spatial interpolation of highly skewed data in a heavy-metal contaminated site. *Journal of Environmental Quality*, 30, 894-903.
- Kolanczyk, R. C., Serrano, J. A., Tapper, M. A., & Schmieder, P. K. (2018). A comparison of fish pesticide metabolic pathways with those of the rat and goat. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 94, 124-143. DOI: 10.1016/j.yrtph.2018.01.019
- Larisch, W., & Goss, K. U. (2018). Uptake, distribution and elimination of chemicals in fish – Which physiological parameters are the most relevant for toxicokinetics? *Chemosphere*, 210, 1108-1114. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.07.112
- López-Arroyo, J. I., & Loera-Gallardo, J. (2009). *Manejo integrado de insectos y ácaros plaga de los cítricos*. In: Rocha-Peña, M. A., & Padrón-Chávez, J. E. (eds.). *El cultivo de los cítricos en el estado de Nuevo León. Libro Científico No. 1* (pp. 206-323). General Terán, Mexico: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias-Centro de Investigación Regional Noreste (CIRNE).
- Manahan, S. E. (2007). *Química ambiental de la hidrósfera*. In: Durán, M. C. (ed.). *Introducción a la Química Ambiental*. Mexico City, Mexico: UNAM-Editorial Reverté.
- Mangeaud, A. (2004). La aplicación de técnicas de ordenación multivariadas en la entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63(3-4), 1-10.

Mata-Vázquez, H. (2013). Tecnologías y manejo de la nutrición para alto rendimiento en cítricos desarrollados con fertigación en Tamaulipas. *Sistema de Información de Fundaciones Produce*. Ejercicio 2013-2014. Recovered from <http://www.producetamaulipas.net/protocolos/2013/13.-Manejo-Citricos-Fertigacion.%20Horacio%20Mata%20Vazquez.pdf>

Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M., & Turral, H. (2017). *Water pollution from agriculture: a global review*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Water Management Institute.

Matheron, G. (1965). *Las variables regionalizadas y su estimación. Una aplicación de la teoría de las funciones aleatorias a las ciencias de la naturaleza* (Doctor of Applied Science Thesis). Recovered from http://cg.ensmp.fr/bibliotheque/public/MATHERON_Ouvrage_00638.pdf

Maund, S., Barber, I., Dulka, J., González-Valero, J., Hamer, M., Heimbach, F., Marshall, M., McCahon, P., Staudenmaier, H., & Wustner, D. (1997). Development and evaluation of triggers for sediment toxicity testing of pesticides with benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(12), 2590-2596.

Munn, M. D., Gilliom, R. J., Moran, P. W., & Nowell, L. H. (2006). *Pesticide toxicity index for freshwater aquatic organisms* (2nd ed.). Reston, USA: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report.

- Murdoch, A., & Azcue, J. M. (1995). Procedures in preparation of sediment sampling program. In: *Manual of aquatic sampling*. Boca Raton, USA: Lewis Publishers.
- Nicholls, P. H. (1988). Factors influencing entry of pesticides into soil water. *Pesticides Science*, 22, 123-137.
- NIH, National Institutes of Health. (2019). *PubChem*. Recovered from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>
- Ongley, E. D. (1996). *Pesticides as water pollutants. Control of Water Pollution from Agriculture* (FAO Irrigation and Drainage Paper 55). Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Pan, G., & Dutta, H. M. (1998). The inhibition of brain acetylcholinesterase activity of juvenile largemouth bass *Micropterus salmoides* by sublethal concentrations of diazinon. *Environmental Research*, Section A 79, 133-137.
- PAN International, Pesticide Action Network International. (2020). *PAN International list of highly hazardous pesticides*. Hamburg, Germany: Pesticide Action Network International.
- Porras-Cerrón, J. C. (2016). Comparación de pruebas de normalidad multivariada. *Anales científicos* 77(2), 141-146. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/ac.v77i2.483>
- Rahman, M. S., Majharul-Islam, S. M., Haque, A., & Shahjahan, M. (2020). Toxicity of the organophosphate insecticide sumithion to embryo and larvae of zebrafish. *Toxicology Reports*, 7, 317-323. DOI: 10.1016/j.toxrep.2020.02.004

- Rocha-Peña, M. A., & Peña-del-Río, M. A. (2009). *Prevención y manejo de enfermedades de cítricos*. In: Rocha-Peña M. A., & Padrón-Chávez, J. E. (eds.). *El cultivo de los cítricos en el estado de Nuevo León. Libro Científico No. 1* (pp. 324-356). General Terán, Mexico: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias- Centro de Investigación Regional Noreste (CIRNE).
- Rodríguez-Jiménez, A. J. (1989). Hábitos alimenticios de *Micropterus salmoides* (pisces: *Centrarchidae*), *Lepomis gibbosus* (pisces: *Centrarchidae*) y *Gambusia affinis* (pisces: *Poeciliidae*) en las orillas del embalse de Proserpina (Extremadura, España). *Limnética*, 5, 13-20.
- Sabarwal, A., Kumar, K., & Singh, R. P. (2018). Hazardous effects of chemical pesticides on human health—Cancer and other associated disorders. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 63, 103-114. DOI: 10.1016/j.etap.2018.08.018
- Schenone, N. F., Moscuza, H., Avigliano, E., Rosso, J. J., & Mabragaña, E. (2014). *Plan estandarizado de muestreos de calidad de agua superficial*. Provincia de Misiones, Argentina: Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de la Provincia de Misiones-Fundación Bosques Nativos Argentinos para la Biodiversidad.
- Secretaría de Desarrollo Rural. (2019). *Ganadería*. Recovered from <https://www.tamaulipas.gob.mx/desarrollorural/temas-del-sector/ganaderia/>

Semarnap, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1999). *NOM-024-PESC-1999, Que establece regulaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros en los embalses de la presa Vicente Guerrero, su derivadora y el canal principal, ubicados en el Estado de Tamaulipas*. Recovered from https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=2050153&fecha=09/02/2000#gsc.tab=0

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Informe de la situación del medio ambiente en México-Compendio de las estadísticas ambientales, indicadores clave, de desempeño ambiental y de crecimiento verde-Edición 2015*. Mexico City, Mexico: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Sharom, M. S., Miles, J. R. W., Harris, C. R., & McEwen, F. L. (1980). Behaviour of 12 insecticides in soil and aqueous suspensions of soil and sediment. *Water Research*, 14, 1095-1100.

SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2020). *Estadística de producción agrícola de 2019*. Recovered from http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos_a.php

SIAP & Sader, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, & Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2020). *Estadística de producción pecuaria de 2019*. Recovered from http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos_p.php

- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): A case study. *Water Research*, 38, 3980-3992. DOI: 10.1016/j.watres.2004.06.011
- Torres-Morales, M. (2000). *Condición, estructura y relación trófica de la lobina negra Micropterus salmoides (Lacepede) en la presa Rodrigo Gómez, "La Boca", Santiago, Nuevo, León, México* (Master thesis). Recovered from <https://cd.dgb.uanl.mx/handle/201504211/2217>
- Tsaboula, A., Papadakis, E. N., Vryzas, Z., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., & Papadopoulou-Mourkidou, E. (2016). Environmental and human risk hierarchy of pesticides: A prioritization method, based on monitoring, hazard assessment and environmental fate. *Environmental International*, 91, 78-93. DOI: 10.1016/j.envint.2016.02.008
- Uresti-Marín, R. M., Santiago-Adame, R., Díaz-Morales, N. E., Gutiérrez-Lozano, J., Vázquez, M., & Ramírez-de-León, J. A. (2008). Evaluación preliminar de la presencia de pesticidas organoclorados en pescados de la Presa Vicente Guerrero (Tamaulipas, México). *Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 6(1), 48-55. DOI: 10.1080/11358120809487627
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2017). *Pesticides industry sales and usage, 2008-2012 market estimates*. Recovered from https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-01/documents/pesticides-industry-sales-usage-2016_0.pdf

- Vázquez-Sauceda, M. L., Pérez-Castañeda, R., Sánchez-Martínez, J. G., & Rábago-Castro, J. L. (2015). Spatial analysis of metal profiles in sediments in a tropical estuary: A geostatistical approach. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 482-493. DOI 10.1007/s00244-015-0197-9
- Villatoro, M., Henríquez, C., & Sancho, F. (2008). Comparación de los interpoladores IDW y Kriging en la variación espacial de pH, Ca, CICE y P del suelo. *Agronomía Costarricense*, 32(1), 95-105.
- Weiss, C.M. (1961). Physiological effect of organic phosphorous insecticides on several species of fish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 90(2), 143-152. DOI: 10.1577/1548-8659(1961)90[143:PEOOPI]2.0.CO;2
- Whitmore, G., Künast, C., & De-Graeff, R. (2015). *Pesticides and freshwater biodiversity, agricultural productivity and water protection*. Brussels, Belgium: European Landowners' Organization-European Crop Protection Association.
- WHO, World Health Organization. (2009). *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification*. Stuttgart, Germany: World Health Organization.
- Wong, D. W. S. (2017). *Interpolation: Inverse-distance weighting*. In: Richardson T.D., Castree, N., Goodchild, M. F., Kobayashi, A., Liu, W., & Marston, R. A. (eds.). *The international encyclopedia of geography: People, the Earth, environment, and technology*. DOI: 10.1002/9781118786352.wbieg0066

- Zijian, L., & Jennings, A. (2018). Global variations in pesticide regulations and health risk assessment of maximum concentration levels in drinking water. *Journal of Environment Management*, 212, 384-394. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.12.083
- Zubaidah, T., Karnaningroem, N., & Slamet, A. (2018). K-means method for clustering water quality status on the rivers of Banjarmasin, Indonesia. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences*, 13(11), 3692-3697.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-04

Artículos

Comparación de uno y dos arietes hidráulicos en paralelo con suministro vertical-radial

Comparison of a single and two-armed hydraulic ram in parallel with vertical-radial supply pipe

Efraín del Risco Moreno¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2563-8265>

Rubén D. Muelas-Hurtado², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2877-6682>

Esnel A. Acosta P.³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-2655-5756>

¹Universidad del Valle, Cali, Colombia, efrain.del@correounivalle.edu.co

²Universidad del Valle, Cali, Colombia; Instituto de Ciencias Físicas, Cuernavaca, Morelos, México, ruben.muelas@correounivalle.edu.co

³Universidad del Valle, Cali, Colombia, esnel.acosta@correounivalle.edu.co

Autor para correspondencia: Rubén D. Muelas-Hurtado, ruben.muelas@correounivalle.edu.co



Resumen

Mediante datos experimentales se analiza y compara el comportamiento de uno y dos arietes hidráulicos en paralelo con y sin bajante (adición a la conducción de entrega), y suministro descendente vertical-radial. El estudio se hizo en un circuito hidráulico configurable para que esos dispositivos operen de una u otra forma a altura de entrega constante y altura de suministro variable. Con cada altura de suministro se midieron los caudales suministrados y bombeados por los arietes hidráulicos, y la presión en la tubería de impulsión —cerca de cada ariete— en la cámara de aire y en la tubería de entrega. Esta información permitió comparar por primera vez el desempeño de arietes hidráulicos funcionando solos o en paralelo mediante el análisis de caudales, presiones, frecuencia del golpe y eficiencia de los dispositivos. Como las bombas radiales, los resultados indican que dos arietes hidráulicos en paralelo entregan más que uno, pero menos que la suma del caudal bombeado por cada uno con descarga independiente. En el rango de alturas de suministro ensayado, la frecuencia del golpe de ariete y el caudal bombeado crecen con la altura de suministro, como se reporta en otros estudios. No obstante, el resultado más destacado es el efecto del bajante, porque incrementa varias veces el caudal bombeado al aumentar la frecuencia del golpe de ariete. Esta investigación impulsa el desarrollo de un sistema de múltiples arietes hidráulicos con suministro común, y descargas en paralelo o individuales para bombear más que con los diseños actuales.

Palabras clave: arietes hidráulicos, bombas, golpe de ariete, flujo inestable, sistema de bombeo.

Abstract

The behavior of a single and two hydraulic rams simultaneously operating in parallel, with and without downpipe (addition to the delivery conduction), and vertical-horizontal downward supply is analyzed and compared through experimental data. This study was performed using a configurable hydraulic circuit with the capacity to operate with constant delivery head and variable supply head for both single and two-armed ram configuration. The flow rates delivered and pumped by the hydraulic rams were measured for each supply head, and the pressure in the main pipeline —near each ram— in the air chamber, and the delivery pipe were recorded. A comparison of the performance for a single and two hydraulic rams in parallel operation is reported by first time. For this, flow rates, pressure at different point on the hydraulic circuit, water hammer frequency, and efficiency of both configurations were measured and compared. The results show that two rams operating in parallel present a similar behavior to the well-known radial pumps. As some studies reported, the frequency of the water hammer and the pumped flow rates increase with delivery head. However, the most significant result mentioned in this work is the increase of the water hammer frequency that result in an increase of the pumped flow rate because of the downpipe attached to the hydraulic circuit. This research contributes to the development of multiple hydraulic rams with standard supply, with parallel or individual discharges, to pump more water than current designs used so far.

Keywords: Hydraulic rams, pumps, water hammer, unsteady flow, pumping system.

Recibido: 02/08/2021

Aceptado: 26/08/2022

Publicado Online: 28/11/2022

Introducción

A los habitantes de zonas rurales aisladas con fuentes de agua en cotas inferiores subir este líquido con diferentes fines puede afectar la actividad que realizan e incluso su calidad de vida (IDRC-MR102eR, 1986). En países desarrollados, esta dificultad se resolvió con los sistemas de bombeo con motores eléctricos o de combustión interna; no obstante, en los países en desarrollo puede ser un factor que repercute en el desabastecimiento de agua de poblaciones remotas con potencial hídrico a menor altura (DTU, 1996). Sin embargo, el manejo irresponsable de los recursos naturales, como el agua, ha conducido a un significativo deterioro del medio ambiente. Tal es el caso de las grandes (Rosenberg, Bodaly, & Usher, 1995) y pequeñas hidroeléctricas (Steinmetz & Sundqvist, 2014), cuya construcción impactó de manera negativa el entorno, siendo una de las causas de la extinción de algunas especies animales y vegetales (Cahill *et al.*, 2013).

Igualmente, los gases de efecto invernadero de la combustión de derivados del petróleo han conducido al calentamiento global del planeta (El Zein & Chehayeb, 2015; Kweku *et al.*, 2018), por lo que urge el uso de energías renovables (Manzini, Islas, & Martínez, 2001; Alrikabi, 2014).



Es por esto por lo que el ariete hidráulico ahora vuelve a ser objeto de estudio en sistemas de bombeo para el suministro de agua y como posible fuente de conversión de energías alternativas, pues aprovecha el potencial gravitacional de la Tierra, no contamina el hábitat, y sus costos inicial y de mantenimiento son mínimos (Young, 1998).

Si bien el ariete hidráulico es un dispositivo sencillo de funcionamiento intermitente por el golpe de ariete generado al cierre de su válvula de impulsión, tiene la desventaja de bombear una pequeña parte del caudal suministrado (Rennie & Bunt, 1990); pero su estudio es complejo pues opera con un flujo inestable, aunque el aparato tenga como únicas partes móviles la válvula de impulsión y la válvula de entrega.

Inicialmente esta máquina de fluido se investigó de manera experimental y después se intentó predecir analíticamente su comportamiento, enfoque que no prosperó porque ciertas constantes solo se podían establecer mediante experimentos. Esto condujo al uso del método racional que combina teoría y experimentación.

Desde la invención del ariete hidráulico (1776) hasta la tercera década del siglo XX, este dispositivo se estudió sin éxito por la omisión de los efectos de lo siguiente: las pérdidas de energía por fricción y turbulencia; la longitud de la carrera de la válvula de impulsión; la elasticidad del agua y del material de la tubería, etcétera (Krol, 1947).

En un estudio racional (Lansford & Dugan, 1941) se desarrolla un modelo teórico que predice resultados coherentes con los datos experimentales, pero que difiere en arietes hidráulicos de menor diámetro. Asimismo, un modelo analítico —cuyas constantes determinó experimentalmente Krol (1947)— incorpora los efectos de la turbulencia

y el peso del disco de la válvula de impulsión logrando buena aproximación entre los valores de las variables medidas y calculadas.

También sin considerar los efectos de las fluctuaciones de presión de periodos cortos (Iversen, 1975) se analiza un ariete hidráulico en función del tiempo, y de la razón entre las cargas de impulsión y de entrega. Así, se encuentra mejor coherencia entre el calculado y medido, al igual que la razón de eficiencias cuando más grande es la razón de alturas.

Con un modelo analítico simple (Schiller & Kahangire, 1984) se hizo una predicción exitosa de la eficiencia, el caudal bombeado y el periodo de un ciclo de bombeo de un ariete hidráulico. De igual manera, mediante el método de las características —técnica de discretización probada en transitorios hidráulicos (Glover, 1994)— se resolvieron las ecuaciones del flujo inestable en un ariete hidráulico, mejorando la comprensión de su funcionamiento y aportando una nueva herramienta de trabajo en la etapa conceptual de diseño. Con la misma técnica de solución (Najm & Azoury, 1999) se estudiaron los posibles estados de un ariete hidráulico, incluyendo la cámara de aire y la tubería de impulsión. Esta técnica también se ha empleado para resolver el sistema de ecuaciones del flujo inestable cuando se modela cada uno de los elementos del ariete hidráulico (Filipan, Virag, & Bergant, 2003) usando como condiciones de frontera las de los tanques de suministro y almacenamiento.

Posteriormente, siguiendo el enfoque numérico (De-Carvalho, Diniz, & Neves, 2011), se construye un modelo capaz de predecir el comportamiento dinámico de un ariete hidráulico, a fin de ofrecer una herramienta de diseño con bases científicas. Las predicciones de todos

estos estudios fueron confrontadas de modo exitoso con resultados experimentales. De forma más reciente, con el método experimental (Jafri & Sanusi, 2019) se abordó el efecto del largo de la tubería de impulsión y la altura del tanque de almacenamiento en la eficiencia de un ariete hidráulico, y se concluyó que esos parámetros afectan su rendimiento. Otras consecuencias del largo de la tubería de impulsión y la longitud de la carrera de la válvula de impulsión de un ariete comercial (Arapa-Quispe, 2016) se investigaron en el laboratorio y se determinó que existe un valor óptimo de esos parámetros que maximiza el caudal bombeado.

Por afectar la carrera de la válvula de impulsión al caudal bombeado, dicho problema se analizó con el método racional (Krol, 1947; Januddi *et al.*, 2018); se halló que dependiendo del tipo de ariete existe un valor de ese parámetro que optimiza el caudal bombeado. El cierre de la válvula de impulsión es un proceso rápido que se produce en el tramo final (20 %) de la carrera; este problema se examinó con fotografía de alta velocidad (Viccione, Immediata, Cava, & Piantedosi, 2018) y se correlacionó la carrera con el incremento de presión asociada con el golpe de ariete.

Para conocer la condición de inicio del funcionamiento de la válvula de impulsión (Sobieski, Lipin, & Grygo, 2020) se hizo una investigación con el método experimental para definir las condiciones de llenado del ariete durante su arranque automático. En otro estudio se investigaron ciertas características de la válvula de impulsión y se determinó que este elemento tiene una frecuencia 10 veces superior a la de la válvula de entrega (Sobieski, Grygo, & Lipiński, 2016). También se han analizado las fuerzas en la válvula de impulsión durante la aceleración para determinar la velocidad al final de esa etapa; en el mismo trabajo se lleva a cabo un

análisis numérico, y se estima la presión y fuerzas actuantes en tales condiciones (Sobieski & Grygo, 2019).

En una válvula de impulsión modificada (Credo & Metra, 2020) fue posible ajustar la carrera de ese accesorio y aumentar de manera óptima el caudal bombeado y la altura de entrega. Igualmente se ha investigado el efecto de la válvula de purga (Sucipta & Suarda, 2019) como componente necesaria en el funcionamiento de la cámara de aire y se determinó que un diámetro de 1 mm del orificio de ese elemento mejora el comportamiento del ariete hidráulico. Asimismo, se ha estudiado experimentalmente el efecto del ángulo de inclinación de la válvula de entrega en el funcionamiento de un ariete hidráulico (Suarda, Kusuma, Sucipta, & Ghurri, 2020); el resultado muestra que un ángulo de 60° optimiza el desempeño de ese dispositivo durante la etapa de bombeo.

En otras investigaciones se ha explorado de modo experimental la influencia de las válvulas de entrega sobre el caudal bombeado (Suarda *et al.*, 2020). En este estudio se observó que la válvula de esfera es la que genera una mayor eficiencia en el circuito hidráulico. Además, Kimaro y Salaam (2018), al igual que Ngolle y Hong (2019), han estudiado el efecto del volumen de la cámara de aire en el caudal bombeado. Sin embargo, en ambos estudios los resultados son divergentes, porque el primero reporta una influencia en el caudal bombeado asociado con el volumen de la cámara de aire, al igual que lo encontrado experimentalmente por Krol (1947); mientras que el segundo afirma que el volumen no afecta el caudal bombeado.

De igual forma se han agregado (Rajaonison & Rakotondramiarana, 2020) resortes a las válvulas de impulsión, entrega y cámara de aire; los

resultados analíticos sobre el comportamiento de esos elementos modificados concuerdan con las mediciones experimentales solo para carreras menores o iguales a 8 mm.

La revisión bibliográfica realizada en este estudio revela que el ariete hidráulico solo se ha investigado funcionando con suministro y descarga independiente. Únicamente fue posible ubicar un artículo de arietes conectados en paralelo (Prarono, Suharno, & Widodo, 2018), donde de manera escueta se reporta un caudal total bombeado inferior a 3 l/min, sin detalles del experimento ni medición de presiones. De igual manera, en la literatura sobre el tema, la conducción de suministro es exclusivamente de tubos inclinados con acometida horizontal y toma de agua lateral. Además, no existe información sobre experimentos donde el suministro sea de tubo vertical descendente vertical-radial, como se ensaya en este estudio.

En el presente artículo se reporta el incremento en el caudal bombeado al emplear dos arietes que comparten las mismas tuberías de suministro y de entrega. A esta configuración la hemos denominado arietes en paralelo.

Con el fin de realizar una comparación del caudal bombeado por un único ariete y por dos arietes operando en paralelo, se diseñó y fabricó un circuito hidráulico configurable. En ambas configuraciones se midieron 1) los caudales suministrado y bombeado; 2) las presiones en diferentes posiciones estratégicas del circuito hidráulico, y 3) las frecuencias del golpe de los arietes a partir de las señales de presión. El análisis realizado permite conocer el comportamiento de tales dispositivos en las

condiciones propuestas para diseñar circuitos hidráulicos más compactos y eficientes que los conocidos hasta el momento.

Ariete hidráulico convencional

Un ariete hidráulico es una bomba autónoma que, impulsada por la diferencia de energía potencial, establece un flujo oscilatorio en su tubería de impulsión conectada al tanque de suministro cuando se cierra la válvula de impulsión (Figura 1I). También tiene una válvula de entrega que permite el paso de agua de la tubería de impulsión a la cámara de aire (Figura 1II), la cual amortigua las vibraciones inducidas por el golpe de ariete y mantiene la presión del agua en la tubería de entrega.

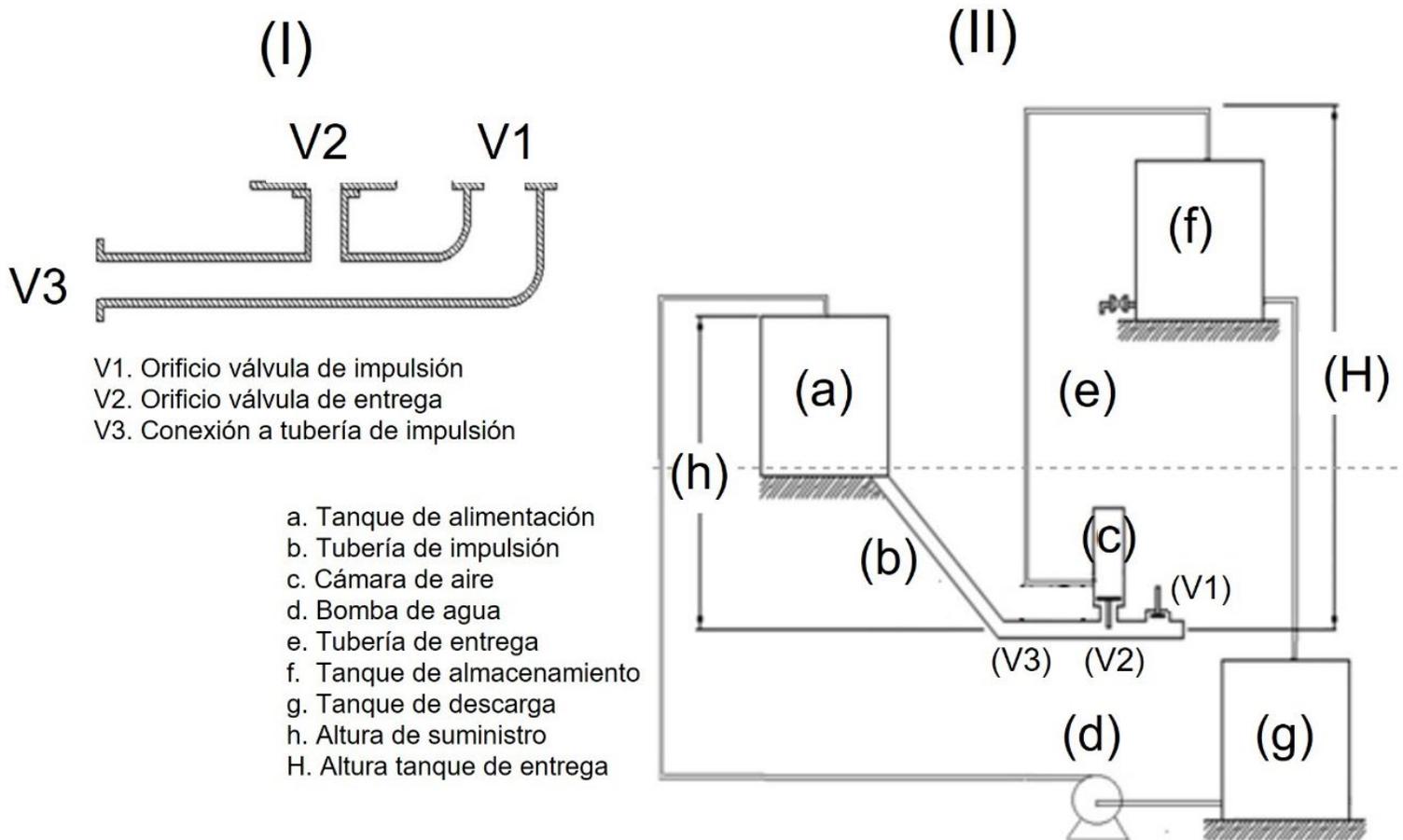


Figura 1. (I) Cuerpo del ariete hidráulico y (II) circuito hidráulico.

Cuando se quiere aumentar la capacidad de bombeo con arietes hidráulicos a éstos se suministra agua de manera individual y sus descargas se conectan en paralelo (Watt, 1975; Silver, 1977), es decir, el tramo final de la conducción de entrega es común.

Las fases completas de un ciclo de funcionamiento de un ariete hidráulico según Lansford y Dugan (1941), y Krol (1947) son siete, aunque Tacke (1988) sostiene que son seis. No hay estudios sobre la operación de arietes hidráulicos con descarga en paralelo.

Para ilustrar la operación de un ciclo de operación de un ariete hidráulico, enseguida se hace un resumen del análisis de Krol:

Periodo 1. Válvula de impulso cerrada-válvula de entrega cerrada: regresa agua a la tubería de impulsión desde la cámara de aire porque disminuye la presión en la tubería de impulsión.

Periodo 2. Válvula de impulsión abierta-válvula de entrega cerrada: el agua en la tubería de impulsión se acelera hasta que la fuerza de arrastre inicia el cierre de la válvula de impulsión.

Periodo 3. Cierre de la válvula de impulsión-válvula de entrega cerrada: la fuerza de arrastre cierra la válvula de impulsión y súbitamente en la tubería de impulsión la presión supera a la presión hidrostática impuesta por el tanque de suministro.

Periodo 4. Apertura de la válvula de entrega-válvula de impulsión cerrada: la abrupta retardación (onda de presión) en la tubería de impulsión abre la válvula de entrega.

Periodo 5. Válvula de entrega abierta-válvula de impulsión cerrada: hay un flujo intermitente desde el tubo de impulsión hacia la cámara de aire, con cierre gradual de la válvula de entrega hasta su cierre total. Parte de la energía de impulsión se convierte en energía de deformación del tubo y compresión del agua.

Periodo 6. Válvula de entrega cerrada-válvula de impulso cerrada: retorna la presión hidrostática inicial a la tubería de impulsión y brevemente el flujo en ella tiene velocidad negativa.

Periodo 7. Apertura de la válvula de impulsión-válvula de entrega cerrada: no hay fuerza de arrastre al final del ciclo anterior y se abre la válvula de impulsión; inicia un nuevo ciclo.

Usar el ciclo completo de funcionamiento de un ariete hidráulico para hallar ecuaciones que describen su comportamiento complica el análisis cuando se trata de estimar los caudales y periodos en cada una de esas fases. Por tal razón, autores como Iversen (1975) las reducen a cuatro o a tres como lo hace Tacke (1988). Esta simplificación presupone que las etapas de corta duración son despreciables o se asimilan a la inmediatamente anterior.

Teoría

El análisis del movimiento del fluido en un ariete hidráulico es no lineal debido a la turbulencia y a la intermitencia del flujo originado por la apertura y cierre de la válvula de impulsión. El flujo en la tubería de impulsión se puede estudiar con: a) la segunda ley de Newton (Lansford & Dugan, 1941); b) una ecuación diferencial para flujo inestable (Iversen, 1975), o c) las ecuaciones del flujo inestable en una tubería (Tacke, 1988). Cualquiera de estas alternativas requiere las constantes de los diferentes elementos que forman la instalación experimental: tuberías, accesorios y, sobre todo, las asociadas con la turbulencia y válvula de impulsión. Esas constantes son propias de cada instalación experimental, por lo que las predicciones de los modelos matemáticos varían de una instalación a otra, y solo describen el funcionamiento del ariete hidráulico con suministro y entrega independiente.

También hay soluciones numéricas del flujo inestable en un ariete hidráulico (Glover, 1994; Filipan *et al.*, 2003; De-Carvalho *et al.*, 2011), obtenidas modelando cada uno de sus elementos y resolviendo las ecuaciones resultantes con el método de las características.

En este estudio se comparan los resultados experimentales con los calculados mediante las relaciones de Tacke (1988) para un ciclo de operación simplificado de aceleración, retardación (bombeo) y regreso (reflujo), como se ilustra en la Figura 2. Cada etapa del ciclo de funcionamiento reducido de un ariete hidráulico se obtiene uniendo una de periodo largo con la siguiente de periodo más corto, y la analiza en términos de la velocidad del flujo (u) en la tubería de impulsión y del tiempo (t). Para ello, parte de las ecuaciones diferenciales de continuidad y movimiento del flujo inestable (Ghidaoui, Zhao, McInnis, & Axworthy, 2005) en una tubería de sección transversal circular:

$$\frac{1}{c^2} \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{u}{c^2} \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{u}{c^2} \sin \beta + \frac{1}{g} \frac{\partial u}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + g \frac{\partial h}{\partial x} + f \frac{u|u|}{2D} = 0 \quad (2)$$

donde:

$$\frac{1}{c^2} = \left[\frac{\rho}{K} + \frac{\rho D}{E e} \phi \right]^{-1} \quad (3)$$

De las relaciones previas se infieren las ecuaciones características de ese tipo de movimiento, es decir:

$$\frac{\partial x}{\partial t} = u \pm c \quad (4)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \mp \frac{c}{g} \frac{du}{dt} \mp \frac{c}{g} f \frac{u|u|}{2D} - u \sin \beta \quad (5)$$

donde:

c = velocidad del sonido en el agua

β = ángulo de inclinación de la tubería

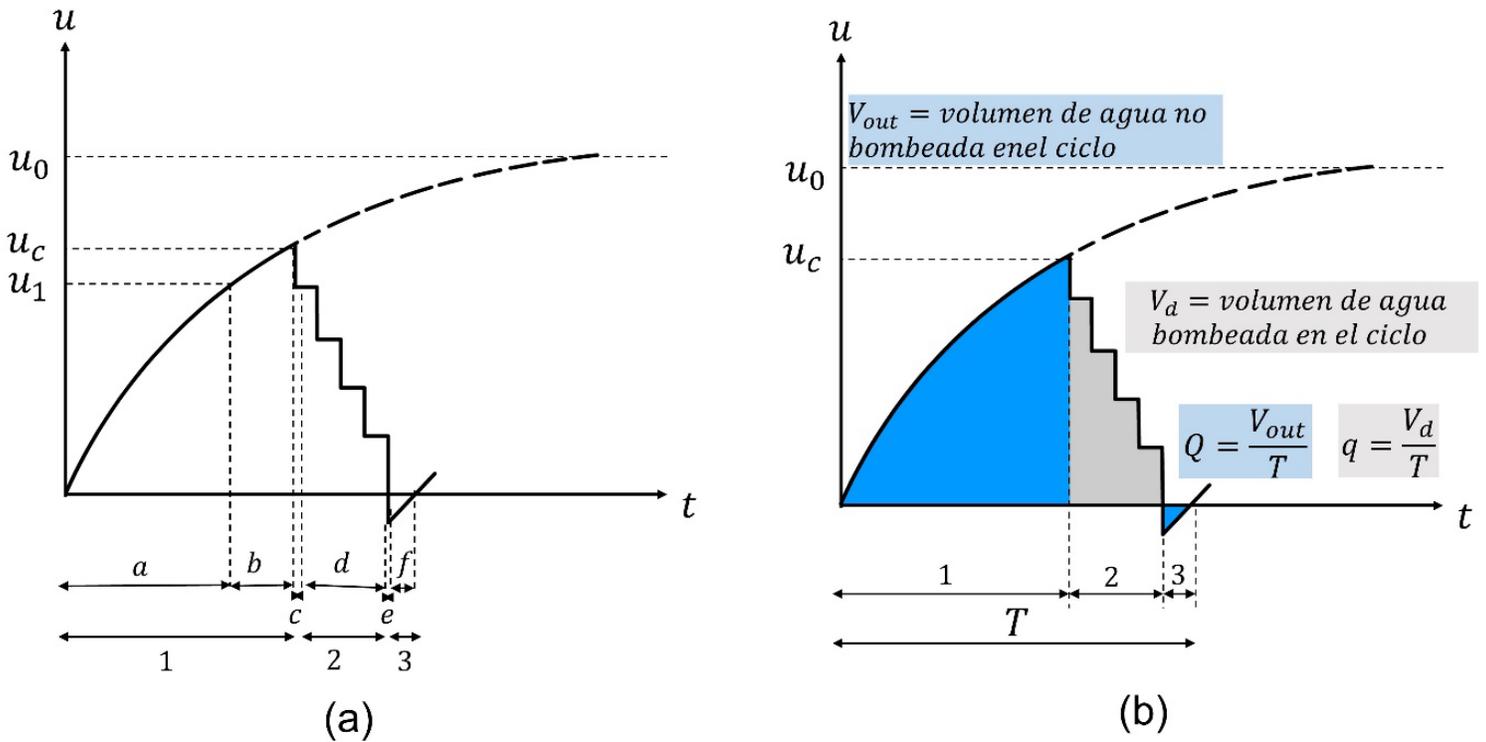


Figura 2. Esquemas de los ciclos planteados por Tacke (1998) para un ariete hidráulico con: (a) ciclo completo y (b) ciclo simplificado.

Luego las ecuaciones las simplifica mediante un análisis de órdenes de magnitud con datos experimentales para la aceleración y retardación. Así, encuentra que cuando cierra la válvula de impulsión, en ella o en el tanque de suministro, el cambio en la carga Δh se asocia con la variación de la velocidad Δu del flujo en el extremo inferior del tubo de impulsión por medio de la ecuación:

$$\Delta h = \mp \frac{c}{g} \Delta u \quad (6)$$

Los signos menos y más, respectivamente, son los cambios súbitos de la magnitud de la carga de presión en el ariete o en el tanque de suministro. Enseguida, en forma resumida, se describe lo realizado por Tacke (1988) para estimar el periodo y los caudales en las tres etapas del ciclo reducido.

Periodo de aceleración (T_a)

El flujo se acelera en la tubería de impulsión y la fuerza de arrastre mueve la válvula de impulsión hasta cerrarla. El flujo se estudia con la teoría de la columna rígida de agua y escala de tiempo de cambios de velocidad del flujo (T_a) mucho mayor que la escala de tiempo de la onda de presión de velocidad c ($T_a \gg \frac{2L_s}{c}$). La duración del periodo (T_a) y el volumen de agua derramada (V_a) por la válvula de impulsión se estiman con las ecuaciones:

$$T_a = \frac{L_s}{u_0} \ln \left(\frac{u_0 + u_c}{u_0 - u_c} \right), u_0 = \sqrt{\frac{2gH_s}{\xi}} \quad (7)$$

$$V_a = \frac{\pi D^4}{4} \frac{2L_s}{\xi} \ln \left[\cosh \left(\frac{u_0 \xi}{2L_s} \right) \right] \quad (8)$$

Donde:

$$\xi = \xi_{out} + \xi_{vlv} + \xi_{in} + \xi_{fr}; \xi_{fr} = \frac{f L_s}{D}$$

siendo:

L_s = largo de la tubería de impulsión

u_o = velocidad asintótica del flujo en el tubo cuando $t \rightarrow \infty$

u_c = velocidad del flujo cuando se cierra la válvula de impulsión

ξ = coeficiente de fricción total

Periodo de retardación (T_d)

El cierre de la válvula de impulsión ($t = T_a$) produce el golpe de ariete (onda de presión) que a la velocidad del sonido (c) recorre en ambos sentidos la tubería de impulsión. Su análisis se hace con la teoría de onda de presión del flujo rápidamente variable despreciando pérdidas primarias y secundarias por ser mucho menores que la carga de presión del golpe de ariete. Con la Ecuación (5) se asocian los cambios de la carga de presión (Δh) con las variaciones de velocidad (Δu) en el ariete y el tanque de suministro, cuya variación en esta etapa del ciclo de funcionamiento de un ariete hidráulico es descrita enseguida.

El cierre de la válvula de impulsión frena el flujo tras ella y $\Delta u = -u_c$, u_c velocidad de cierre y la presión en el ariete crece en $\Delta h = -\frac{c}{g} \Delta u = -\frac{c}{g}(-u_c) = \frac{c}{g}u_c$. La onda de presión cuando se propaga del ariete al tanque de suministro abre la válvula de entrega y fluye agua hacia esa cámara a velocidad $u_{1+} = u_c + \Delta u = u_c - \frac{g}{c}h_d$, porque detrás del frente de onda de

presión el agua reduce su velocidad en proporción a $\Delta h = h_d$, y de la Ecuación (5) en el ariete $\Delta u = -\frac{g}{c} \Delta h = -\frac{g}{c} h_d$.

Al llegar la onda de presión al tanque de suministro ($t = T_a + \frac{L_s}{c}$), la altura del agua en el tanque de suministro (H_s) no cambia y $\Delta h = -h_d$, por lo que $\Delta u = -\frac{g}{c} h_d$ y una onda de presión negativa retorna al ariete con velocidad $u_{1-} = u_{1+} + \Delta u = u_c - 2\frac{g}{c}$.

Cuando la onda de presión alcanza otra vez al ariete ($t = T_a + \frac{2L_s}{c}$), $\Delta h = h_d$ y $\Delta u = -\frac{g}{c} h_d$, y una nueva onda de presión positiva se mueve del ariete al tanque de suministro con velocidad $u_{2+} = u_{1-} + \Delta u = u_c - 3\frac{g}{c} h_d$.

En el instante $t = T_a + \frac{3L_s}{c}$ de nuevo la onda de presión positiva llega al tanque de suministro y se refleja desde éste al ariete como onda negativa, con velocidad del agua $u_{2-} = u_{2+} - \frac{g}{c} h_d = u_c - 4\frac{g}{c} h_d$. Así, en cualquier instante de tiempo "t", el periodo de retardación estará en el rango $T_a + (i-1)\frac{2L_s}{c} < t < T_a + i\frac{2L_s}{c}$, y la velocidad de la *i*-ésima variación de presión será:

$$u_i = u_c - (2i - 1)\Delta u \quad (9)$$

Si $i = N$, número de variaciones de presión durante las cuales fluye agua a la cámara de aire durante la retardación, entonces $u_N > 0$ y de la Ecuación (9) resulta $u_c - (2N - 1)\Delta u > 0$, o $u_c + \Delta u > 2N\Delta u$, con $N < \frac{u_c + \Delta u}{2\Delta u}$; $\Delta u = \frac{c}{g} h_d$. Esto es, *N* es el número entero más grande tal que $N < \frac{u_c + \Delta u}{2\Delta u}$.

Entonces el agua fluye a la cámara de aire con pasos de velocidad decrecientes que finalizan cuando se cierre la válvula de entrega. En ese instante la onda de presión en el ariete puede ser:

- a) **Negativa**, se abre la válvula de impulsión y el agua se aleja del ariete al tanque de suministro con velocidad de retorno del agua desde la cámara de aire a la tubería de impulsión dada por:

$$u_r = u_c - 2N\Delta u \quad (10)$$

- b) **Positiva**, la onda de presión en el ariete no tiene la energía necesaria para generar una nueva onda de presión con carga igual a la de entrega (h_d) y va al tanque de suministro para regresar al ariete en $2L_s/c$ segundos después y abrir la válvula de impulsión con velocidad:

$$u_r = 2N\Delta u - u_c \quad (11)$$

Así, según Tacke (1988), las ecuaciones para estimar el periodo de retardación (T_d) y el volumen de agua transferido a la cámara de aire en este periodo (V_d), respectivamente, son:

$$T_d = N \frac{2L_s}{c} \quad (12)$$

y:

$$V_d = \frac{\pi D^2}{4} \frac{2L_s}{c} \sum_{i=1}^N u_i \quad (13)$$

donde:

N = número de cambios de presión

u_i = velocidad del agua en la i ésima variación de presión, $u_i = u_c - (2i - 1)\Delta u$

N = número entero más grande tal que $N < \frac{u_c + \Delta u}{2\Delta u}$

siendo $\Delta u = \frac{c}{g} h_d$

donde:

h_d = altura de entrega

Periodo de retorno (T_r)

El cierre de la válvula de impulsión (o $2L_s/c$ segundos después) produce velocidad negativa en toda la tubería de impulsión (el agua va del ariete al tanque de suministro). Por estar la válvula de entrega cerrada ($u = 0$ en el ariete) hay presión negativa en el cuerpo del ariete; se abre la válvula de impulsión y el agua se acelera por efecto de la altura de suministro H_s . El periodo termina cuando se abre la válvula de impulsión y su duración T_r y el volumen de retorno V_r , respectivamente, de acuerdo con Tacke (1988) se pueden calcular con las relaciones:

$$T_r = \frac{u_r L_s}{g H_s} \quad (14)$$

$$V_r = -\frac{\pi D^2}{4} \frac{u_r L_s}{2gH_s} \quad (15)$$

donde:

$$\text{caso a) } = u_r = u_c - 2N\Delta u$$

$$\text{caso b) } = u_r = 2N - \Delta u - u_c$$

En el caso b):

$$T_r = -\frac{u_r L_s}{g H_s} + \frac{2}{L_s}, V_r = \frac{\pi D^2}{4} T_d (u_c - N\Delta u) \quad (16)$$

Finalmente, el caudal bombeado (q) y caudal derramado (desperdiciado) (Q), respectivamente, se pueden determinar con las ecuaciones:

$$q = \frac{1}{T} V_d = \frac{\pi D^2}{4} \frac{T_d}{T} (u_c - N\Delta u) \quad (17)$$

$$Q = \frac{V_{out}}{T} = \frac{1}{T} (V_a + V_r) = \frac{1}{T} \frac{\pi D^2}{4} \left[\frac{2L_s}{\xi} \text{Ln} \left(\cosh \left(\frac{u_0 \xi}{2L_s} T_a \right) \right) - \frac{u_r^2 L_s}{2gH_s} \right] \quad (18)$$

siendo $T = T_a + T_d + T_r$

Por tanto, en un ciclo de funcionamiento de un ariete hidráulico, el caudal total (Q_T) estimado con el modelo de Tacke (1988) es:

$$Q_t = Q + q \quad (19)$$

Desempeño del sistema (η)

La eficiencia del ariete hidráulico η es la razón de la potencia de salida del sistema Π_{salida} a la potencia usada para hacer funcionar el sistema $\Pi_{entrada}$, esto es:

$$\eta = \frac{\Pi_{salida}}{\Pi_{entrada}} = \frac{\rho g H q}{\rho g h Q_t} = \frac{H q}{h Q_t} \quad (20)$$

Instalación y procedimiento experimental de arietes hidráulicos con suministro vertical-radial, y descarga con y sin bajante

Los arietes hidráulicos usados en este estudio tienen una válvula de impulsión construida a partir de una válvula comercial de pie, con partes interna y externa, y ensamble hembra-macho (Figura 3); la primera se acopla a la tubería de impulsión y la última en la etapa de aceleración derrama agua al exterior por una rejilla cónica. Para convertirla en válvula de impulsión, a la pieza externa de la válvula comercial se le agregó un

sistema de apertura y cierre de su orificio de descarga (Figura 3) formado por un tornillo y tuercas. Este sistema comprime un resorte en contacto permanente con el disco del émbolo de la válvula comercial, que se desplaza con movimiento horizontal dentro de la pieza interna. La longitud del resorte sin comprimir fue de 0.1 m, con rango de compresión de 0.01 m mediante incrementos de 0.002 m. Pruebas preliminares permitieron determinar que una longitud de resorte comprimido de 0.0875 m produce el mayor caudal bombeado cuando la válvula de impulsión se conecta al circuito hidráulico con la máxima altura de suministro que permite la profundidad de 1 m del tanque de suministro.

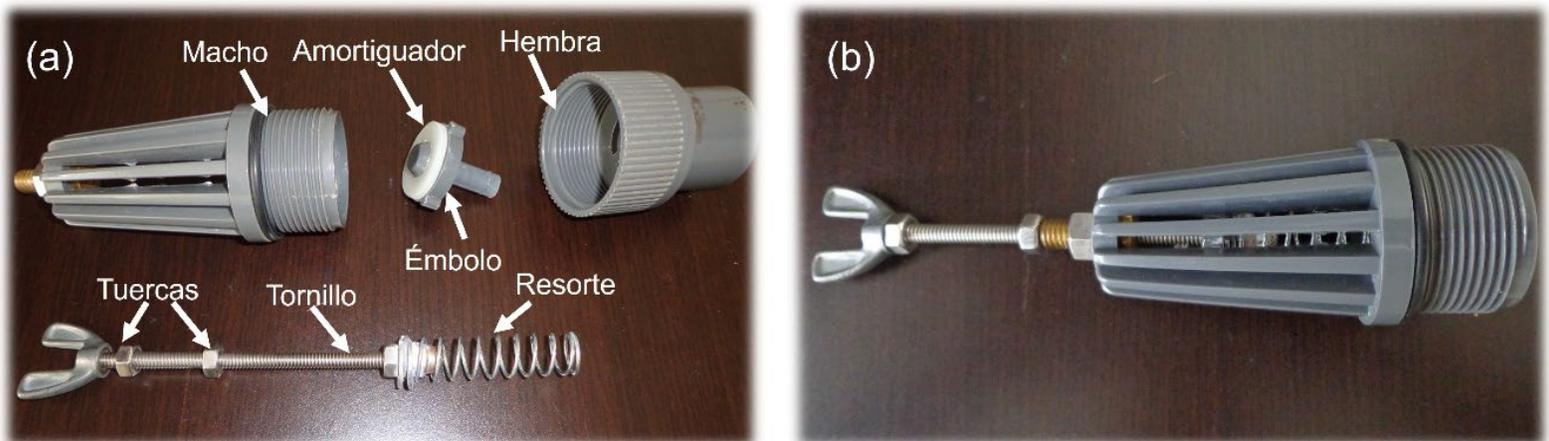


Figura 3. Válvula de impulsión con sistema de apertura y cierre construido con una válvula comercial de pie; a) componentes y b) válvula ensamblada.

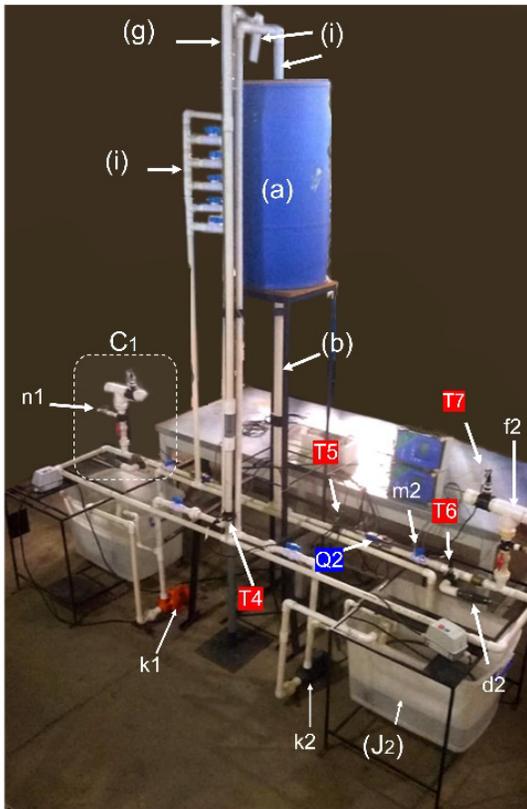
Otros elementos del dispositivo experimental son los siguientes: (a) *válvula de entrega*, en este estudio se usó una válvula antirretorno check comercial de 0.0254 m de diámetro que permite el paso de agua solo de

la tubería de impulsión a la cámara de aire y (b) *cámara de aire horizontal*, construida en tubo de PVC de 0.0254 m de diámetro y 0.2 cm de largo, con tapones del mismo material en sus extremos. Una vista general de la instalación experimental se presenta en la Figura 4. Para el transporte del agua, el circuito hidráulico tiene tres tramos en tubería de PVC (Figura 4):

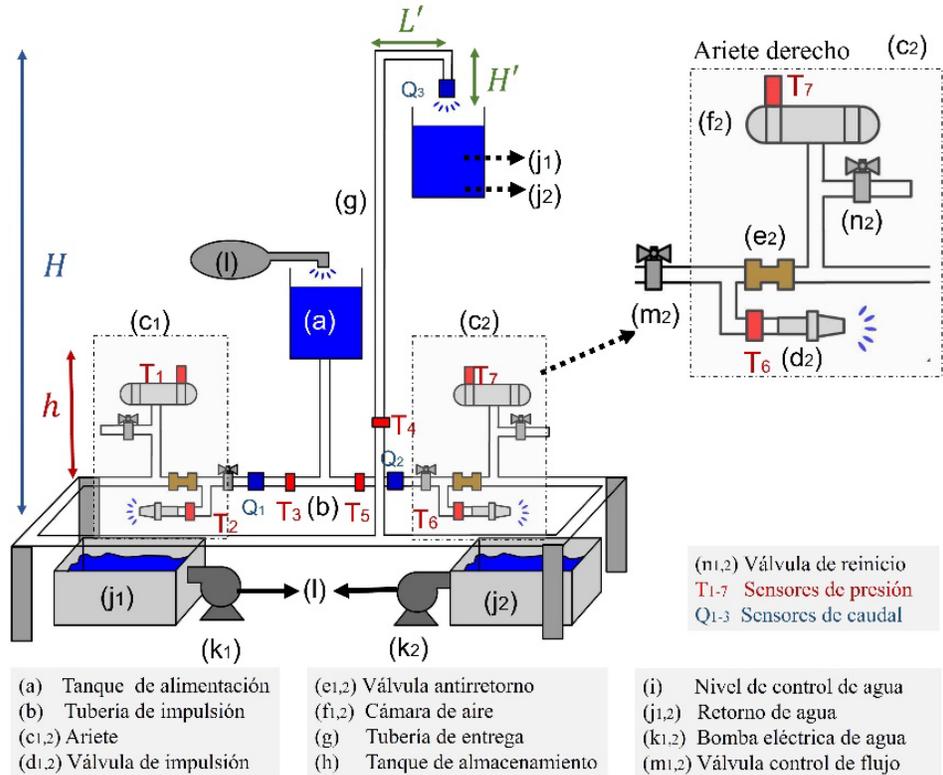
1. Suministro. Inicia en el tanque de suministro (a) como un segmento vertical de tubería con diámetro de 0.0508 m y 1.3 m de altura; se divide en dos tuberías de 0.0258 m de diámetro y 1 m de largo a través de una unión T que suministra el caudal a cada ariete (d_1 , d_2).

2. Elevación. Conduce el agua de los tanques de descarga (j_1 , j_2) al tanque de suministro (a) mediante dos bombas radiales (k_1 , k_2).

3. Entrega. Inicia como dos tubos horizontales de 0.0254 m de diámetro y 0.30 m de largo que salen de cada cámara de aire (f_1 , f_2); con un codo de 90° cambia de dirección; cada tubería continúa en una longitud de 1 m en el plano horizontal y se acopla a unión T desde donde, conservando el diámetro, continúan como tubo vertical ascendente hasta una altura de 6 m. A ese nivel se acopla una tubería horizontal (L') de 0.20 m y 0.0254 m de diámetro con dos codos de 90° en sus extremos. La conducción de entrega forma una U invertida y retorna a la dirección vertical con sentido descendente para convertirse en el bajante.



(a)



(b)

Figura 4. Dispositivo experimental: (a) foto y (b) esquema con ubicación de transductores.

Instrumentación y medición

Los caudales suministrados a los arietes hidráulicos se midieron con dos caudalímetros de efecto Doppler (Greyline Instruments Inc, DFM 5.0, Birmingham, UK), colocados en sus respectivas tuberías de suministro. El caudal bombeado se midió con un caudalímetro de turbina (EDM, Kobold,

Perú), ubicado empezando el tramo vertical ascendente de la conducción de entrega.

La medición de la presión se realizó empleando siete transductores (Danfoss, MBS1900, Nordborg, Dinamarca) ubicados estratégicamente en el circuito hidráulico en las válvulas de impulsión (dos sensores); las tuberías horizontales de suministro (dos sensores); las cámaras de aire (dos sensores), y en la tubería de entrega (un sensor). Los transductores de presión que se etiquetan de T1 a T7 en la Figura 3 son dispositivos piezorresistivos que operan con un voltaje de entrada entre 9 y 28 V y proporcionan señales de salida entre 4 y 20 mA, y tienen la capacidad de medir presiones entre 0 y 25 bares (0-2500 kPa).

Los sensores de presión se acoplaron a la tubería mediante un collarín con orificio concéntrico con el orificio de la toma de presión en la tubería, cuidadosamente maquinado, a fin de evitar imperfecciones que conviertan energía de velocidad en energía de presión (Figura 5).



Figura 5. Collarín de acople de sensor a la tubería con orificio de toma de presión.

Los sensores de presión se calibraron en el sistema mostrado en la Figura 6, usando un manómetro (OMEGA, DPG4000, Omega Engineering Inc., USA) con curva de calibración del fabricante. En la calibración al tubo porta sensores se suministraba aire a presión, cuya magnitud era leída en el manómetro de referencia.

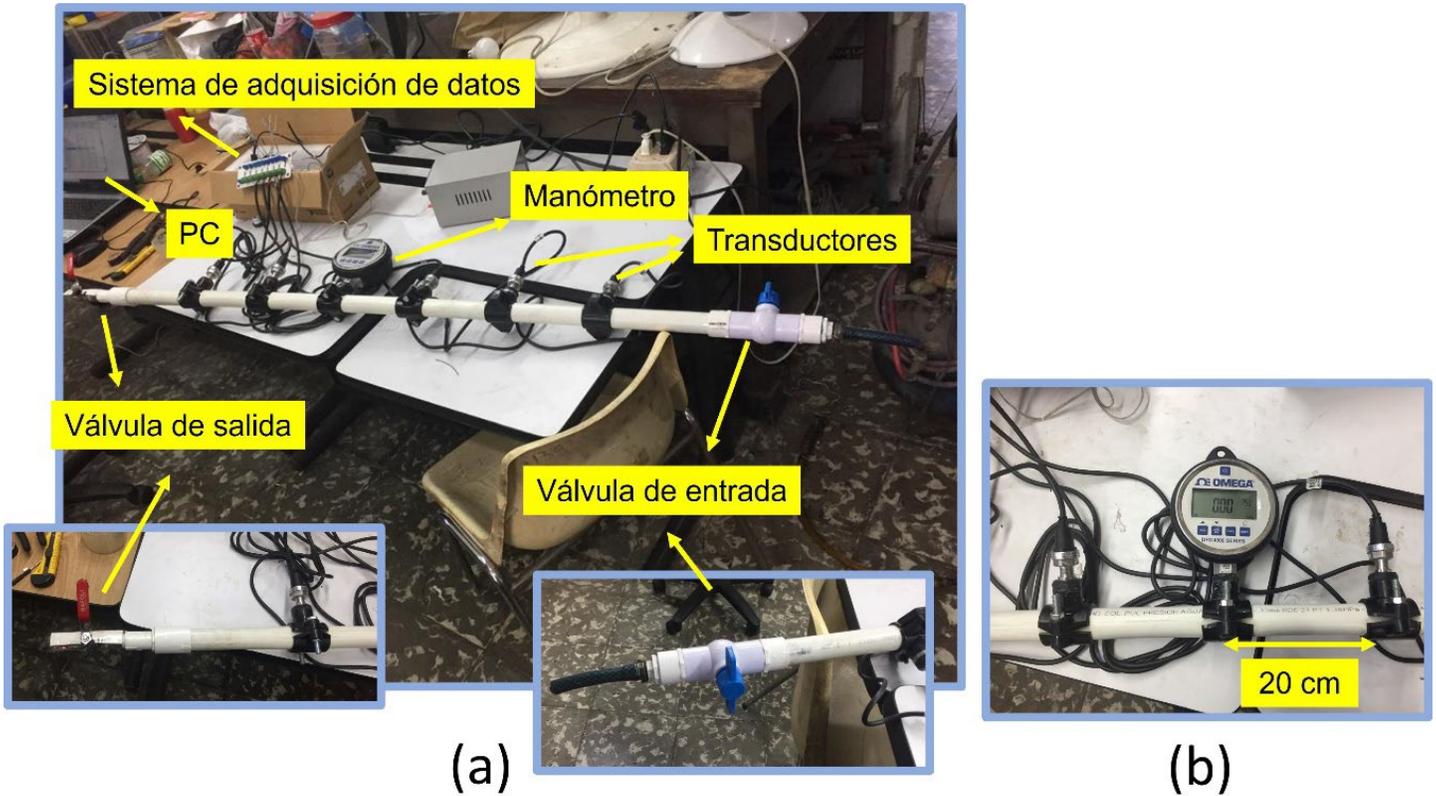


Figura 6. (a) Tubo porta transductores de presión y (b) manómetro de referencia.

Posteriormente esa información se procesó para obtener la curva de calibración de los transductores de presión y el error en la medición de presiones (Figura 7).

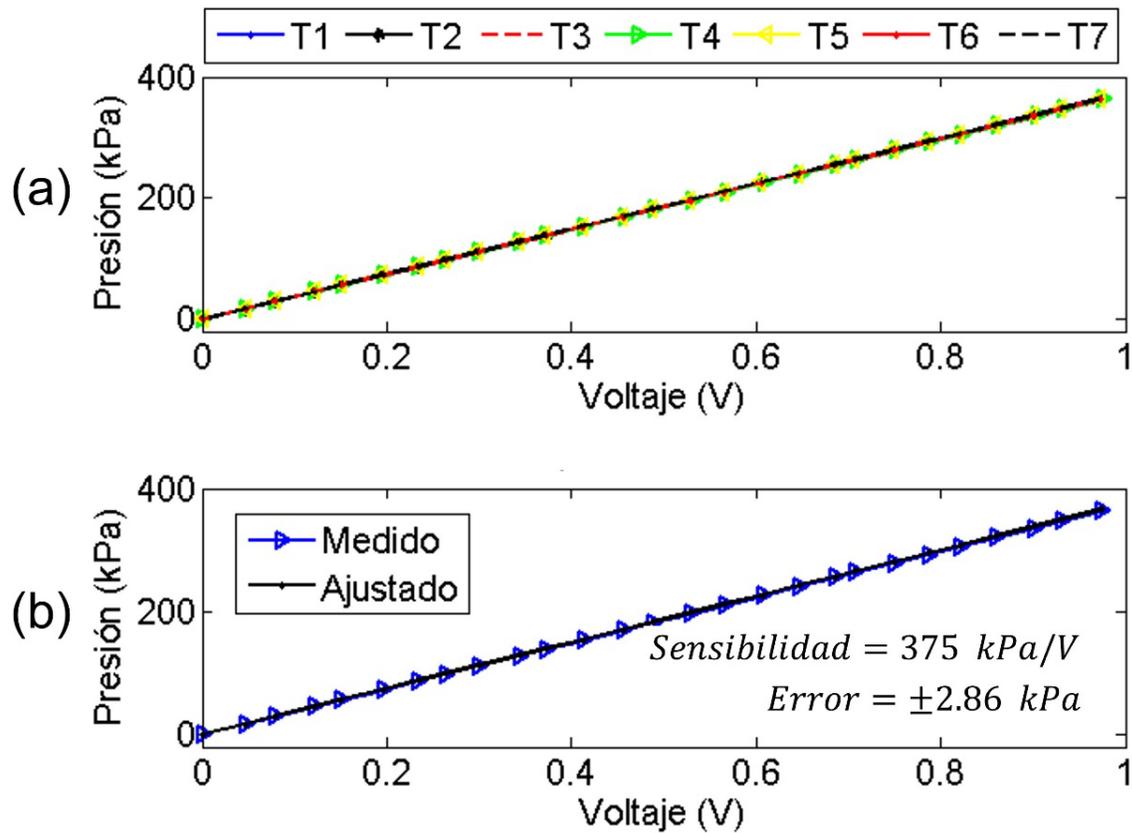


Figura 7. Curvas de calibraciones y estimación del error (a) mediciones de Voltaje vs Presión para los siete transductores. (b) Curva de sensibilidad de los transductores.

En la Figura 8, un diagrama de bloques sintetiza el procedimiento experimental para la adquisición de datos.

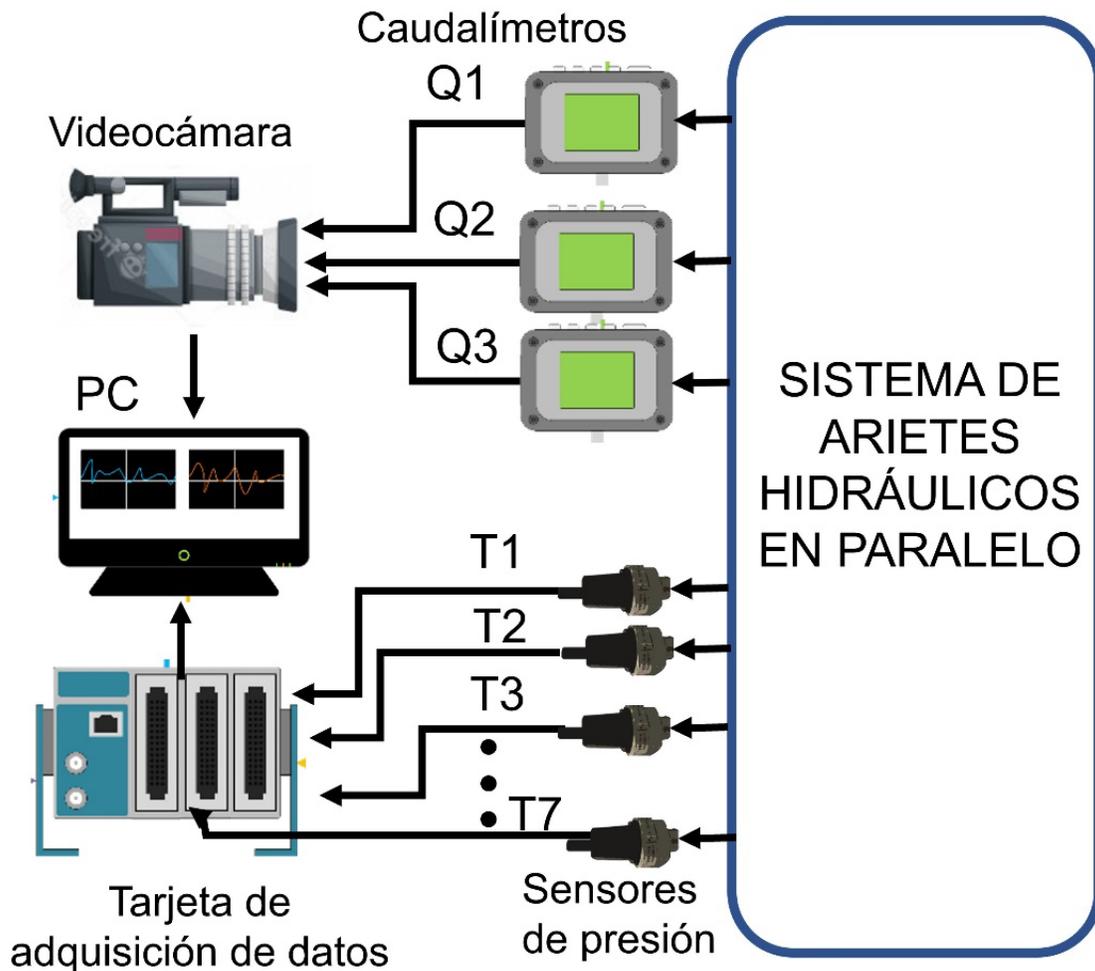


Figura 8. Esquema del montaje experimental para adquisición de datos.

El análisis de los datos se realizó mediante un ajuste lineal bajo los siguientes parámetros: SSE: 0.02423, R-square: 1, RMSE: 0.03113. El máximo error de calibración encontrado fue de ± 7.6353 Mv, que en unidades de presión equivale a 0.4118 psi (2.83 kPa); la sensibilidad de los transductores es $p(kPa) = 375 kPa/V$.

Las presiones registradas por los transductores de presión se capturaron mediante una tarjeta de adquisición de datos (Modelo CDAQ 9178, National Instruments, USA) y dos módulos (Modelo 9215, National Instruments, USA) con cuatro entradas análogas cada uno. Estas señales se procesaron y analizaron mediante la transformada rápida de Fourier de tiempo corto para obtener las componentes frecuencias del golpe del ariete empleando el *software* Matlab.

La obtención de los caudales implicó el uso de una videocámara con 60 imágenes por segundo (fps) que grababa las lecturas digitales de los caudalímetros. Posteriormente el video se procesó en un computador para conocer los caudales durante los cuatro minutos (240 s) que duraba cada condición de flujo ensayada.

Metodología

Primero se verificó el funcionamiento sin atascamiento de las válvulas de impulsión y se determinó el largo del resorte comprimido con el que cada ariete hidráulico entrega el mayor caudal bombeado. Para tal efecto, sin variar la abertura de la válvula de control de flujo de la tubería de impulsión de cada ariete hidráulico, se buscó la condición donde empieza a funcionar cada válvula de impulsión con el fin de determinar la velocidad de cierre (Figura 9). Todas las pruebas se ejecutaron con la válvula de control de flujo totalmente abierta, porque es cuando se logra el caudal máximo de bombeado.

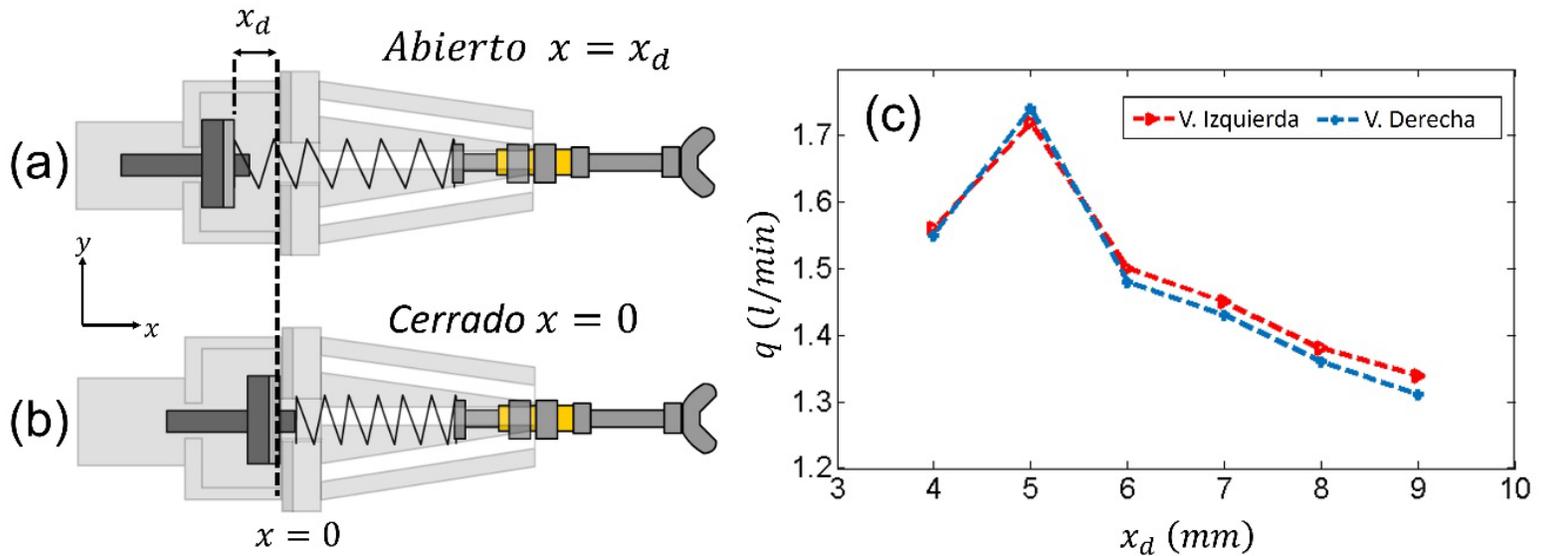


Figura 9. Válvula de impulsión en estado (a) abierto y (b) cerrado; (c) caudal bombeado (q) vs fracción de compresión del resorte (x_d).

Las pruebas se ejecutaron con alturas de suministro (h) de 1.5, 1.7 y 1.9 m; esta última es el máximo nivel de agua sin que el tanque de suministro derrame de agua; la profundidad de este recipiente es 1.0 m y su fondo está a 1.3 m del nivel de los arietes. Experimentalmente se encontró que el máximo caudal se suministra cuando el resorte se comprime 0.0875 m. Cada ensayo inició con el ajuste del nivel del agua en el tanque de suministro. Esta acción se logró operando las cinco válvulas de un sistema lateral de control de nivel que regulan el flujo en igual número de tuberías horizontales unidas a un tubo vertical que desagua a cada tanque de descarga. La altura entre válvulas es de 0.10 m y la de menor nivel se ubicó a 1.5 m medidos desde los arietes. Una vez establecida la altura de suministro y superado el transitorio se medían

los caudales durante 240 s (4 minutos) sin (a 6 m de altura) y con bajante (descargando al tanque de suministro). Enseguida se procedía al registro de la señal de presión en la tubería de impulsión, cerca de cada ariete hidráulico, en la cámara de aire y al inicio del tramo vertical de la conducción de entrega. La Figura 10a muestra el efecto del ángulo de abertura de la válvula de control de flujo en la tubería de impulsión de un ariete; la Figura 10b evidencia el comportamiento de la presión cerca al ariete operativo izquierdo y en su tubería de suministro, registrada con los transductores T2 y T3, respectivamente. También el tiempo de vuelo de la onda de presión es medido empleando el tiempo que tarda la onda de ir del transductor T2 a T3, como se ilustra en la Figura 10c. Por último, se presentan las curvas características en la cámara de aire izquierdo para tres señales diferentes cuando la altura de suministro es, por ejemplo, $h = 1.7$ m (Figura 10d).

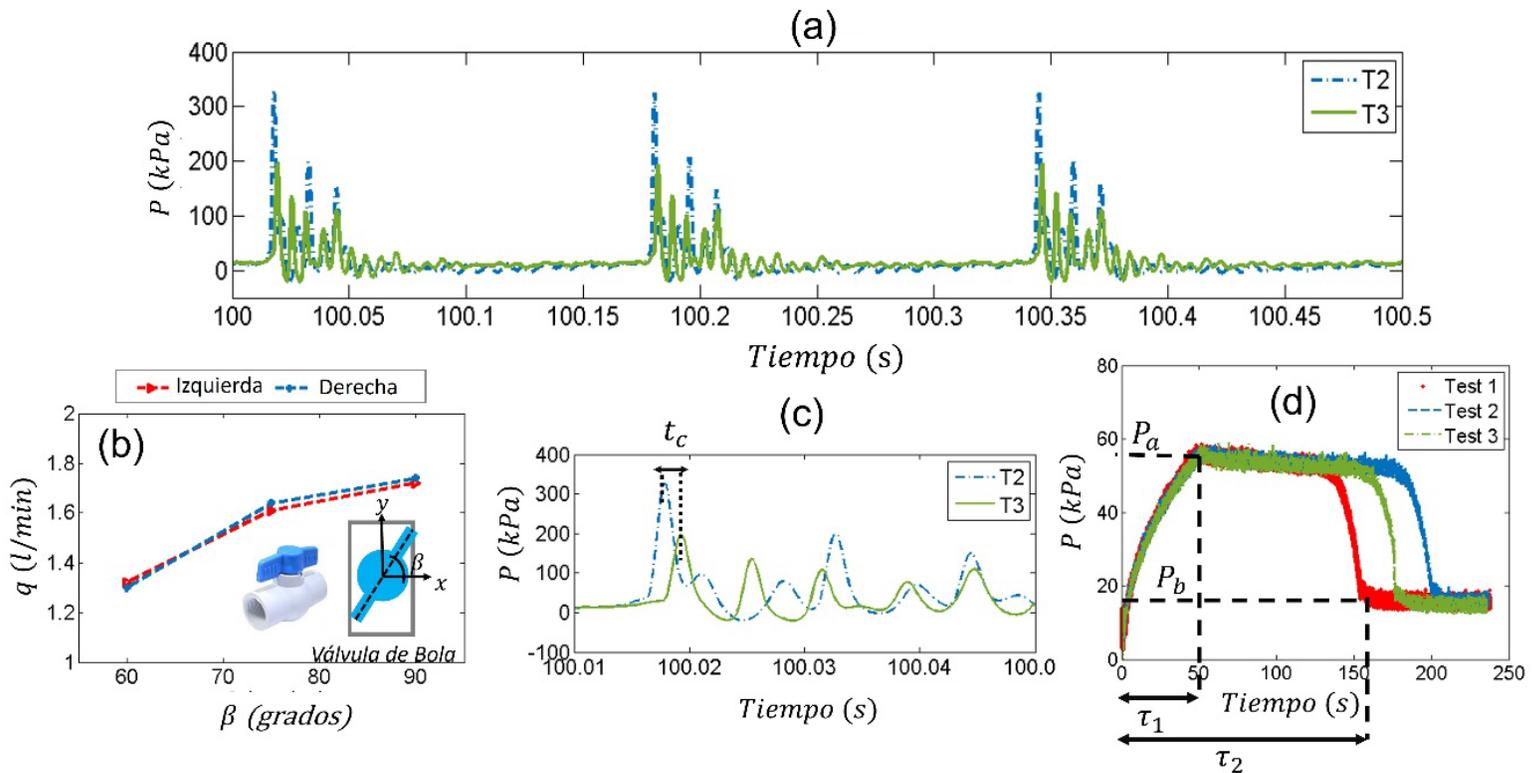


Figura 10. (a) Señales de presión medidas cerca al ariete izquierdo (T2) y en su tubería de impulsión (T3), (b) ángulo de apertura (β) de las válvulas de control de flujo vs caudal bombeado (q); (c) medición del tiempo de vuelo de la onda de presión medido entre T2 y T3, y (d) señales de presión en la cámara de aire izquierda obtenida para tres pruebas diferentes.

El funcionamiento del circuito hidráulico con un solo ariete implicó abrir por completo la válvula de control de flujo del tramo horizontal de suministro del ariete hidráulico operativo y el cierre total de esa válvula en el otro dispositivo. Para la operación de los arietes hidráulicos en paralelo simplemente se abrían totalmente ambas válvulas de control de flujo, y una vez estabilizado el flujo se procedía a medir los caudales y a

registrar las presiones en los puntos de interés para su posterior procesamiento.

Resultados

El desempeño del sistema hidráulico configurable propuesto se evaluó a través de los caudales bombeados medidos, las alturas de suministro (h) y de entrega (H), así como del funcionamiento de las configuraciones cuando 1) se emplea un único ariete y 2) los arietes en paralelo operan de manera simultánea.

Ariete hidráulico con suministro vertical-radial, y entrega individual sin y con bajante

En la cuarta y quinta columna de la Tabla 1 se reportan sin y con bajante la presión (P) en la cámara de aire, la frecuencia del golpe (F_p) y el caudal bombeado (q) por el ariete hidráulico izquierdo operando durante 240 s.

Tabla 1. Presión en cámara de aire P , frecuencia del golpe F_p y caudal bombeado q por el ariete hidráulico izquierdo.

			Sin bajante	Con bajante
		$t < \tau_1$	$\tau_1 \leq t < \tau_2$	$t > \tau_2$
$h = 1.50 \text{ m}$ $\tau_1 = 113.80 \text{ S}$ $\tau_2 = \infty \text{ S}$	$P \text{ (kPa)}$	---	55.03	55.03
	$F_p \text{ (Hz)}$	---	5.53	5.53
	$q \text{ (l/min)}$	0.00	1.10	1.10
	$\Delta P = P_{T2} - P_{T1} \text{ (kPa)}$	---	268.97	268.97
$h = 1.70 \text{ m}$ $\tau_1 = 82.55 \text{ s}$ $\tau_2 = \infty \text{ s}$	$P \text{ (kPa)}$	---	55.03	55.03
	$F_p \text{ (Hz)}$	---	6.03	6.03
	$q \text{ (l/min)}$	0.00	1.30	1.30
	$\Delta P = P_{T2} - P_{T1} \text{ (kPa)}$	----	261.57	261.57
$h = 1.90 \text{ m}$ $\tau_1 = 67.92 \text{ s}$ $\tau_2 = \infty \text{ s}$	$P \text{ (kPa)}$	---	55.03	55.03
	$F_p \text{ (Hz)}$	---	6.75	6.75
	$q \text{ (l/min)}$	0.00	1.73	1.73
	$\Delta P = P_{T2} - P_{T1} \text{ (kPa)}$	-----	224.97	224.97

En la Figura 11 se presentan los caudales bombeados (q), suministrado (Q_t) y derramado (Q) para las alturas de suministro $h = 1.5$, 1.7 y 1.9 m .

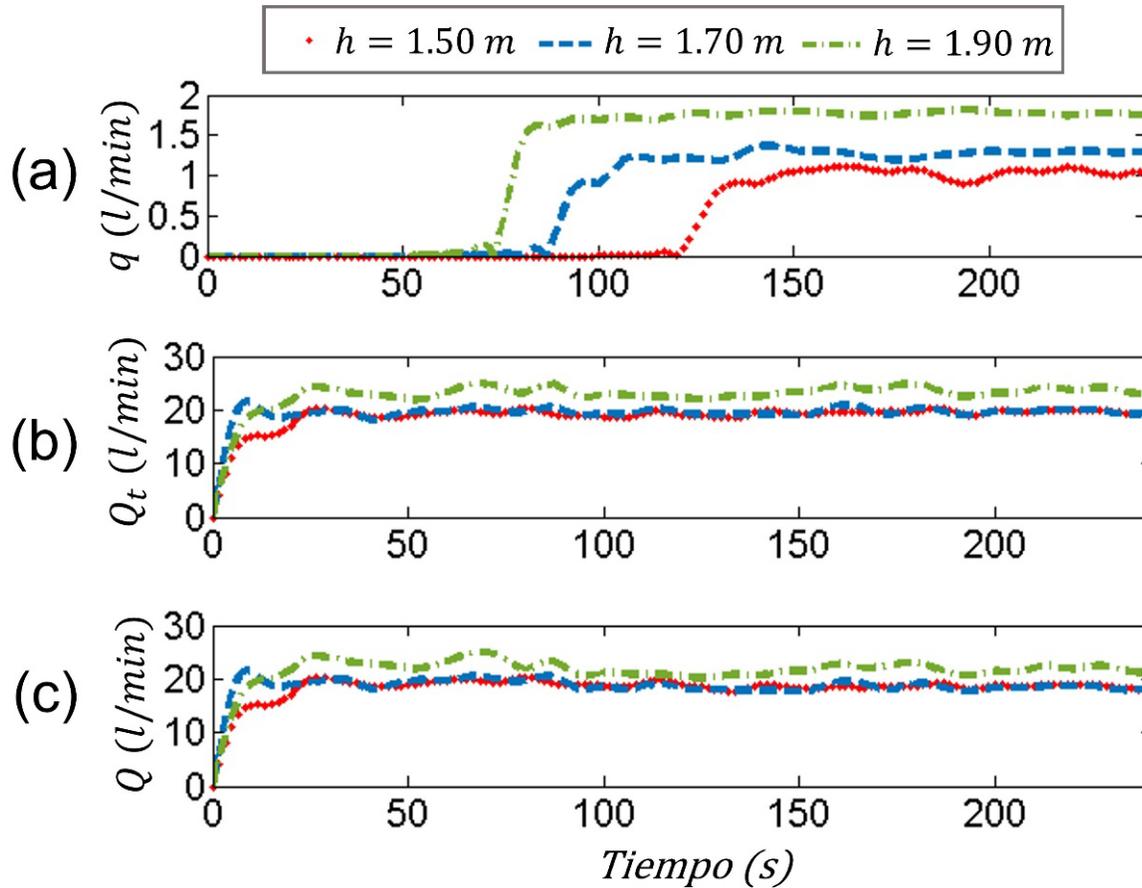


Figura 11. Caudales: (a) bombeado (q), (b) total (Q_t) y (c) derramado (Q) por un ariete hidráulico con suministro vertical descendente y acometida horizontal.

La Figura 12 contiene resultados del procesamiento de las presiones antes y cerca al ariete ensayado registradas con los transductores de presión (T3) y (T2), respectivamente.

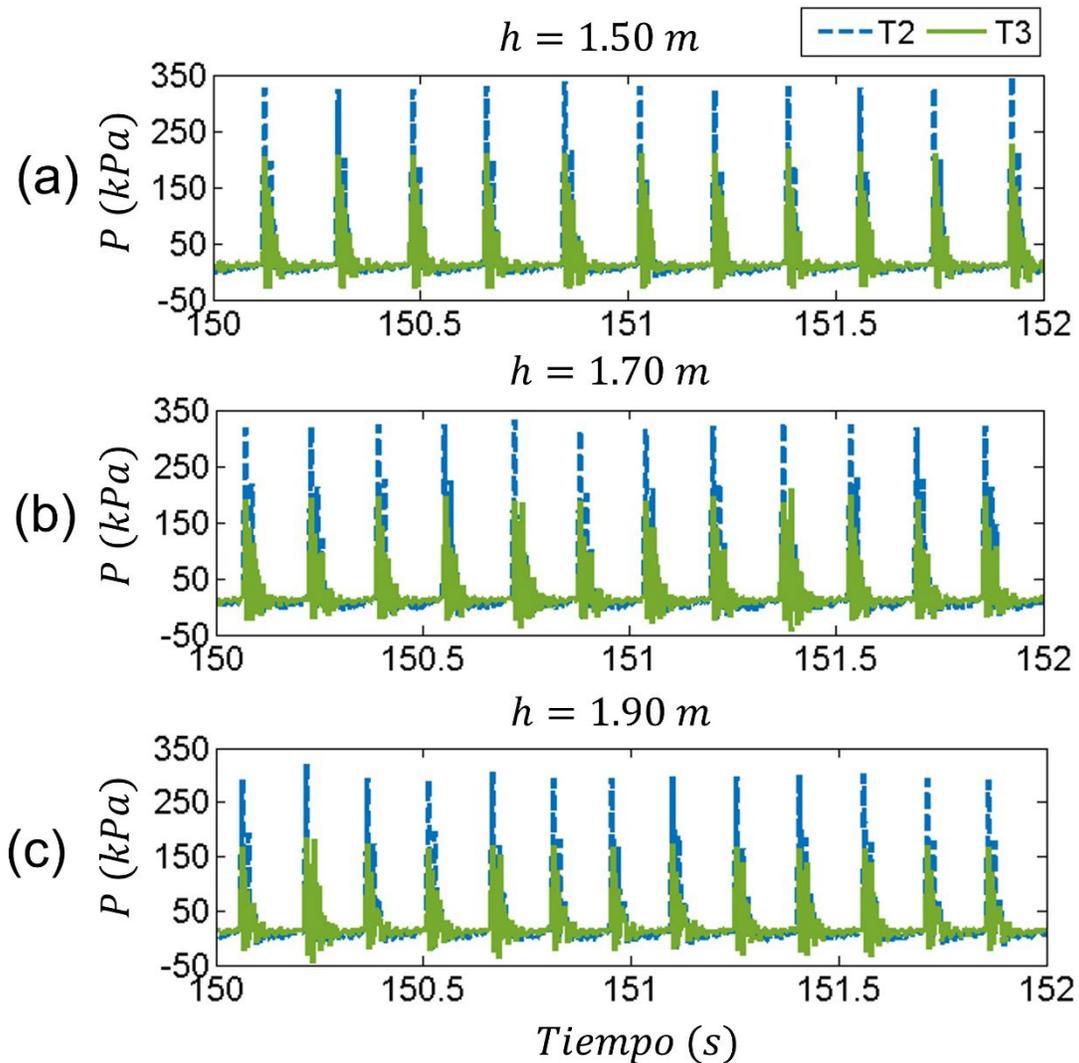


Figura 12. Presión en tubería de suministro (T3) y cerca al ariete izquierdo operativo (T2) para las tres alturas de suministro evaluadas $h=1.50, 1.70$ y 1.90 m con tubería bajante.

La Figura 13a describe la presión en la cámara de aire del ariete estudiado captada durante 240 s con el sensor (T1) y al inicio de la tubería de entrega obtenida con el sensor (T4). Se observa que en tanto la presión en T4 sufre grandes oscilaciones por el golpe de ariete, en la

cámara de aire (T1) la presión se amortigua y es igual a la estática asociada con la altura de entrega. Las Figuras 13b-d describen durante dos segundos del estado estacionario la señal de presión al inicio de la conducción de entrega (T4) con las tres alturas ensayadas. La diferencia de presión $\Delta P = P_{T2} - P_{T1}$ entre en el ariete izquierdo (T2) y su cámara de aire (T1), respectivamente, se muestra en la Tabla 1.

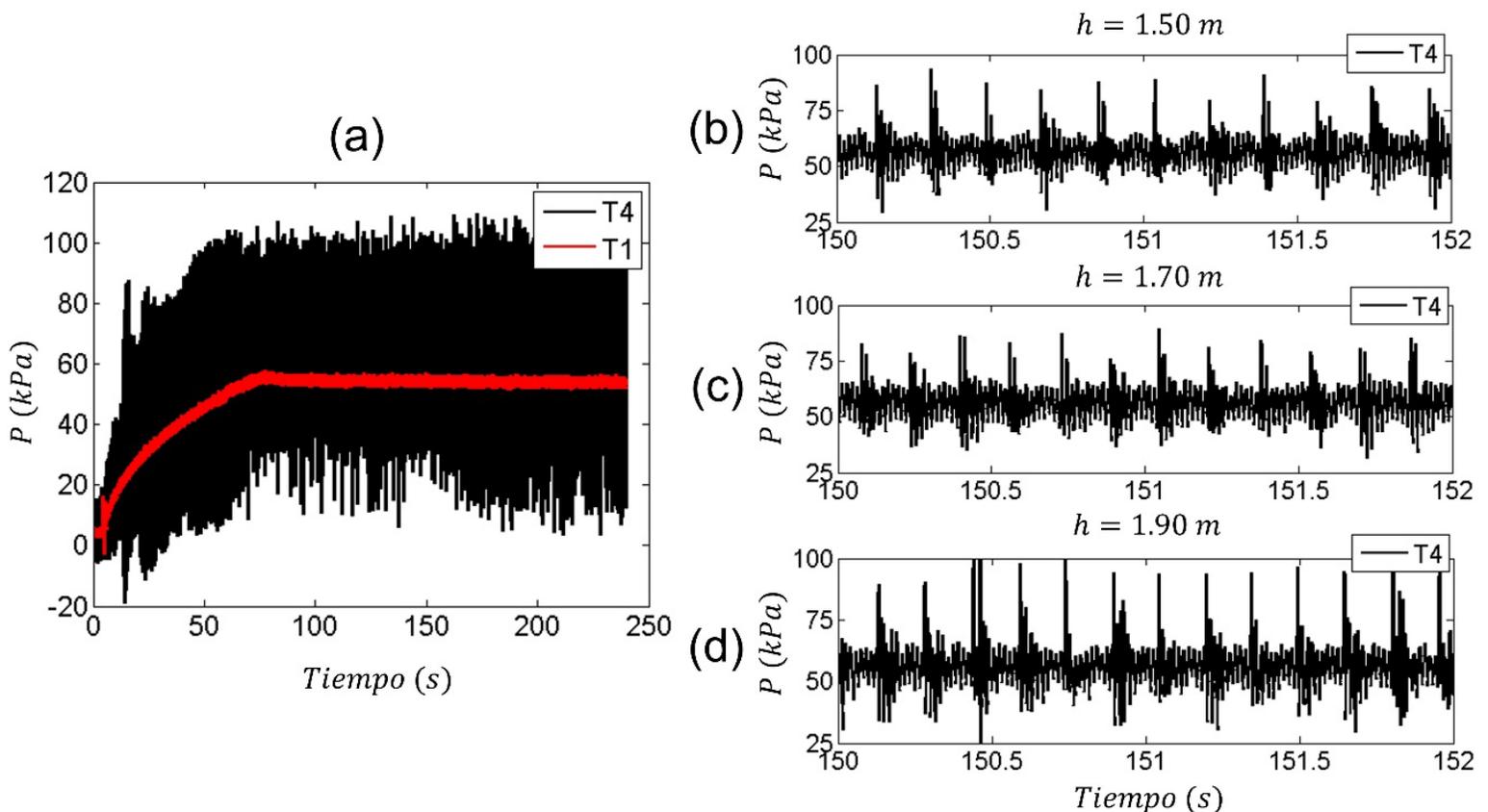


Figura 13. (a) Presión en la cámara de aire del ariete estudiado registrada con el sensor (T1); (b-d) presión al inicio de la tubería de entrega obtenida con el sensor (T4), para $h = 1.5, 1.7$ y 1.9 m, respectivamente.

La Figura 14 describe el comportamiento en el tiempo de: a) presión P en la cámara de aire; b) frecuencia del golpe (F_p); c) caudal bombeado (q), y d) eficiencia (η) del ariete hidráulico operativo izquierdo.

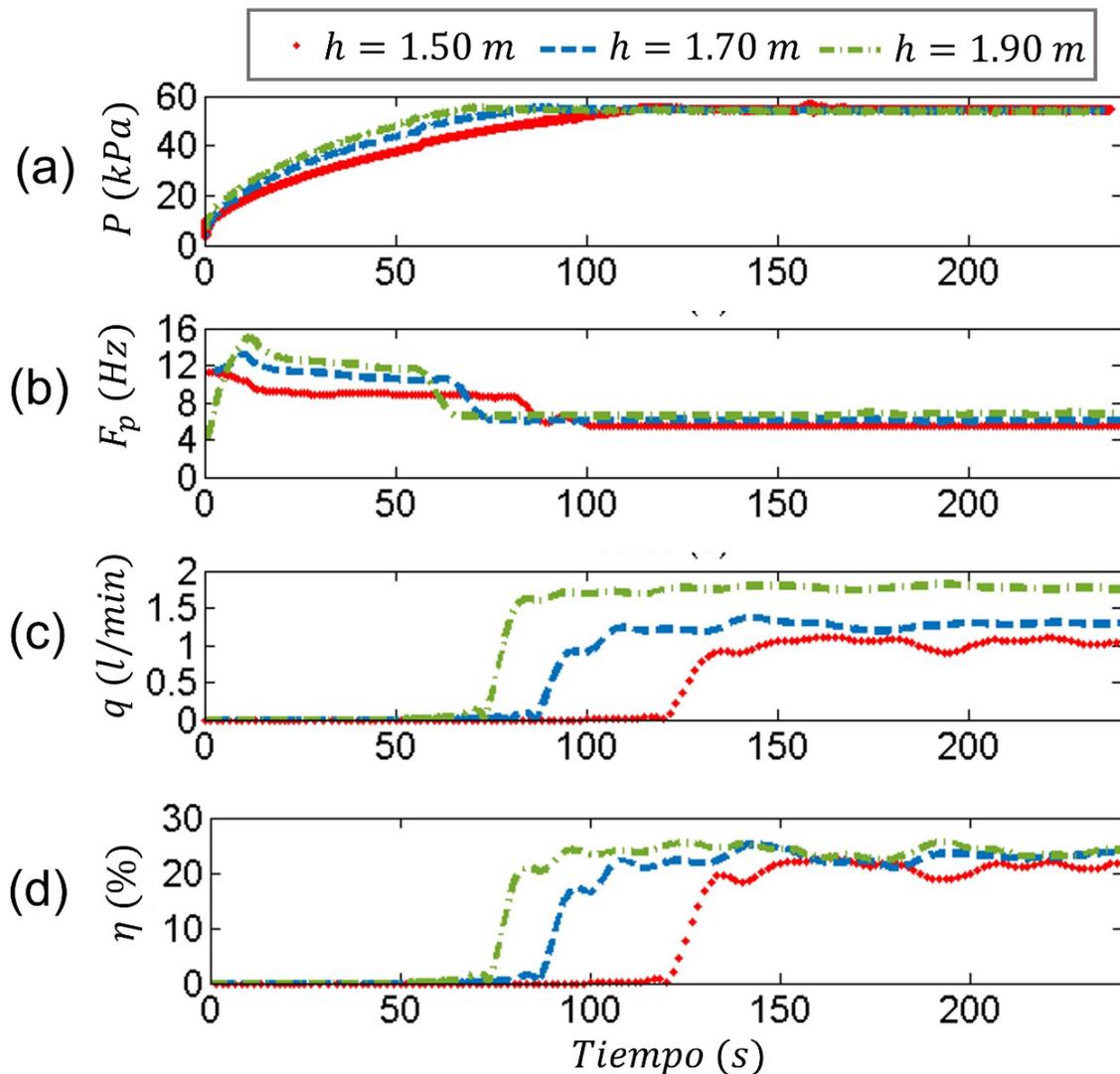


Figura 14. Ariete hidráulico izquierdo: (a) presión en cámara de aire izquierda, (b) frecuencia del golpe, (c) caudal bombeado y (d) eficiencia del ariete individual.

Dos arietes hidráulicos en paralelo sin y con bajante, y suministro vertical-radial

La operación de los arietes en paralelo y suministro vertical-radial se obtuvo abriendo totalmente ambas válvulas de control de flujo. Con esta configuración se observaron las mismas variables de interés. La información lograda en el laboratorio se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Presión en la cámara de aire P , frecuencia del golpe de ariete F_p y caudal bombeado q por dos arietes con altura de suministro de 1.5, 1.7 y 1.9 m

		Sin bajante			Con bajante
		$t < \tau_1$	$\tau_1 \leq t < \tau_2$	$t > \tau_2$	
$h = 1.5 \text{ m}$ $\tau_1 = 57.69 \text{ s}$ $\tau_2 = \infty \text{ s}$	$P \text{ (kPa)}$	53.48	55.03	55.03	
	$F_p \text{ (Hz)}$	---	4.90	4.90	
	$q \text{ (l/min)}$	0.00	2.26	2.26	
	$\Delta P = P_{T2} - P_{T1} \text{ (kPa)}$	---	266.32	266.32	
$h = 1.7 \text{ m}$ $\tau_1 = 49.39 \text{ s}$ $\tau_2 = 199.4 \text{ s}$	$P \text{ (kPa)}$	----	55.03	15.50	
	$F_p \text{ (Hz)}$	----	5.8	12.40	
	$q \text{ (l/min)}$	0.00	2.60	11.70	
	$\Delta P = P_{T2} - P_{T1} \text{ (kPa)}$	----	274.97	314.5.12	
$h = 1.9 \text{ m}$ $\tau_1 = 41.17 \text{ s}$ $\tau_2 = 62.99 \text{ s}$	$P \text{ (kPa)}$	----	53.48	17.55	
	$F_p \text{ (Hz)}$	-----	6.75	14.65	
	$q \text{ (l/min)}$	0.00	3.40	13.20	
	$\Delta P = P_{T2} - P_{T1} \text{ (kPa)}$	-----	226.52	262.45	

La Figura 15 describe las presiones antes y cerca de los arietes, captadas por los transductores de presión (T3) y (T2), respectivamente. En estas condiciones se observa que la frecuencia del golpe de ariete en la válvula de impulsión se incrementa al aumentar la altura de suministro; también se aprecia que la magnitud de la presión en la tubería de impulsión disminuye de forma ligera al aumentar esa variable. Sin embargo, la presión en la tubería de impulsión tiene mayor magnitud que cuando el ariete trabaja solo. Cabe resaltar la regularidad del funcionamiento de la válvula de impulsión que, aunque es una adaptación de una válvula comercial de pie, funciona sin atascarse y no requiere impulso inicial para su funcionamiento.

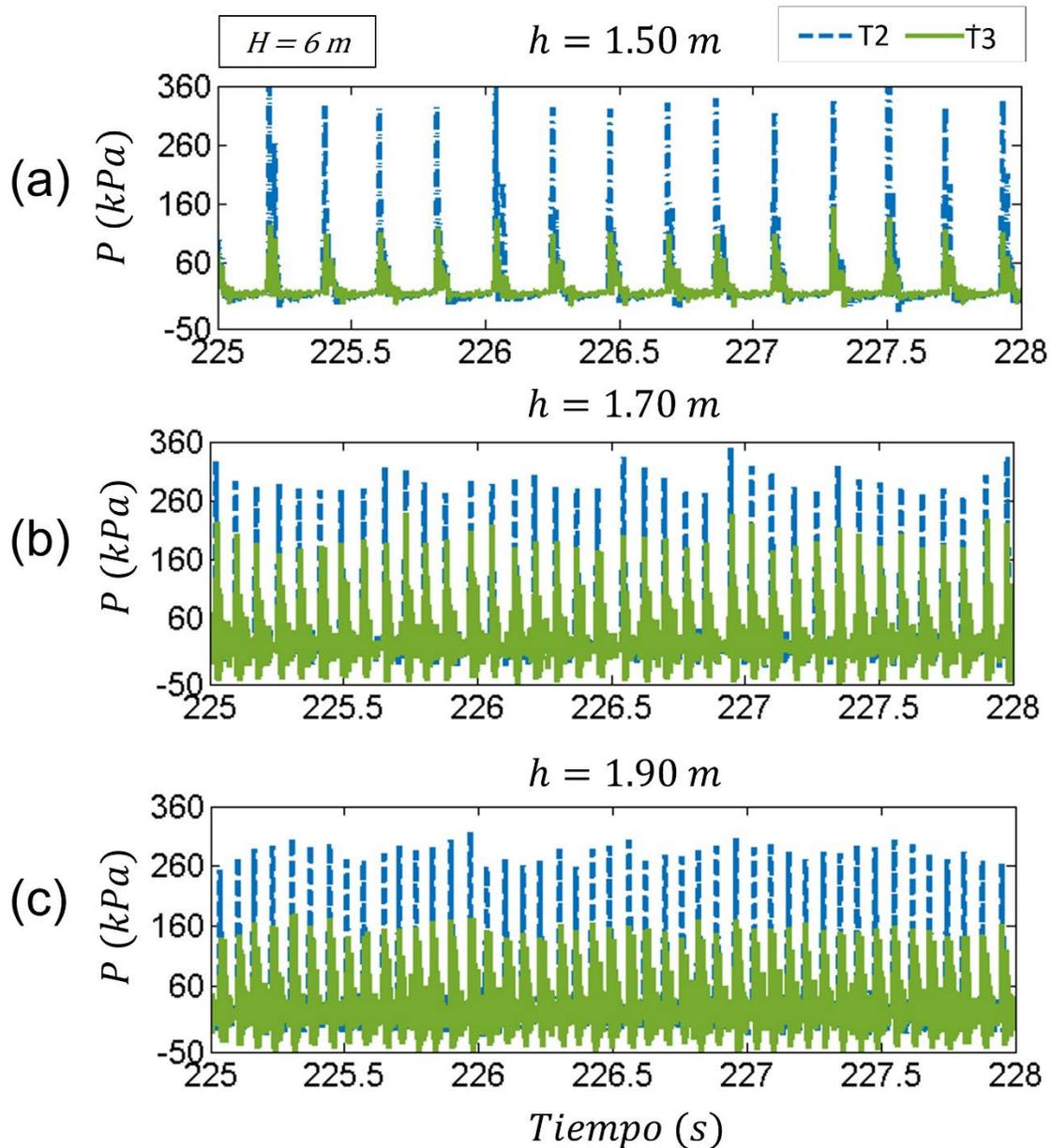


Figura 15. Señales de presión en la tubería de suministro (T3) y cerca del ariete izquierdo operativo (T2), con dos arietes en paralelo operando de forma simultánea con tubería bajante para las tres alturas de suministro evaluadas (a) $h = 1.50$, (b) $h = 1.70\text{ m}$ y (c) $h = 1.90\text{ m}$.

Con las tres alturas de suministro ensayadas, la evolución de los caudales bombeado q , total Q_t y derramado Q por ambos arietes en 240 s de registro se presentan en la Figura 16. En esta figura, a partir de 1.7 m, es notorio el efecto del bajante en caudal bombeado. También se ve que los caudales total y derramado tienen un comportamiento similar, aunque esta característica es más marcada con la altura de suministro de 1.5 m.

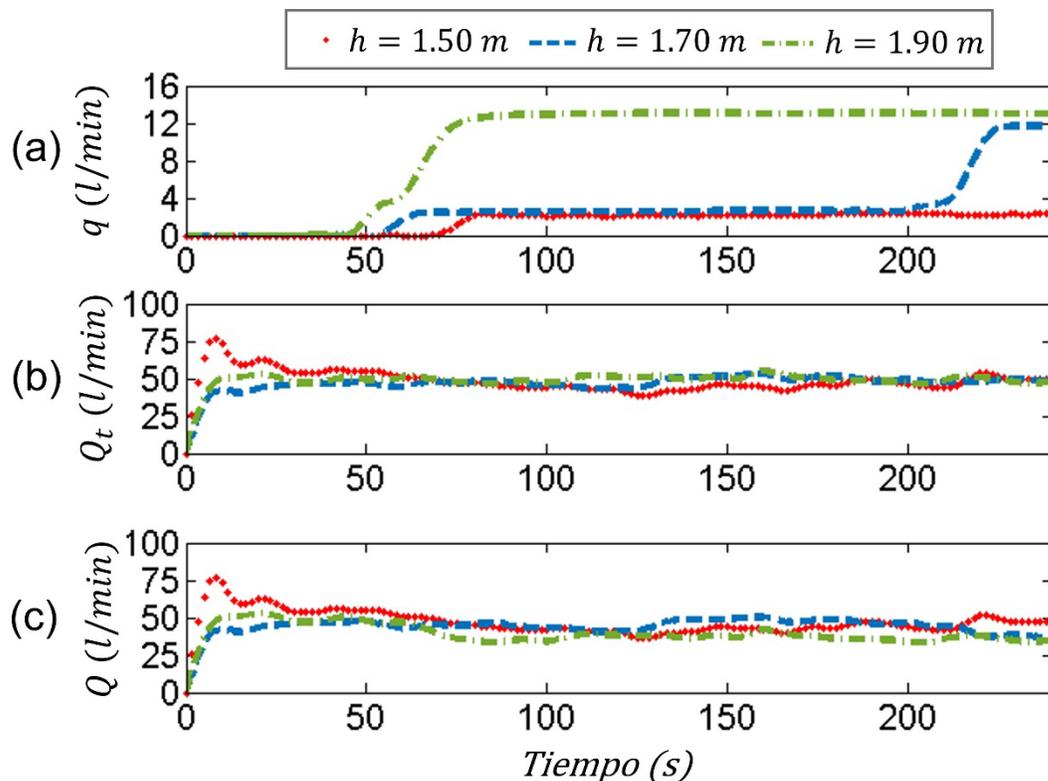


Figura 16. Caudales (a) bombeado (q), (b) total (Q_t) y (c) derramado (Q) de dos arietes en paralelo operando de manera simultánea para tres alturas de suministro $h = 1.5$, 1.7 y 1.9 m con tubería bajante.

El comportamiento de la presión en la cámara de aire, la frecuencia del golpe de ariete, el caudal bombeado y la eficiencia de dos arietes operando simultáneamente en paralelo se ilustran en la Figura 17. Como muestra esta figura, el bajante no afecta a la presión en la cámara de aire cuando la altura de suministro es de 1.5 m. Su efecto es evidente con la altura de suministro de 1.7 m, donde se observa que la presión en la cámara de aire disminuye aproximadamente 150 s después en relación con los arietes cuando operan con altura de suministro de 1.9 m. Al parecer, la baja de presión en la cámara de aire se manifiesta cuando el agua alcanza la altura de 6 m en la conducción de entrega y provoca que la frecuencia del golpe de ariete aumente de 4 Hz hasta los 15 Hz. La Figura 18d muestra la eficiencia de bombeo, en donde se observa el aumento del caudal por efecto de la tubería bajante que se presenta para alturas de suministro $h = 1.70$ y 1.90 m.

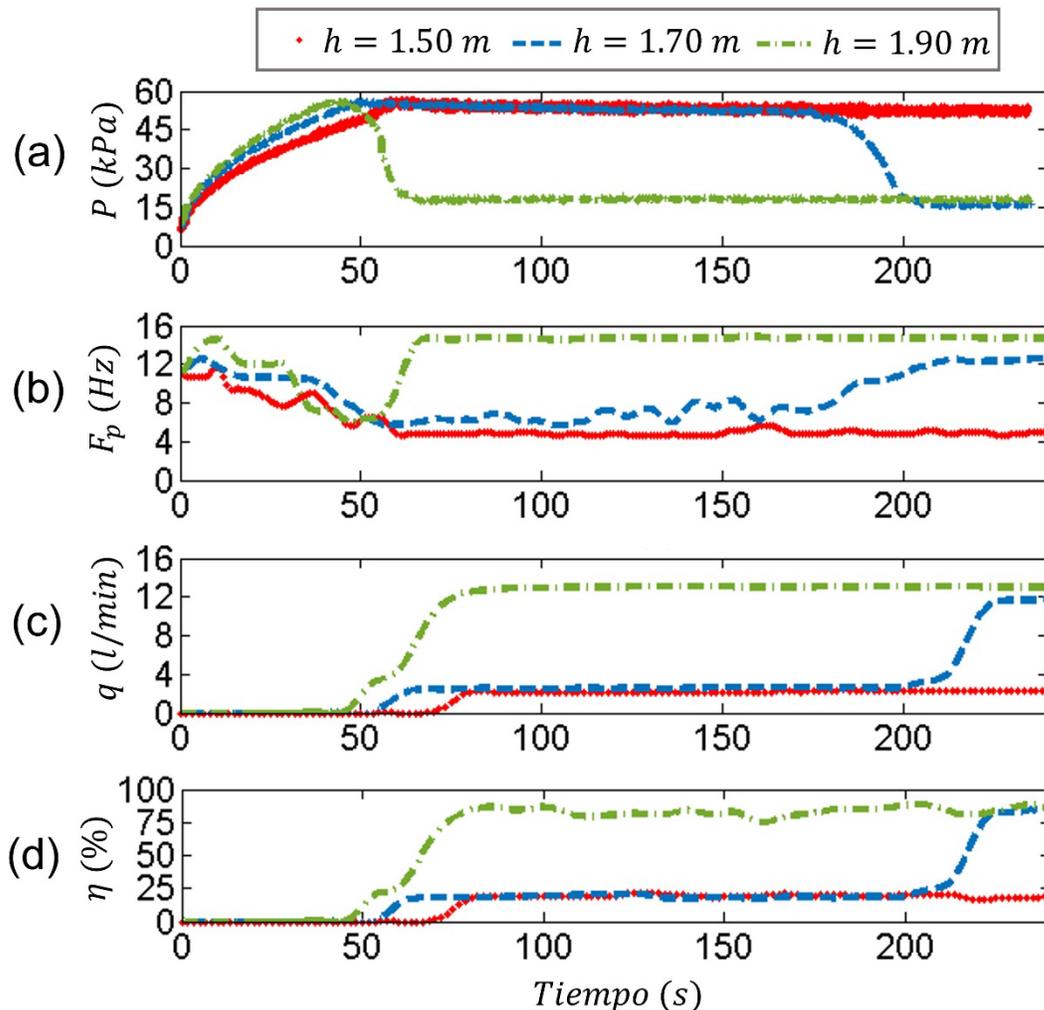


Figura 17. (a) Presión en la cámara de aire, (b) frecuencia del golpe, (c) caudal bombeado y (d) eficiencia de dos arietes en paralelo para las tres alturas de suministro evaluadas.

En la Figura 18a se comparó el caudal bombeado para tres casos, a saber: 1) sin tubería bajante (sin bajante), donde se observó que el flujo no aumenta; 2) con tubería bajante y con flujo que no aumenta (con

bajante flujo que no aumenta), y 3) con tubería bajante y el flujo aumenta (con bajante y flujo que aumenta).

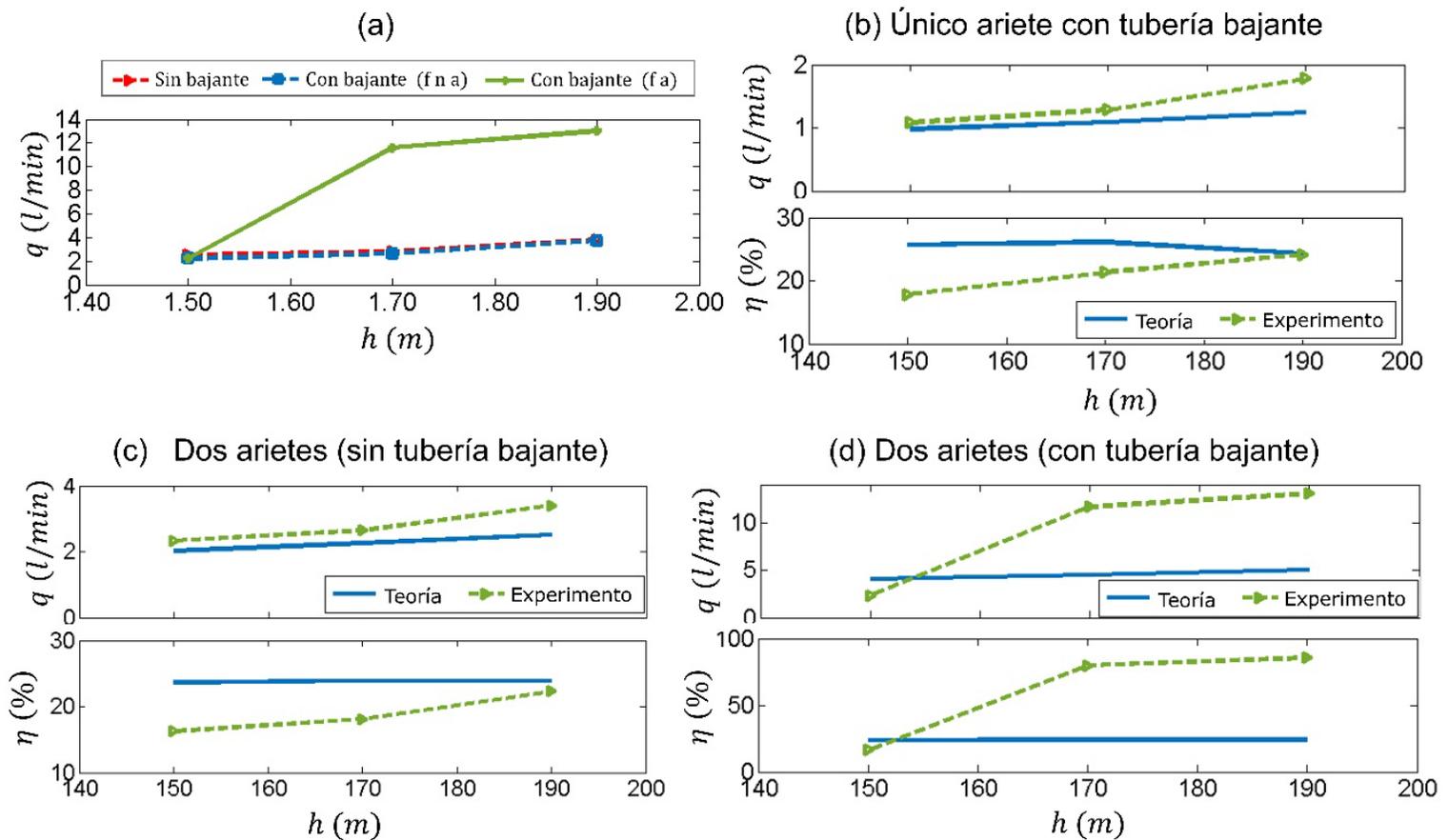


Figura 18. (a) Efecto de la tubería bajante en el comportamiento del caudal para dos arietes conectados en paralelo. Caudal y eficiencia de la configuración (b) único ariete con tubería bajante, y dos arietes conectados en paralelo (c) sin tubería bajante y con (d) tubería bajante.

Finalmente, se realiza una comparación entre los datos analíticos y los resultados experimentales para un único ariete con tubería bajante

(Figura 18b), con dos arietes en paralelo sin tubería bajante (Figura 18c), y con tubería bajante (Figura 18d).

Discusión

Como las bombas radiales conectadas en paralelo, la Tabla 1 y Tabla 2 indican que dos arietes hidráulicos con suministro vertical-radial y descargas en paralelo entregan más agua que uno, pero menos que la suma del caudal que ellos impulsan en operación independiente. Además, las presiones en la tubería de impulsión y cerca de cada ariete hidráulico muestran que la frecuencia del golpe de un único ariete es menor que para dos arietes en paralelo. Este comportamiento se mantiene para las diferentes alturas de suministro (h) evaluadas.

También al incrementar la altura de suministro crece el caudal bombeado, aunque en paralelo ese efecto ocurre con tiempos de inicio diferentes (Figura 11 y Figura 16). Además, al menos con $h = 1.7$ m y $h = 1.9$ m, el bajante afecta a la diferencia de presión entre los arietes hidráulicos en paralelo y sus cámaras de aire, como se observa en las Tabla 1 y Tabla 2. Este resultado es corroborado por el comportamiento de la presión en la cámara de aire con la altura de suministro (Figura 14a y Figura 17a). Igualmente, con la intención de evaluar el modelo de Tacke (1988) para predecir el caudal bombeado por un ariete hidráulico, se estimó esa variable y se comparó con los medidos en el laboratorio con las dos conexiones. Asimismo, sin bajante hay buena correlación entre los caudales medidos y calculados, aunque con bajante la divergencia es significativa (Figura 18e). También, al aumentar el caudal bombeado

debido a la conexión en paralelo, un sistema de dos arietes hidráulicos tiene mejor eficiencia (Figuras 18 b, d).

Finalmente, la Tabla 3 contiene los caudales bombeados por diferentes arietes hidráulicos y en ella se ve que el ariete de este estudio proporciona un caudal en el orden de magnitud reportado por otros investigadores. Sin embargo, es significativo el aumento del caudal por efecto del bajante.

Tabla 3. Caudales bombeados por distintos arietes hidráulicos.

Referencia	h (m)	H (m)	D (m)	d (m)	L_I (m)	L_E (m)	f (Hz)	Q_s (l/)	Q_E (l/s)
Suarda <i>et al.</i> (2020)	1.8	2.020	0.0320	0.0120	12.2	1.36		0.280	0.0120
Girish, Naik, Prakash y Kumar (2016)	1.0	1.475	0.0254	0.0254	5.0			0.2330	0.0540
Arangurí-Cayetano (2018)	1.75	5.0	0.0508	0.0254			2.1	1.175	0.0742
Este estudio*	1.9	6.0	0.0254	0.0254	1.5	6.0	8.89	0.42	0.0283

*Caudal con bajante 0.1482 l/s (Tabla 1).

Conclusiones

Para investigar el desempeño de uno o dos arietes hidráulicos con suministro vertical-radial, descarga independiente o en paralelo, con o sin bajante, se diseñó y construyó un circuito hidráulico con la capacidad de operar en una u otra condición. El objetivo era conocer el desempeño individual y en paralelo de los arietes hidráulicos con ambas conexiones, a fin de evaluar la viabilidad de un sistema de múltiples arietes hidráulicos de suministro vertical-radial, y descargas independientes o en paralelo. Para tal efecto se midieron los caudales y presiones en ambas opciones de suministro y entrega, a fin de evaluar su comportamiento y determinar la mejor condición de operación de los arietes hidráulicos. Los resultados experimentales del estudio conducen a lo siguiente:

1. Experimentalmente se comprobó el funcionamiento de uno y dos arietes hidráulicos descargando solos o en paralelo, con o sin bajante, cuando el suministro a ellos es vertical-radial.
2. La información experimental obtenida permitió por primera vez comparar el desempeño de un ariete hidráulico y el de dos de ellos en paralelo funcionando en las dos condiciones de suministro y entrega estudiadas.
3. Como en el caso de las bombas radiales, el caudal bombeado por dos arietes en paralelo es mayor que el de uno solo de estos dispositivos, pero menor a la suma de los caudales entregados por cada uno de ellos.
4. La adición de un tramo vertical descendente a la conducción de entrega incrementa significativamente el caudal bombeado siempre que la

tubería de entrega tenga un retorno a una altura mayor que el nivel del tanque de almacenamiento.

5. El efecto del bajante puede estar asociado con la aceleración del flujo en el tramo descendente, la cual depende de la altura del bajante.
6. El nuevo sistema de conducción fue concebido pensando en terrenos de topografía abrupta, pero no se descarta su uso en otro tipo de terreno.
7. El estudio realizado proporciona información para continuar el desarrollo de un sistema de múltiples arietes hidráulicos.

Agradecimientos

Este artículo es producto del proyecto CI 21080 de la Universidad del Valle, Cali-Colombia. En honor a la difunta esposa de E.R.M.

Referencias

- Alrikabi, N. Kh. M. A. (2014). Renewable energy types. *Journal of Clean Energy Technologies*, 2(1), 61-64.
- Arangurí-Cayetano, D. J. (2018). *Efectividad del sistema de bombeo con ariete hidráulico en la zona rural de la provincia de San Pablo-Cajamarca* (tesis de doctorado). Universidad Nacional de Cajamarca. Recuperado de <https://repositorio.unc.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14074/2138/Efectividad%20del%20Sistema%20de%20Bombeo%20con%20Ariete%20Hidr%C3%A1ulico%20en%20la%20Zona%20Rural%20de%20La%20Provincia%20de%20San%20P.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Arapa-Quispe, J. B. (2016). Evaluación del rendimiento del ariete hidráulico Bah-1.1/2 variando la longitud de la tubería de alimentación y condiciones de operación de la válvula de impulso. *Anales Científicos*, 77(2), 155. DOI: <https://doi.org/10.21704/ac.v77i2.485>
- Cahill, A. E., Aiello-Lammens, M. E., Caitlin-Fisher-Reid, M., Hua, X., Karanewsky, C. J., Ryu, H. Y., Sbeglia, G. C., Spagnolo, F., Waldron, J. B., Warsi, O., & Wiens, J. J. (2013). How does climate change cause extinction? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750). DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1890>
- Credo, M. C., & Metra, D. P. (2020). Design analysis, installation and performance evaluation of a hydraulic ram pump system with a modified waste valve. *Vietnam Journal of Science and Technology*, 58(1), 107.
- De-Carvalho, M. O. M., Diniz, A. C. G. C., & Neves, F. J. R. (2011). Numerical model for a hydraulic ram pump. *International Review of Mechanical Engineering*, 5(4), 733-746.
- DTU. (1996). *New developments in hydraulic ram pumping*. Recuperado de <https://warwick.ac.uk/fac/sci/eng/research/grouplist/structural/dtu/pubs/tr/lift/rptr13/>
- El Zein, A. L., & Chehayeb, N. A. (2015). The effect of greenhouse gases on Earth's temperature. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(2), 74. DOI: <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150302.16>

- Filipan, V., Virag, Z., & Bergant, A. (2003). Mathematical modelling of a hydraulic ram pump system. *Strojniski Vestnik/Journal of Mechanical Engineering*, 49(3), 137-149.
- Ghidaoui, M. S., Zhao, M., McInnis, D. A., & Axworthy, D. H. (2005). A review of water hammer theory and practice. *Applied Mechanics Review*, 58(1), 49-76. DOI: <https://doi.org/10.1115/1.1828050>
- Girish, L. V., Naik, P., Prakash, H. S. B., & Kumar, M. R. S. (2016). Design and fabrication of a water lifting device without electricity and fuel. *International Journal on Emerging Technologies*, 7(2), 112-116.
- Glover, P. B. M. (1994). *Computer simulation and analysis methods in the development of the hydraulic ram pump*. Coventry, UK: University of Warwick.
- IDRC-MR102eR. (1986). *Proceedings of a Workshop on Hydraulic Ram Pump (Hydrum) Technology*. Ottawa, Canadá: Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo.
- Iversen, H. W. (1975). An analysis of the hydraulic ram. *Journal of Fluids Engineering, Transactions of the ASME*, 97(2), 191-196. DOI: <https://doi.org/10.1115/1.3447251>
- Jafri, M., & Sanusi, A. (2019). Analysis effect of supply head and delivery pipe length toward the efficiency hydraulic ram 3 inches. *International Research Journal of Advanced Engineering and Science*, 4(2), 263-266.

- Januddi, F. S., Huzni, M. M., Effendy, M. S., Bakri, A., Mohammad, Z., & Ismail, Z. (2018). Development and testing of hydraulic ram pump (hydram): Experiments and simulations. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 440(1). DOI: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/440/1/012032>
- Krol, J. (1947). *A critical survey of the existing information relating to the automatic hydraulic ram pump (London University)*. Recuperado de <https://openresearch.surrey.ac.uk/esploro/outputs/doctoral/A-critical-survey-of-the-existing/99514364202346#file-0>
- Kimaro, S. J., & Salaam, D. (2018). The influence of air vessel volume on the delivery flow rate and efficiency of a hydram water pumping system. *International Research Journal of Engineering and Technology*, 5, 1312-1320.
- Kweku, D., Bismark, O., Maxwell, A., Desmond, K., Danso, K., Oti-Mensah, E., Quachie, A., & Adormaa, B. (2018). Greenhouse effect: Greenhouse gases and their impact on global warming. *Journal of Scientific Research and Reports*, 17(6), 1-9. DOI: <https://doi.org/10.9734/jsrr/2017/39630>
- Lansford, W. M., & Dugan, W. G. (1941). *An analytical and experimental study of the hydraulic ram*. Champaign, USA: University of Illinois at Urbana Champaign, College of Engineering.
- Manzini, F., Islas, J., & Martínez, M. (2001). Reduction of greenhouse gases using renewable energies in Mexico 2025. *International Journal of Hydrogen Energy*, 26(2), 145-149. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0360-3199\(00\)00042-2](https://doi.org/10.1016/S0360-3199(00)00042-2)

- Najm, H. N., & Azoury, M. P. (1999). Numerical simulation of the hydraulic ram: A new look at an old device. A01198 © IMechE 1999. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers*, 213(Part A, 213), 127-141.
- Ngolle, E. E. G., & Hong, S. G. (2019). Experimental study on the effect of air chamber size and operation parameters on the performance of a hydraulic ram pump. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers*, 61(4), 55-61. DOI: <https://doi.org/10.5389/KSAE.2019.61.4.055>
- Pramono, B. A., Suharno, K., & Widodo, S. (2018). Analisis efisiensi pompa hidram paralel empat dengan diameter katup buang 1 inchi dan 1 1 / 4 inchi berdasarkan variasi pipa inlet. *Jurnal Teknik Mesin MERC (Mechanical Engineering Research Collection)*, 1(2). Recuperado de https://www.semanticscholar.org/paper/ANALISIS-EFISIENSI-POMPA-HIDRAM-PARALEL-EMPAT-KATUP-ilham-Pramono/8fc876ec3df8e19d825cb74687dc7bcc196e6a6e?utm_source=direct_link
- Rajaonison, A., & Rakotondramiarana, H. T. (2020). Experimental validation of a mathematical model of the operation of a hydraulic ram pump with a Springs system. *American Journal of Applied Sciences*, 17(1), 135-140. DOI: <https://doi.org/10.3844/ajassp.2020.135.140>
- Rennie, L. C., & Bunt, E. A. (1990). The automatic hydraulic ram—experimental results. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, 204(1), 23-31.

- Rosenberg, D. M., Bodaly, R. A., Usher, P. J. (1995). Environmental and social impacts of large scale hydro- electric development: Who is listening? *Global Environmental Change*, 5(2), 127-148.
- Schiller, E. J., & Kahangire, P. (1984). Analysis and computerized model of the automatic hydraulic ram pump. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 11(4), 743-750. DOI: <https://doi.org/10.1139/l84-093>
- Silver, M. (1977). *Use of hydraulic rams in Nepal: A guide to manufacturing and installation*. Edition of book: UNICEF. Recuperado de <https://www.ircwash.org/sites/default/files/232.5-77US.pdf>
- Sobieski, W., Lipin, S., & Grygo, D. (2020). *An analysis of the conditions during the autonomous start-up of a water ram*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12046-020-1272-0>
- Sobieski, W., Grygo, D., & Lipiński, S. (2016). Measurement and analysis of the water hammer in ram pump. *Sadhana*, 41(11), 1333-1347.
- Sobieski, W., & Grygo, D. (2019). Fluid flow in the impulse valve. *Technical Sciences*, 22(3), 205-118.
- Steinmetz, M., & Sundqvist, N. (2014). *Environmental impacts of small hydropower plants-a case study of Borås energi och Miljö's hydropower plants*. Gothenburg, Sweden: Chalmers University of Technology.

- Suarda, M., Kusuma, I. G. B. W., Sucipta, M., & Ghurri, A. (2020). Investigation of tilt-angled delivery valve in hydraulic ram-experiment results. *International Journal of Mechanical Engineering and Technology (IJMET)*, 11(2), 117-129.
- Sucipta, M., & Suarda, M. (2019). Investigation and analysis on the performance of hydraulic ram pump at various design its snifter valve. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 539(1). DOI: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/539/1/012007>
- Tacke, J. H. P. M. (1988). *Hydraulic rams a comparative investigation*. Recuperado de <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3Afc050d-4500-4565-9fdc-b5d8afc3064b>
- Viccione, G., Immediata, N., Cava, R., & Piantedosi, M. (2018). A preliminary laboratory investigation of a hydraulic ram pump. *Proceedings*, 2(11), 687. DOI: <https://doi.org/10.3390/proceedings2110687>
- Watt, S. (1975). *A manual on the hydraulic ram for pumping water*. Recuperado de <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:107668235>
- Young, B. W. (1998). Generic design of ram pumps. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, 212(2), 117-124. DOI: <https://doi.org/10.1243/0957650981536646>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-05

Artículos

**Uso de isótopos ambientales del agua y geoquímica
para determinar fuentes de nitrato en el sur del
acuífero Cuernavaca**

**Use of environmental isotopes of water and
geochemistry to determine nitrate sources in south of
Cuernavaca aquifer**

Luis González-Hita¹

Miguel A. Mejía-González², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8921-1100>

Vicente Ortega-Lara³

Blanca Carteño-Martínez⁴

Juan C. Aparicio-González⁵

Dustin S. Mañón-Flores⁶

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Hidrología, Subcoordinación de Hidrología Subterránea, Jiutepec, Morelos, México, lghita@tlaloc.imta.mx

²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Hidrología, Subcoordinación de Hidrología Subterránea, Jiutepec, Morelos, México, mamejia@tlaloc.imta.mx



³Investigador independiente, México, vortegalara@gmail.com

⁴Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Hidrología, Subcoordinación de Hidrología Subterránea, Jiutepec, Morelos, México, blancartmart@hotmail.com

⁵Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Hidrología, Subcoordinación de Hidrología Subterránea, Jiutepec, Morelos, México, jcapariciog@gmail.com

⁶Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Hidrología, Subcoordinación de Hidrología Subterránea, Jiutepec, Morelos, México, pistolpiolo@gmail.com

Autor para correspondencia: Miguel A. Mejía-González, mamejia@tlaloc.imta.mx

Resumen

El acuífero Cuernavaca es la principal fuente de agua dulce permanente que sustenta el desarrollo económico y el suministro a la población de la capital del estado de Morelos. En los últimos 30 años, los nitratos en el sur del acuífero Cuernavaca se han incrementado, degradando la calidad del agua subterránea. La identificación del origen del nitrato es fundamental para implementar políticas públicas que controlen y reviertan dicha contaminación. Con base en las características propias de la región, como son tipo de suelo y geología, incremento acelerado de la población, y actividades industriales, agrícolas y recreativas, entre ellas la práctica del golf, se plantean cuatro posibles fuentes de nitrato en la

zona de estudio: 1) nitrato del suelo, 2) infiltración de aguas residuales, 3) fertilizantes provenientes de zonas agrícolas, y 4) fertilizantes provenientes de campos de golf. En la porción sur del acuífero Cuernavaca, los datos geoquímicos y los isótopos ambientales del agua ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $\delta^3\text{H}$) indican que la contaminación por nitrato proviene principalmente de aguas residuales. Asimismo, indican que el flujo profundo aporta arsénico a algunos aprovechamientos subterráneos. Los resultados también muestran correlación entre las concentraciones del nitrato y del uranio en el acuífero. El registro periódico de los datos isotópicos permitió también determinar la línea de agua meteórica de la zona del acuífero Cuernavaca.

Palabras clave: acuífero Cuernavaca, nitrato, aguas residuales, geoquímica, isótopos ambientales del agua, arsénico, uranio, línea de agua meteórica del acuífero Cuernavaca.

Abstract

The Cuernavaca aquifer is the main source of permanent fresh water that supports economic development and supply to the population of the capital of the state of Morelos. During the last thirty years in the south of the Cuernavaca aquifer nitrates have increased degrading groundwater quality. The identification of the origin of the nitrate is essential to implement public policies that minimize the contamination. Taking into account the characteristics of the region such as soil type and geology, population growth, economic activities such as agriculture, and recreational activities including golf, four possible sources of nitrate are proposed in the study area: 1) Natural sources (soil organic nitrogen), 2)

infiltration of wastewater, 3) infiltration of agricultural water, and 4) infiltration of water used in the irrigation of golf courses. In the southern portion of the Cuernavaca aquifer, the geochemistry and environmental isotopes of water ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $\delta^3\text{H}$) indicate that the main nitrate contaminant source is sewage disposal. The data also indicate that the arsenic detected in the wells comes from the deepest strata of the aquifer. The results also show correlation between nitrate and uranium concentration. The data obtained allowed to determine the meteoric water line of the Cuernavaca Aquifer.

Keywords: Cuernavaca aquifer, nitrate, sewage water, geochemistry, environmental isotopes of water, arsenic, uranium, meteoric water line of Cuernavaca aquifer.

Recibido: 30/12/2021

Aceptado: 29/11/2022

Publicado Online: 13/12/2022

Introducción

El nitrato (NO_3^-) es una de las principales causas de contaminación del agua subterránea (Zhao, 2015; Canter, 1997). Diversas fuentes de nitrato contribuyen a esta contaminación, entre ellas las actividades agrícolas, pecuarias y las aguas residuales (Haller, McCarthy, O'Brien,

Riehle, & Stuhldreher, 2013; Viers, Liptzin, Rosenstock, Jensen, & Hollander, 2012).

El consumo de agua potable con altas concentraciones de nitrato es un factor de riesgo de varios tipos de cáncer, incluyendo tumores gástricos, colorrectales y cerebrales (CDPH, 2013). Para prevenir daños a la salud de la población, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció un límite máximo permisible de 50 mg/l para los nitratos (WHO, 2007). En México, el límite permisible (Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994) (SSA, 1994) para agua potable es de 10 mg/l de nitrógeno (como $N-NO_3^-$), que equivale a 44.3 mg/l de nitrato.

En México se han reportado acuíferos contaminados con nitratos tanto por actividades agrícolas como por aguas residuales (Pacheco & Cabrera, 1997; Cardona, 2004; Torres-Martínez *et al.*, 2021). En 1988, en el estudio realizado por Suarez-Barragán y Ureno-Luna (1988) sobre la calidad físico-química del agua subterránea del valle de Cuernavaca se detectó la presencia de nitratos en aprovechamientos subterráneos de algunos municipios, entre ellos el pozo Tetecalita en Emiliano Zapata, con 6.2 mg/l; un manantial en Temixco, con 4.43 mg/l; un manantial en Cuernavaca, con 6.64 mg/l; el pozo Melchor Ocampo, con 5.75 mg/l, y el pozo Hotel Casino de la Selva, con 5.85 mg/l, ambos en el centro de Cuernavaca. Para 1995 (Conagua, 2002), las concentraciones de nitrato en la porción poniente del acuífero Cuernavaca (municipios de Temixco y Acatlipa), ya alcanzaban valores de 20 mg/l (Figura 1).

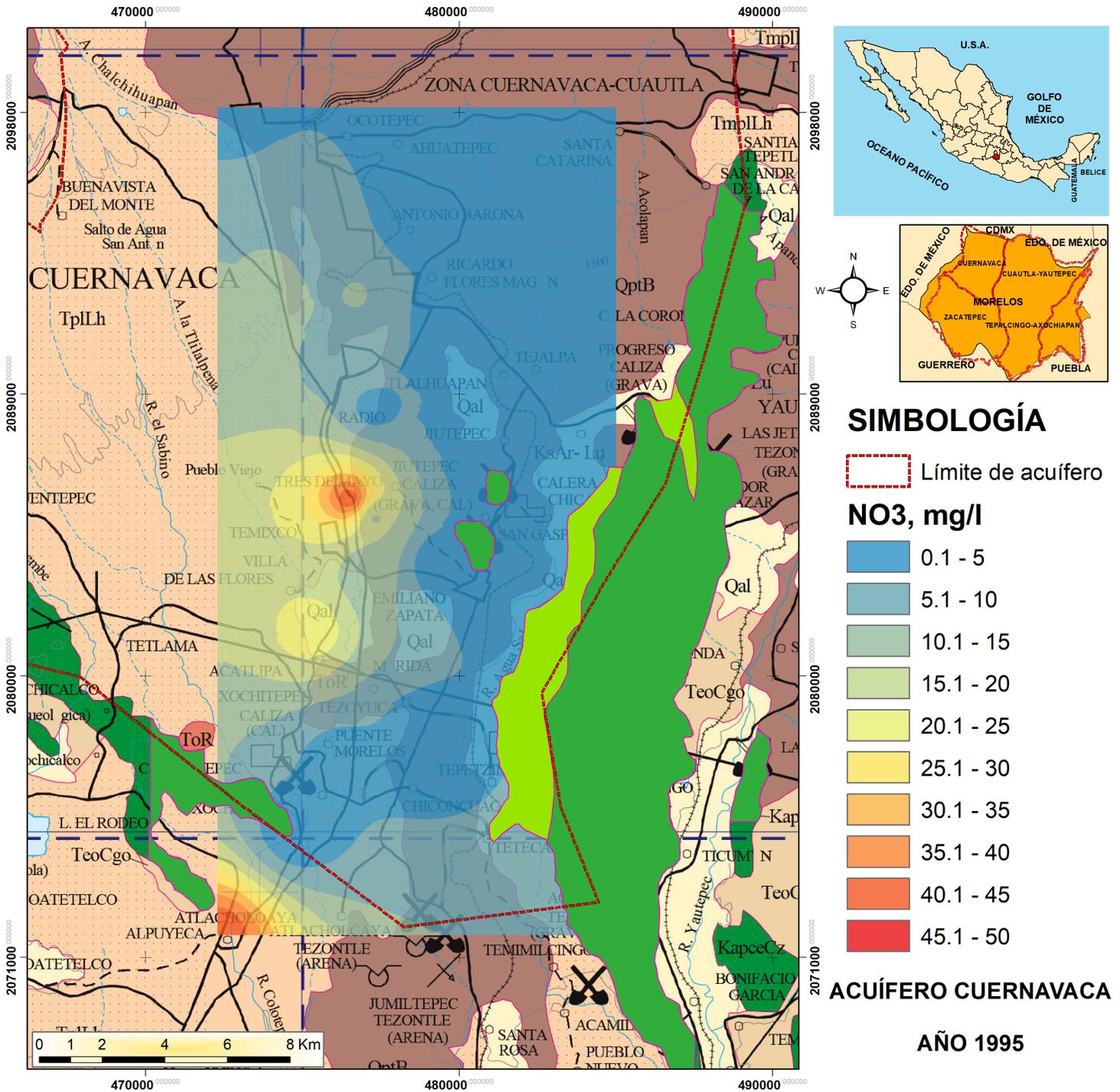


Figura 1. Concentraciones de nitrato en 1995 en el acuífero Cuernavaca.



En Morelos se generan anualmente alrededor de 89 Mm³ de aguas residuales, de las cuales el 66 % se descarga sin tratamiento a fosas sépticas, pozos de absorción, o directamente a arroyos, barrancas y ríos (Conagua, 2010). Las descargas son principalmente público-urbano con el 46 % y servicios con el 21 %. El caudal de aguas residuales municipales es del orden de 4585 l/s, de los cuales se recolectan 2 820 l/s y son tratados 959 l/s (Conagua, 2010).

El 58 % de la superficie del estado de Morelos está destinada a la producción agrícola y de pastizales. En total, la entidad tiene 204 441 hectáreas destinadas al sector agropecuario (INEGI, 1991). En la zona de estudio, las áreas productivas de cultivo se localizan en Jiutepec, en los ejidos de Acapantzingo, Chapultepec y Atlacomulco; al nororiente, en los límites de los municipios de Cuernavaca y Tepoztlán; al sur, en los ejidos de Temixco, Acatlipa, Zapata y Tezoyuca (POZCI, 2009). En esta región se cultiva principalmente jitomate, tomate verde, maíz, arroz y horticultura de ornato (Sagarpa, 2003). Los plaguicidas, herbicidas y fertilizantes utilizados en las zonas agrícolas cuando se infiltran al subsuelo pueden contaminar el agua subterránea (Conagua, 2010).

En la zona de estudio se emplazan cuatro campos de golf. Algunos de los nutrientes que se aplican al césped son los siguientes (Del-Campo-Delgado, 2016): a) nitrógeno, elemento esencial para el crecimiento del pasto y dar color verde; b) fósforo, relacionado con el desarrollo radicular, y c) potasio, el cual actúa en muchos niveles del metabolismo vegetal. Cuando se aplican agua y nutrientes en exceso, los fertilizantes se infiltran en forma de lixiviados.

En los últimos 30 años, los nitratos en el sur del acuífero Cuernavaca se han incrementado, degradando la calidad del agua subterránea. La identificación del origen del nitrato es fundamental para implementar políticas públicas que controlen y reviertan dicha contaminación.

El objetivo de este estudio fue determinar las concentraciones de nitrato en la porción sur del acuífero Cuernavaca e identificar las fuentes que lo producen. Para ello se utilizaron herramientas hidrogeológicas, la química del agua subterránea y los isótopos ambientales del agua ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $\delta^3\text{H}$).

Área de estudio

El acuífero Cuernavaca se localiza en la provincia fisiográfica del Cinturón Volcánico Mexicano, subprovincia Cuenca del Balsas-Mexcala (Raisz, 1964), entre los paralelos $18^\circ 40'$ y $19^\circ 10'$ de latitud norte, y los $99^\circ 00'$ y $99^\circ 20'$ de longitud oeste (Figura 2).

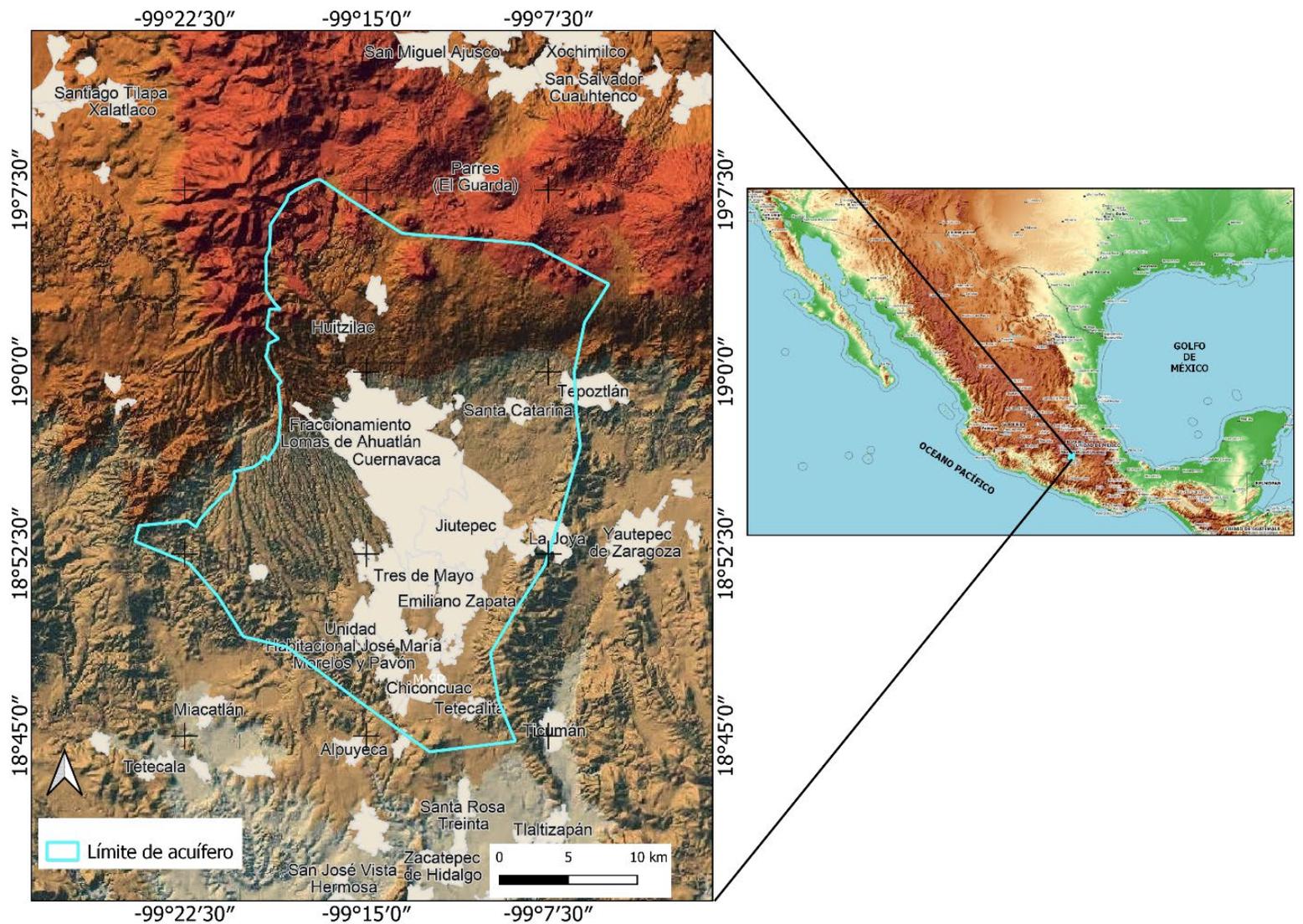


Figura 2. Localización del acuífero Cuernavaca.

Los límites geomorfológicos del acuífero Cuernavaca son los siguientes: al norte, las sierras de Zempoala, Ajusco y Chichinautzin; al sur, la sierra de Xochicalco; al poniente, la prolongación de la sierra de Zempoala; y al oriente, la sierra de Tepoztlán-Tlaltizapán o anticlinal de Ticumán (Conagua, 2020). Las sierras Zempoala (3 650 msnm) y

Chichinautzin (3 690 msnm) son las mayores elevaciones (Conagua, 2020).

De acuerdo con las temperaturas medias anuales, en la zona del acuífero Cuernavaca se presentan cuatro tipos de climas (Conagua, 2002): semifrío (5-12 °C), templado (12-18 °C), semicálido (18-22 °C) y cálido (> 22 °C). Los climas semifrío y templado se localizan en la porción norte, mientras que los climas semicálido y cálido en las porciones centro y sur, respectivamente.

Al igual que los climas, la precipitación pluvial que incide en el acuífero Cuernavaca se ve influenciada por la topografía y el relieve del terreno (Conagua, 2002). En la porción alta de la región se produce precipitación del orden de 1 500 a 1 100 mm anuales, mientras que en la porción sur es del orden de 950 a 850 mm anuales. En general, la precipitación es más abundante de junio a octubre, es decir, típicamente de verano.

En la porción norte predominan varios tipos de bosques de climas templado y frío, entre los que se encuentran bosque de pino, bosque de oyamel, bosque de cedro-tascate, bosque de encinos, bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña (Secretaría de Desarrollo Sustentable de Morelos, 2009). En la porción central y sur predomina la selva baja caducifolia, matorral subtropical bajo y pastizal (Secretaría de Desarrollo Sustentable de Morelos, 2009). Los cultivos agrícolas constituyen también un tipo de vegetación no natural presente en la zona de planicie.

La columna estratigráfica del acuífero Cuernavaca se compone de 13 tipos de unidades de roca, las cuales abarcan del Cretácico Inferior al

reciente (Conagua, 2020). Dichas unidades son las siguientes: formación Xochicalco, formación Morelos, formación Cuautla, formación Mexcala, grupo Balsas, riolita Tilzapotla, granito Colotepec, formación Tepoztlán, andesita Zempoala, formación Cuernavaca, formación Chichinautzin, depósitos clásticos continentales y depósitos aluviales cuaternarios.

Hidrogeología

Con base en aspectos geomorfológicos y geohidrológicos es posible identificar tres unidades hidrogeológicas en el acuífero Cuernavaca (Figura 3) (Conagua, 2002; Morales-Casique, Guinzberg-Belmont, & Ortega-Guerrero, 2016; Ortega, Garcia, & Pelayo, 2003).

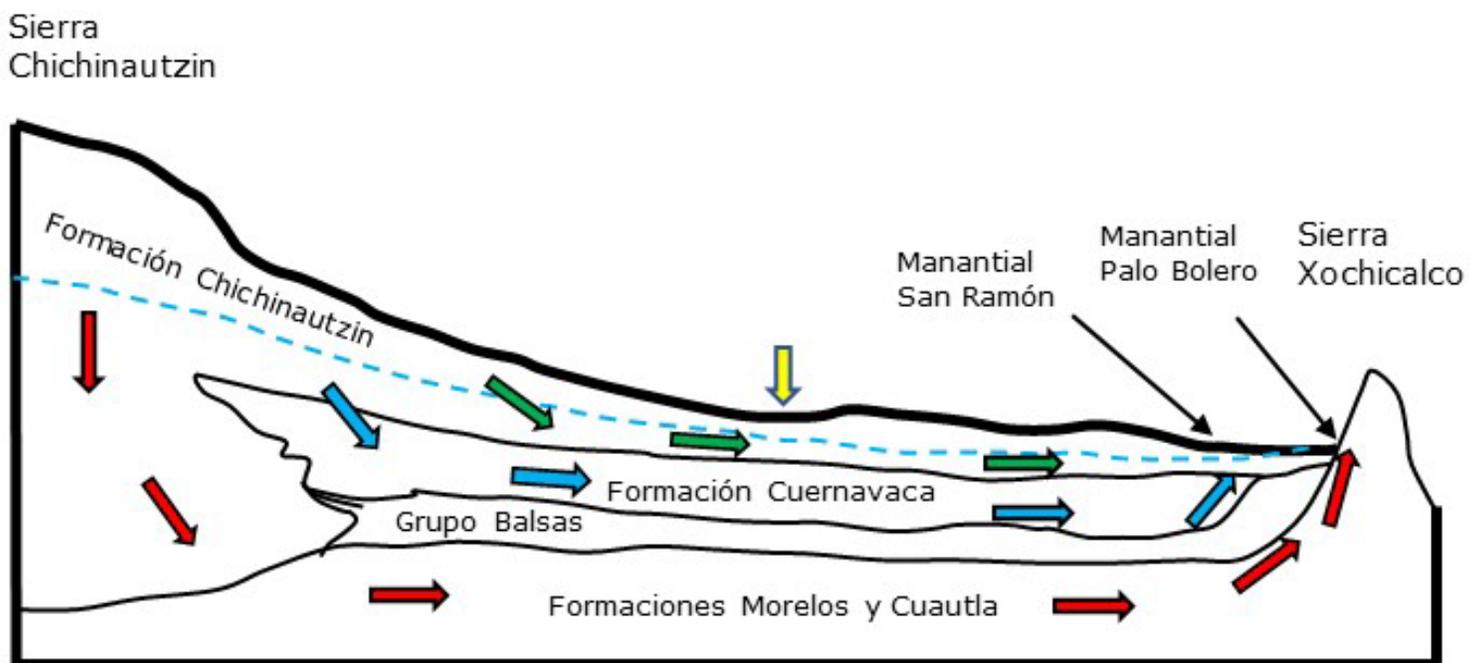


Figura 3. Unidades hidrogeológicas del acuífero Cuernavaca.

La primera unidad corresponde a un acuífero libre alojado en rocas ígneas basálticas fracturadas de la formación Chichinautzin y depósitos clásticos continentales de la formación Cuernavaca. La segunda unidad, definida como un acuitardo, se asocia con materiales de baja permeabilidad del grupo Balsas y la formación Mexcala. Funciona como basamento del acuífero libre, y se localiza a profundidades promedio de 100 a 200 m en la porción media y sur del acuífero. La tercera unidad es un acuífero regional semiconfinado, alojado en las calizas de las formaciones Morelos y Cuautla, y es la base de la secuencia geohidrológica del acuífero Cuernavaca.

Las zonas de recarga preferencial se localizan en las partes altas de la zona de estudio. Al noroeste, la sierra Zempoala, constituida por rocas volcánicas fracturadas del Terciario; y al norte, la sierra Chichinautzin, constituida por basaltos fracturados y cavernosos del Cuaternario (Jaimes-Palomera *et al.*, 1989).

Fuentes antrópicas contaminantes

Los principales arroyos y barrancas que drenan aguas residuales de la ciudad de Cuernavaca con dirección norte-sur son las siguientes: la barranca El Pollo en la porción poniente, y la barranca Analco en las porciones central y oriente del municipio de Cuernavaca, las cuales confluyen al norte de la cabecera municipal de Temixco en el río Apatlaco. La zona nororiental de Cuernavaca descarga en la barranca Puente Blanco, la cual colecta las aguas residuales de Jiutepec y Emiliano Zapata, donde

se le denomina Arroyo Dulce, para finalmente confluir al río Apatlaco al sur de la localidad de Xochitepec. En la porción más oriental del valle dreña la barranca Las Fuentes, en la cual descargan los manantiales Huauchiles y Las Fuentes, así como las aguas residuales de Tejalpa, Progreso, Las Fuentes y El Pochotal, llegando finalmente a las zonas agrícolas del sur de Jiutepec y Emiliano Zapata (Figura 4) (IMTA, 2012).

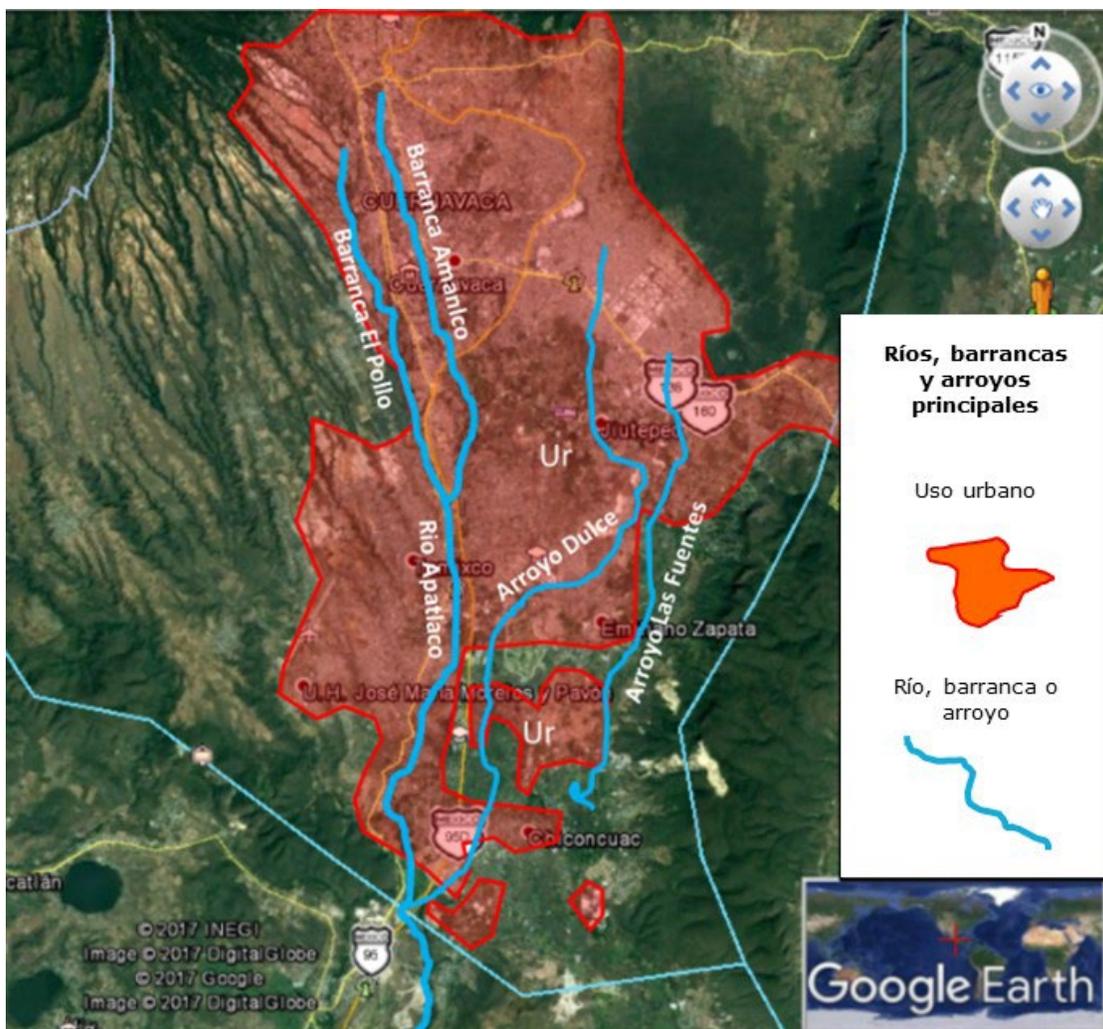


Figura 4. Principales ríos, arroyos y barrancas en el acuífero Cuernavaca.

Metodología

Lluvia

Se recolectaron muestras de lluvia de 2016 a 2022, utilizando colectores de agua de lluvia RS2 PALMEX, los cuales permiten tomar muestras acumuladas sin evaporación ni fraccionamiento isotópico (IAEA, 2002). Las muestras se filtraron usando membranas de celulosa de 0.45 μm , se envasaron en botellas de polietileno de alta densidad con tapas de inserciones cónicas y polyseal, y se preservaron a 4 °C.

Los colectores se localizan en las siguientes poblaciones: Tezoyuca, Temixco, Cuernavaca, Huitzilac, Tres Marías y Tres Cumbres. Estos colectores forman parte de la Red Nacional de Monitoreo de la Composición Isotópica de la Precipitación Pluvial (RENIP), la cual cubre las 15 provincias fisiográficas que integran el territorio nacional. La RENIP es operada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) en forma ininterrumpida, con la colaboración del Servicio Meteorológico Nacional, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México y el Organismo Internacional de Energía Atómica.

Los análisis de isótopos estables se realizaron en el laboratorio de hidrología isotópica del IMTA, utilizando analizadores láser de isótopos de agua Picarro L2110-i y Los Gatos Research LWIA-45EP. La precisión analítica de las mediciones es de $\pm 0.5 \%$ (Vs. VSMOW) para la $\delta^2\text{H}$ y $\pm 0.13\%$ (Vs. VSMOW) para la $\delta^{18}\text{O}$.

Agua subterránea

Se recolectaron muestras de agua en 16 aprovechamientos subterráneos durante los meses de enero y febrero de 2014 (Figura 5).

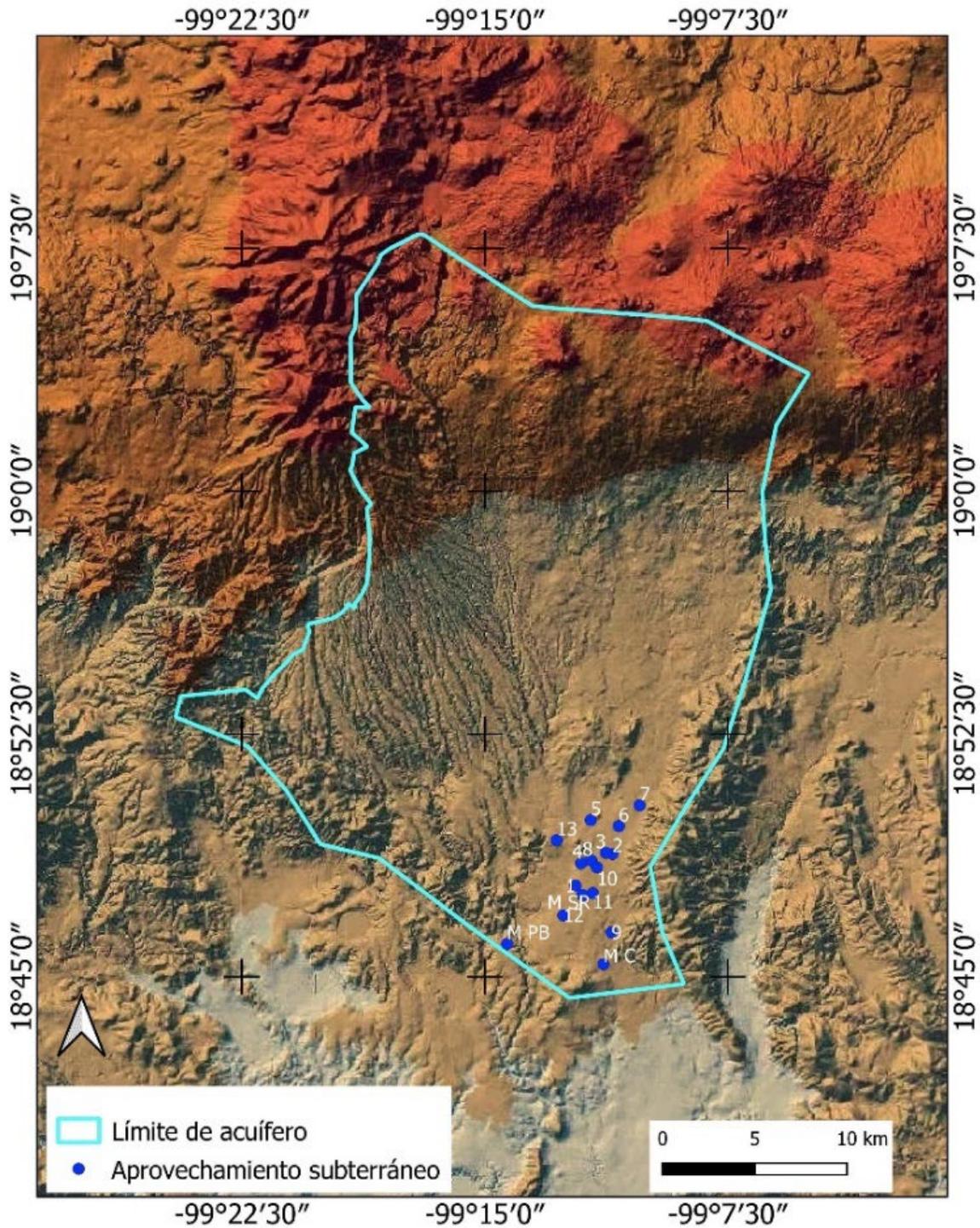


Figura 5. Localización de los aprovechamientos subterráneos.

Las muestras se tomaron en el tren de descarga de los pozos. Antes de medir los parámetros de campo y recolectar las muestras, se renovó en su totalidad el volumen de agua del espacio anular del pozo mediante extracción por bombeo, a fin de muestrear y medir el agua representativa del acuífero.

Las muestras se filtraron usando membranas de celulosa de 0.45 μm , y se envasaron en botellas de polietileno de alta densidad con tapas de inserciones cónicas y poliseal.

Las muestras para aniones e isótopos estables se preservaron a 4 °C. Las muestras para metales y cationes se acidificaron a $\text{pH} < 2$ con ácido nítrico de ultra alta pureza.

Con la finalidad de reducir al máximo la modificación de las propiedades fisicoquímicas preexistentes del agua en el medio subterráneo, para la medición de los parámetros de campo se utilizaron celdas de aislamiento. Estos dispositivos se conectan por medio de mangueras a válvulas ubicadas en el tren de descarga del pozo. Con ello se elimina el contacto del agua con la atmósfera, evitando modificaciones a causa de la liberación de gases ocluidos en el agua, tales como dióxido de carbono y/o ácido sulfhídrico.

Parámetros de campo

Los parámetros medidos en campo fueron potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), potencial redox (Eh), temperatura del agua y temperatura ambiente (T). Las metodologías utilizadas se describen a continuación:

1. La medición de la actividad de los iones hidrógeno en el agua subterránea se efectuó por medio de un potenciómetro. La calibración del equipo se realizó utilizando la técnica de calibración en tres puntos a partir de soluciones *buffer* de pH conocido. En esta técnica, el pH a registrar debe ubicarse entre tales valores extremos. En la calibración del equipo se utilizaron soluciones de 4.0, 7.0 y 10.0 unidades de pH.
2. La conductividad eléctrica se midió por medio de un conductivímetro portátil con compensación por temperatura. La calibración del equipo se realizó utilizando una solución estándar de cloruro de potasio (KCl) de 1 412 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25 °C.
3. La medición de la cantidad de oxígeno disuelto en el agua subterránea se llevó a cabo utilizando un electrodo con sensor de membrana galvánica recubierta, con compensación de temperatura. El electrodo de oxígeno disuelto se calibró de acuerdo con las condiciones atmosféricas del lugar, es decir, en equilibrio con el aire a la elevación sobre el nivel medio del mar del sitio.
4. El potencial redox del agua subterránea se midió con un electrodo de tipo combinado, que consiste de un filamento de platino y un electrodo de referencia de plata-cloruro de plata con electrolito de

referencia de cloruro de potasio 3 mol/l. El elemento sensible donde se realiza la transferencia de electrones es el filamento de platino, por lo que se mantuvo limpio y pulido para evitar mediciones erróneas. En la verificación de operación del electrodo y ajuste de la medición de campo se utilizó una solución Zobell's estándar, Eh de 428 mV (mezcla de ferrocianuro y ferricianuro de potasio).

5. La temperatura ambiente y del agua se midieron con electrodos previamente calibrados en laboratorio y verificados en campo.

Parámetros medidos en laboratorio

La medición de constituyentes químicos disueltos en las muestras de agua subterránea se realizó en el caso de los aniones por medio de cromatografía de iones, y los cationes mediante dos técnicas instrumentales dependiendo de sus concentraciones: espectroscopía de emisión óptica acoplada a inducción de plasma (ICP/OES, por sus siglas en inglés) y por espectrometría de masas acoplada a inducción de plasma (ICP/MS, por sus siglas en inglés). La técnica ICP/MS es aproximadamente mil veces más sensible que la técnica ICP/OES. Los análisis los llevó a cabo el laboratorio Activation Laboratories Ltd de Canadá (ACTLABS). Para el control de calidad analítico del NO_3 (como N), el laboratorio utilizó un estándar de referencia certificado de 2.87 mg/l. En las pruebas de control aplicadas a las mediciones, el error analítico fue menor de 5 %.

Resultados

Lluvia

A las muestras de lluvia que se recolectaron se les determinó su contenido de isótopos estables. Los valores del promedio aritmético y del promedio pesado por la precipitación de las $\delta^{18}\text{O}$ (%) y $\delta^2\text{H}$ (%) se muestran en la Tabla 1. Los valores promediados por la precipitación (δ_P) se calcularon como $\delta_P = \frac{\sum P_i * \delta_i}{P_T}$, donde P_i es la cantidad de lluvia; δ_i , la composición isotópica de la muestra ($\delta^2\text{H}$ o $\delta^{18}\text{O}$), y P_T es la cantidad de precipitación total.

Tabla 1. Valores del promedio aritmético y del promedio pesado por la precipitación de las $\delta^{18}\text{O}$ (%) y $\delta^2\text{H}$ (%).

Sitio	Latitud N	Longitud O	Altitud (msnm)	$\delta^{18}\text{O}$ (%)	$\delta^2\text{H}$ (%)	$\delta^{18}\text{O}_P$ (%)	$\delta^2\text{H}_P$ (%)
Tres Cumbres	19.061267	-99.218317	3290	-10.84	-70.46	-12.18	-81.22
Huitzilac	19.032850	-99.268800	2600	-9.43	-60.99	-10.71	-71.38
Tres Marías	19.051483	-99.246283	2813	-9.31	-59.69	-10.4	-68.91
Cuernavaca	18.942833	-99.215139	1638	-8.6	-57.83	-9.99	-68.12
Temixco	18.857528	-99.223917	1264	-7.45	-49.85	-8.95	-61.11
Tezoyuca	18.800383	-99.196733	1194	-7.43	-50.41	-8.74	-60.05

En la Figura 6 se presenta el promedio pesado por la precipitación de las $\delta^{18}\text{O}$. Los valores más enriquecidos en isótopos pesados corresponden al sitio con menor altitud y temperatura cálida, mientras

que los valores más empobrecidos corresponden a la zona con mayor altitud y temperatura fría.

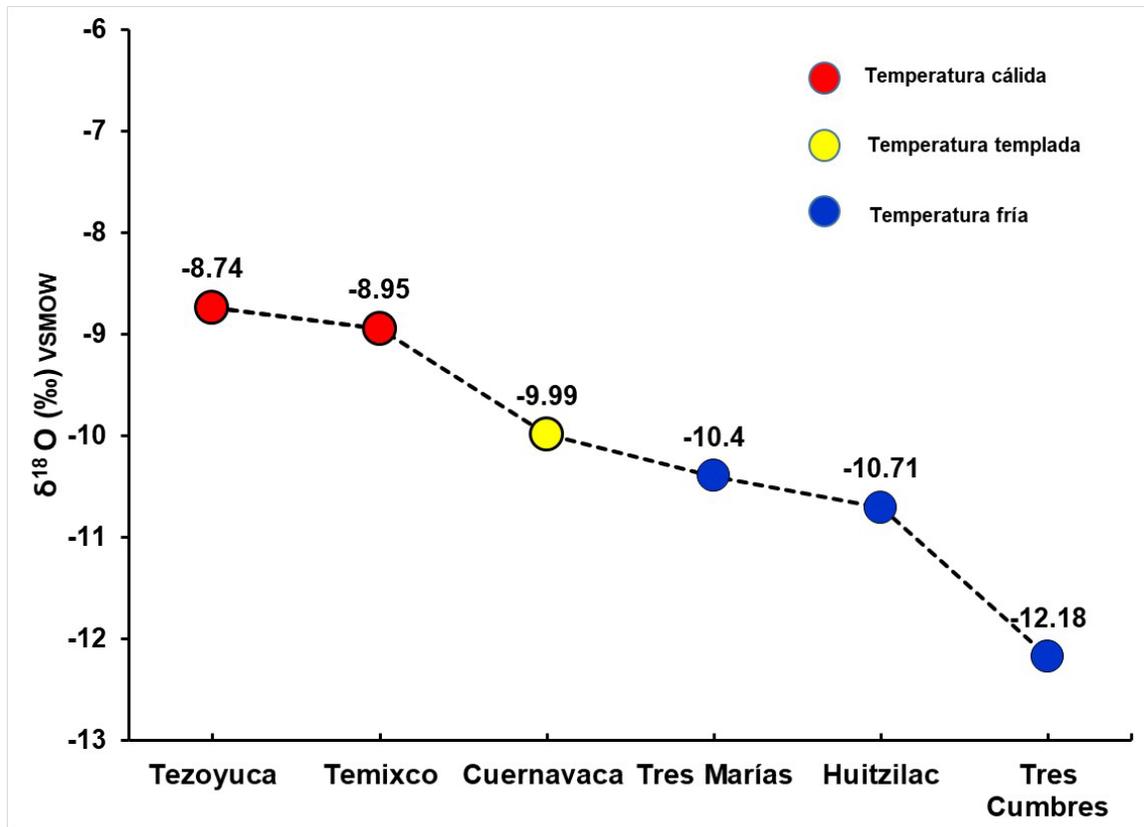


Figura 6. Valores promedio de las $\delta^{18}\text{O}$ en los colectores.

Con los datos del contenido isotópico de las muestras se elaboraron gráficas de la relación $\delta^{18}\text{O}$ ‰ (Vs. VSMOW) contra $\delta^2\text{H}$ ‰ (Vs. VSMOW). En la Figura 7 se muestran los datos de los colectores localizados en la sierra Chichinautzin, y en la Figura 8 los del valle. Por medio de una regresión lineal de mínimos cuadrados de los datos isotópicos se determinaron las líneas de agua meteórica, cuyas ecuaciones son $\delta^2\text{H} =$

$8.15 \delta^{18}\text{O} + 17.86$ (Tres Cumbres); $\delta^2\text{H} = 8.15 \delta^{18}\text{O} + 16.24$ (Tres Marías); $\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 14.58$ (Huitzilac); $\delta^2\text{H} = 7.7 \delta^{18}\text{O} + 8.14$ (Cuernavaca); $\delta^2\text{H} = 7.53 \delta^{18}\text{O} + 6.28$ (Temixco); $\delta^2\text{H} = 7.42 \delta^{18}\text{O} + 4.7$ (Tezoyuca).

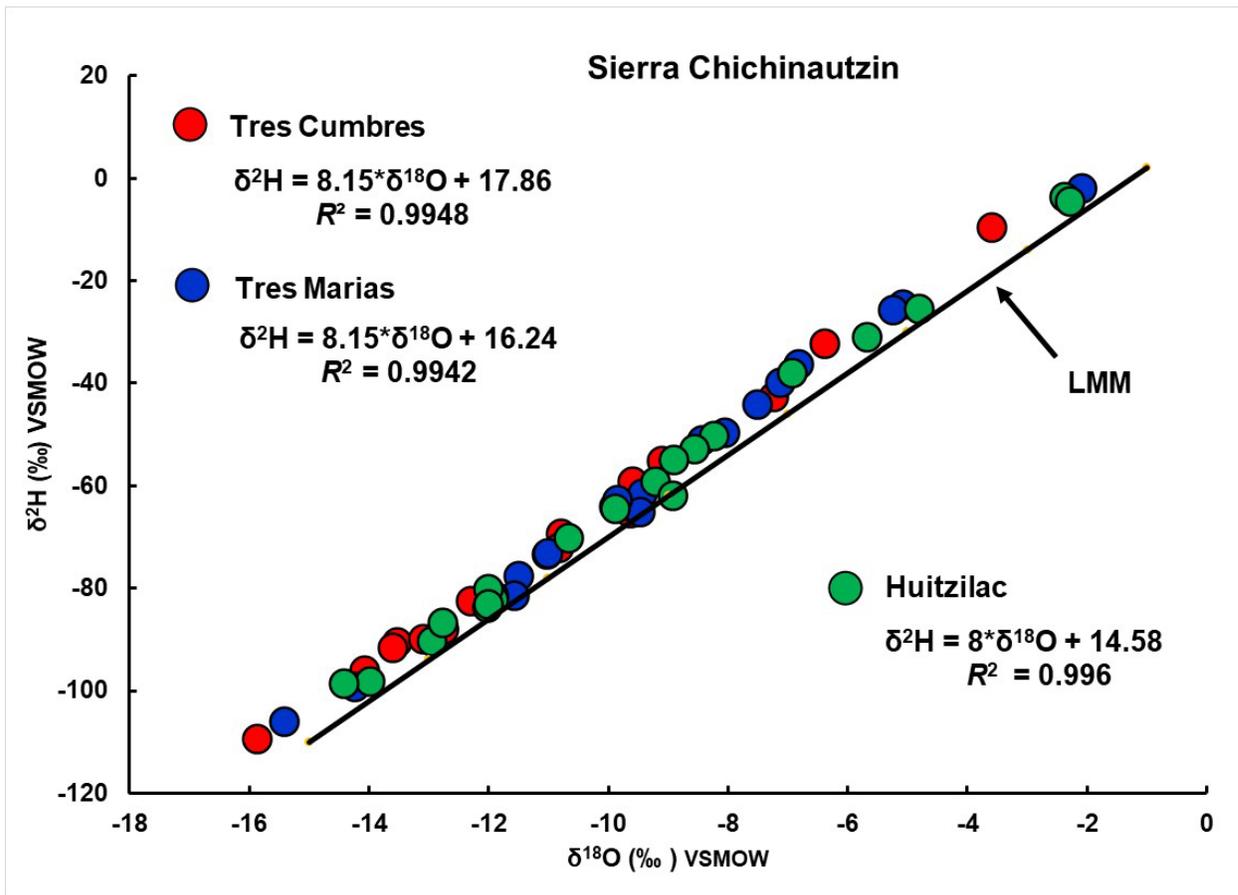


Figura 7. Líneas de agua meteórica de los colectores en la sierra Chichinautzin (Tres Cumbres, Tres Marías y Huitzilac).

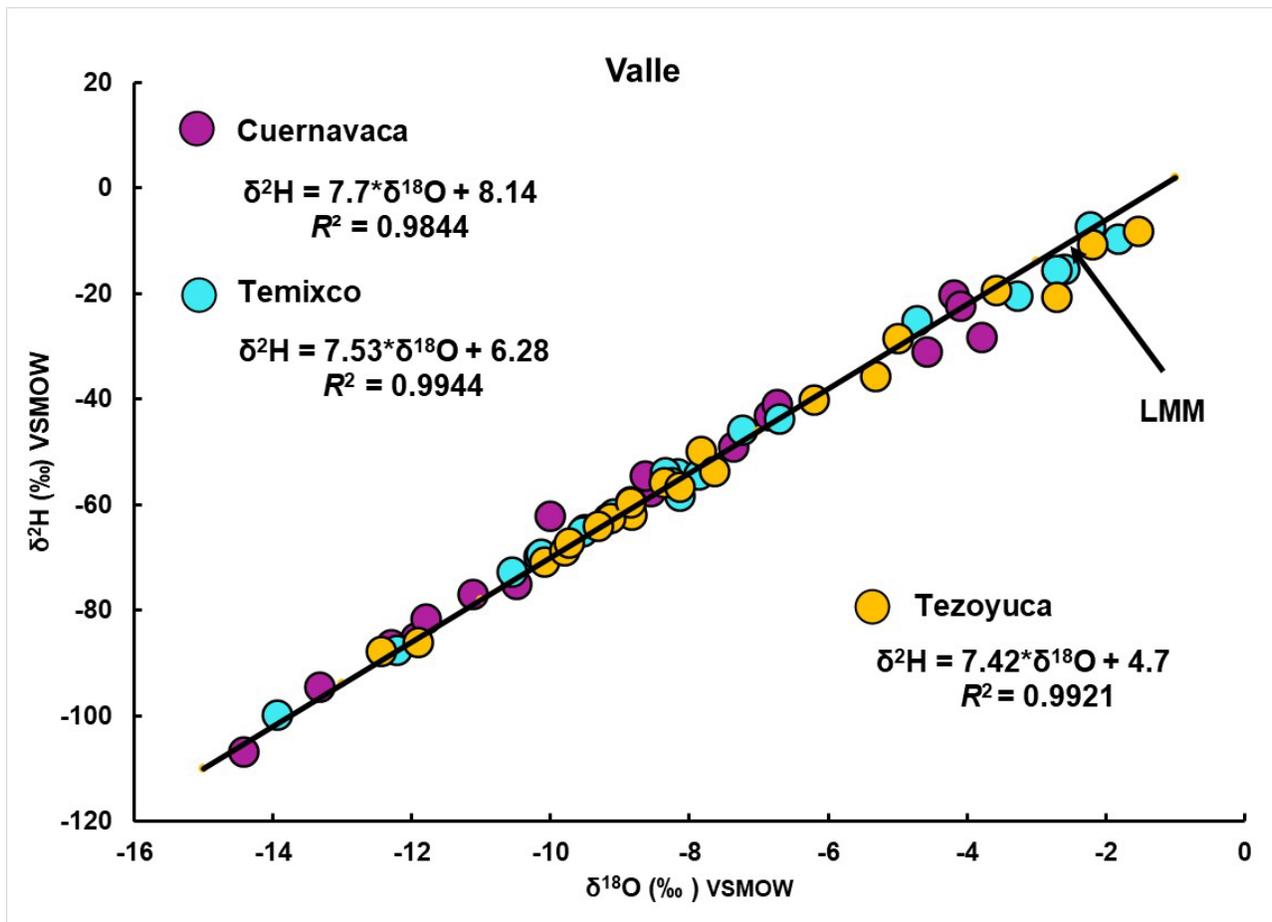


Figura 8. Líneas de agua meteórica de los colectores en el valle (Cuernavaca, Temixco y Tezoyuca).

Tomando en cuenta los datos de todos los colectores (Figura 9), la ecuación de la línea de agua meteórica de la zona del acuífero Cuernavaca es $\delta^2\text{H} = 7.8 \delta^{18}\text{O} + 8.82$, $R^2 = 0.9841$, $n = 118$.

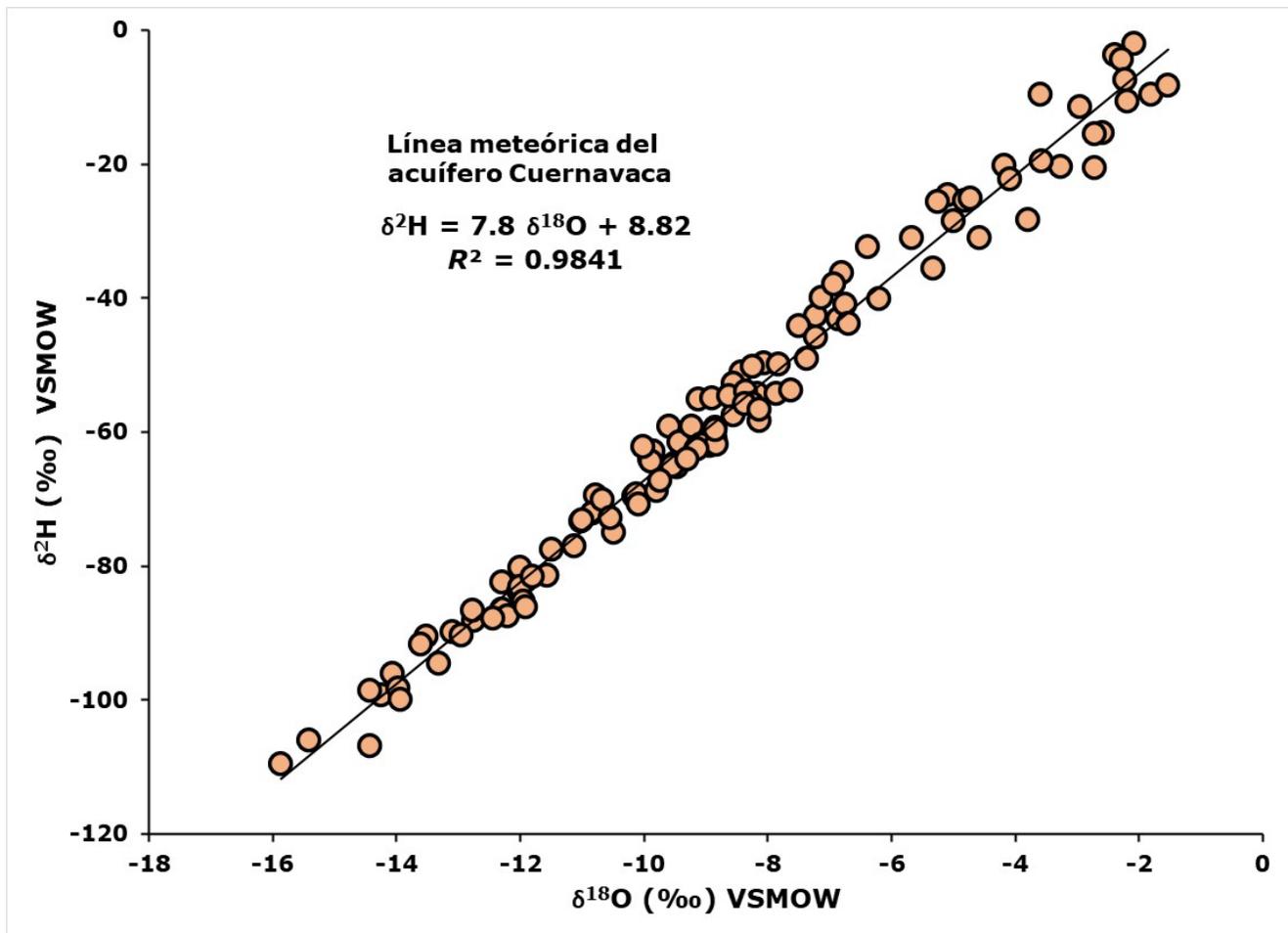


Figura 9. Línea de agua meteórica del acuífero Cuernavaca.

Quando la evaporación se efectúa en ambientes menores al 100 % de humedad relativa, el fraccionamiento del ^{18}O excede al del ^2H , produciendo vapor con alto contenido de deuterio (exceso de deuterio) relativo al ^{18}O (Martinelli, Victoria, Sternberg, Ribeiro, & Moreira, 1996; Gat, 2000). Este efecto, definido como $d = \delta^2\text{H} - 8 * \delta^{18}\text{O}$, produce un exceso de deuterio (d) de 10 % en la línea de agua meteórica mundial, a

una humedad relativa del 85 % (Merlivat & Jouzel, 1979; Clark & Fritz, 1997).

Las líneas de agua meteórica de los colectores de la sierra (> 2 600 msnm) tienen valores de intercepto (+17.86 %, +16.24 %, +14.58 %) mayores que el valor de la línea meteórica mundial (LMM) (+10 %). Los valores de exceso de deuterio (d) de estos colectores también son mayores que los de la LMM (Figura 10).

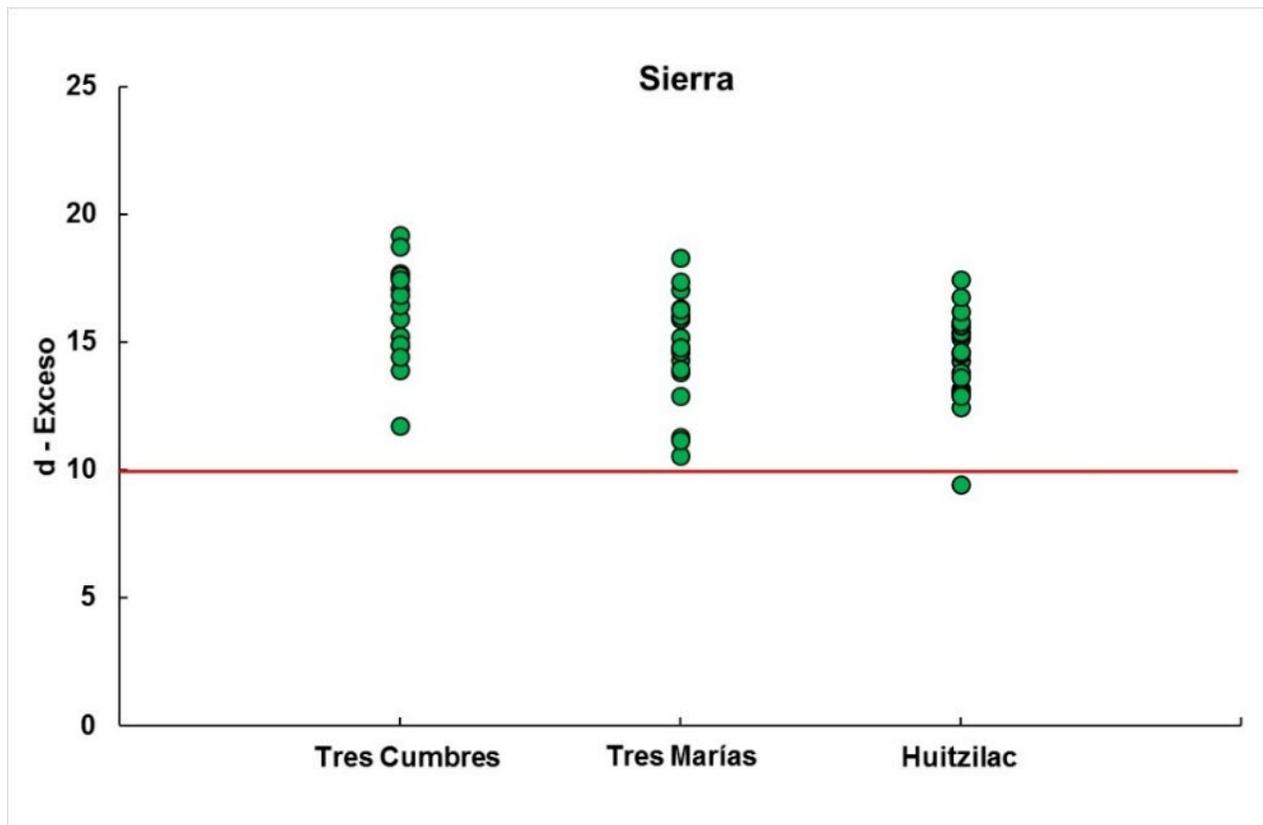


Figura 10. Valores del exceso de deuterio (d) de la lluvia de los colectores localizados en la sierra Chichinautzin.

El vapor generado por la evapotranspiración de las zonas boscosas presenta valores de exceso de deuterio mayores a 10 (Galewsky *et al.*, 2016). Cuando este vapor se condensa produce lluvia con valores de exceso de deuterio mayores a 10. Por lo tanto, los altos valores de exceso de deuterio y de intercepto de la lluvia de Tres Cumbres, Tres Marías y Huitzilac indican que la evapotranspiración es una fuente importante de humedad en la sierra Chichinautzin. Gastmans *et al.* (2017) encontraron un efecto similar en Brasil. Las líneas de agua meteórica de las estaciones de Belo Horizonte, Río de Janeiro, Campo Grande, Carolina, Betania y Río Claro presentaban valores de intercepto mayores a +10 %. Atribuyeron este efecto a la recirculación del vapor que se genera en la selva tropical de la amazonia. Esquivel-Hernández *et al.* (2019) también reportan este efecto en un ecosistema tropical en Ecuador.

Cuando la lluvia es ligera o recién comienza una tormenta en atmósferas áridas, las gotas de lluvia en su descenso desde las nubes hasta el suelo sufren evaporación (Peng, Mayer, Harris, & Roy, 2007); se le conoce como evaporación secundaria o evaporación bajo la nube. El fraccionamiento produce enriquecimiento de las $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, y decrece el exceso de deuterio de la fase líquida (Froehlich, Kralik, Rank, & Scheifinger, 2008; Stewart, 1975; Dansgaard, 1964). Cuando la precipitación es muy intensa o de larga duración, el medio ambiente se satura y la evaporación secundaria se detiene.

En el caso del valle de Cuernavaca, con dos colectores localizados en clima muy cálido (Temixco y Tezoyuca), los valores de exceso de deuterio más bajos corresponden con las precipitaciones más pequeñas, lo cual indica evaporación secundaria de la lluvia ligera (Figura 11). Con

respecto a las precipitaciones más abundantes, sus valores de exceso de deuterio son similares al valor de la LMM (+10 %), lo cual indica que estas muestras no se evaporaron (Figura 11). Por lo tanto, las líneas meteóricas de los colectores del valle de Cuernavaca tienen valores de intercepto (+8.14 %, +6.28 %, +4.7 %) menores que el valor de la LMM (+10 %), debido al efecto de evaporación secundaria.

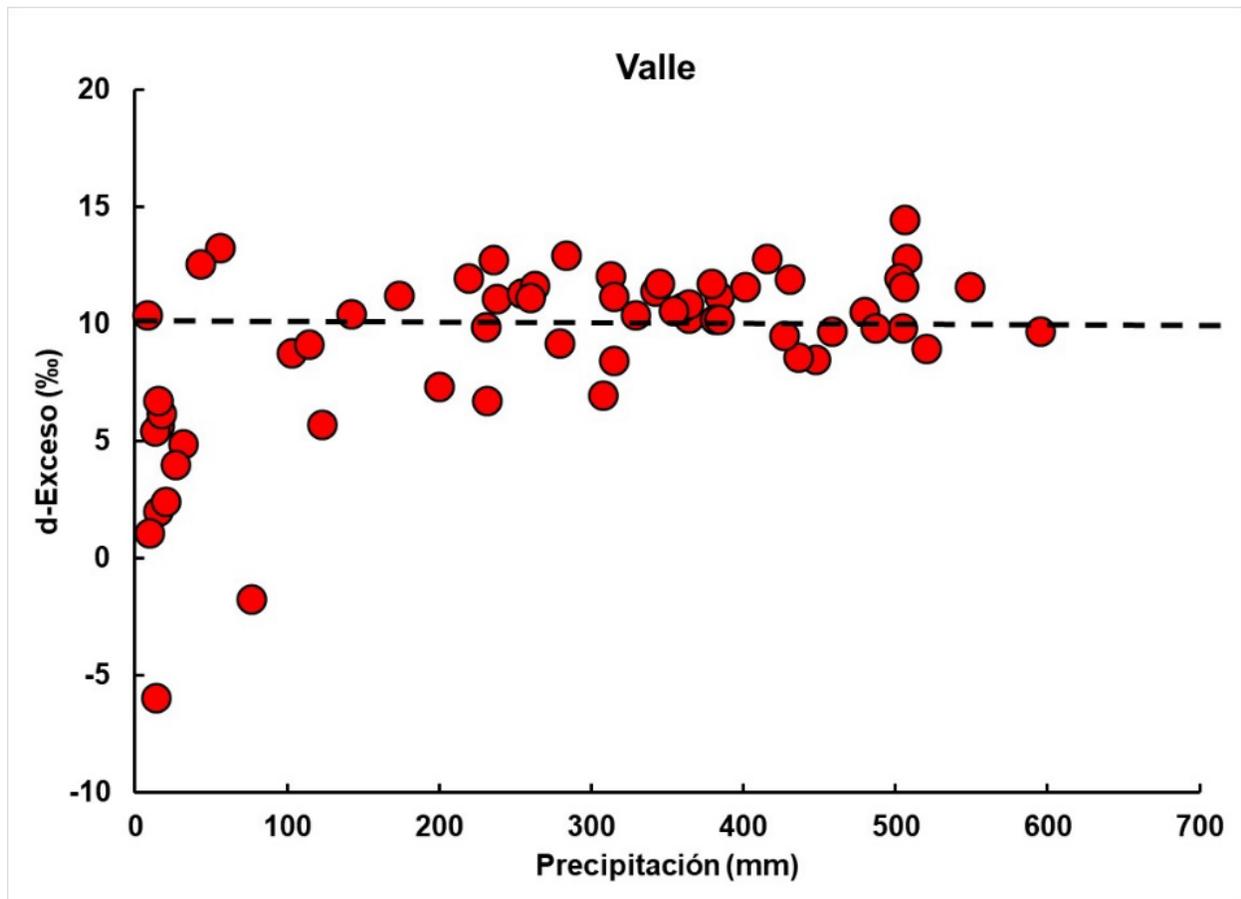


Figura 11. Valores del exceso de deuterio (d) *versus* precipitación de los colectores localizados en el valle del acuífero Cuernavaca.

El gradiente isotópico altitudinal es representado por la ecuación (Figura 12) $\delta^{18}\text{O} = -0.0014 (Z) - 7.1933$ con $R^2 = 0.8792$ (Z en metros). Por lo cual, el gradiente vertical es de $-0.14 \text{ ‰}/100 \text{ m}$. En la Figura 12, los valores de $\delta^{18}\text{O}$ corresponden a los promedios pesados por la precipitación. Este gradiente vertical es similar al que encontraron Scholl, Gingerich y Tribble (2002) ($-0.12 \text{ ‰} \times 100 \text{ m}^{-1}$) para la lluvia de Maui, Hawaii; y Otte *et al.* (2017) ($-0.11 \text{ ‰} \times 100 \text{ m}^{-1}$) para la lluvia del monte Kilimanjaro, Tanzania. El efecto de altitud explica el 87 % de la variación de la composición isotópica ($R^2 = 0.87$).

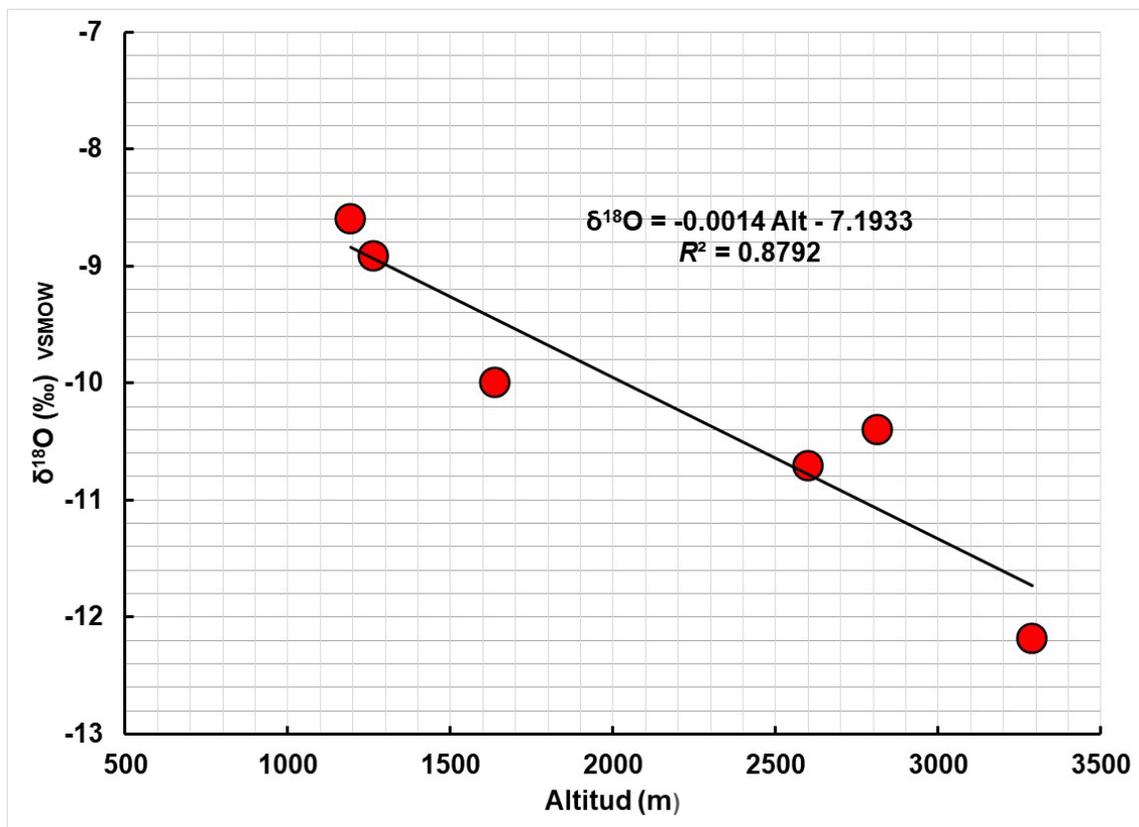


Figura 12. Gradiente isotópico altitudinal de la $\delta^{18}\text{O}$.

Agua subterránea

En las Tablas 2a, 2b, 2c y 2d se presentan los valores de los parámetros físico-químicos medidos en campo y laboratorio del agua de los aprovechamientos del sur del acuífero Cuernavaca.

Tabla 2a. Parámetros físico-químicos del agua de los aprovechamientos del sur del acuífero Cuernavaca.

Identificación	Fecha	Coordenadas			Temperatura ambiente (°C)	Temperatura de la muestra (°C)	pH	CE (µS/cm)	OD (mg/l)
		X	Y	Altitud					
Pozo 1	30/01/2014	18°47.813	99°12.198	1186	21.2	19.4	6.85	641	0.30
Pozo 2	30/01/2014	18°48.792	99°11.058	1217	28.5	20.0	6.86	268	5.60
Pozo 3	31/01/2014	18°48.829	99°11.266	1220	23.3	22.7	7.07	620	7.30
Pozo 4	31/01/2014	18°48.500	99°12.030	1202	23.8	19.4	7.45	506	0.60
Pozo 5	04/02/2014	18°49.838	99°11.727	1219	23.7	24.0	6.75	902	6.50
Pozo 6	04/02/2014	18°49.650	99°10.865	1241	24.1	22.8	6.88	674	4.30
Pozo 7	05/02/2014	18°50.296	99°10.222	1241	25.5	22.7	6.81	831	3.90
Pozo 8	05/02/2014	18°48.588	99°11.713	1203	31.1	19.8	7.40	281	0.80
Pozo 9	06/02/2014	18°46.368	99°11.089	1138	23.9	20.6	6.80	279	5.20
Pozo 10	06/02/2014	18°48.376	99°11.538	1280	22.9	21.1	7.13	697	1.50
Pozo 11	06/02/2014	18°47.580	99°11.667	1182	26.7	19.5	7.29	777	0.90
Manantial San Ramón	08/02/2014	18°47.519	99°11.983	1189	27.0	20.5	6.80	1207	0.60
Pozo 12	08/02/2014	18°46.893	99°12.576	1151	29.7	22.6	6.94	1270	4.30
Manantial Chihuahuita	18/02/2014	18°45.385	99°11.338	1096	30.7	20.4	6.69	392	4.80
Pozo 13	19/02/2014	18°49.216	99°12.782	1232	27.6	22.4	6.97	542	3.50
Manantial Palo Bolero	18/09/2014	18°46.015	099°14.312	1482	31.2	21.7	6.60	2240	1.08

Tabla 2b. Parámetros físico-químicos del agua de los aprovechamientos del sur del acuífero Cuernavaca (continuación).

Identificación	Fecha	NO ₃ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Na (mg/l)	Li (mg/l)	Mg (mg/l)	Al (mg/l)	Si (mg/l)	K (mg/l)	Ca (mg/l)	Ti (μg/l)	V (μg/l)	Mn (mg/l)
Pozo 1	30/01/2014	5.79	0.1530	145	13	0.028	27	0.020	25	2.2	100	< 2	< 2	0.0048
Pozo 2	30/01/2014	16.71	0.0306	26	17	0.005	14	0.010	26	3.0	30	< 1	14.8	0.0022
Pozo 3	31/01/2014	17.11	0.1530	82	23	0.032	22	0.010	29	4.4	86	< 1	11.7	0.0020
Pozo 4	31/01/2014	9.95	0.1530	77	14	0.010	19	0.020	25	2.3	64	< 2	4.2	0.0034
Pozo 5	04/02/2014	42.08	0.1530	97	54	0.010	25	0.020	31	6.8	109	< 2	4.6	0.0050
Pozo 6	04/02/2014	28.02	0.1530	69	24	0.012	33	0.010	35	5.3	72	2.9	13.3	0.0005
Pozo 7	05/02/2014	26.87	0.1530	102	29	0.013	38	0.010	34	5.3	96	2.8	12.6	0.0005
Pozo 8	05/02/2014	11.54	0.1530	67	15	0.016	19	0.449	28	2.7	57	24.1	12.6	0.0275
Pozo 9	06/02/2014	16.84	0.5508	30	16	0.010	14	0.043	27	2.8	33	< 2	10.8	0.0034
Pozo 10	06/02/2014	14.19	3.0600	52	18	0.010	24	0.020	28	3.5	79	< 2	3.6	0.0030
Pozo 11	06/02/2014	6.19	0.1530	240	13	0.023	32	0.001	25	2.4	127	1.8	5.5	0.0055
Manantial San Ramón	08/02/2014	0.11	0.1530	429	16	0.054	49	0.020	24	2.8	230	< 2	< 2	0.0054
Pozo 12	08/02/2014	9.50	0.1530	451	20	0.059	56	0.010	29	3.7	225	2.4	1.6	0.0005
Manantial Chihuahuita	18/02/2014	19.14	0.0306	33	14	0.005	13	0.112	23	2.5	32	2.6	15.7	0.0005
Pozo 13	19/02/2014	27.32	0.1530	45	22	0.031	36	0.010	37	2.6	34	2.7	14.1	0.0005
Manantial Palo Bolero	18/09/2014	0.0001	0.0001	1100	20	0.060	86	0.020	24	3.2	437	2.8	< 2	0.0010

Tabla 2c. Parámetros físico-químicos del agua de los aprovechamientos del sur del acuífero Cuernavaca (continuación).

Identificación	Fecha	Fe (mg/l)	Co (µg/l)	Cu (mg/l)	As (mg/l)	Rb (µg/l)	Sr (µg/l)	Mo (µg/l)	Cs (µg/l)	Ba (µg/l)	Tl (µg/l)	Pb (mg/l)	U (µg/l)	Tritio ambiental (UT)	Error % balance iónico
Pozo 1	30/01/2014	0.1	< 0.1	0.002	0.05	5.7	584	10.0	1.34	35.6	0.800	0.00010	0.86	0.83	2.14
Pozo 2	30/01/2014	0.05	0.070	0.002	0.0002	7.6	188	1.0	0.24	33.4	0.020	0.00200	0.76	0.79	2.87
Pozo 3	31/01/2014	0.05	< 0.05	0.001	0.01	4.0	979	1.0	8.28	102.0	0.020	0.00005	1.91	2.17	10.67
Pozo 4	31/01/2014	0.1	< 0.1	0.002	0.04	5.5	502	6.0	0.60	85.0	0.280	0.00010	1.25	0.76	6.86
Pozo 5	04/02/2014	0.1	0.540	0.006	0.01	12.1	321	2.0	0.48	90.2	0.140	0.00200	2.31	2.16	2.32
Pozo 6	04/02/2014	0.05	0.070	0.001	0.00	8.8	515	1.0	0.08	161.0	0.040	0.00005	2.76	1.35	2.23
Pozo 7	05/02/2014	0.05	0.140	0.001	0.00	8.3	736	1.0	0.04	264.0	0.040	0.00005	4.76	2.11	0.03
Pozo 8	05/02/2014	0.05	< 0.05	0.002	0.05	6.9	614	5.0	0.47	83.6	0.050	0.00200	1.43	0.12	0.08
Pozo 9	06/02/2014	0.1	< 0.1	0.002	0.0003	7.1	224	< 2	0.20	53.4	0.060	0.01000	0.95	0.75	4.67
Pozo 10	06/02/2014	0.1	< 0.1	0.002	0.03	7.6	950	2.0	0.58	136.0	0.100	0.00010	2.16	1.53	1.03
Pozo 11	06/02/2014	0.005	0.023	0.001	0.07	6.9	1430	10.0	1.25	29.2	0.440	0.00240	0.56	0.86	3.62
Manantial San Ramón	08/02/2014	0.1	< 0.1	0.002	0.03	8.1	1550	2.0	2.46	21.2	0.160	0.00010	0.24	0.12	0.97
Pozo 12	08/02/2014	0.05	0.050	0.001	0.03	11.8	1960	2.0	2.02	30.9	0.080	0.00005	0.25	0.86	1.11
Manantial Chihuahuita	18/02/2014	0.05	0.070	0.001	0.00	6.8	239	1.0	0.21	46.7	< 0.01	0.00005	0.91	0.12	8.16
Pozo 13	19/02/2014	0.05	0.060	0.003	0.00	5.5	333	< 1	0.14	39.0	< 0.01	0.00200	3.05	1.47	0.77
Manantial Palo Bolero	18/09/2014	0.46	< 0.1	0.002	0.00	10.3	3180	< 2	3.04	14.4	< 0.02	0.00040	0.02		0.55

Tabla 2d. Parámetros físico-químicos del agua de los aprovechamientos del sur del acuífero Cuernavaca (final).

Identificación	Fecha	Redox Muestra (mV)	Alcalinidad Total (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	SDT (mg/l)	Dureza Total (mg/l)	δ ¹⁸ O (‰)	δ ² H (‰)	Exceso de deuterio (d)	F (mg/l)	Cl (mg/l)	NO ₂ (mg/l)	Br (mg/l)
Pozo 1	30/01/2014	152	212	259	462	361	-11.0	-77.4	10.9	0.59	8	0.082	0.05
Pozo 2	30/01/2014	477	121	148	193	131	-10.7	-74.4	11.2	0.23	9	0.016	0.13
Pozo 3	31/01/2014	349	168	205	446	305	-10.3	-73.1	9.6	0.41	27	0.082	1.12
Pozo 4	31/01/2014	453	211	257	364	240	-10.8	-76.7	10.1	0.56	16	0.082	0.45
Pozo 5	04/02/2014	354	256	312	649	375	-10.0	-71.7	7.9	0.60	86	0.082	3.71
Pozo 6	04/02/2014	370	232	283	485	315	-9.8	-70.6	8.2	0.23	39	0.082	1.34
Pozo 7	05/02/2014	429	277	338	598	396	-10.1	-71.9	8.8	0.21	58	0.082	2.28
Pozo 8	05/02/2014	434	160	195	202	222	-10.8	-75.7	10.7	0.88	20	0.082	0.79
Pozo 9	06/02/2014	278	144	176	201	138	-10.6	-74.4	10.4	0.26	12	0.016	0.17
Pozo 10	06/02/2014	402	240	293	502	294	-10.3	-73.8	8.3	0.05	36	0.033	1.21
Pozo 11	06/02/2014	255	184	224	559	447	-11.0	-77.8	10.6	0.74	8	0.082	0.05
Manantial San Ramón	08/02/2014	36	328	400	869	775	-11.0	-77.0	11.3	0.95	16	0.082	0.05
Pozo 12	08/02/2014	320	323	394	914	791	-10.9	-76.6	10.4	0.62	21	0.082	0.05
Manantial Chihuahuita	18/02/2014	425	144	176	282	133	-10.6	-74.2	10.7	0.31	13	0.016	0.19
Pozo 13	19/02/2014	389	208	254	390	233	-10.4	-73.4	9.4	0.28	17	0.082	0.05
Manantial Palo Bolero	18/09/2014	120	307	375	1613	1448	-11.0	-76.7	11.5	0.76	19	0.0001	150

El rango de la temperatura del agua va de 19.4 a 24 °C; el oxígeno disuelto de 0.3 a 7.3 mg/l; el pH de 6.6 a 7.45, y los SDT de 193 a 1 613 mg/l. Las concentraciones de nitrato abarcan de 0 a 42 mg/l, por lo que ninguna muestra excede el límite permisible de 44.3 mg/l. El principal anión es el HCO₃⁻, con el siguiente orden de abundancia HCO₃⁻» SO₄²⁻» CL⁻»NO₃⁻ (Figura 13).

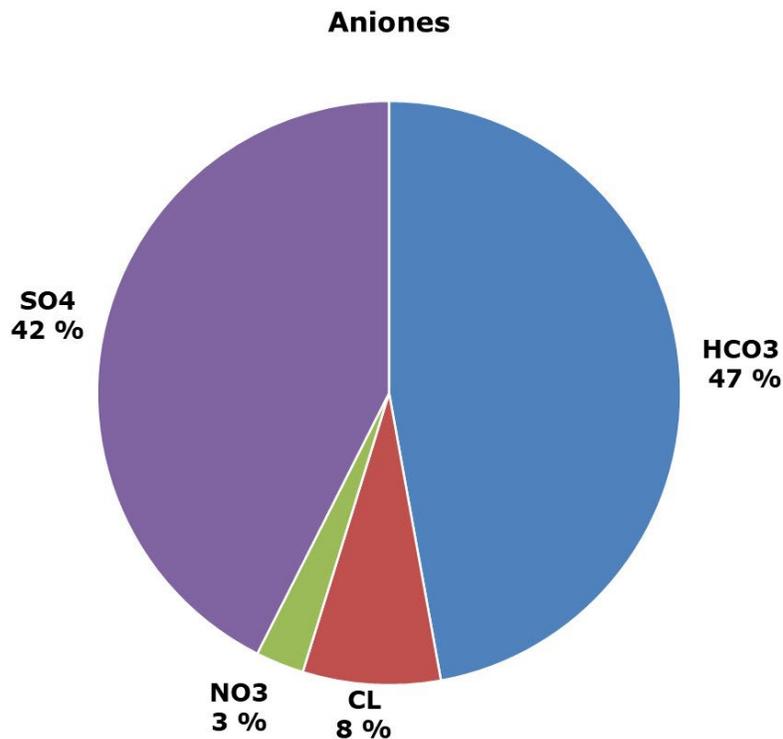


Figura 13. Composición de aniones del agua subterránea (% en meq/l).

El principal catión es el Ca²⁺, con el siguiente orden de abundancia Ca²⁺» Mg²⁺» Na⁺» K⁺ (Figura 14).

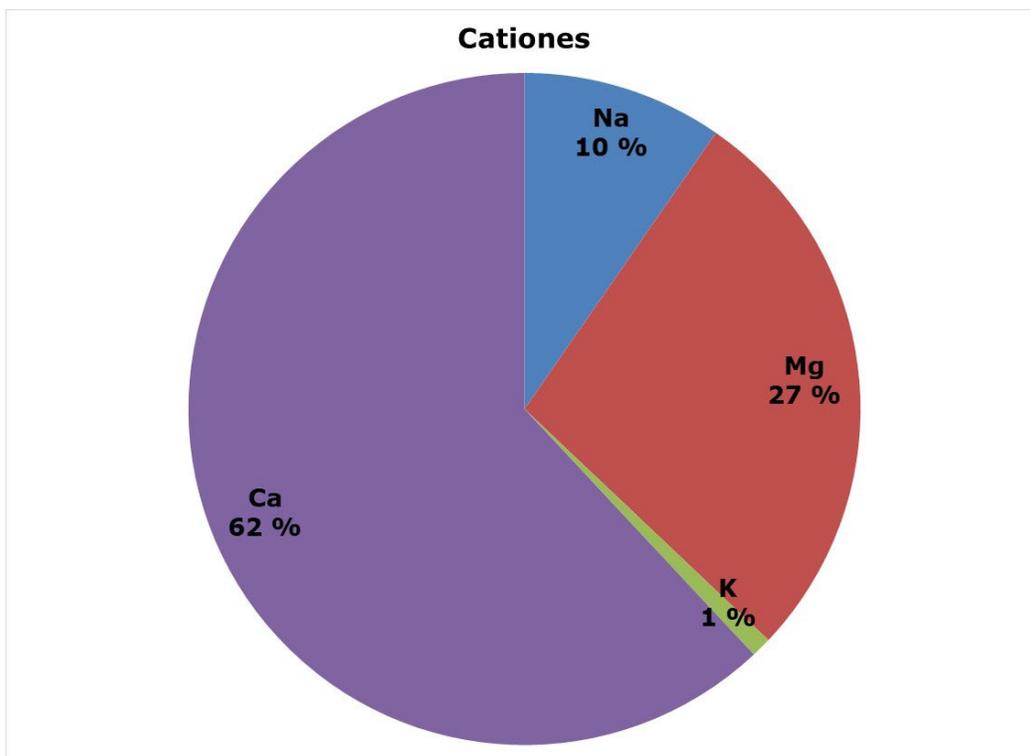


Figura 14. Composición de cationes del agua subterránea (% en meq/l).

El flujo a través de la formación Chichinautzin produce aguas del tipo Ca-Mg-HCO₃ (Figura 15) (manantial Chihuahuita, pozo 9 y pozo 2). El flujo en las formaciones Cuernavaca y Balsas produce aguas del tipo Ca-Mg-HCO₃-SO₄ (pozo 1, pozo 4 y pozo 8). El flujo a través de las formaciones Morelos y Cuautla produce aguas del tipo Ca-Mg-SO₄-HCO₃ (manantial Palo Bolero, manantial San Ramón, pozo 11 y pozo 12). Un grupo de pozos (3, 5, 6, 7, 10 y 13) presenta mayores concentraciones de cloruro que el resto de los aprovechamientos.

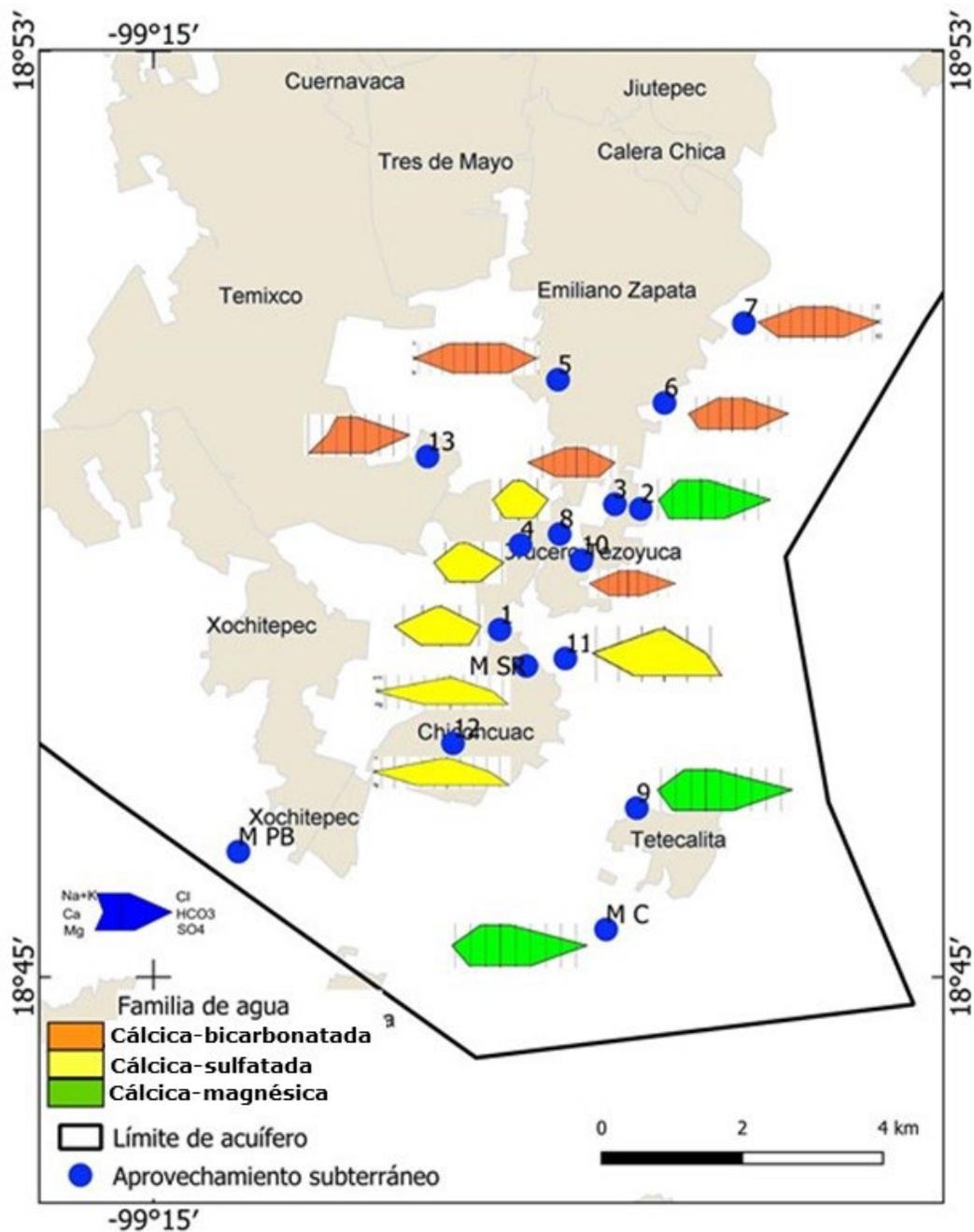


Figura 15. Diagramas de Stiff de las muestras de aprovechamientos de agua subterránea.

La concentración de nitratos (NO_3^-) correspondiente al año 2014 presentó niveles menores de 5 mg/l hacia la porción oriente del acuífero, donde predominan rocas de la formación Chichinautzin, compuestas sobre todo por basaltos fracturados (Figura 16). Contrariamente, la porción poniente mostró los niveles más altos de nitratos, con concentraciones mayores a 30 mg/l, en la cual se ubica la zona urbana de Temixco-Acatlipa (Figura 16). La mayor parte de la zona urbana de Cuernavaca, Jiutepec, y Emiliano Zapata presenta concentraciones que van de 10 a 20 mg/l (Figura 16).

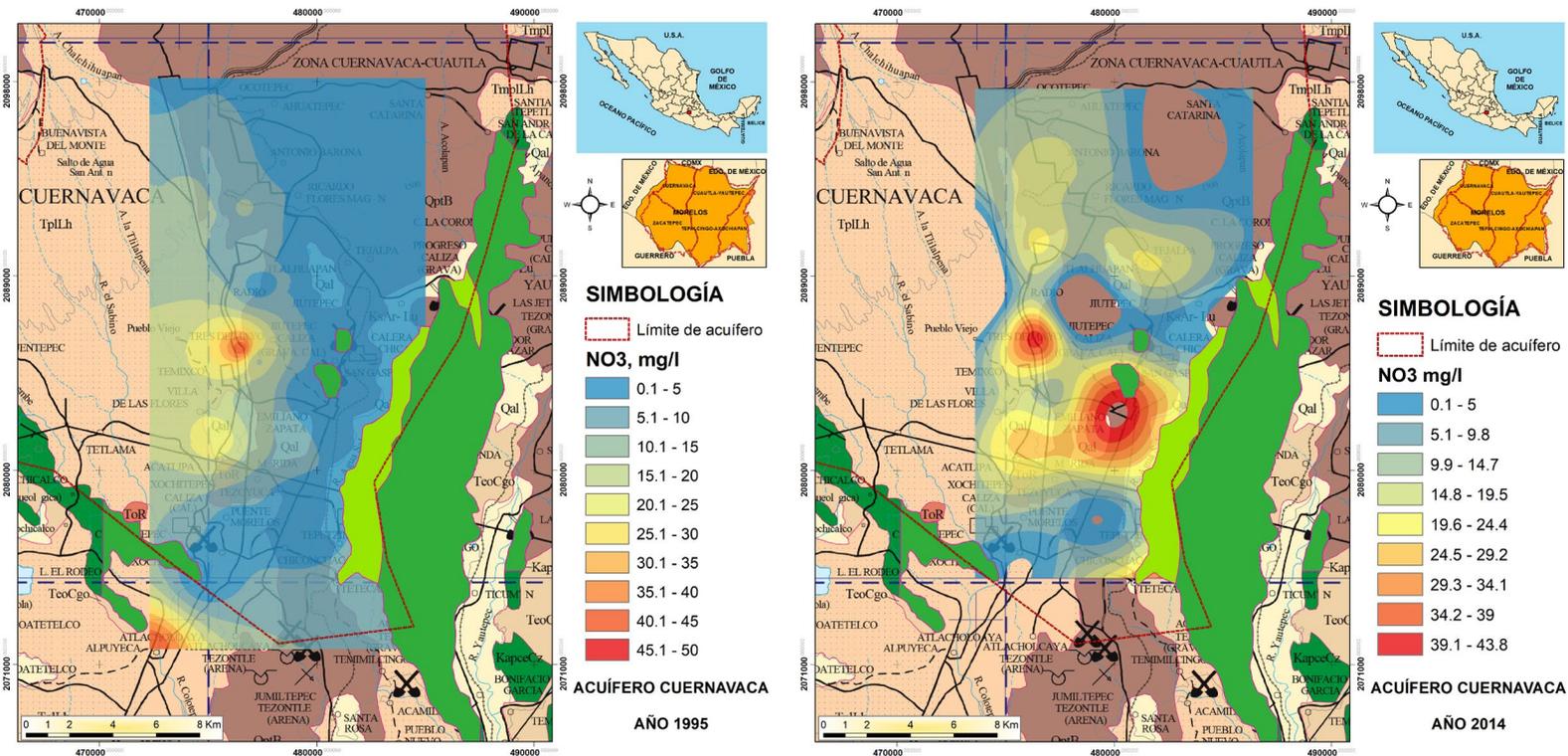


Figura 16. Concentraciones de nitratos en 1995 y 2014.

Es importante notar en los pozos que presentan concentraciones elevadas de nitrato las mayores concentraciones de uranio (Figura 17). La ingesta de agua potable con concentraciones altas de uranio puede provocar daños al hígado (Brugge & Buchner, 2011) y los huesos debido a la radiación alfa (Kurttio *et al.*, 2005). La OMS estableció un límite máximo permisible de 15 $\mu\text{g/l}$ para el uranio (WHO, 2008).

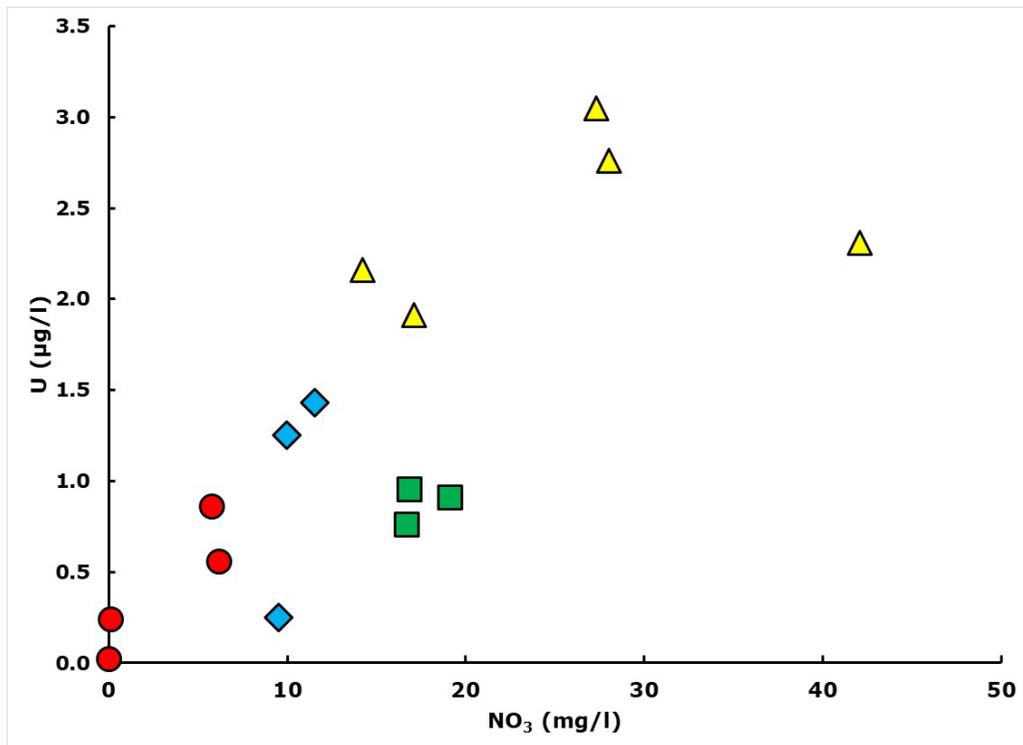


Figura 17. Uranio *versus* nitrato.

Los estados oxidados del uranio U(VI) son solubles en el agua subterránea, mientras que las especies reducidas U(IV) son inmóviles (Singh *et al.*, 2014; Nolan & Weber, 2015; Paradis *et al.*, 2016). Las especies reducidas del uranio U(IV) son muy susceptibles a ser oxidadas

cuando el agua subterránea contiene especies oxidantes como el nitrato (NO_3^- , y NO_2^-). Nolan y Weber (2015) encontraron en dos de los principales acuíferos de EUA, High Plains y Central Valley, una correlación significativa entre nitrato y uranio. Concluyen que el nitrato, el contaminante primario de estos acuíferos, debe considerarse como un factor que induce contaminación secundaria de uranio.

Isótopos estables

Los contenidos de isótopos estables de oxígeno e hidrógeno en un gráfico de dispersión $\delta^{18}\text{O}$ vs. $\delta^2\text{H}$ permiten identificar y diferenciar los tipos de agua captados por cada aprovechamiento analizado (Figura 18). En el gráfico se identifican cuatro grupos de aguas caracterizados por la altitud a la cual se efectúa la recarga efectiva de los flujos subterráneos. El primero de ellos corresponde a aprovechamientos que captan agua de composición isotópica empobrecida, con valores de $\delta^{18}\text{O}$ entre -11.05 y -11.02 ‰, y $\delta^2\text{H}$ entre -77.75 y -76.71 ‰ (pozos 1 y 11, así como los manantiales San Ramón y Palo Bolero) debido a que su zona de recarga se localiza en cotas más elevadas que las correspondientes al resto de los aprovechamientos muestreados.

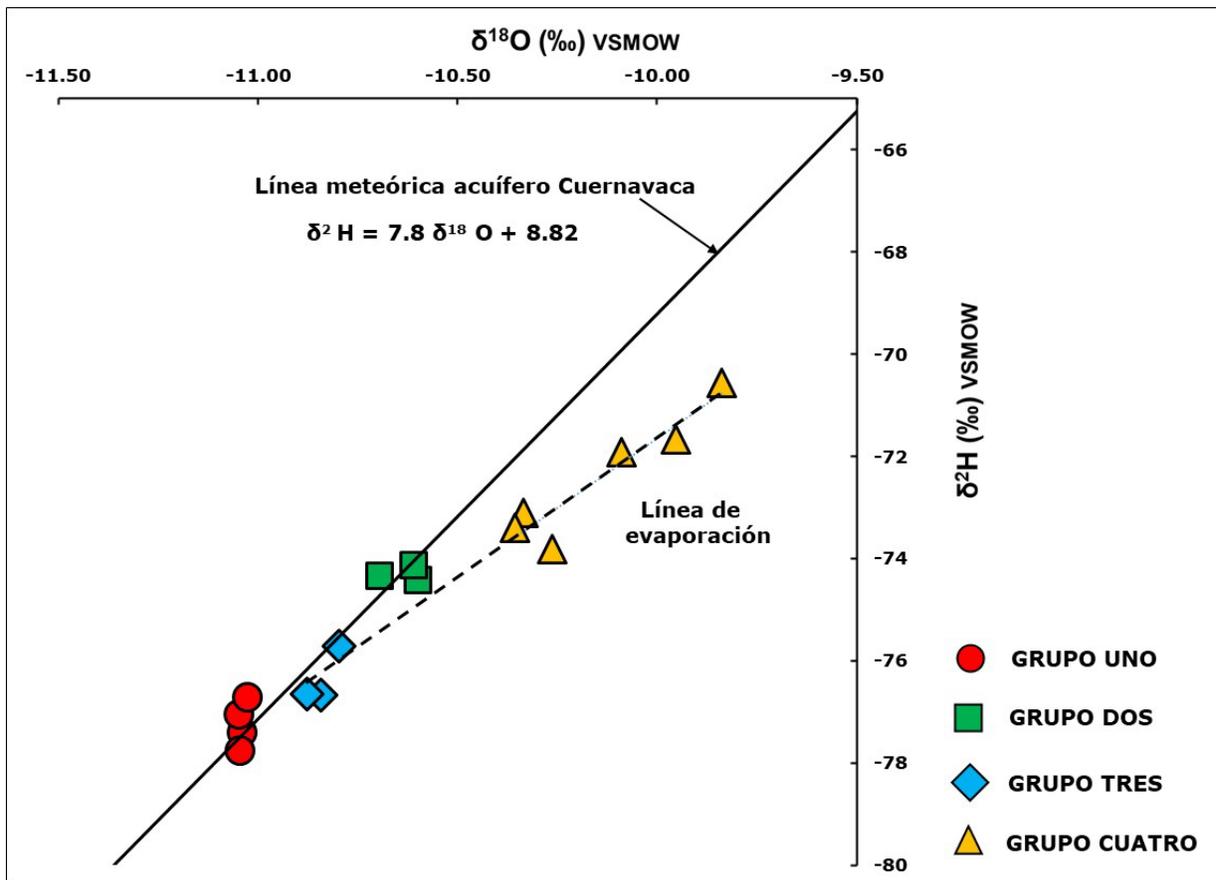


Figura 18. Composición isotópica ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) del agua de los aprovechamientos subterráneos.

El segundo grupo está caracterizado por presentar valores $\delta^{18}\text{O}$ entre -10.69 y -10.60 ‰, y $\delta^2\text{H}$ entre -75.6 y -74.1 ‰, el cual corresponde a las zonas de recarga con menor elevación (pozos 2, 9 y manantial Chihuahuita).

Un tercer grupo se conforma por los pozos 4, 8 y 12, que captan agua con valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ intermedios entre el grupo uno y dos.

El cuarto grupo corresponde a aguas que han evolucionado isotópicamente a partir de los grupos anteriores debido a que contienen componentes de agua enriquecida en isótopos pesados por haber experimentado evaporación intensa. Los valores delta se alinean sobre una recta de evaporación de coeficiente angular menor al de la línea meteórica del acuífero Cuernavaca (LMAC). Dicho grupo está conformado por los pozos 3, 5, 6, 7, 10 y 13. En la zona donde se localizan tales aprovechamientos existen extensas áreas de cultivo irrigadas mediante agua rodada, un campo de golf y diversos canales de aguas residuales. Las composiciones isotópicas varían para la $\delta^{18}\text{O}$ entre -10.35 y -9.84 %, y para la $\delta^2\text{H}$ entre -73.4 y -70.6 %. Este cuarto grupo se denominó aprovechamientos con recarga de agua evaporada.

En la Figura 19 se observa para el cuarto grupo un incremento proporcional de la $\delta^{18}\text{O}$ y el Cl^- , evidenciando recarga con agua sometida a evaporación intensa antes de infiltrarse en el suelo.

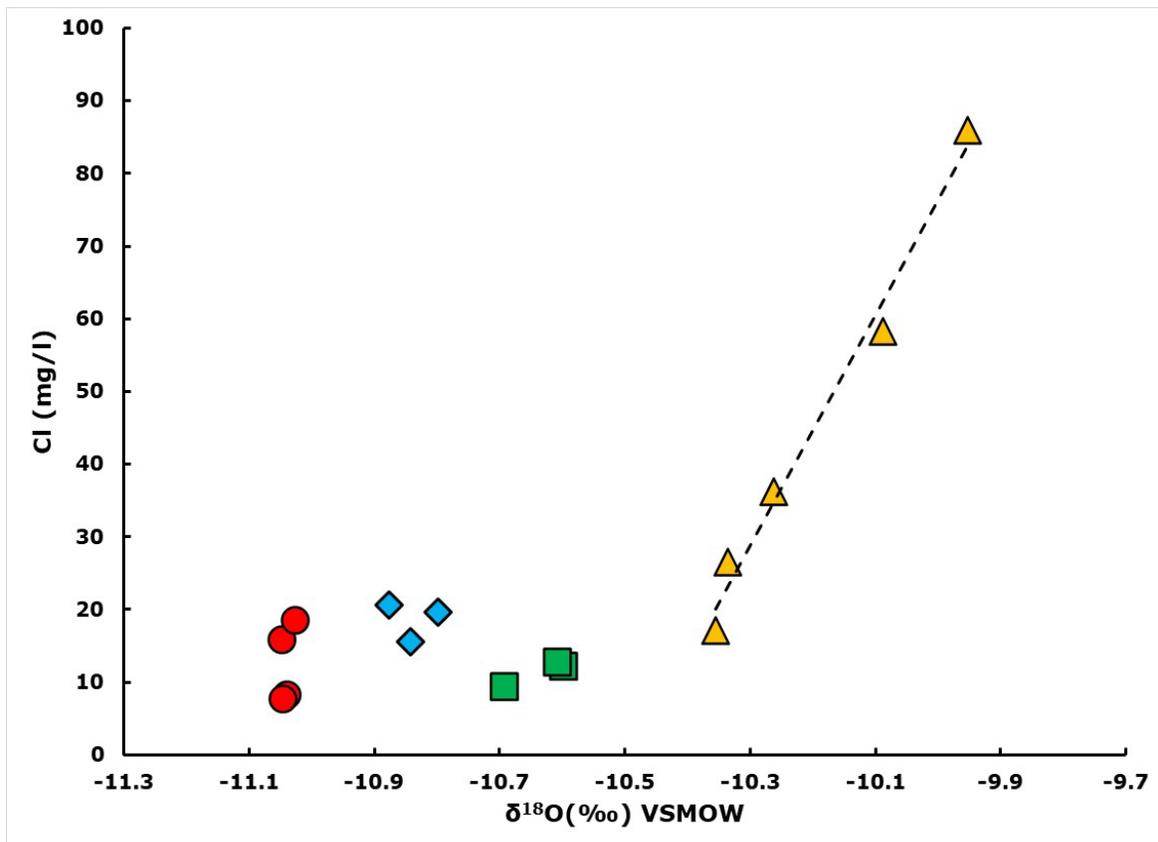


Figura 19. Contenido de $\delta^{18}\text{O}$ versus Cl.

La evaporación decrece el exceso de deuterio mientras que la humedad reciclada lo incrementa (Froehlich *et al.*, 2008). La evaporación de un cuerpo de agua superficial produce valores de exceso de deuterio menores de 10 (Victoria, Martinelli, Mortatti, & Richey, 1991). Por lo tanto, la Figura 20 indica que las muestras de agua con mayor contenido de NO_3 contienen agua evaporada.

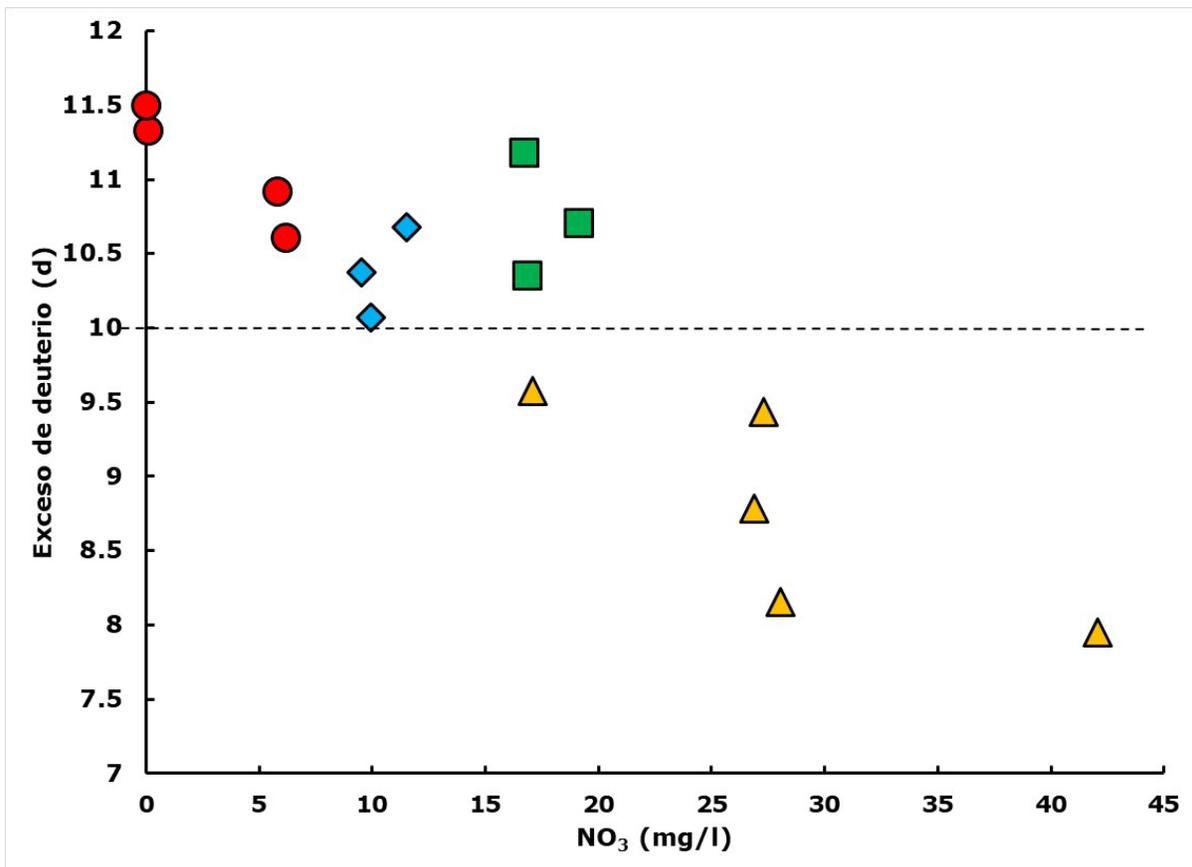


Figura 20. Contenido de NO₃ versus exceso de deuterio (d).

Tritio

El grupo de pozos con componentes de recarga evaporada contienen entre 1.5 y 2.5 unidades de tritio, lo que indica tiempos de residencia muy cortos, es decir, reciben recarga de aguas modernas (Figura 21). Por otro lado, los pozos con agua no evaporada presentan contenidos de tritio menores de 1 TU, lo cual señala tiempos de residencia mayores del orden de 1 o 2 decenas de años. En el caso del manantial San Ramón, la

ausencia de tritio apunta a que los flujos que lo alimentan tienen tiempos de residencia de más de 30 años de haberse infiltrado al sistema acuífero.

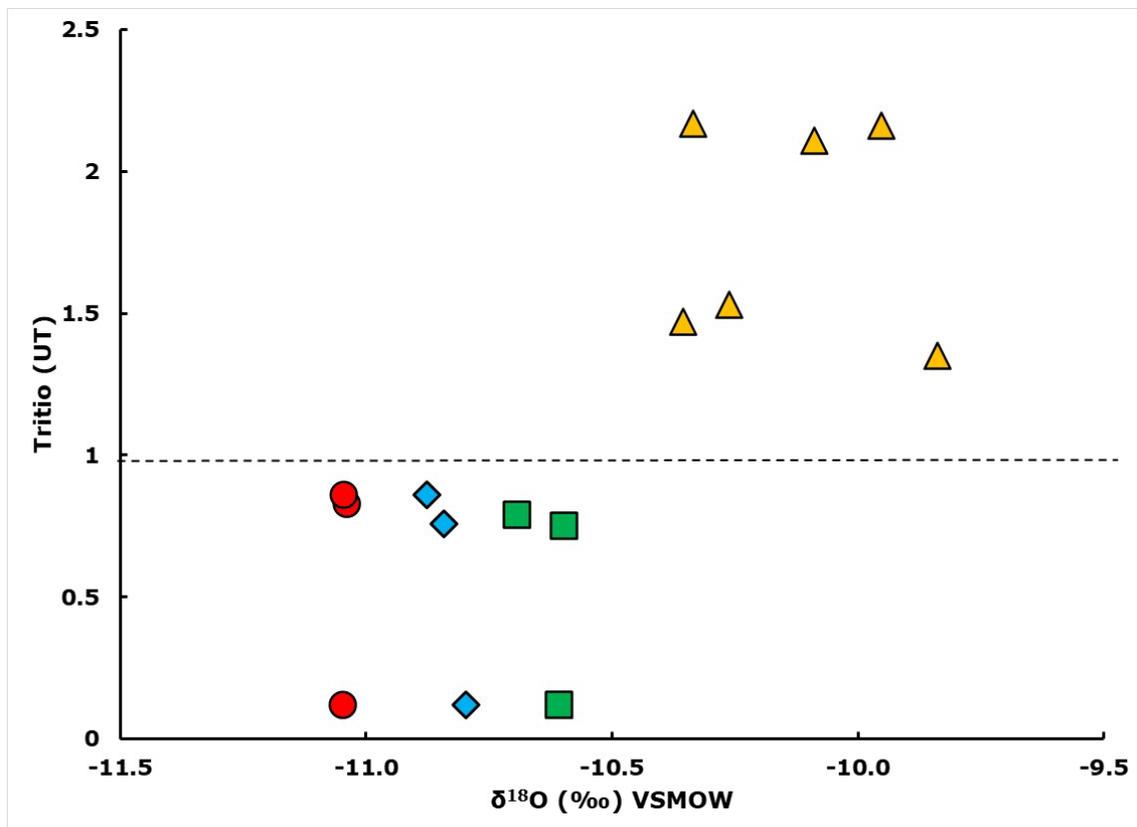


Figura 21. Contenido de $\delta^{18}\text{O}$ versus tritio.

Las muestras de agua con mayor contenido de NO_3 contienen entre 1.5 y 2.5 unidades de tritio. Esto indica tiempos de residencia en el subsuelo muy cortos de las muestras más contaminadas con nitrato (Figura 22).

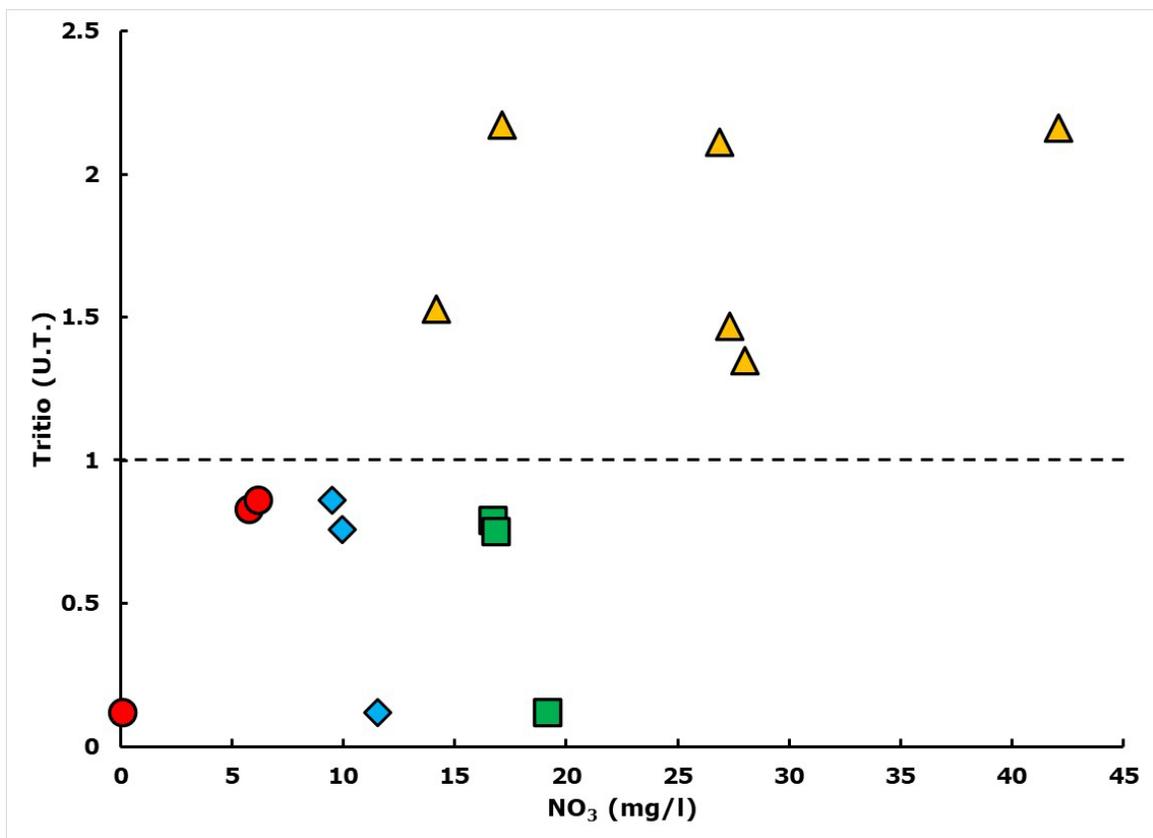
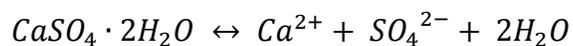


Figura 22. Contenido de NO₃ versus tritio.

Relaciones iónicas

La disolución de yeso produce una relación Ca²⁺/ SO₄²⁻ igual a 1:



Las muestras del manantial Palo Bolero, manantial San Ramón, y los pozos 11 y 12 se sitúan en la equidistancia 1:1, indicando que la disolución

de yeso es un proceso importante en la composición química de estas muestras (Figura 23).

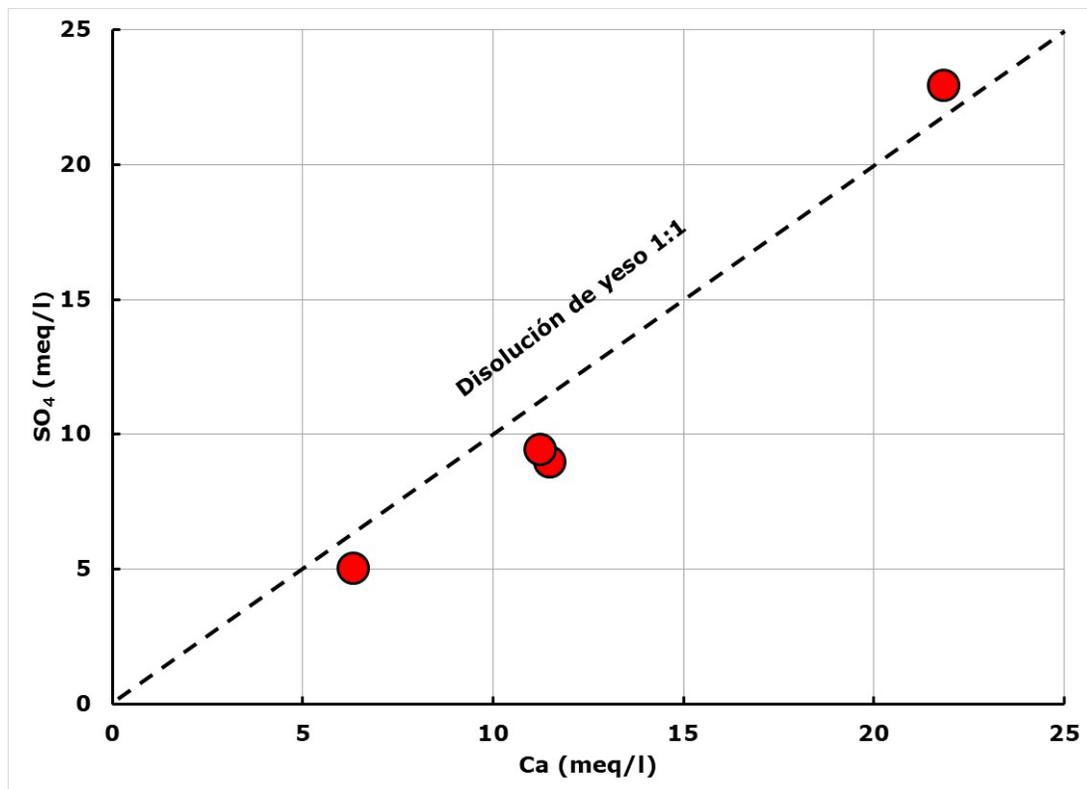


Figura 23. Contenido de Ca versus SO₄.

Los procesos geoquímicos que controlan la composición química del agua se pueden dilucidar utilizando el diagrama de Gibbs (Gibbs, 1970) (Figura 24). En este diagrama se grafican los sólidos disueltos totales (SDT) en función de la relación catiónica ($\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$). En la Figura 24 se distinguen cuatro grupos. En el flujo a través de las formaciones Morelos y Cautla (círculos rojos) el proceso dominante es la meteorización del material geológico. En el flujo de la formación

Chichinautzin (cuadrados verdes) el proceso dominante es la lluvia. En el flujo de la formación Cuernavaca (rombos azules) su composición iónica es determinada por la meteorización del material geológico, pero también por el efecto de la precipitación pluvial. En el cuarto grupo (triángulos amarillos) el proceso preponderante es la evaporación.

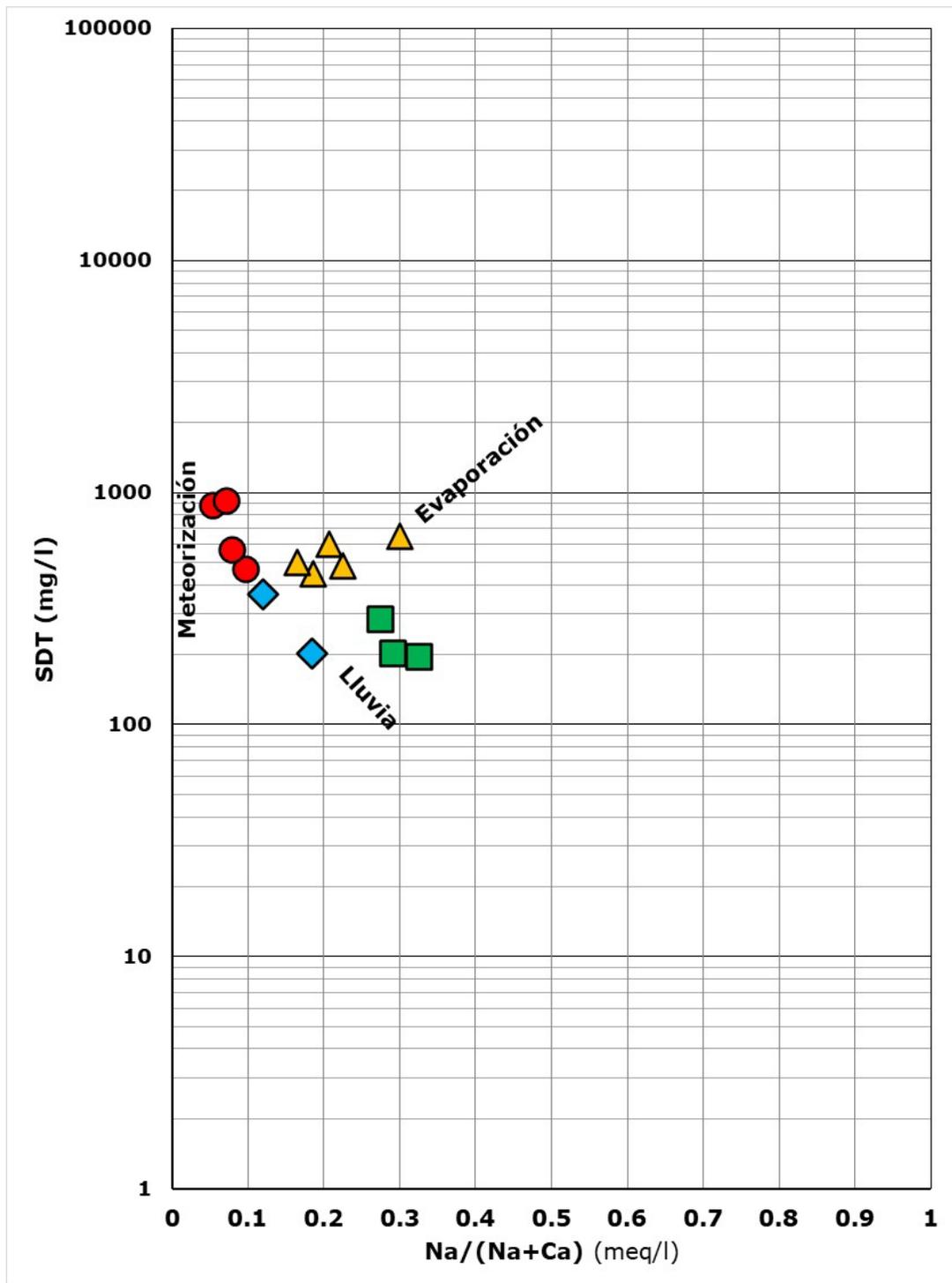


Figura 24. Diagrama de Gibbs: relación catiónica.

La regresión lineal entre el contenido de nitrato y cloruro produjo un valor de $R^2 = 0.531$ para las muestras evaporadas (Figura 25). Valores de correlación mayores a $R^2 = 0.35$ indican que el agua subterránea contiene agua residual doméstica o municipal (Ritter & Chirnside, 1984; Pacheco, Marín, Cabrera, Steinich, & Escolero, 2001).

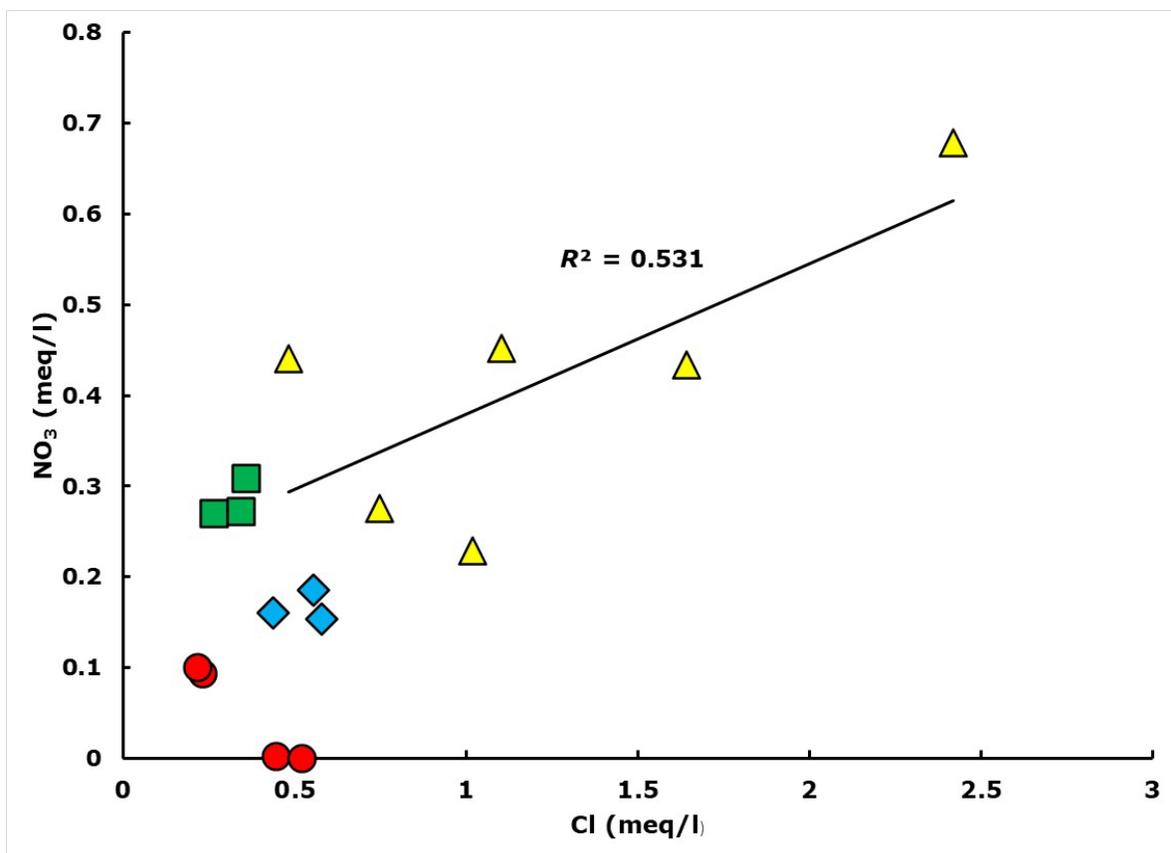


Figura 25. Contenido de Cl *versus* NO₃.

La gráfica de la relación molar del cloruro *versus* nitrato normalizado por el cloruro (NO_3/Cl) permite dilucidar el origen del nitrato (Figura 26). Las muestras se sitúan en el recuadro azul si el origen es agrícola; en el

recuadro morado si el nitrato procede de estiércol, etcétera. La gráfica indica que el nitrato de las muestras evaporadas procede de agua residual (recuadro verde) (Liu, Li, Lang, & Xiao, 2006; Guo, Yan, Wang, Xu, & Yang, 2020; Torres-Martínez *et al.*, 2021).

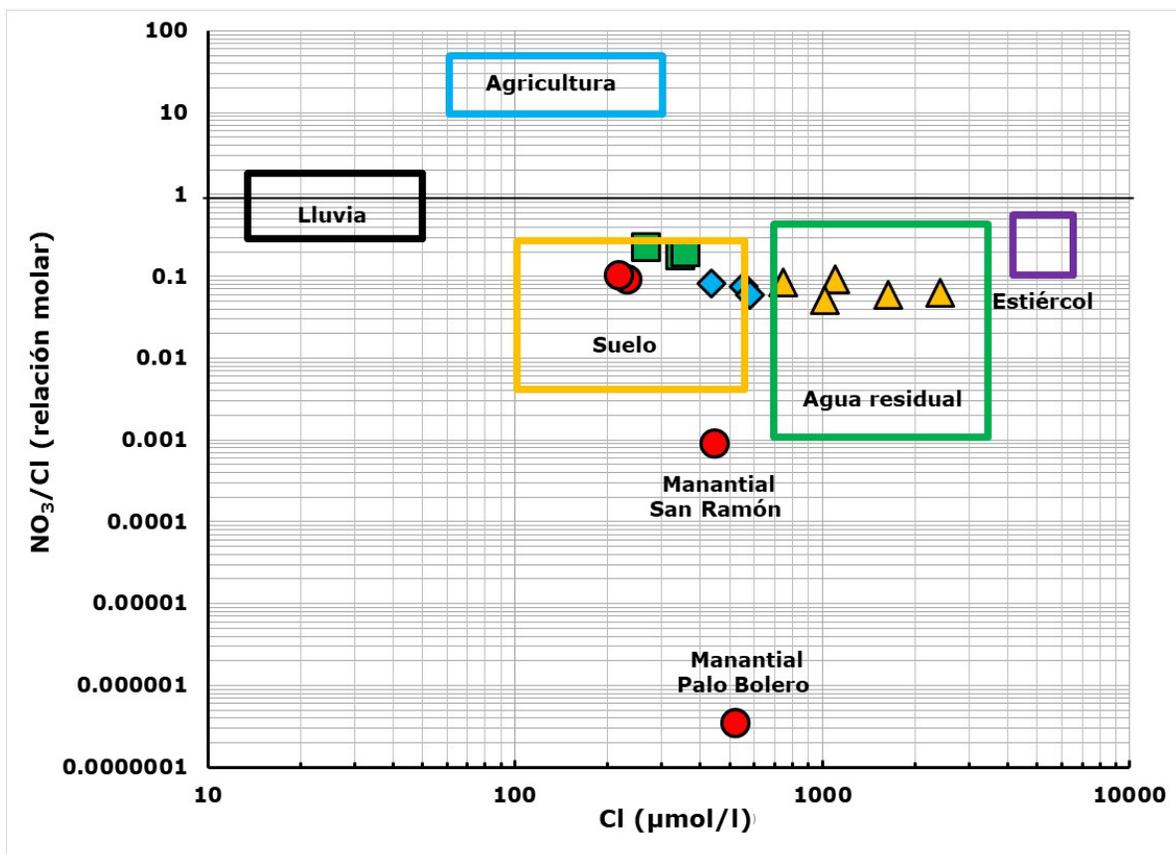


Figura 26. Cloruro (concentración molar) *versus* NO₃/Cl (relación molar).

Los valores de cloruro y sodio de las muestras de agua evaporada (Figura 27) son similares a los valores de los efluentes de las fosas sépticas en EUA (Panno *et al.*, 2002).

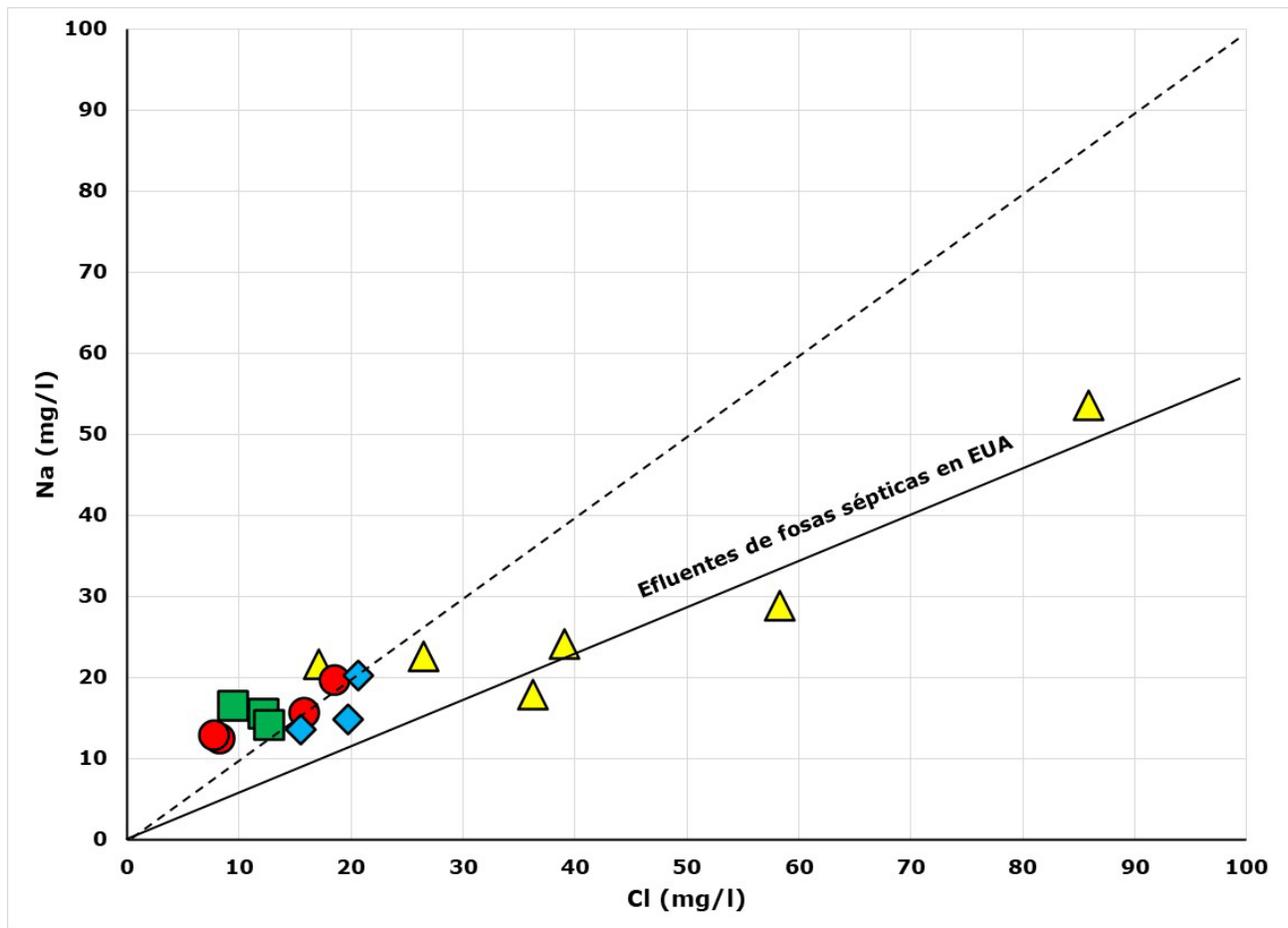


Figura 27. Cloruro *versus* sodio.

Las muestras que rebasan el límite permisible de arsénico (NOM 127-SSA1-127 modificada en 2000) (SSA, 1994) son aquellas que tienen bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Figura 28) y valores de tritio menores de 1 TU (Figura 29), lo cual indica que los pozos con altos contenidos de arsénico son recargados por flujos profundos.

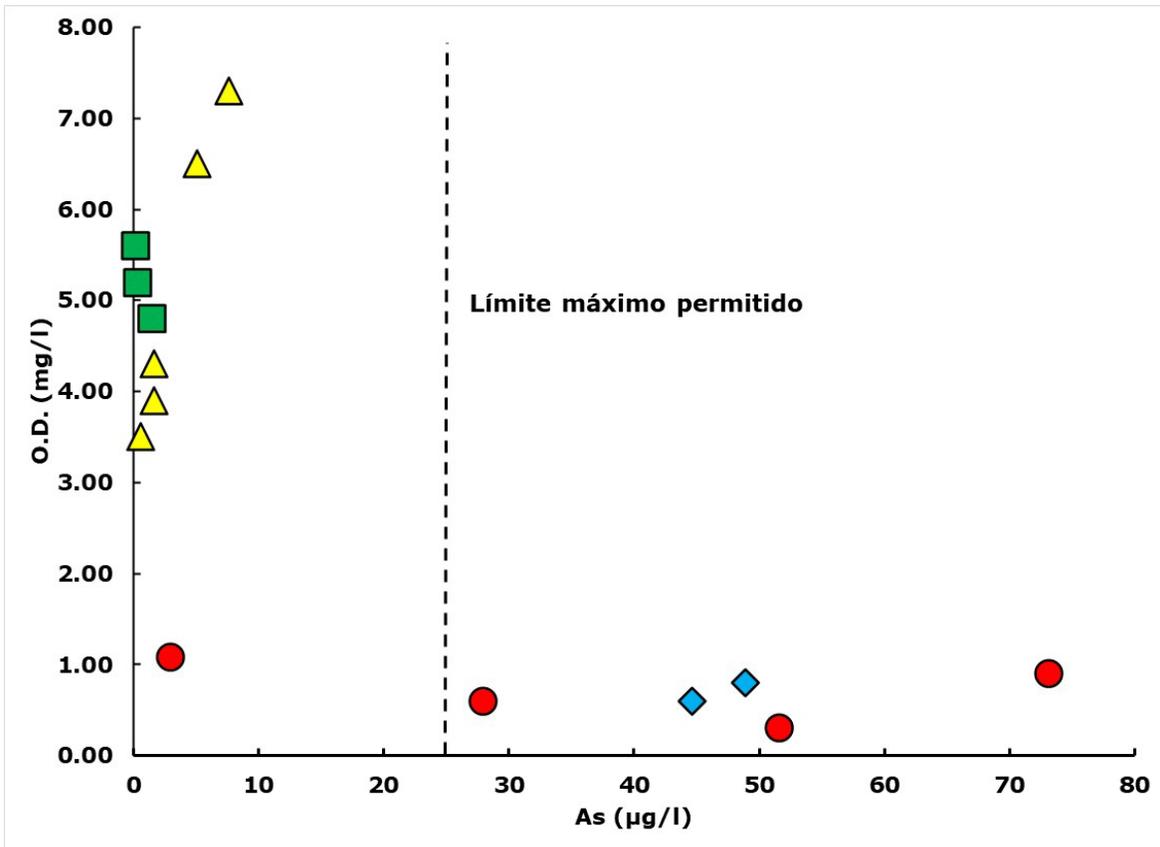


Figura 28. Contenido de As versus oxígeno disuelto.

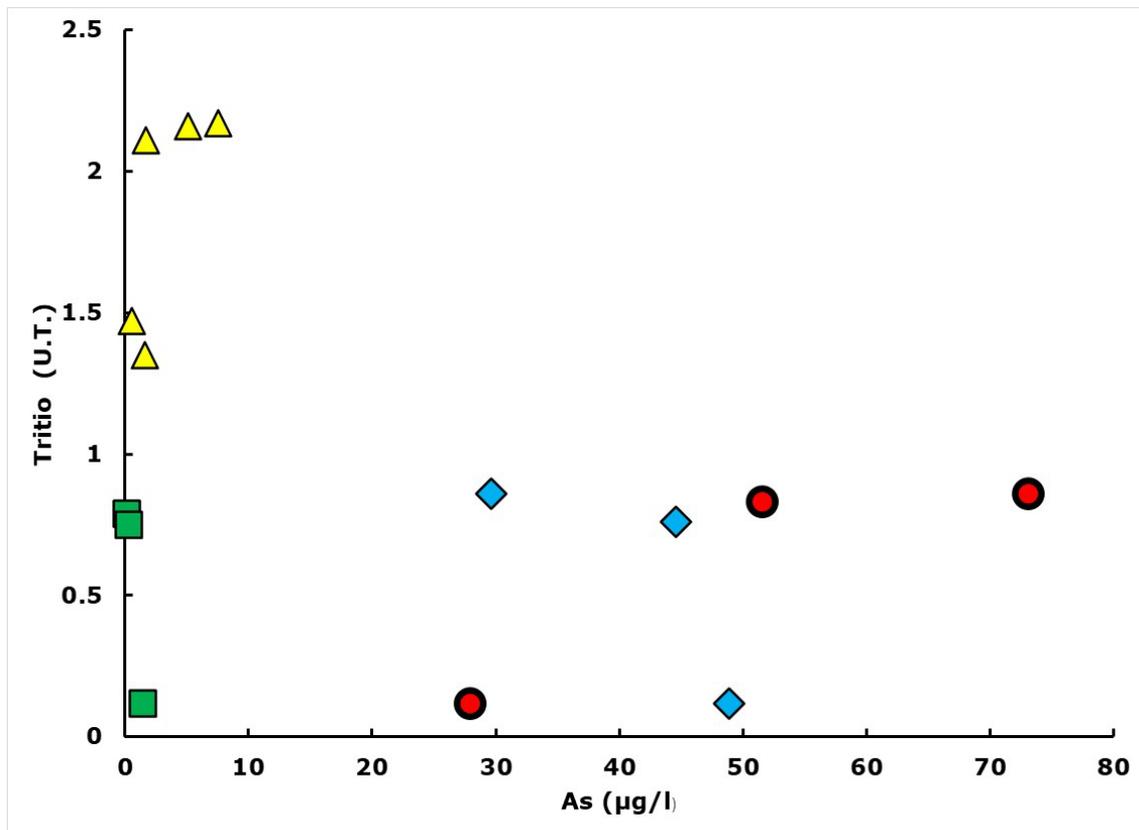


Figura 29. Arsénico *versus* tritio.

En la Comarca Lagunera, una región agrícola del norte de México, Torres-Martínez *et al.* (2021) determinaron los porcentajes de contribución de nitrato al agua subterránea: estiércol (47 %), aguas negras (43 %), fertilizantes (5 %), nitrógeno orgánico del suelo (3 %) y depositación atmosférica (2 %). Sus resultados indican que aun cuando la Comarca Lagunera es una zona agrícola muy importante, los fertilizantes sintéticos no son la fuente principal de nitrato. Ren, Zhang, Wang y Wang (2021) llevaron a cabo un estudio para determinar las fuentes de nitrato del agua superficial y subterránea en la cuenca del río Ye del norte de China, una zona preponderantemente agrícola, cuyas

poblaciones no cuentan con alcantarillado sanitario. Para su estudio utilizaron isótopos estables del nitrógeno y del agua, así como un modelo de mezcla bayesiano. Sus resultados indican que la principal contribución procede de agua residual y estiércol. Sugieren que se construya infraestructura para el tratamiento de las aguas residuales. Pastén-Zapata, Ledesma-Ruiz, Harter, Ramírez y Mahlkecht (2014) realizaron un estudio en una zona citrícola del noreste de México, a fin de determinar las fuentes de nitrato del agua subterránea somera. Con base en evidencia geoquímica determinaron que las fuentes de nitrato en las zonas rurales son el uso de estiércol como fertilizante y las aguas residuales, mientras que en las zonas urbanas son las aguas residuales.

Nuestros resultados indican que el nitrato presente en el sur del acuífero Cuernavaca procede principalmente de agua residual, lo cual concuerda con sitios con una problemática similar, como los citados arriba.

El nitrato presente en el agua superficial y subterránea tiene como origen múltiples fuentes, y es difícil distinguir con precisión dichas fuentes utilizando solamente métodos hidrogeoquímicos. Los isótopos del nitrato han mostrado ser una herramienta muy útil para identificar las fuentes del nitrato (Torres-Martínez *et al.*, 2021; Ren *et al.*, 2021). En un nuevo estudio que se está realizando en el acuífero Cuernavaca se utilizarán métodos hidrogeoquímicos, así como isótopos estables del agua y del nitrato.

Conclusiones

Este estudio presenta el uso de isótopos ambientales del agua y geoquímica para determinar las concentraciones y el origen del nitrato que degrada la calidad del agua en el sur del acuífero Cuernavaca.

Los resultados muestran que las zonas del acuífero con recarga de agua que ha experimentado evaporación intensa, previa a su infiltración en el subsuelo, es la que presenta las mayores concentraciones de nitrato. Los resultados también indican que el nitrato procede de agua residual doméstica o municipal, probablemente generada por las descargas de aguas residuales sin tratamiento. Ninguna de las muestras excede el límite permisible, pues todas tienen concentraciones menores de 44.3 mg/l de nitrato. Sin embargo, la evolución de los últimos 30 años muestra un incremento significativo en la zona, por lo cual es importante implementar políticas públicas que promuevan la construcción y rehabilitación de infraestructura que recolecte las aguas residuales, y sean enviadas a las plantas de tratamiento ya existentes (PTAR La Gachupina y Emiliano Zapata).

Los datos obtenidos también revelaron correlación entre el nitrato y el uranio. Aun cuando todas las muestras tienen concentraciones de uranio menores al límite permisible, se recomienda continuar monitoreando este parámetro, pues un alza en las concentraciones de nitrato podría venir acompañado de un aumento en las concentraciones de uranio. Debido a que el decaimiento del uranio incrementa la radiactividad del agua subterránea, se recomienda medir la radiactividad

para establecer los valores actuales y monitorear su evolución en el tiempo.

Con respecto al arsénico, las muestras de agua subterránea que exceden el límite permisible para el arsénico presentan concentraciones de oxígeno disuelto y tritio bajos, lo cual apunta a que proceden de los estratos profundos del acuífero. Si a futuro se incrementa la extracción subterránea en la zona, podría inducir la extracción de flujos cada vez más profundos, con el consiguiente aumento del arsénico.

Los datos obtenidos permitieron también determinar la línea de agua meteórica del acuífero Cuernavaca. Esta línea será muy útil para futuros estudios geohidrológicos y ambientales.

Reconocimientos

La Red Nacional de Monitoreo de la Composición Isotópica de la Precipitación Pluvial en México es una colaboración del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, el Servicio Meteorológico Nacional, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México y el Organismo Internacional de Energía Atómica, a través del proyecto RLA7024 "Integración de la hidrología isotópica en las evaluaciones nacionales de los recursos hídricos".

Referencias

Brugge, D., & Buchner, V. (2011). Health effects of uranium: New research findings. *Reviews on Environmental Health*, 26(4), 231-24.



- Canter, L. W. (1997). Nitrate in groundwater. Boca Raton, USA: Lewis Publishers.
- Cardona, A. (2004). Salinization in coastal aquifers of arid zones: An example from Santo Domingo, Baja California Sur, Mexico. *Environmental Geology*, 45, 350-366.
- Clark, I. D., & Fritz, P. (1997). *Environmental isotopes in hydrogeology*. New York, USA: CRC Press. DOI: <https://doi.org/10.1201/9781482242911>
- CDPH, California Department of Public Health. (2013). *Drinking water contaminants: Nitrate*. Sacramento, USA: California Department of Public Health.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2002). *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cuernavaca (1701), estado de Morelos*. México, DF, México: Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Programa Hídrico Visión 2030 del estado de Morelos*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuernavaca (1701), estado de Morelos*. México, DF, México: Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas.
- Dansgaard, W. (1964). Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16, 436-368.

- Del-Campo-Delgado, M. (2016). *Lixiviación de agroquímicos en campos de golf bajo diferentes dotaciones de riego y sustratos* (tesis doctoral). Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Esquivel-Hernández, G., Mosquera, G. M., Sánchez-Murillo, R., Quesada-Román, A., Birkel, C., Crespo, P., Célleri, R., Windhorst, D., Breuer, L., & Boll, J. (2019). Moisture transport and seasonal variations in the stable isotopic composition of rainfall in Central American and Andean Páramo during El Niño conditions (2015–2016). *Hydrological Processes*, 33(13), 1802-1817.
- Froehlich, K., Kralik, M., Rank, D., & Scheifinger, H. (2008). Deuterium excess in precipitation of Alpine regions. Moisture recycling. *Isotopes in Environmental Health Studies*, 44(1), 61-70.
- Galewsky, J., Steen-Larsen, H. C., Field R. D., Worden J., Risi C., & Schneider M. (2016), Stable isotopes in atmospheric water vapor and applications to the hydrologic cycle. *Reviews of Geophysics*, 54, 809-865. DOI: 10.1002/2015RG000512
- Gastmans, D., Santos, V., Aparecida-Galhardi, J., Felipe-Gromboni, J., Vianna-Batista L., Miotlinski, K., Kiang-Chang H., & Silvio-Govone, J. (2017). Controls over spatial and seasonal variations on isotopic composition of the precipitation along the central and eastern portion of Brazil. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 53(5), 518-538, DOI: 10.1080/10256016.2017.1305376
- Gat, J. R. (2000). Atmospheric water balance. The isotopic perspective, *Hydrological Processes*, 14, 1357-1369.

- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962), 1088-1090.
- Guo, Z., Yan, C., Wang, Z., Xu, F., & Yang, F. (2020). Quantitative identification of nitrate sources in a coastal peri-urban watershed using hydrogeochemical indicators and dual isotopes together with the statistical approaches. *Chemosphere*, 243, 125364.
- Haller, L., McCarthy, P., O'Brien, T., Riehle, J., & Stuhldreher, T. (2013). *Nitrate pollution of groundwater*. Oceanside, USA: Alpha Water Systems Inc.
- IAEA, International Atomic Energy Agency. (2002). A new device for monthly rainfall sampling for GNIP. *Water and Environment Newsletter*, (16) special issue on the global network of isotopes in precipitation, 5.
- IMTA, Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua. (2012). *Plan integral para el manejo sustentable de las barrancas del norponiente del estado de Morelos*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua, Fundación Gonzalo Río Arronte.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1991). *Censo Agrícola, ganadero y ejidal del INEGI*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jaimes-Palomera, L. R., Cortes-Silva, A., Vazquez-Sanchez, E., Aravena, R., Fritz, P., & Drimmie, R. (1989). Geoquímica isotópica del sistema hidrogeológico del valle de Cuernavaca, estado de Morelos, México. *Geofísica Internacional*, 28(2), 219-244.

- Kurttio, P., Komulainen, H., Leino, A., Salonen, L., Auvinen, A., & Saha, H. (2005). Bone as a possible target of chemical toxicity of natural uranium in drinking water. *Environmental Health Perspectives*, 113 (1), 68-72.
- Liu, C. Q., Li, S. L., Lang, Y. C., & Xiao, H. Y. (2006). Using $\delta^{15}\text{N}$ - and $\delta^{18}\text{O}$ values to identify nitrate sources in karst ground water, Guiyang, southwest China. *Environmental Science & Technology*, 40(22), 6928-6933.
- Martinelli, L. A., Victoria, R. L., Sternberg, L. S., Ribeiro, A., & Moreira, M. Z. (1996). Using stable isotopes to determine sources of evaporated water to the atmosphere in the Amazon basin. *Journal of Hydrology*, 183, 191-204.
- Morales-Casique, E., Guinzberg-Belmont, J., & Ortega-Guerrero, A. (2016). Regional groundwater flow and geochemical evolution in the Amacuzac River Basin, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 24, 1873-1890.
- Merlivat, L., & Jouzel, J. (1979), Global climate interpretation of the deuterium-oxygen 18 relationship for precipitation. *Journal de Geophysical Research*, 84(C8), 5029-5033.
- Nolan, J., & Weber, K. A. (2015). Natural uranium contamination in major U.S. aquifers linked to nitrate. *Environmental Science and Technology Letters*, 2(8), 215-220.

- Ortega, L. V., Garcia, S. A., & Pelayo, B. R. (2003). Aspectos geohidrológicos de los acuíferos del estado de Morelos. En: Oswald-Spring, U. *El recurso agua en el Alto Balsas* (pp. 93-107). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias.
- Otte, I., Detsch, F., Gütlein, A., Scholl, M., Kiese, R., Appelhans, T., & Nauss, T. (2017). Seasonality of stable isotope composition of atmospheric water input at the southern slopes of Mt. Kilimanjaro, Tanzania. *Hydrological Processes*, 31(22), 3932-3947. DOI: 10.1002/hyp.11311
- Pacheco, J., & Cabrera, A. (1997). Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 5, 47-53.
- Pacheco, J., Marín, L., Cabrera, A., Steinich, B., & Escolero, O. (2001). Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply Wells, Yucatán México. *Environmental Geology*, 40(6), 708-715.
- Paradis, C. J., Jagadamma, S., Watson, D. B., McKay, L. D., Hazen, T. C., Park, M., & Istok, J. D. (2016). In situ mobility of uranium in the presence of nitrate following sulfate-reducing conditions. *Journal of Contaminant Hydrology*, 187, 55-64.
- Pastén-Zapata, E., Ledesma-Ruiz, R., Harter, T., Ramírez, A. I., & Mahlknecht, J. (2014). Assessment of sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area by using a multi-tracer approach. *Science of the Total Environment*, 470-471, 855-864. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.043

- Panno, S. V., Hackley, K. C., Hwang, H. H., Greenberg, S., Krapac, I. G., Landsberger, S., & O'Kelly, D. J. (2002). *Source identification of sodium and chloride contamination in natural waters*. The 12th Annual Conference of the Illinois Groundwater Consortium, USA.
- Peng, H., Mayer, B., Harris, S., & Roy, K. R. (2007). The influence of below-cloud secondary effects on the stable isotope composition of hydrogen and oxygen in precipitation at Calgary, Alberta, Canada. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(4), 698-704.
- POZCI, Programa de Ordenación de Zona Conurbada Intermunicipal. (2009). *Programa de Ordenación de Zona Conurbada Intermunicipal en su modalidad de Centro de Población. Cuernavaca, Emiliano Zapata, Jiutepec, Temixco y Xochitepec*. Cuernavaca, México: Programa de Ordenación de Zona Conurbada Intermunicipal.
- Raisz, E. (1964). *Landforms of Mexico. Mapa con texto, escala 1:3 000 000* (2nd ed.). Cambridge, USA: Office of Naval Research.
- Ren, C., Zhang, Q., Wang, H., & Wang, Y. (2021). Identification of sources and transformations of nitrate in the intense human activity region of North China using a multi-isotope and Bayesian model. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, 8642. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph18168642>
- Ritter, W. F., & Chirnside, A. E. (1984). Impact of land use on groundwater quality in Southern Delaware. *Ground Water*, 22(1), 38-47.

Sagarpa, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2003). *Evaluación de la alianza para el Campo 2002. Informe de evaluación estatal*. México, DF, México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.

Secretaría de Desarrollo Sustentable de Morelos. (2009). *Programa de Ordenación de Zona Conurbada Intermunicipal en su Modalidad de Centro de Población de Cuernavaca, Emiliano Zapata, Jiutepec, Temixco y Xochitepec*. Cuernavaca, México: Secretaría de Desarrollo Sustentable de Morelos.

SSA, Secretaría de Salubridad y Asistencia. (1994). *NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México, DF, México: Secretaría de Salubridad y Asistencia.

Singh, G., Sengor, S., Bhalla, A., Kumar, S. S., Stewart, B., Spycher, N., Ginn, T. M., Peyton, B. M., & Sani, R. K. (2014). Reoxidation of biogenic reduced uranium: A challenge toward bioremediation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(4), 391-415.

Suarez-Barragán, M. D., & Ureno-Luna, J. (1988). *Calidad físico-química y bacteriológica del agua subterránea del Valle de Cuernavaca, Morelos* (tesis de licenciatura). Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Scholl, M. A., Gingerich, S. B., & Tribble, G. W. (2002). The influence of microclimates and fog on stable isotope signatures used in the interpretation of regional hydrology: East Maui, Hawaii. *Journal of Hydrology*, 264, 170-184. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00073-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00073-2)
- Stewart, M. K. (1975). Stable isotope fractionation due to evaporation and isotope exchange of falling water drops: Application to atmospheric processes and evaporation of lakes. *Journal of Geophysical Research*, 80, 1133-1146.
- Torres-Martínez, J. A., Abraham, M., Jürgen, M., Daesslé, L. W., Cervantes-Avilés, P. A., & Ledesma-Ruiz, R. (2021). Estimation of nitrate pollution sources and transformations in groundwater of an intensive livestock-agricultural area (Comarca Lagunera), combining major ions, stable isotopes and MixSIAR model. *Environmental Pollution*, 269. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115445>
- Victoria, R., Martinelli, L., Mortatti, J., & Richey, J. (1991). Mechanisms of water recycling in the Amazon Basin: Isotopic insights. *Ambio: A Journal of Environment and Society*, 20(8), 384-387.
- Viers, J. H., Liptzin, D., Rosenstock, T. S., Jensen, V. B., & Hollander, A. D. (2012). *Nitrogen sources and loading to groundwater*. Sacramento, USA: California State Water Resources Control Board.
- WHO, World Health Organization. (2007). *Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

- WHO, World Health Organization. (2008). *Guidelines for drinking-water quality* (3rd ed.). Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Zhao, Z. (2015). *A global assessment of nitrate contamination in groundwater (Internship report)*. Delft, The Netherlands: International Groundwater Resources Assessment Centre.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-06

Artículos

Desarrollo y aplicación del modelamiento de calidad del agua con GESCAL-AQUATOOL en el río Lurín-Lima-Perú
Development and application of water quality modeling with GESCAL-AQUATOOL in the Lurín river-Lima-Peru

Eleoven Arias-Aguila¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7824-1037>

Rosemary Vela-Cardich², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7632-8729>

Lia Ramos-Fernandez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3946-7188>

¹Facultad de Ciencias, Departamento Académico de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, 20140128@lamolina.edu.pe

²Facultad de Ciencias, Departamento Académico de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, rvela@lamolina.edu.pe

³Facultad de Ingeniería Agrícola, Departamento Académico de Recursos Hídricos, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, liarf@lamolina.edu.pe



Autor para correspondencia: Eleoven Arias-Aguila,
20140128@lamolina.edu.pe

Resumen

La cuenca baja del río Lurín es una de las últimas grandes extensiones de áreas verdes en Lima, capital de Perú, sin embargo es afectada por diversas actividades antrópicas. Ante esta situación, y con el objetivo de mejorar el manejo de los recursos hídricos, se implementó un modelo de calidad del agua con el módulo GESCAL del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL. La construcción de la red hidrográfica del río se hizo a partir de los datos recogidos en salidas de reconocimiento, mientras que para modelar la calidad del agua del tramo bajo del río se desarrolló un programa de monitoreo que tuvo como principales parámetros al oxígeno disuelto, DBO_5 y *Escherichia coli*. Con la información obtenida se determinaron primero los coeficientes de degradación de materia orgánica, desoxigenación y reaeración de las secciones del río, y finalmente se parametrizó el modelo. La calibración del modelo en oxígeno disuelto obtuvo un rendimiento de "bueno" a "muy bueno", con valores de 0.77, 0.23 y 0.8058 para E, RSR y r^2 , respectivamente; para el caso de la DBO_5 , se obtuvieron valores de 0.99, 0.01 y 0.9995 para E, RSR y r^2 , respectivamente; y para la *Escherichia coli*, valores de 0.99, 0.01 y 0.9993 para E, RSR y r^2 , respectivamente. Finalmente, se simularon cuatro escenarios, a partir de los cuales se determinó que para alcanzar los objetivos ambientales es necesario mejorar los procesos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Manchay y San Bartolo; clausurar el canal de regadío proveniente de la capilla de la zona,

e implementar una PTAR en el distrito de Pachacámac. El estudio demuestra la utilidad del sistema AQUATOOL/GESCAL en la toma de decisiones informadas para la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca.

Palabras clave: AQUATOOL, GESCAL, sistema de soporte a la decisión, modelamiento, simulación, calidad del agua.

Abstract

The lower basin of the Lurin River is one of the last large extensions of green areas in Lima, the capital of Peru, however, it is affected by different anthropic activities. Due to this situation, and with the objective of improving management of water resources, a water quality model was implemented with the GESCAL module of the AQUATOOL decision support system. The construction of hydrographic network of the river was made from data collected in field trips, while it was developed a monitoring program for modeling water quality of the river's lower section. The main parameters evaluated were dissolved oxygen, BOD5 and *Escherichia coli*. The collected information helped to determine coefficients of organic matter degradation, deoxygenation and re-aeration of the river sections, and finally, helped to parameterize the model. The calibration of model for dissolved oxygen showed a performance from "good" to "very good" with values of 0.77, 0.23 and 0.8058 for E, RSR and r^2 , respectively; in the case of BOD5, values of 0.99, 0.01 and 0.9995 were obtained for E, RSR and r^2 , respectively; and for *Escherichia coli*, values of 0.99, 0.01 and 0.9993 for E, RSR and r^2 , were obtained respectively. Finally, four scenarios were simulated, from which it was determined that in order to

achieve the environmental objectives it is necessary to improve the processes of Manchay and San Bartolo wastewater treatment plants (WWTPs), close the irrigation channel from the chapel of the area and implement a WWTP in the district of Pachacamac. The study demonstrates the usefulness of the AQUATOOL/GESCAL system in making informed decisions for the management of water resources at the basin level.

Keywords: AQUATOOL, GESCAL, Decision Support System, modeling, simulation, water quality.

Recibido: 28/07/2021

Aceptado: 14/11/2022

Publicado Online: 12/12/2022

Introducción

La disponibilidad del agua dulce se encuentra en una situación crítica en muchas regiones del planeta debido principalmente a factores como el aumento de la demanda de este recurso, producto del incremento poblacional, industrial y agrario; la contaminación de los recursos hídricos superficiales, y la deforestación de bosques (Agudelo, 2005; Dengshuai *et al.*, 2020). El deterioro de la calidad del agua impide su uso en distintas actividades humanas, lo que agudiza su escasez (Ma *et al.*, 2020; Van Vliet *et al.*, 2021), a la vez que impacta negativamente en los ecosistemas acuáticos (Bolinches, Paredes-Arquiola, Garrido, & De-Stefano, 2020).

En Perú, la calidad de los recursos hídricos es afectada por el vertimiento de aguas residuales sin tratar; manejo inapropiado de agroquímicos y residuos sólidos domésticos; presencia de pasivos ambientales mineros e hidrocarburíferos; minería informal e ilegal; actividades de deforestación; al igual que por factores ambientales y características naturales (ANA, 2016). El Lurín, principal río de la cuenca del mismo nombre, es un ejemplo de lo descrito antes. La subcuenca baja está sujeta a elevadas presiones tanto por la extracción de los recursos hídricos, un inadecuado manejo de las aguas residuales urbanas y drenajes agrícolas, así como por una ineficiente gestión de los residuos sólidos municipales (ANA, 2019; ANA, 2020; Momblanch, Paredes-Arquiola, Munné, & Manzano, 2015b; Vélez-Azañero, Lizárraga-Travaglini, Alvarado, & La-Rosa, 2016). Además, el régimen temporal e irregular con largos periodos de estiaje intensifica la degradación de la calidad de los recursos hídricos (ANA, 2019). La cuenca del río Lurín está ubicada entre las provincias de Lima y Huarochirí, posee la última gran extensión de áreas verdes de la ciudad de Lima, capital del Perú, la cual cumple un rol fundamental en el suministro de alimentos de la población urbana. En términos de provisión de agua potable, Lurín tiene menor importancia que las cuencas colindantes del Rímac y del Chillón, sin embargo presenta una función crucial en la recarga del acuífero, que es aprovechado mediante pozos para el consumo humano (FFLA, 2015).

La problemática de contaminación en la cuenca de río Lurín hasta ahora se ha enfocado a partir de la identificación de las fuentes contaminantes de los recursos hídricos y el monitoreo de la calidad del agua (ANA, 2019); sin embargo, este último proceso proporciona

información limitada porque se realiza con poca frecuencia y en un área de extensión reducida, especialmente en el caso de las aguas superficiales (ANA, 2020). Otra medida de control de la contaminación del agua que se aplica es el tratamiento parcial de las aguas residuales urbanas, existiendo proyectos nuevos y de ampliación de la capacidad de tratamiento (ANA, 2019). Asimismo, la modelización a escala de cuenca es señalada como una estrategia significativa para mejorar la gestión de la calidad de los recursos hídricos en la cuenca del río Lurín (Momb Blanch *et al.*, 2015a).

Los modelos computacionales permiten simular los procesos de autodepuración de los ríos y evaluar los impactos provocados por las fuentes de contaminación (Nakamura, Salla, De-Jesus, & Da-Silva, 2019). Además, estas herramientas permiten emular y cuantificar los resultados de la aplicación de diversas políticas y escenarios de gestión (Bolinches, De-Stefano, & Paredes-Arquiola, 2020b; Bolinches, De-Stefano, & Paredes-Arquiola, 2020c). El modelo GESCAL forma parte de los módulos del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL. GESCAL es una herramienta para simular la calidad del agua a partir de la modelación del comportamiento de recursos hídricos y los efectos de diferentes estructuras como embalses y plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otros (Paredes-Arquiola, Andreu, & Solera, 2010b). Principalmente, permite predecir la evolución de una fuente de contaminación puntual (Bolinches, De-Stefano, & Paredes-Arquiola, 2020a), siendo una herramienta fundamental para evaluar el impacto de vertimientos en las masas de agua. Este modelo de calidad de agua ha sido reconocido por sus aplicaciones en lagos, como el lago Albufera en Valencia, España,

donde se simuló la evolución de la calidad de sus aguas y se plantearon estrategias de remediación luego de evaluar datos de 50 años de eutrofización (Martín, Hernández-Crespo, Andrés-Doménech, & Benedito-Durá, 2020). También se ha aplicado al estudio de ríos, tales como el Júcar (Paredes-Arquiola, Andreu, Martín, & Solera, 2010a), Manzanares (Paredes-Arquiola *et al.*, 2010b), Turia (Paredes-Arquiola *et al.*, 2016), Guadiana (Palop-Donat, Paredes-Arquiola, Solera, & Andreu, 2020) y Tagus (Bolinches *et al.*, 2020a), donde se demostró la importancia de esta herramienta de modelado en la planificación de los recursos hídricos de sus respectivas cuencas y su utilidad en la toma de decisiones informadas. En el ámbito de América Latina, sin embargo, se reportan muy pocas investigaciones respecto a la aplicación del sistema AQUATOOL/SIMGES. De hecho, Sánchez-Céspedes, Rodríguez-Miranda y Ramos-Sandoval (2020), como producto del análisis que realizaron sobre el desarrollo de los sistemas de soporte a la decisión, incluidos AQUATOOL y sus diferentes módulos, concluyen que principalmente estos sistemas se han implementado en EUA y en los países europeos. En Brasil se ha aplicado en el estudio de los ríos Araguari (Salla *et al.*, 2014a) y Uberaba (Salla, Ferreira, Pereira, Marcio, & Schmidt, 2014b); mientras que en Perú, hasta el momento no existen publicaciones que muestren resultados concluyentes relacionados con el uso de AQUATOOL/GESCAL en la cuenca del río Lurín ni en ninguna otra cuenca del país.

En el presente estudio se propone desarrollar y aplicar el módulo GESCAL para el modelado de la calidad del agua del río Lurín, que genere información detallada del estado actual de los recursos hídricos de la cuenca y permita plantear alternativas de gestión, como optimizar el

desempeño de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) existentes o implementar nuevas infraestructuras, entre ellas embalses y PTAR adicionales, para finalmente evaluar la calidad del agua frente a los diferentes escenarios propuestos y determinar las principales alternativas que conduzcan a su mejora.

Materiales y métodos

El río Lurín está ubicado al sur de la ciudad de Lima y abarca los distritos de Pachacámac, Cieneguilla y Lurín. A lo largo de la cuenca existen zonas arqueológicas, áreas agrícolas, sistemas de siembra y cosecha de agua. Del total de la población que habita en la cuenca, el 98 % ocupa la parte baja, siendo la producción agrícola y ganadera la principal fuente de ingreso para sus habitantes (FFLA, 2015). Asimismo, sobre el tramo bajo del río se ejercen grandes presiones, producto de la extracción de recursos hídricos, del vertimiento de aguas residuales urbanas y por la formación de botaderos, todo esto origina una progresiva escasez de agua y pérdida de su calidad (Momblanch *et al.*, 2015a). Por ello, la zona de estudio se delimitó a la subcuenca baja del río Lurín. El inicio del recorrido se determinó geográficamente desde el puente paradero mototaxi, cuyas coordenadas son 309197.4 E y 8665616.1 N hasta su desembocadura en el océano Pacífico, abarcando los distritos de Cieneguilla, Pachacámac y Lurín (Figura 1). En dicha área se estableció el programa de monitoreo de la calidad del agua, definido temporalmente desde julio de 2018 hasta agosto de 2019 con 13 puntos de monitoreo, distribuidos ocho en el río,

cuatro en los efluentes de las PTAR y uno en el aporte de un canal de regadío, los cuales se georreferenciaron y se muestran en la Tabla 1.

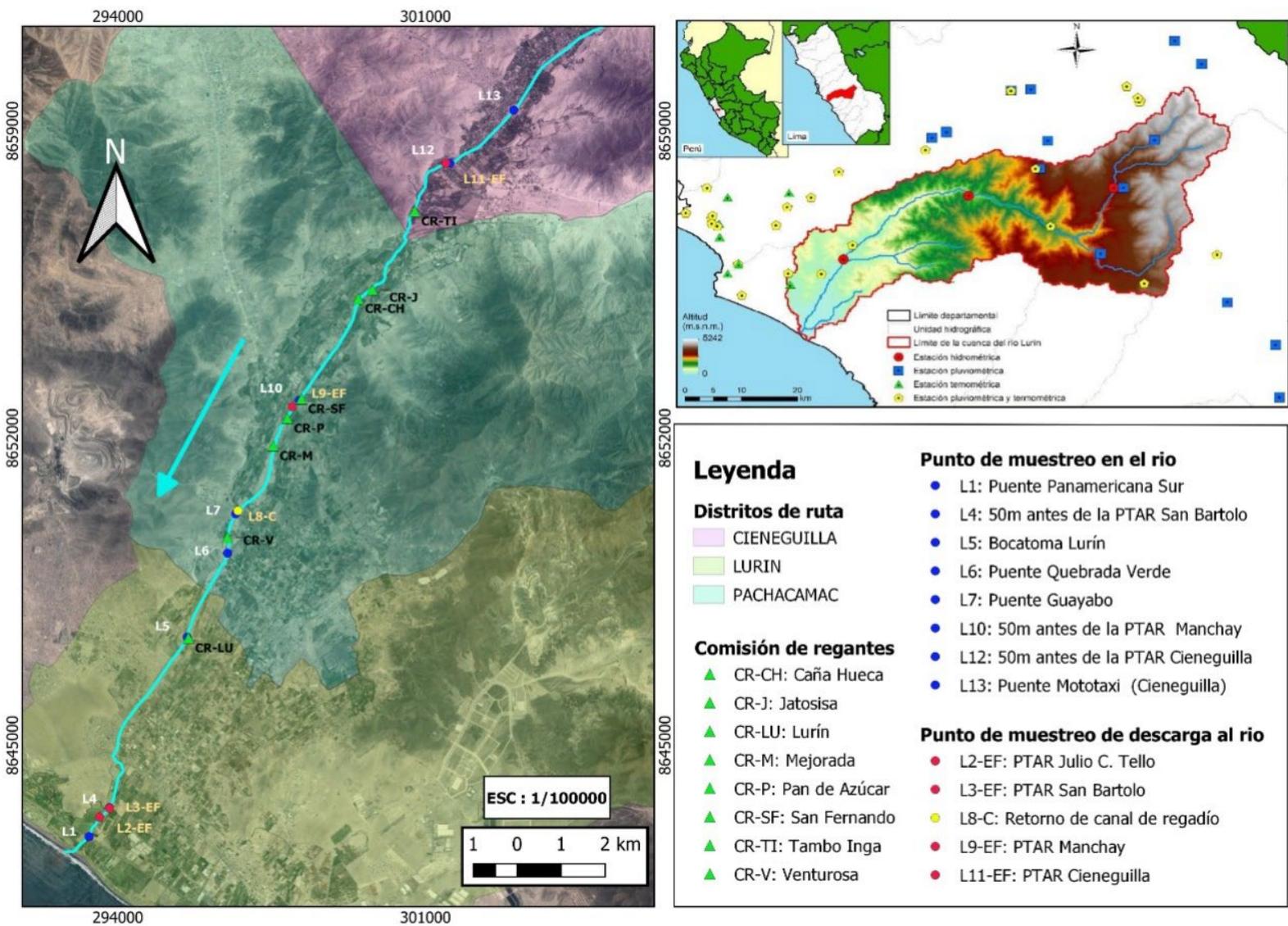


Figura 1. Ubicación de las estaciones de monitoreo de la calidad del agua en la parte baja del río Lurín.

Tabla 1. Ubicación de los puntos de monitoreo.

Estación	Este	Norte	Altitud (msnm)	Descripción
L13	302998	8659488	262	Puente mototaxi en Cieneguilla
L12	301554	8658257	237	Río antes de salida de PTAR Cieneguilla
L11-EF	301460	8658260	233	Salida PTAR Cieneguilla
L10	298106	8652873	124	Río 50 m antes de salida de PTAR Manchay
L9-EF	297968	8652715	123	Válvula 3 de PTAR Manchay
L8-C	296722	8650368	91	Canal de regadío proveniente de la capilla
L7	296682	8650270	90	Puente Guayabo
L6	296521	8649476	74	Puente Quebrada Verde
L5	295576	8647464	48	Bocatoma Lurín
L4	293809	8643592	10	Río 50 m antes de PTAR San Bartolo
L3-EF	293806	8643587	9	PTAR San Bartolo
L2-EF	293585	8643360	7	Salida PTAR-Julio C. Tello
L1	293337	8642920	2	Puente Panamericana Sur

El enfoque metodológico se realizó considerando seis pasos: 1) trabajo de campo; 2) construcción de la red hidráulica en el módulo SIMGES; 3) evaluación de la calidad del agua; 4) modelado del modelo de calidad de agua en el módulo GESCAL; 5) calibración del modelo, y 6) simulación de escenarios (Figura 2).

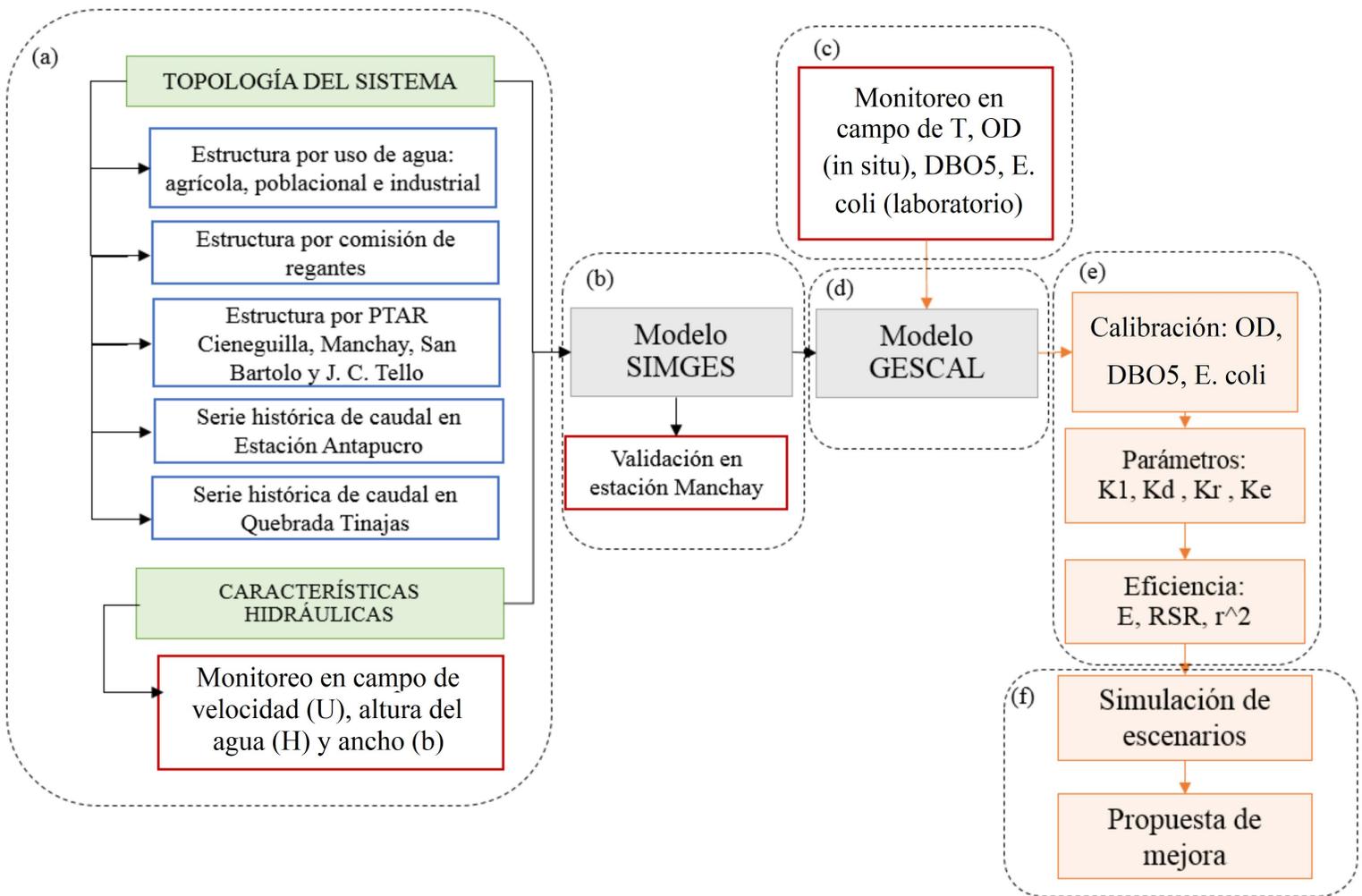


Figura 2. Esquema de la metodología.

Durante el trabajo en campo se recopilieron los datos hidráulicos del río. Con esta información se formuló la red hidrográfica en el módulo SIMGES, perteneciente al entorno de desarrollo del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL+. Esto, debido a la facilidad con la que el sistema permite manejar e ingresar información, como el suministro, déficit,

reservas, retornos, caudales y otras variables relacionadas con la gestión del agua de una cuenca hidrográfica (Palop *et al.*, 2020). En este módulo se ingresó la información de la topología del sistema a través de una red que tiene elementos de entrada (aportación de la subcuenca Antapucro y quebrada Tinajas; y descarga de 4 PTAR); elementos de salida, como los canales de regadío para las tierras agrícolas de las comunidades campesinas (13); y demandas poblacionales, puntos de unión, acuíferos, elementos de recarga artificial e instalaciones de bombeo (Figura 3). Se consideraron como los principales aportantes al río Lurín los caudales de las quebradas de Antapucro y Tinajas, los cuales se obtuvieron usando el modelo hidrológico EVALHID, previamente calibrado y validado a escala mensual de 1969 a 2019 (Olortegui, 2020).

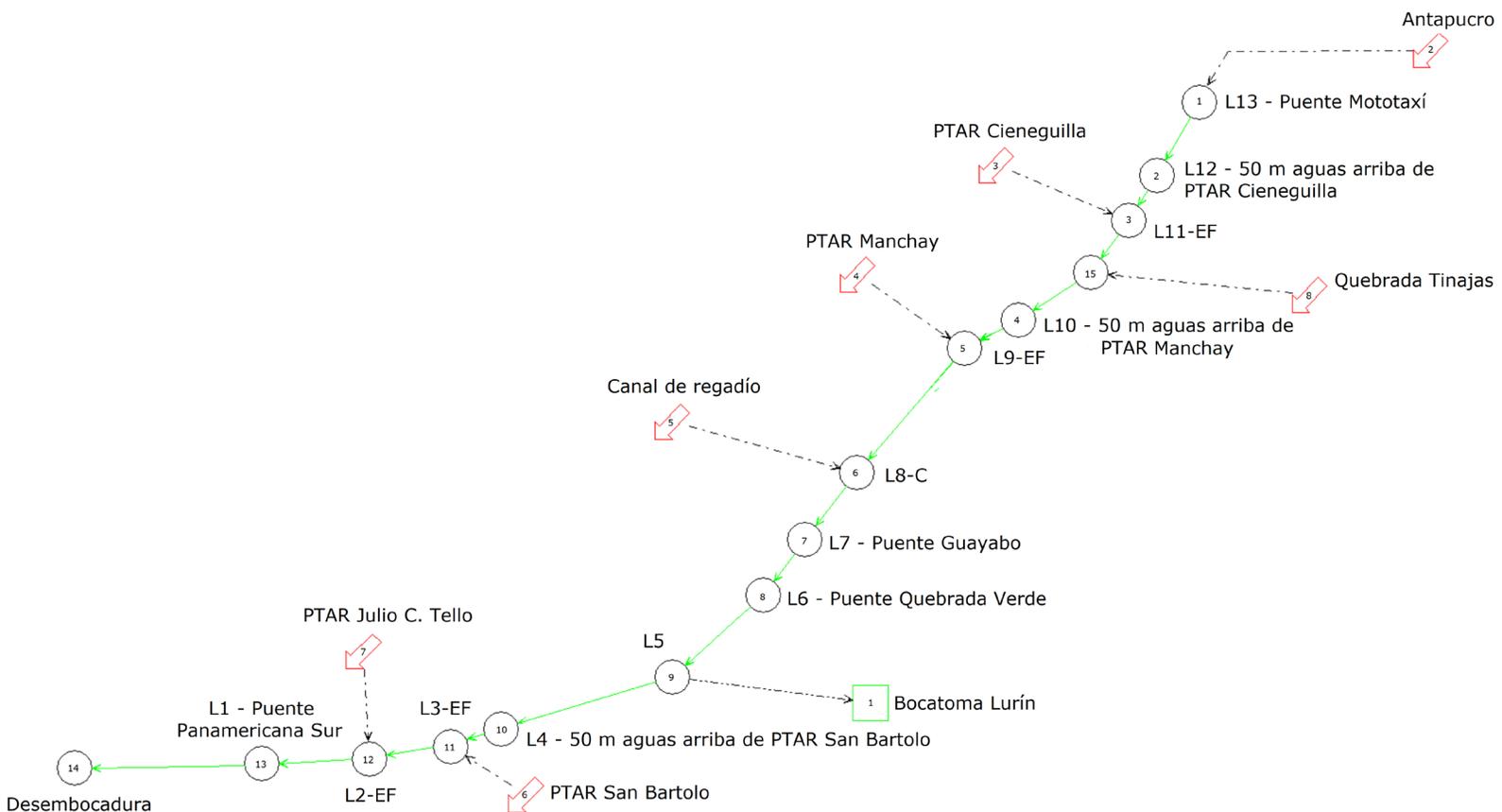


Figura 3. Esquema simplificado de la red hidrográfica del río Lurín desarrollado en el módulo SIMGES.

Para determinar la calidad del tramo bajo del río Lurín se realizaron 12 monitoreos. Los parámetros analizados fueron oxígeno disuelto (OD), según lo indicado en SMEWW parte 4500-O-G; demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), según lo señalado en SMEWW parte 5210-D y *Escherichia coli* (EC), a través del uso de placas Petrifilm con el método NMKL 147.1993, validado por Minnesota Mining and Manufacturing Company (2003) (3M). Los resultados de la medición de estos parámetros fueron las entradas para iniciar el modelado de la calidad de agua dentro

del módulo GESCAL. Para modelar el OD y la DBO se utilizó la metodología de la pendiente de Thomas (Raffo & Ruiz, 2014), de donde se halló la constante de degradación de materia orgánica en el laboratorio a 20 °C (k_1). Por otra parte, la constante de reaireación (k_2) se obtuvo con las ecuaciones recopiladas por Holguín (2003). Ambas constantes se adaptaron a las condiciones hidráulicas y de temperatura del río, donde k_1 pasó a ser la constante de desoxigenación en el río (k_d) y k_2 se convirtió en la constante de reaireación atmosférica (k_r). Para el modelamiento de la EC, la calibración de la constante cinética de degradación de primer orden (k_e) se realizó mediante la metodología de prueba y error hasta que se obtuviera una adecuada calibración del modelo (Salla *et al.*, 2014b).

A fin de demostrar que los valores simulados son lo suficientemente consistentes como para representar la realidad, se utilizaron herramientas estadísticas como el índice de eficiencia Nash-Sutcliffe (E), el ratio entre la raíz del error cuadrático medio y la desviación estándar de las observaciones (RSR), y el coeficiente de determinación (r^2). Para los índices de E y r^2 , los valores superiores a 60 indicaron un ajuste satisfactorio del modelo, mientras que para el RSR los valores inferiores a 60 fueron los que señalaron el ajuste satisfactorio.

Finalmente, con el modelo calibrado y gracias a la facilidad del módulo GESCAL para modificar la composición y características de los vertimientos a lo largo de la zona en evaluación, se simularon cuatro escenarios, donde se consideró como escenario 1 el correcto funcionamiento de las PTAR Manchay y San Bartolo, es decir, mejorar la eficiencia en sus procesos con la consiguiente disminución de la

concentración de contaminantes en sus efluentes; para la PTAR Manchay, la concentración de EC se limitó a un valor máximo de 3 000 UFC (100 ml)⁻¹, mientras que en la PTAR San Bartolo se consideraron reducciones en la concentración de DBO₅ desde 16 hasta 97 %; del mismo modo, el valor de la EC se disminuyó entre 12.9 y 99.5 % (de 0.06 a 2.34 unidades logarítmicas). El escenario 2 simula el cierre del canal de regadío proveniente de la capilla de la zona debido a que durante la caracterización de la calidad del agua se determinó que el aporte de la estación L8-C producía cambios significativos en las concentraciones de los parámetros analizados; en este escenario se pretende disminuir la contaminación de los puntos de monitoreo ubicados aguas abajo. En el escenario 3 se considera, además de las medidas aplicadas en los escenarios anteriores, que los efluentes crudos de la población del distrito de Pachacámac son tratados en una PTAR. Por último, en el escenario 4 se evalúa el efecto de construir los embalses Chanape y Huilcapampa ubicados en la parte alta de la cuenca, los cuales son parte de un proyecto presentado por la Mancomunidad Municipal de la cuenca del río Lurín (Sánchez, s.f., diapositiva 13).

Resultados y discusiones

En la Figura 4 se presentan los resultados de los parámetros medidos en los vertidos a lo largo del río. Se observa que la mayoría de los efluentes cumple con los límites máximos permisibles establecidos en la normativa peruana para la DBO₅ ($DBO_5 < 100 \text{ mg.l}^{-1}$), sin embargo, se debe remarcar que los límites para autorización de vertimiento no

necesariamente garantizan el buen estado del cuerpo receptor, en especial en las cuencas en donde la principal fuente de contaminación son las aguas residuales urbanas (Bolinches *et al.*, 2020a; Salla *et al.*, 2014b; Paredes-Arquiola *et al.*, 2010a). El caso de vertimiento contaminante más representativo en el río Lurín son los efluentes de la PTAR San Bartolo (L3-EF), donde se presentan los valores más críticos entre las cuatro PTAR monitoreadas durante el periodo de estudio, con valores para el OD menores a 4 mg.l^{-1} ; altas concentraciones para la DBO_5 ($> 100 \text{ mg.l}^{-1}$); y proporciones elevadas para la EC, las cuales van desde $1.6 \times 10^3 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$ hasta $1.5 \times 10^5 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$. Además, si bien los efluentes de la PTAR Manchay no tienen problemas con respecto al OD y a la DBO_5 , sí se observan elevadas concentraciones de EC, con un valor máximo de $5.4 \times 10^4 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$. Por otro lado, de acuerdo con el análisis de las muestras de los vertidos del canal de regadío proveniente de la capilla (L8-C), se infiere que estas aguas residuales son vertidas sin ningún tratamiento, ya que presentan altas concentraciones de DBO_5 y EC, con valores máximos de 386 mg.l^{-1} y $1.3 \times 10^6 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$, respectivamente. El establecimiento de valores estándares que limiten la concentración de los contaminantes en un vertimiento es un importante instrumento para la gestión, sin embargo estos límites se deben definir a partir de su relación con los objetivos ambientales que se deben alcanzar en las aguas receptoras (Bolinches *et al.*, 2020a).

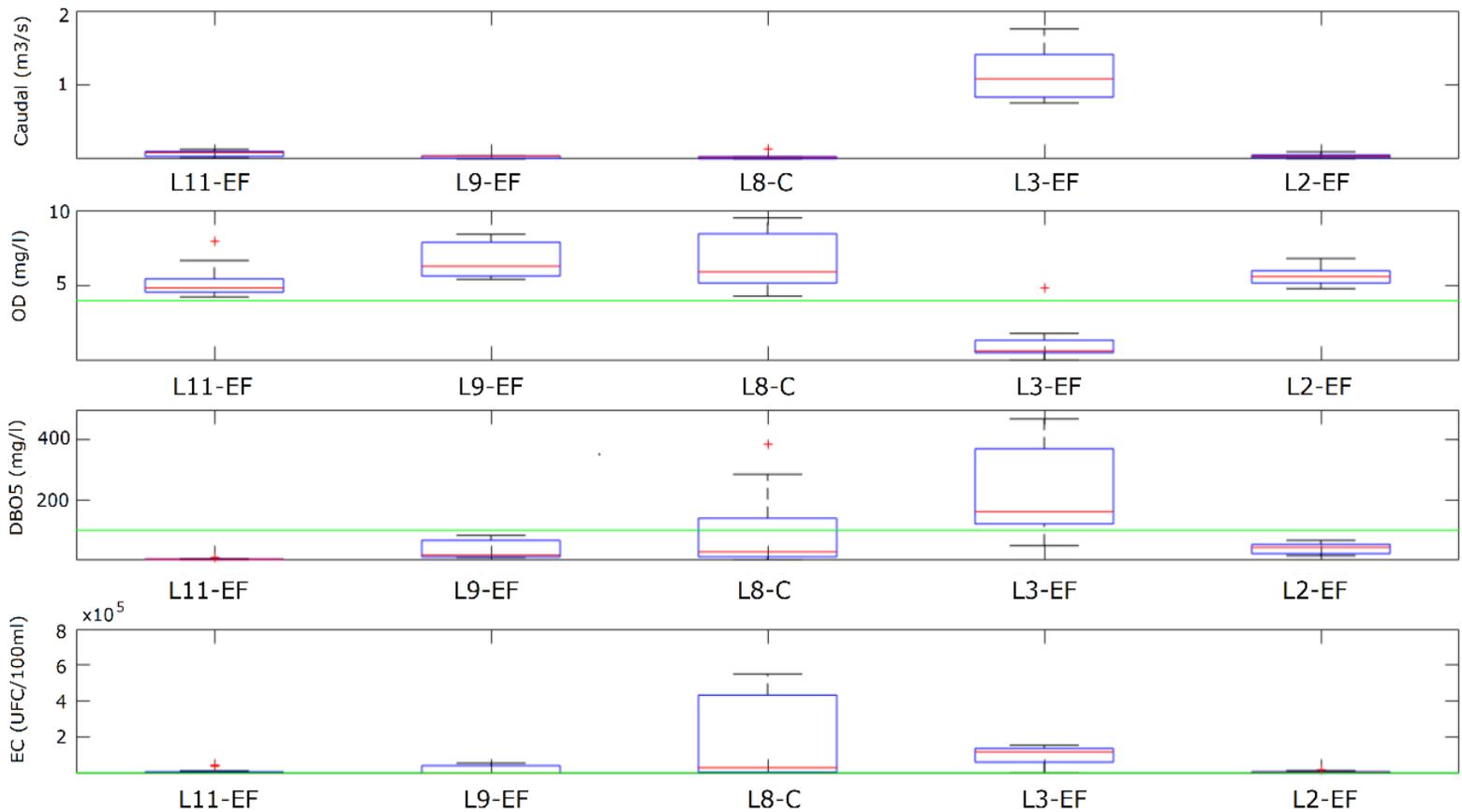


Figura 4. Resultados de los parámetros de calidad de los efluentes de PTAR y un canal de regadío que descarga al río Lurín.

Respecto a los parámetros estudiados, la legislación peruana establece como objetivos de calidad ambiental para el agua (ECA) las siguientes concentraciones: $OD \geq 4 \text{ mg.l}^{-1}$, $DBO_5 \leq 15 \text{ mg.l}^{-1}$ y $EC \leq 1000 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$. En la Figura 5 se representa la variabilidad de los parámetros medidos en las estaciones de monitoreo ubicadas en el río Lurín. Se aprecia que el parámetro OD va disminuyendo gradualmente desde la estación L5 hasta la desembocadura del río, en donde se

presentan valores por debajo de lo deseado. La DBO₅, por su parte, muestra un aumento progresivo desde la estación L7 hasta alcanzar un valor máximo de 635 mg.l⁻¹ en la estación L1, punto donde siempre se superó el valor estándar de calidad. Este resultado está de acuerdo con lo reportado por Momblanch *et al.* (2015a), quienes hallaron concentraciones de DBO₅ igualmente muy altas en esta estación de monitoreo para distintos meses del año, cercanas a 250 y 450 mg.l⁻¹.

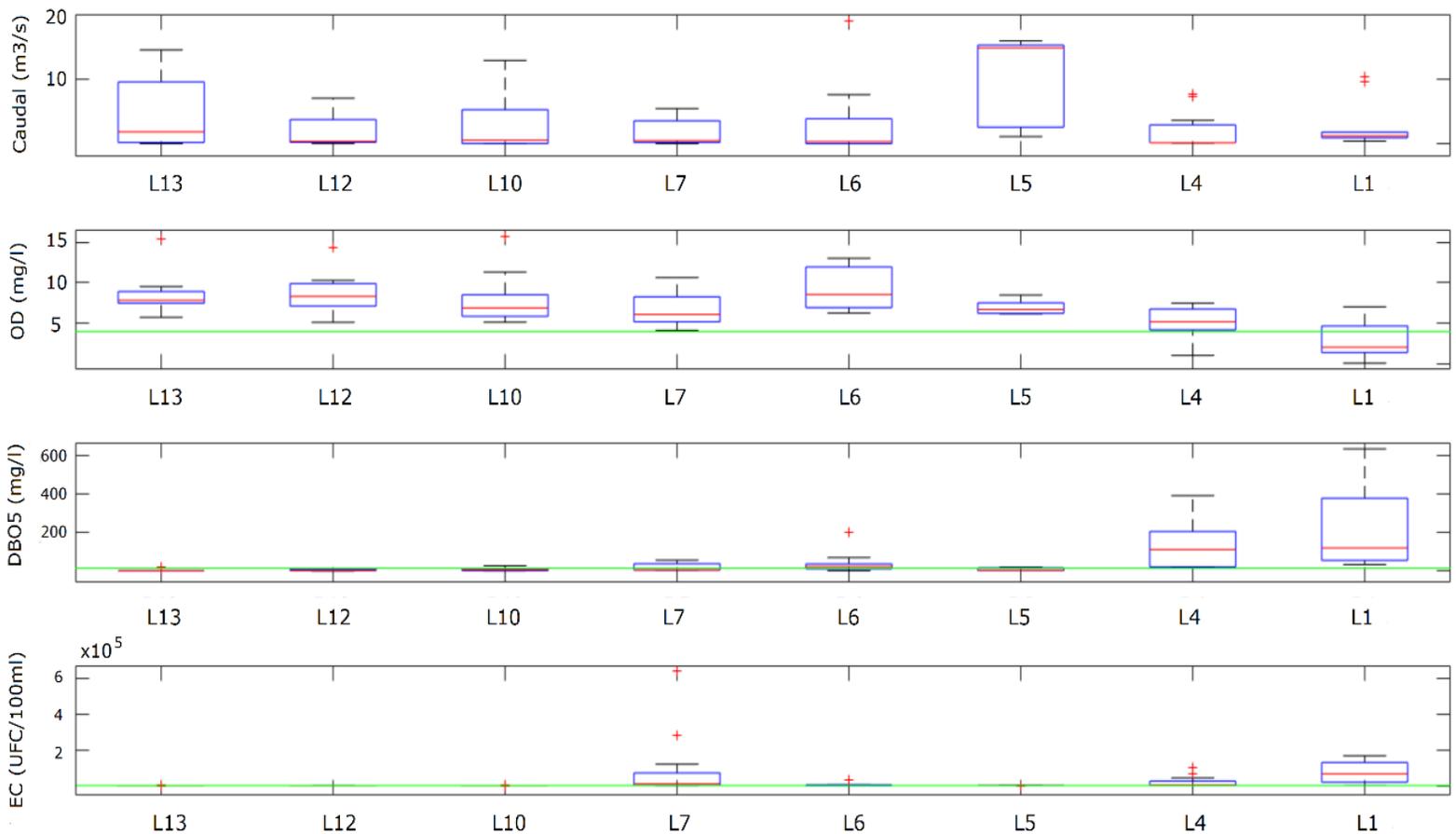


Figura 5. Resultados de los parámetros de calidad en las estaciones de monitoreo ubicadas en el río Lurín.

Para la EC (Figura 5), las concentraciones más elevadas se encuentran en las estaciones L7 y L1, con valores de 6.4×10^5 UFC (100 ml)⁻¹ y 1.7×10^5 UFC (100 ml)⁻¹, respectivamente. Estos valores críticos se presentan sobre todo en el periodo de estiaje, donde la dilución de los contaminantes no es suficiente como para reducir los impactos ambientales; tal situación ha sido identificada en distintos ríos en donde la escasez del agua no permite satisfacer las necesidades humanas y ambientales (Momblanch *et al.*, 2015b); Chang & Wang, 2013; Sušnik, Vamvakeridou-Lyroudia, Savic, & Kapelan, 2012). Otro estudio realizado por Salla *et al.* (2014a) determinó que el río Uberabinha presenta problemas de contaminación especialmente en los periodos de sequía debido a la menor capacidad de autodepuración natural.

En la Figura 6 se presentan las curvas de DBO para los efluentes de las cuatro PTAR ubicadas a lo largo de la subcuenca baja del río Lurín; en todos los casos se observó que en promedio la DBO₅ representaba del 70 al 80 % de la DBO última (DBOu). A partir de estas curvas se calcularon los valores de k1 a 20 °C.

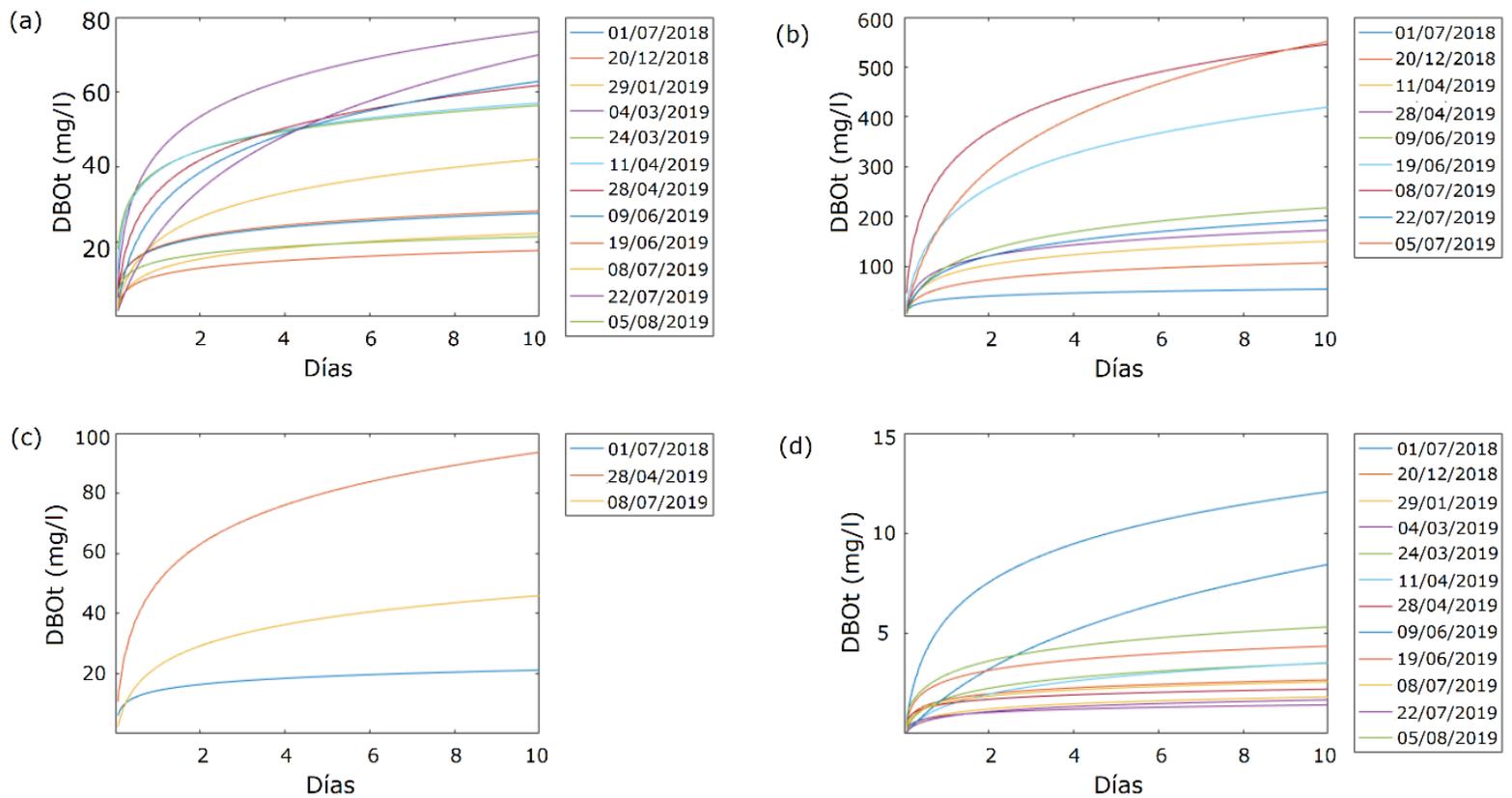


Figura 6. Curva de la DBO de efluentes de cuatro PTAR domésticas que descargan al río Lurín; la PTAR Julio C. Tello está representada en (a), San Bartolo en (b), Manchay en (c) y Cieneguilla en (d). Periodo de análisis: julio de 2018 a agosto de 2019.

En la Figura 7 se observa que los valores promedio de k_1 fueron 0.24, 0.26, 0.26, 0.24, 0.23, 0.22, 0.24 y 0.23 d^{-1} , para las estaciones de monitoreo en el río L1, L4, L5, L6, L7, L10, L12 y L13, en ese mismo orden. Von Sperling (2007) indica que para ríos con aguas limpias, el valor de k_1 oscila entre 0.08 y 0.20 d^{-1} , y para aguas residuales tratadas entre 0.12 y 0.40 d^{-1} ; asimismo, señala que este último rango se observa

en cuerpos de agua que reciben efluentes, como es el caso del río Lurín. Los valores medios de k_1 calculados para las estaciones L2-EF, L3-EF, L9-EF y L11-EF en los efluentes de las PTAR fueron 0.26, 0.22, 0.25 y 0.23 d^{-1} , respectivamente, estando dentro del rango reportado para aguas residuales tratadas (von Sperling, 2007); k_d , la cual representa la constante de descomposición en el río, muestra valores similares a los obtenidos para k_1 en las dos primeras estaciones de monitoreo (L13 y L12); sin embargo, aguas abajo los valores de k_d son superiores a k_1 , esto se atribuye a las características hidráulicas del río, en particular a la poca profundidad de calado en las estaciones L10, L7, L6, L4 y L1. La constante de reaeración atmosférica (k_r) indica la velocidad a la cual se oxigena un cuerpo de agua. Como se observa en la Figura 7, a lo largo del río se presentan valores medios de 15.16, 18.86, 102.99, 30.85, 39.95, 90.01, 28.57, 28.29 y 38.30 d^{-1} para las estaciones de monitoreo, L1, L4, L5, L6, L7, L10, L12 y L13, respectivamente. Estos valores relativamente altos se deben a las características hidráulicas de las secciones del río, a la poca profundidad de calado y a las elevadas velocidades con las que fluye la masa de agua, lo cual favorece un rápido intercambio gaseoso entre la atmósfera y el río.

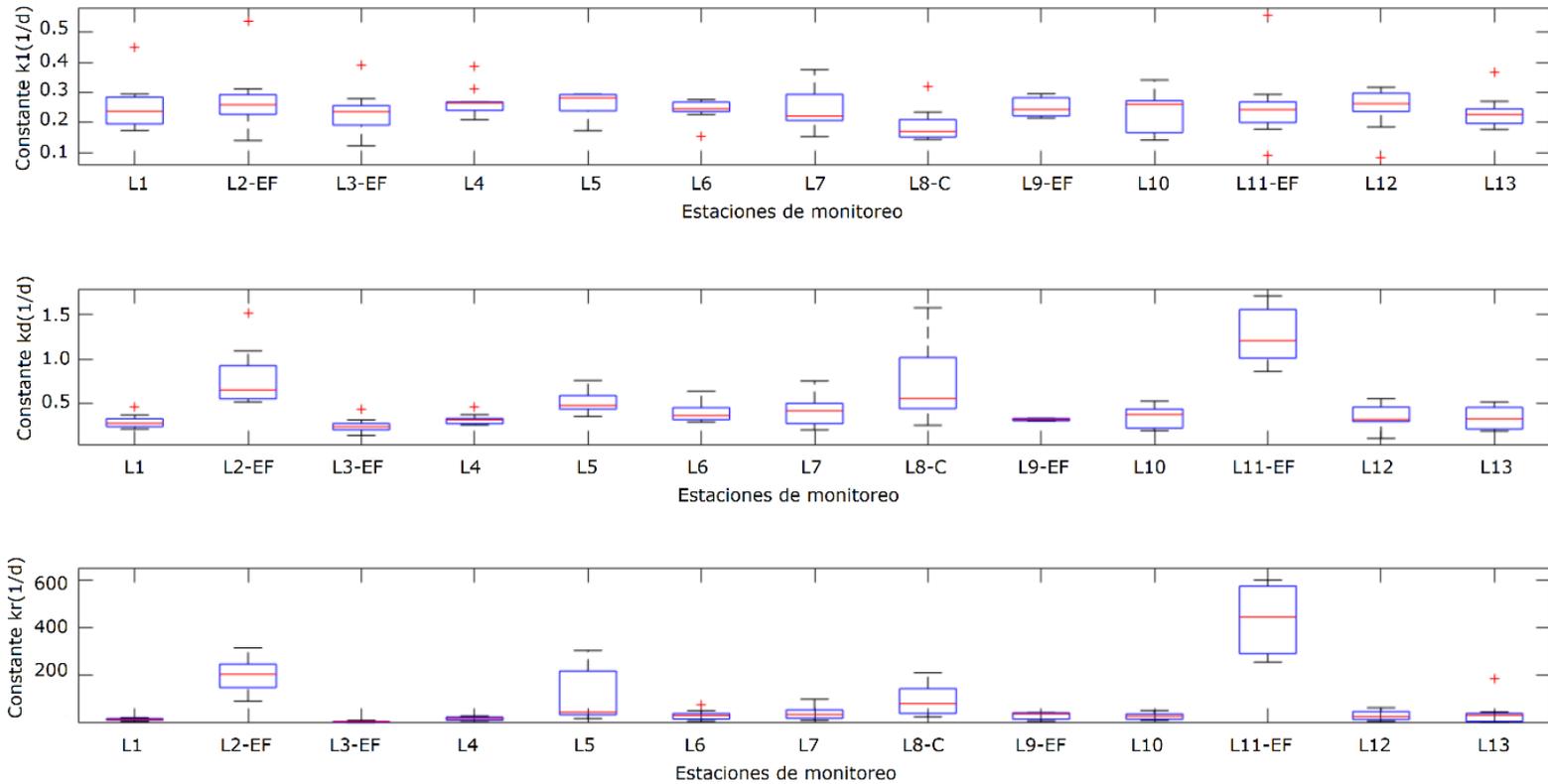


Figura 7. Variación espacial y temporal de los parámetros de degradación de materia orgánica obtenidos en el laboratorio (k_1), desoxigenación atmosférica (k_d) y reoxigenación (k_2) del río Lurín representado en diagrama de cajas (Boxplot).

Debido a que GESCAL únicamente permite ingresar un valor de k_d , k_r y k_e por sección de estudio, se seleccionaron aquellos valores que permitían el mejor ajuste durante la calibración, los cuales se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros de calibración para el OD, DBO₅ y *Escherichia coli* del tramo bajo del río Lurín.

Tramo de río	Constantes de desoxigenación		Constantes de reaireación		Constantes durante la calibración		
	k1 (d ⁻¹)	kd (d ⁻¹)	k2 (d ⁻¹)	kr (d ⁻¹)	kd (d ⁻¹)	kr (d ⁻¹)	ke (d ⁻¹)
L13: Puente mototaxi	0.18	0.19	2.91	3.31	0.18	3.00	0.50
L12: 50 m aguas arriba de la PTAR Cieneguilla	0.08	0.11	8.24	8.54	0.08	13.00	1.00
L10: 50 m aguas arriba de la PTAR Manchay	0.26	0.40	9.70	11.59	0.40	10.00	0.10
L7: Puente Guayabo	0.30	0.74	7.15	8.42	0.74	8.00	1.00
L6: Puente Quebrada Verde	0.25	0.64	8.99	9.12	0.64	8.00	1.80
L4: 50 m aguas arriba de la PTAR San Bartolo	0.39	0.47	26.08	24.81	0.47	25.00	0.50
L1: Puente Panamericana Sur	0.24	0.32	16.55	16.51	0.32	17.00	1.00

En la Figura 8 se presentan los resultados de la calibración del OD, DBO₅ y EC en la estación L13, punto inicial de evaluación de la calidad del agua; se aprecia que existe correspondencia entre los valores simulados y observados. En tanto, la Figura 9 muestra el resultado al final del recorrido (estación L1: Puente Panamericana Sur), donde también existe una buena correlación entre los valores observados y los simulados.

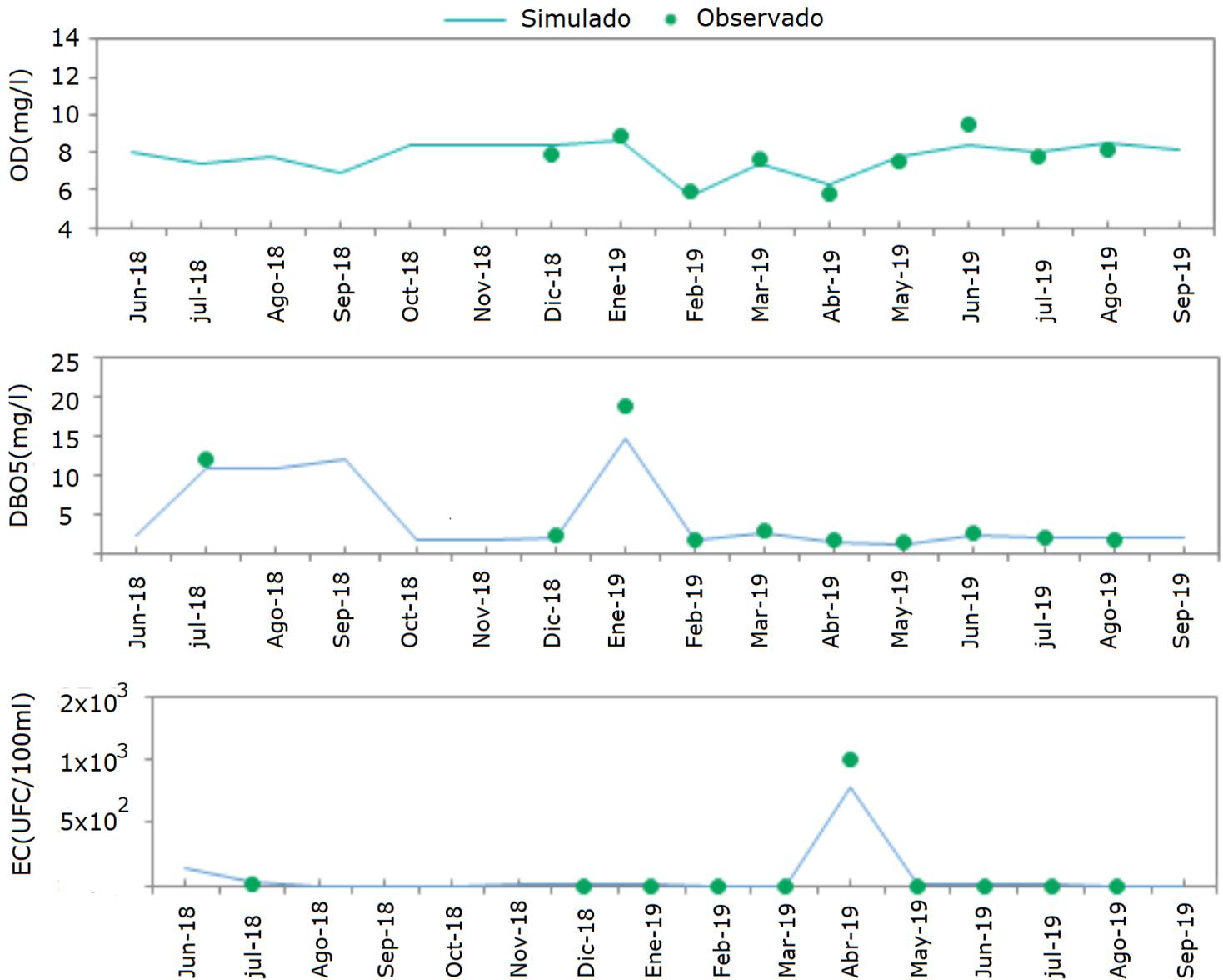


Figura 8. Resultados de la calibración del OD, DBO₅ y EC en la estación L13: puente mototaxi.

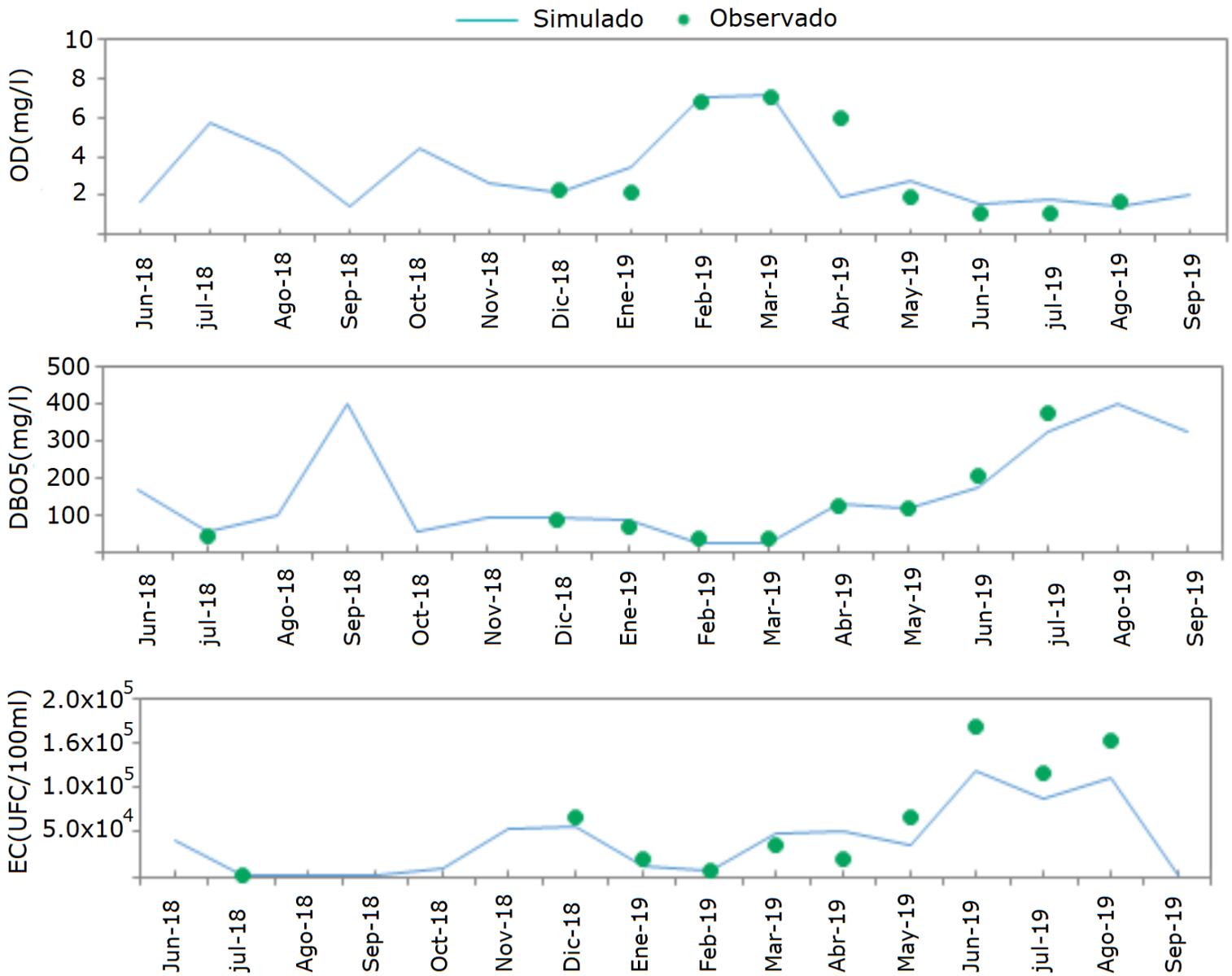


Figura 9. Resultados de la calibración del OD, DBO₅ y EC en la estación L1: Puente Panamericana Sur.

En la Tabla 3 se muestran los índices de rendimiento obtenidos al comparar los valores de OD, DBO₅ y EC observados con los simulados. En

relación con OD, se aprecia que el mejor ajuste se da en la estación L13: puente mototaxi, con valores de 0.81, 0.19 y 0.8116 para el E, RSR y r^2 , en ese orden. Mientras que en la estación L7: Puente Guayabo, se presentan los mejores resultados para la DBO₅ (E = 0.99, RSR = 0.01 y r^2 = 0.9995) y EC (E = 0.99, RSR = 0.01 y r^2 = 0.9993).

Tabla 3. Índices de rendimiento entre los valores observados y simulados para el oxígeno disuelto, DBO₅ y *Escherichia coli*.

Tramo de río	Oxígeno disuelto			DBO ₅			<i>Escherichia coli</i>		
	E	RSR	r^2	E	RSR	r^2	E	RSR	r^2
L13: Pte. mototaxi	0.81	0.19	0.8116	0.94	0.06	0.9937	0.95	0.05	0.9995
L12: 50 m antes PTAR Cieneguilla	0.73	0.27	0.8155	0.74	0.26	0.7569	0.87	0.13	0.8993
L10: 50 m antes PTAR Manchay	0.62	0.38	0.6656	0.81	0.19	0.8906	0.94	0.06	0.9714
L7: Pte. Guayabo	0.77	0.23	0.8058	0.99	0.01	0.9995	0.99	0.01	0.9993
L6: Pte. Quebrada Verde	0.66	0.34	0.9678	0.97	0.03	0.9768	0.98	0.02	0.9875
L4: 50 m antes PTAR San Bartolo	0.71	0.29	0.7255	0.88	0.12	0.8837	0.97	0.03	0.9737
L1: Pte. Panamericana Sur	0.60	0.40	0.6182	0.84	0.16	0.9593	0.79	0.21	0.89

En lugares donde el deterioro de la calidad del agua amenaza la sostenibilidad del ecosistema, las autoridades del agua deben identificar las causas y prescribir acciones correctivas (Bolinches *et al.*, 2020b). Los resultados de los monitoreos de calidad del agua demostraron el deterioro en el tramo estudiado del río, por lo que de acuerdo con los objetivos del trabajo se analizaron diversos escenarios que permitieran identificar las acciones más adecuadas para restaurar la calidad del agua del río Lurín.

En la Figura 10 se observa la evolución espacial de los valores simulados para el OD, DBO₅ y EC ante los distintos escenarios aplicados en la época de estiaje, esto es, en las condiciones más críticas (agosto de 2019). El área sombreada de color gris indica los valores simulados a las condiciones actuales y las líneas de diversos colores representan los resultados de las simulaciones de los escenarios.

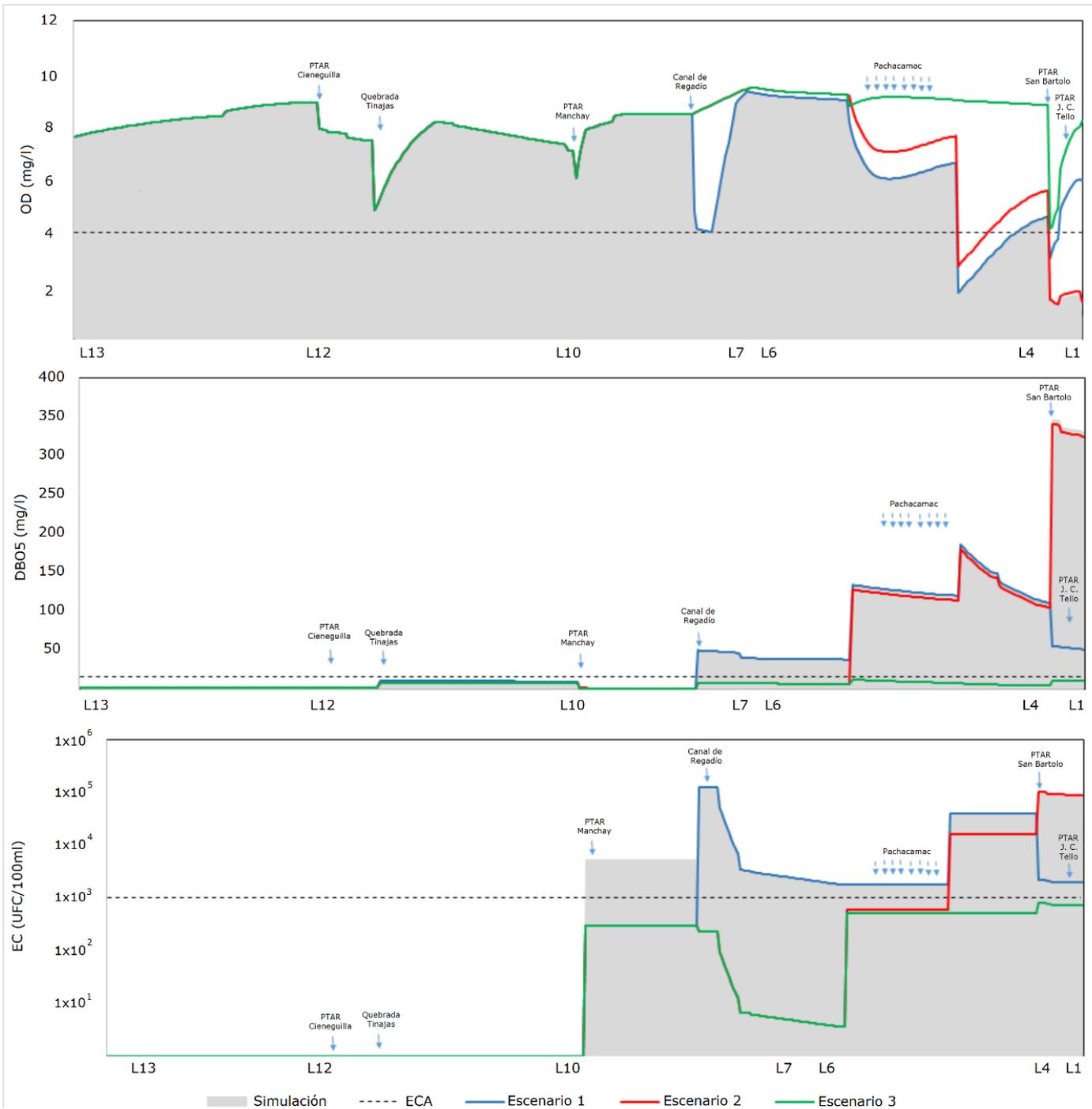


Figura 10. Evolución espacial de los valores simulados para el OD, DBO₅ y EC totales en periodo de estiaje.

Con las medidas implementadas en el escenario 1, los mayores aumentos en la concentración de OD se dan a 50 m antes de los vertimientos de la PTAR San Bartolo (L4) y en el Puente Panamericana Sur (L1), alcanzando los valores de 4.60 y 6.03 mg.l⁻¹, respectivamente. Para el escenario 2 se observan valores de OD de 8.88, 5.60 y 1.79 mg.l⁻¹ en el puente Guayabo (L7), la estación L4 y en L1, respectivamente. Aplicando el escenario 3 se obtienen concentraciones de 8.88, 8.83 y 8.03 mg.l⁻¹ de OD para estas mismas estaciones, cumpliéndose en todos los casos con el valor estándar para este parámetro.

Para la DBO₅, con las medidas tomadas en el escenario 1 se presentan valores de 48.96, 39.34, 110.47 y 51.57 mg.l⁻¹ en las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. En el escenario 2 se obtienen los siguientes resultados: 6.81, 6.80, 104.47 y 326.25 mg.l⁻¹ en las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. En el escenario 3 se obtiene una disminución hasta 4.20 y 10.26 mg.l⁻¹ de DBO₅ para las estaciones L4 y L1, respectivamente; así se verifica el cumplimiento del valor estándar de DBO₅ ≤ 15 mg.l⁻¹.

Por último, para la EC se observa que el escenario 1 produce un descenso en las concentraciones hasta valores de 121 450, 3 248, 39 613 y 1 927 UFC (100 ml)⁻¹ para las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. El escenario 2 produce una disminución hasta 225, 6, 15 845 y 89 285 UFC (100 ml)⁻¹ para las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. En tanto que en el escenario 3 se obtienen descensos hasta los 523 y 715 UFC (100 ml)⁻¹ para las estaciones L4 y L1.

Los resultados descritos hasta aquí indican que aumentar la eficiencia de los procesos de las PTAR existentes, con deficiencias en sus procesos de tratamiento, e implementar una nueva PTAR puede ser una alternativa eficaz para mejorar el estado de las aguas receptoras en este caso particular.

Paredes-Arquiola *et al.* (2016) mencionan que en ríos de régimen irregular se deben construir embalses para aprovechar la oferta de agua durante los periodos de avenida y asegurar un flujo de agua mínimo durante los periodos de sequía que permita satisfacer la demanda de la población, y mantener la calidad del agua en las fechas críticas. Asimismo, Bolinches *et al.* (2020b) proponen como una alternativa para la disminución de los contaminantes en un cuerpo de agua la dilución de éstos por medio de trasvases de agua. En relación con ello, en la Figura 11 se representa el último escenario de gestión, en el cual se evalúa el efecto del trasvase de agua. Se observa que para el caso del OD, una descarga de $10 \text{ Hm}^3.\text{mes}^{-1}$ ya eleva la concentración hasta 4.83 mg.l^{-1} , con lo que se alcanzaría el objetivo ambiental para este parámetro. La DBO_5 y la EC, sin embargo, se reducirían a concentraciones por debajo del estándar de calidad ambiental solo si el volumen del trasvase fuera por lo menos $100 \text{ Hm}^3/\text{mes}$ en el primer caso y $400 \text{ Hm}^3.\text{mes}^{-1}$ en el segundo. Estos resultados indican que la capacidad de trasvase máximo de aproximadamente $15 \text{ Hm}^3.\text{mes}^{-1}$ que aportaría la construcción de los embalses Chanape (7 MMC) y Huilcapampa (8 MMC) (Sánchez, s.f., diapositiva 13) no sería suficiente para restaurar la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín.

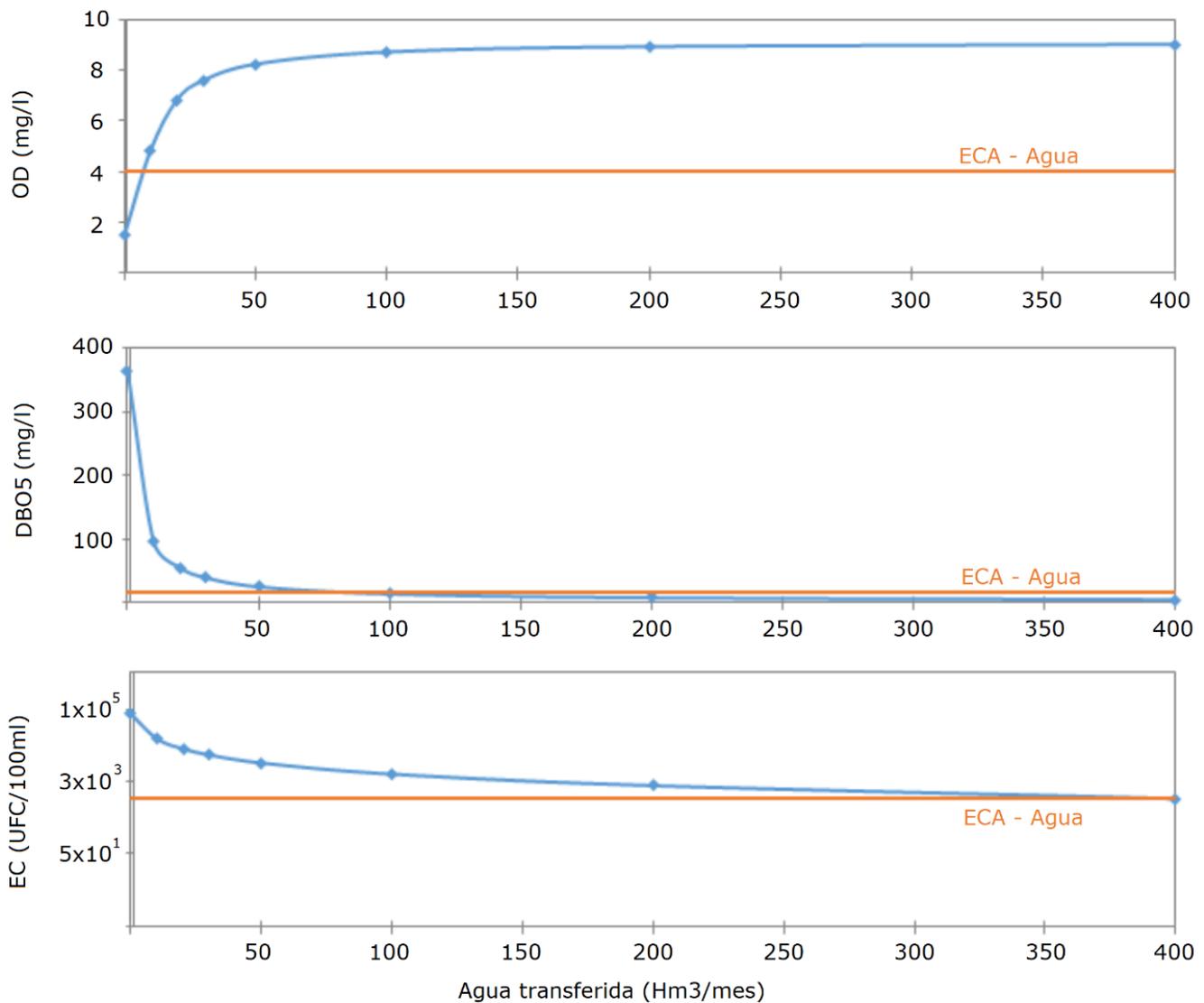


Figura 11. Simulación del OD, DBO₅ y EC por transferencia de volumen de agua en periodo seco (agosto 2019) al cauce del río Lurín. Lugar de análisis: Puente Panamericana.

Los resultados de la evaluación de los diferentes escenarios indican que la calidad del agua está estrechamente relacionada con las medidas de gestión que se implementen. Momblanch *et al.* (2015b), en su estudio

acerca del modelado integrado de la cuenca del río Lloregat en España, usando AQUATOOL/SIMGES/GESCAL, concluyen que las capacidades predictivas de este tipo de modelo integrado permite experimentar con diversas alternativas de gestión sin implementarlas realmente, lo que ha sido evidenciado dentro del presente trabajo, pues el modelo ha proporcionado el posible comportamiento de la calidad del agua ante los diversos escenarios planteados.

Conclusiones

En este estudio se encontró que la subcuenca baja del río Lurín es afectada por efluentes no controlados (contaminación difusa) y descargas de PTAR urbanas que contribuyen al deterioro de la calidad del agua del río, lo que se evidencia por el incumplimiento de los valores estándar establecidos en la normativa peruana para los parámetros analizados, OD, DBO₅ y *Escherichia coli*; especialmente en los periodos de sequía.

Se formuló un modelo de calidad del agua utilizando el módulo GESCAL del sistema del soporte a la decisión AQUATOOL, que se calibró satisfactoriamente a partir de los datos obtenidos del programa de monitoreo de calidad de agua desarrollado. El modelo demostró su utilidad en el análisis del comportamiento de los parámetros de calidad considerados en el presente estudio, OD, DBO₅ y *Escherichia coli*, los cuales fueron emulados con un buen grado de exactitud en el tramo bajo del río Lurín. Gracias a ello, los resultados de las simulaciones realizadas han permitido estimar los beneficios de las diferentes alternativas de gestión propuestas para una mejor toma de decisiones. El escenario 3,

donde se simula la mejora en la eficiencia de las PTAR Manchay y San Bartolo, la clausura del canal de regadío proveniente de la capilla de la zona y el tratamiento de las aguas grises de la población del distrito de Pachacámac resultó ser la mejor alternativa de gestión, pues permite alcanzar los objetivos ambientales en cuanto a calidad del agua.

Es necesario promover en el ámbito Latinoamericano en general y en Perú, en particular, el uso de sistemas de soporte a la decisión como el utilizado en la presente investigación, a fin de favorecer a la toma de decisiones informadas en la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el CONCYTEC-FONDECYT en el marco de la convocatoria para Proyectos de Investigación Básica y Aplicada, 2017-02 (Convenio N° 0157-2017-FONDECYT).

Referencias

- Agudelo, R. M. (2005). El agua, recurso estratégico del siglo XXI. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 23(1), 91-102. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-386X2005000100009&lng=en&tlng=es
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Estrategia nacional para el mejoramiento de la calidad de los recursos hídricos*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/210>

ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2019). *Diagnóstico inicial para el plan de gestión de recursos hídricos de las cuencas Chillón, Rímac, Lurín y Chilca*. Recuperado de <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/3901>

ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2020). *Estado situacional de los recursos hídricos en las cuencas Chillón-Rímac-Lurín-2017/2018*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4742>

Bolinches, A., De-Stefano, L., & Paredes-Arquiola, J. (2020a). Adjusting wastewater treatment effluent standards to protect the receiving waters: The case of low-flow rivers in central Spain. *Environmental Earth Sciences*, 79(446). DOI: 10.1007/s12665-020-09184-z

Bolinches, A., De-Stefano, L., & Paredes-Arquiola, J. (2020b). Designing river water quality policy interventions with scarce data: Case of the Middle Tajo Basin, Spain. *Hydrological Sciences Journal*. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1708915>

Bolinches, A., De-Stefano, L., & Paredes-Arquiola, J. (2020c). Too expensive to be worth it? A methodology to identify disproportionate costs of environmental measures as applied to the Middle Tagus River, Spain. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63(13), 2402-2424. DOI: 10.1080/09640568.2020.1726731

Bolinches, A., Paredes-Arquiola, J., Garrido, A., & De-Stefano, L. (2020). A comparative analysis of the application of water quality exemptions in the European Union: The case of nitrogen. *Science of the Total Environment*, 739(139891). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139891

- Chang, F., & Wang, K. (2013). A systematical water allocation scheme for drought mitigation. *Journal of Hydrology*, 507, 124-133. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.10.027
- Dengshuai, C., Jing, L., Xiaonan, Y., Zixiang, Z., Yuqi, P., & Manchun, L. (2020). Quantifying water provision service supply, demand and spatial flow for land use optimization: A case study in the YanHe watershed. *Ecosystem Services*, 43(101117). DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101117
- FFLA, Fundación Futuro Latinoamericano. (2015). *Proceso de conformación del Consejo de Recursos Hídricos de la Cuenca Interregional Chillón, Rímac y Lurín, Perú. Una experiencia de gobernanza. Quito-Ecuador.* Recuperado de https://aquafondo.org.pe/wp-content/uploads/2016/11/sistematizacion_GA_cuencas-lima.pdf
- Holguín, J. (2003). *Determinación de la tasa de reaireación en un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores* (tesis de pregrado). Universidad de los Andes, Colombia. Recuperado de <https://repositorio.uniandes.edu.co/handle/1992/9089>
- Ma, T., Sun, S., Fu, G., Hall, J. W., Ni, Y., He, L., Yi, J., Zhao, N., Du, Y., Pei, T., Cheng, W., Song, C., Fang, C., & Zhou, C. (2020). Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality. *Nature Communications*, 11, 650. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14532-5>

- Martín, M., Hernández-Crespo, C., Andrés-Doménech, I., & Benedito-Durá, V. (2020) Fifty years of eutrophication in the Albufera lake (Valencia, Spain): Causes, evolution and remediation strategies. *Ecological Engineering*, 155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105932>
- Minnesota Mining and Manufacturing Company. (2003). *Guía de Interpretación-3M Petrifilm Placas para Recuento de Aerobios. Madrid: 3M Microbiology.* Recuperado de https://jornades.uab.cat/workshopmrama/sites/jornades.uab.cat/workshopmrama/files/Petrifilm_guias.pdf
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J, Ramos, L., Baldeón, W., & García, J. (2015a). *Análisis de medidas para la mejora de la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín (Perú).* Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/283624754_Analisis_de_medidas_para_la_mejora_de_la_calidad_del_agua_en_el_tramo_bajo_del_rio_Lurin_Peru
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Munné, A., & Manzano, A. (2015b). Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of the Total Environment*, 503(504), 300-318. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Nakamura, C. H., Salla, M. R., De-Jesus, J. A. O., & Da-Silva, G. H. R. (2019). Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. *Water Environment Research*, 91(12), 1678-1691. DOI: 10.1002/wer.1175

- Olortegui, C. (2020). *Modelación hidrológica y de asignación del recurso hídrico para obtener garantías de satisfacción de las demandas. Caso de estudio río Lurín* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.
- Palop-Donat, C., Paredes-Arquiola, J., Solera, A., & Andreu, J. (2020). Comparing performance indicators to characterize the water supply to the demands of the Guadiana River basin (Spain). *Hydrological Sciences Journal*, 65(7), 1060-1074. DOI: 10.1080/02626667.2020.1734812
- Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Martín, M., & Solera, A. (2010). Water quantity and quality models applied to the Jucar River Basin, Spain. *Water Resources Management*, 24, 2759-2779. DOI: 10.1007/s11269-010-9578-z
- Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., & Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*, 408(12), 2576-2589. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.037
- Paredes-Arquiola, J., Macián-Cervera, V., Pedro-Monzonís, M., Belda, E., Momblanch, A., & Andreu, J. (2016). River water quality modelling under drought situations – the Turia River case. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 374, 187-192. DOI: 10.5194/piahs-374-187-2016
- Raffo, E., & Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Revista de la Facultad de Ingeniería Industrial de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 17(1), 71-80. DOI: 10.15381/idata.v17i1.12035

- Salla, M. R., Paredes-Arquiola, J., Solera, A., Álvarez, J. A., Pereira, C. E., Alamy, J. E., & De-Oliveira, A. L. (2014a). Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1), 224-244. DOI: 103856/vol42-issue1-fulltext-19
- Salla, M. R., Ferreira, A. M., Pereira, C. E., Marcio, A. R., & Schmidt, M. A. R. (2014b). Self-cleaning ability of the middle and lower courses of the Uberaba river UPGRH-GD8. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 8(1), 118-133. DOI: <https://doi.org/10.4090/juee.2014.v8n1.118133>
- Sánchez, J. (s.f.). *La experiencia de la Mancomunidad Municipal de la cuenca Lurín y su aporte a la legislación (diapositiva de Power Point)*. Recuperado de <https://smia.munlima.gob.pe/uploads/documento/144a8f3f15c86fe0.pdf>
- Sánchez-Céspedes, J. M., Rodríguez-Miranda, J. P., & Ramos-Sandoval, O. L. (2020). Decision Support Systems (DSS) applied to de formulation of agricultural public policies. *Tecnura*, 24(66), 95-108. DOI: <https://doi.org/10.14483/22487638.15768>
- Sušnik, J., Vamvakeridou-Lyroudia, L., Savic, D., & Kapelan, Z. (2012) Integrated system dynamics modelling for water scarcity assessment: Case study of the Kairouan region. *Science of the Total Environment*, 440, 290-306. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.085

- Van Vliet, M. T. H., Jones, E. R., Flörke, M., Franssen, W. H. P., Hanasaki, N., Wada, Y., & Yearsley, J. R. (2021). Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*, 16, 02402. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbfc3>
- Vélez-Azañero, A., Lizárraga-Travaglini, A., Alvarado, J., & La-Rosa, V. (2016). Insectos epigeos de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *The Biologist*, 14(2), 387-399. DOI: <https://doi.org/10.24039/rtb2016142115>
- von Sperling, M. (2007) Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 7. Em: *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte, Brasil: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-07

Artículos

**Plugin CE una herramienta computacional para la
determinación de contaminantes emergentes por
sectores productivos: caso de estudio para la ciudad de
Bogotá-Colombia**

***Plugin CE* a computational tool for the determination of
emerging contaminants by industries process: Study
case study for the city of Bogotá-Colombia**

Carlos Peña-Guzmán¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0496-9612>

Erika Rodríguez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-8172-4135>

Francisco Sanchez³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-2941-0678>

Manuel Rodríguez-Pinzón⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2010-6438>

Mayerling Sanabria⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7696-3247>

¹Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia, cpena@unisalle.edu.co, carpeguz@gmail.com

²Programa de Ingeniería Ambiental e Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia, erikarodriguez@usantotomas.edu.co



³Programa de Ingeniería Ambiental e Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia, franciscosanchez@usantotomas.edu.co

⁴École Supérieure D'aménagement du Territoire et de Développement Régional, Université Laval, Québec, Canadá, manuel.rodriguez@esad.ulaval.ca

⁵Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia, msanabria@unisalle.edu.co

Autor para correspondencia: Carlos Peña-Guzmán, cpena@unisalle.edu.co, carpeguz@gmail.com

Resumen

Los contaminantes emergentes son sustancias que en los últimos años han venido siendo identificados y cuantificados con mayor frecuencia en distintos tipos de agua; esto, asociado con el impacto ambiental, ecológico y de salud pública que generan. Se caracterizan por estar en bajas concentraciones, lo cual provoca que su detección sea costosa y especializada. Es por ello que en los países desarrollados existen programas de monitoreo y seguimiento, mientras que en países Latinoamericanos recién se empiezan a detectar sin una programación o frecuencia definida. El presente artículo presenta el diseño y la aplicación de una herramienta computacional denominada *plugin CE*, la cual es un *plugin* del *software* QGIS, escrito en código Python; dicha herramienta pretende ser un soporte técnico para la determinación de contaminantes

emergentes en sectores industriales mediante una identificación asociada con el tipo de sector empresarial y el procesos productivo que se llevan a cabo, al mismo tiempo tiene la capacidad de enlazarse con el catastro de redes sanitarias e identificar posibles puntos de muestreo. Como resultado del *plugin* se encuentra una guía paso a paso para su uso y un caso de estudio llevado a cabo en la ciudad de Bogotá.

Palabras clave: contaminantes emergentes, ciclo urbano del agua, Latinoamérica, planeamiento territorial urbano.

Abstract

Emerging contaminants are substances that in recent years have been identified and quantified more frequently in different types of water, due to the environmental, ecological, and public health impact they generate. They are characterized by their low concentrations, which makes their detection costly and specialized. For this reason, in developed countries, there are monitoring and follow-up programs, while in Latin American countries they are just beginning to be detected without a defined schedule or frequency. This article presents the design and application of a computational tool called CE plugin, which is a QGIS software plugin, written in Python code, this tool aims to be technical support for the determination of emerging contaminants in industrial sectors, through an identification associated with the type of business sector and the production processes that are carried out, at the same time can link with the cadastre of sanitary networks and identify possible sampling points.

As a result of the plugin, there is a step-by-step guide for its use and a case study carried out in the city of Bogota

Keywords: Emerging contaminants, urban water cycle, Latin America, urban territorial planning.

Recibido: 17/02/2022

Aceptado: 14/11/2022

Publicado Online: 18/01/2023

Introducción

El asentamiento masivo de personas en centros urbanos del mundo ha generado un crecimiento acelerado de sus áreas y por lo tanto una mayor presión sobre los recursos naturales, en especial el recurso hídrico (El-Bastawesy, Adel, & Mohamed, 2018). Lo anterior se debe a los grandes volúmenes de agua residual que se producen en las ciudades, que en el caso de la mayoría de países en vía de desarrollo, como en el contexto Latinoamericano, se descargan con deficientes o nulos procesos de tratamiento a los cuerpos hídricos superficiales (Marchetti, Oliveira, & Figueira, 2019; van Lindert, 2016), introduciendo contaminantes que ocasionan deterioro en la calidad del agua y los ecosistemas, afectando a los seres vivos, incluyendo a los seres humanos y su salud (Boelee, Geerling, van der Zaan, Blauw, & Vethaak, 2019; Jia *et al.*, 2019).

Una variedad de estas sustancias se denomina como contaminantes emergentes (CE), los cuales son no convencionales y se caracterizan por presentarse en bajas concentraciones (de ng l^{-1} a $\mu\text{g l}^{-1}$), por lo que no se pueden detectar o medir fácilmente, y además no son removibles bajo las formas convencionales de tratamiento (Delgado, Capparelli, Navarro, & Marino, 2019; Novotna, Cermakova, Pivokonska, Cajthaml, & Pivokonsky, 2019; Peña-Álvarez & Castillo-Alanís, 2015). Dichas sustancias son cada vez más investigadas y por lo menos se cuenta con 1 036 compuestos, que algunos investigadores han agrupado para facilitar su manejo. Algunos de estos grupos corresponden a pesticidas, fármacos, productos de cuidado personal, filtros UV, disruptores endocrinos, hidrocarburos, drogas ilícitas, aditivos alimentarios y metabolitos (Peña-Guzmán *et al.*, 2019).

La aparición de los contaminantes emergentes en el recurso hídrico se da por el uso del agua y su paso por las urbes, incluyendo su aplicación en todas las actividades humanas (Pal, He, Jekel, Reinhard, & Gin, 2014; Rozos & Makropoulos, 2013; van Wezel *et al.*, 2018). Los estudios han mostrado que los CE están presentes en el ciclo urbano del agua, iniciando en la captación y en procesos como la potabilización, distribución, uso, conducción, esorrentía y efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, principalmente donde solo se hacen tratamientos primarios (Amores, Meneses, Pasqualino, Antón, & Castells, 2013;). Estudios recientes han identificado que estos contaminantes se aportan a través de múltiples fuentes, dentro de las cuales se contemplan aguas residuales domésticas, industriales e institucionales (Dharupaneedi *et al.*, 2019), y que existe una asociación entre los tipos de contaminantes y el uso del

agua de acuerdo con la actividad económica (Rodil *et al.*, 2019; Verlicchi, Galletti, Petrovic, & Barceló, 2010; Vystavna *et al.*, 2018), y el uso del suelo (Adeola-Fashae, Abiola-Ayorinde, Oludapo-Olusola, & Oluseyi-Obateru, 2019).

Diferentes países europeos y de Norteamérica llevan más de 20 años estudiando este tipo de sustancias o compuestos, que han estado presentes en los diferentes procesos del ciclo urbano del agua, lo que ha permitido analizarlos, identificarlos, cuantificarlos y, en algunos casos, generar normas y políticas de control y seguimiento. Por otra parte, en la gran mayoría de países de América Latina los estudios de dichos contaminantes no superan los 10 años, no presentan continuidad y en ocasiones solo son llevados a cabo como investigaciones académicas y no como una herramienta de construcción de políticas públicas (Aminot *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2019).

Uno de los problemas por los cuales en América Latina no se han realizado estudios avanzados sobre los CE es que la detección de estas sustancias del orden de partes por millón o incluso por billón y hasta menores es muy costosa, dado que requiere de instrumentos de laboratorio y profesionales especializados que realicen los procedimientos (Dharupaneedi *et al.*, 2019; Dimpe & Nomngongo, 2016; Peña-Álvarez & Castillo-Alanís, 2015). A fin de no realizar mediciones equívocas, es útil llevar a cabo una búsqueda previa de lugares con potencial presencia de estos CE antes de hacer tales mediciones. Así, se requiere la búsqueda de herramientas que faciliten el estudio de las fuentes principales de los CE en cuestión, para que se den los primeros indicios de dónde encontrarlos, lo que es el primer paso de vital importancia para su futura identificación

y cuantificación (Polyakova, Artaev, & Lebedev, 2018; Sun, Chen, Lin, & An, 2018).

De acuerdo con lo anterior, es necesario implementar una herramienta que sirva para cubrir grandes áreas geográficas, con la capacidad de integrar información en múltiples formatos, pues ésta proviene de distintas instituciones o fuentes (Singh, 2019). Una de las plataformas más usadas son los sistemas de información geográfica (SIG), que se han empleado para el control y monitoreo del recurso hídrico por su capacidad para importar y procesar información extensa (Langat, Kumar, & Koech, 2019), y de dar soluciones a diferentes problemáticas ambientales (Singh, 2019).

Respondiendo a tal necesidad, este artículo presenta el desarrollo y la aplicación de la herramienta computacional *plugin CE*, la cual, mediante la generación de mapas, indica la posible presencia de un grupo de contaminantes emergentes en un lugar específico y permite identificar lugares en los que se podrían encontrar potencialmente.

El estudio de caso es la ciudad de Bogotá (Colombia), pues allí no se ha implementado ningún tipo de programa de monitoreo o seguimiento de CE, a pesar de ser la sexta capital más poblada de Latinoamérica y una de las urbes con uno de los ríos más contaminados del continente, además de presentar un continuo crecimiento industrial en varias zonas de su territorio (Aldana & López, 2017; Rojas-Bernal, 2013; Torres, Méndez-Fajardo, López-Kleine, Galarza-Molina, & Oviedo, 2013).

El desarrollo de este artículo se plantea de la siguiente forma: en primer lugar, en la metodología se describe el fundamento teórico,

interface y el desarrollo e interacción del usuario con el *plugin*; en segundo lugar se presenta el caso de estudio realizado en la ciudad de Bogotá como ejemplo práctico de la herramienta; en tercer lugar se mencionan los beneficios y recomendaciones de uso del aplicativo.

Metodología

Plugin CE

Para el desarrollo del *plugin CE* se planteó el uso de los sistemas de información geográfica (SIG), principalmente por su capacidad de almacenar gran cantidad de información y su versatilidad en la presentación visual de los datos (Albrecht, 2018; Stevović & Nestorović, 2016). Dentro de la revisión de artículos científicos que evalúan los SIG de código abierto en términos de gestión del recurso hídrico se encontró que QGIS (s.f.) es el *software* gratuito y de código abierto con licencia pública general (GNU) que cuenta con más ventajas operativas computacionales, beneficiando el desarrollo del *plugin CE* al permitir sobre todo la importación y exportación de datos en diferentes formatos, la gestión de datos geoespaciales, la construcción de mapas y la generación de extensiones de las capacidades de QGIS a través del mecanismo de *plugins* (Chen, Shams, Carmona-Moreno, & Leone, 2010; Meyer & Riechert, 2019; Nielsen, Bolding, Hu, & Trolle, 2017; Rossetto *et al.*, 2018; Steiniger & Hay, 2009). Esta herramienta SIG se puede descargar

desde su página web (www.qgis.org), donde para el correcto funcionamiento del *plugin* CE se requiere al menos la versión 3.0.

Los *plugins* se pueden elaborar en los lenguajes de programación C++ y Python. Para la elaboración del *plugin* CE se eligió Python, ya que es un lenguaje de sintaxis más sencilla que C++ por ser de tipo interpretado y orientado a objetos (Borcherds, 2007), además tiene gran cantidad de librerías y módulos que se articulan con los diferentes *softwares*, característica aprovechable para el *plugin* pues permite el manejo y la extensión de las herramientas de QGIS por medio de la librería PyQGIS (Sherman, 2014), así como la adaptación de interfaces gráficas de usuario (GUI), siendo QT *designer* (QT, s.f.) (www.qt.io) la GUI usada para este *plugin* donde se diseñaron la ventana principal y los botones que gráficamente se presentan al usuario cuando se ejecuta (Abbott, 2018).

Las herramientas tecnológicas nombradas se acoplan para dar soporte al desarrollo del *plugin*, creando una arquitectura de la GUI generada dividida en tres partes (Figura 1): datos de entrada, proceso interno y datos de salida. Los datos de entrada serán suministrados por el desarrollador y se componen de archivos *shapefiles*, una base de datos de los predios de las empresas o industrias que generan descargas de agua residual en la ciudad de Bogotá y los PDF de las diferentes guías; el proceso interno se refiere a la interacción generada entre QGIS, Python y QT, que da origen a los pseudocódigos de los *scripts* que se ejecutan en la ventana del *plugin* que enrutan los archivos de entrada y de salida; por último, como archivos de salida se obtiene un mapa donde su función principal es dar una visualización de la presencia y ausencia posible (o

potencial) del grupo de CE determinado, y una base de datos que también se suministró como dato de entrada por el desarrollador, pero esta vez se obtendrá como descarga para el usuario; cada una de las partes será explicada con más detalle en los numerales siguientes.

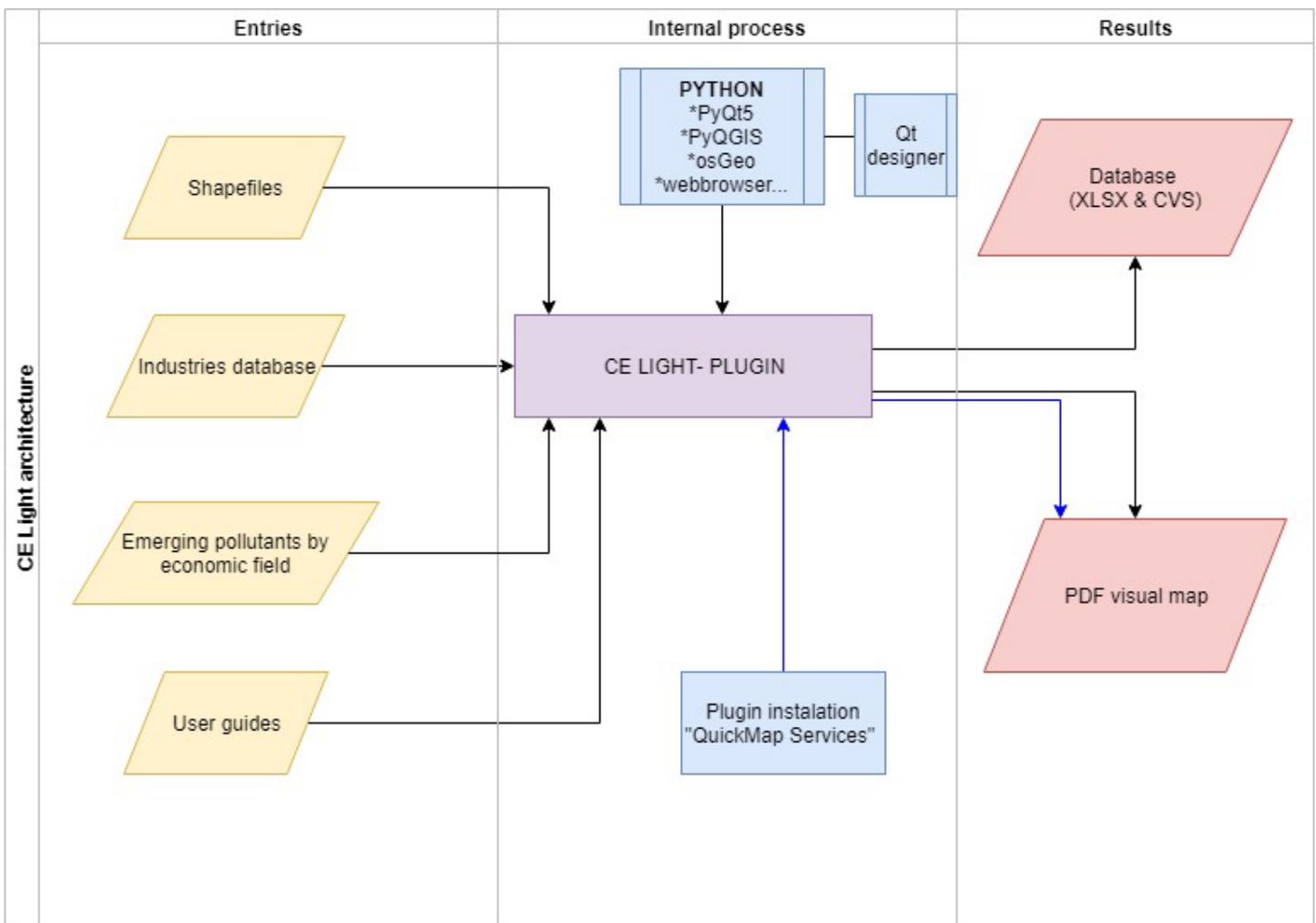


Figura 1. Descripción lógica de flujo de datos del *plugin*.

Como cualidades, se destaca que el *plugin* cuenta con una instalación guiada, que una vez añadida no requiere que el usuario cargue ningún tipo de información o mapa adicional, pues ya se encuentra en la herramienta, es decir, que el usuario solo debe navegar por las pestañas siguiendo los mensajes de ayuda hasta que se generen las salidas esperadas del programa.

Datos de entrada

Archivos *shapefile*

Los archivos *shapefile* (.shp) se refieren a las capas (*layers*) necesarias que se cargan a la aplicación como alimentación del *plugin*. Este formato permite obtener entidades geográficas con atributos referentes a la tipología presentada. Los *shapefile* más representativos para la evaluación de los CE son la red de alcantarillado; polígonos de predios de toda la ciudad; polígonos de predios específicos de las empresas existentes; y la delimitación de la zona de estudio, en este caso de la ciudad de Bogotá. Los *inputs* de cada archivo son diferentes, pues contienen información técnica específica de cada capa descritos en la Tabla 1; cabe anotar que se requiere que estén debidamente georreferenciados para que todos los datos coincidan espacialmente.

Tabla 1. Datos de entrada de los *shapefiles* necesario en la aplicación.

<i>Shapefiles</i>	<i>Inputs</i>
Red de alcantarillado	Identificación de la línea representada, diámetro, cotas rasantes, bateas, claves iniciales y finales para cada una, datos del proyecto con el cual se construyó el tramo
Polígonos de predios de la ciudad	Identificación del objeto, área, código unificado de nomenclatura urbana (CUNU), consolidador de hacienda e información pública (CHIP), dirección, matrícula inmobiliaria y estrato
Polígonos de los predios correspondientes a empresas e industrias que generan descargas residuales reportadas a la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA)	Razón social, sector, tema, subtema, CHIP, CIIU, CE que produce, origen de la descarga y tipo de receptor, entre otros. Descritos ampliamente en la Tabla 3
Polígono de delimitación de Bogotá	Nombre, código del departamento según la Dirección de Impuestos y Aduanas Nacionales (DIAN), área, longitud y ancho

Identificación de contaminantes emergentes asociados con diferentes actividades económicas o industriales

Para el desarrollo de la herramienta se utilizó una clasificación existente de los contaminantes emergentes que corresponde a nueve conjuntos de sustancias que se detallan en una revisión bibliográfica desarrollada por Peña-Guzmán *et al.* (2019) para el caso Latinoamérica, donde se

agruparon de acuerdo con sus composiciones, características o usos según estudios anteriores, como se muestra de forma resumida en la Tabla 2. Después se asignó una o más clasificaciones de CE a cada una de las actividades presentes en el documento oficial de la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá (entidad encargada de la administración, control y seguimiento del medio ambiente en la ciudad) denominado “Matriz del recurso agua a monitorear por actividad productiva”, el cual brinda información detallada sobre las descargas al sistema de alcantarillado público que no aplica para usos domésticos, razón por la cual el *plugin* no contempla este tipo de fuentes.

Tabla 2. Clasificación de CE y su descripción.

Clasificación	Descripción
Fármacos	Sustancias químicas como medicamentos de uso común o especializado; incluye tratamientos para el cáncer, medicamentos psiquiátricos u otros; los fármacos se asocian con hospitales, centros psiquiátricos, veterinarias y relacionados (Grzesiuk, Spijkerman, Lachmann, & Wacker, 2018)
Productos de cuidado personal	Productos de aseo, perfumes, desodorantes, de belleza o sanidad ligados con actividades humanas cotidianas. Observables en hogares, hoteles, centros comerciales, almacenes de cadena y similares (Biel-Maeso, Corada-Fernández, & Lara-Martín, 2019)
Filtros ultravioleta	Utilizados para cubrir y proteger del deterioro de la radiación ultravioleta que se genera por la exposición a la luz solar y para la conservación de materiales. Se adiciona principalmente a pinturas o a productos de belleza, por lo que se pueden encontrar en talleres automotrices, salones de belleza y fábricas de pintura (He, Hain, Timm, Tarnowski, & Blaney, 2019)

Clasificación	Descripción
Disruptores endocrinos	Sustancias químicas que tienen en común la generación de afecciones al sistema endocrino. Están presentes en los sistemas de refrigeración, botellas plásticas, piezas metálicas o plásticas, instrumentos médicos, cosméticos, detergentes y pesticidas, por lo que su uso es amplio y se encuentran en cualquier institución que utilice los elementos descritos (Mantovani, 2019)
Hidrocarburos	Compuestos que principalmente provienen del petróleo. Sirven para múltiples actividades humanas y mediante su refinación pueden llegarse a utilizar para la fabricación de materiales e insumos, como detergentes, jabones y perfumes; se pueden encontrar fácilmente en estaciones de venta de combustibles (Alvarado, Delgado-Linares, & Medina, 2015)
Drogas ilícitas	Estas sustancias pueden variar de país a país, ya que incluso se pueden referir a drogas elaboradas legalmente, pero sin prescripción médica. Su uso puede estar asociado casi con cualquier medio y provenir desde colegios hasta sitios recreativos (Causanilles <i>et al.</i> , 2017)
Aditivos alimentarios	Sustancias que permiten la conservación de los alimentos y sus propiedades organolépticas. En su mayoría, la elaboración de estos productos también incluye endulzantes artificiales y colorantes; se encuentran en fábricas de alimentos (Ferreira & Caroch, 2017)
Metabolitos	Sustancias resultantes o utilizadas durante el metabolismo en los organismos vivos. Incluyen los productos generados después del consumo de medicamentos, en general se encuentran en espacios masivos, como estadios y también en hospitales (Dvořáková-Březinová, Vymazal, Koželuh, & Kule, 2018)
Pesticidas	Productos químicos que se utilizan para el manejo de especies u organismos no deseados, se pueden emplear para agricultura o manejo de plagas, por lo que se encuentran en fábricas que los elaboran o lugares donde se usan (Köck-Schulmeyer <i>et al.</i> , 2013)

El proceso que se llevó a cabo para asignar una o más de las categorías de contaminantes emergentes seleccionadas a cada descarga para los 10 155 registros de empresas se hizo de forma manual. Esto implicó una revisión previa del documento oficial de la SDA, para que a partir de evidencia debidamente soportada se pudieran asociar grupos de CE con las aguas residuales de las empresas. En este caso, la revisión se hace exclusivamente para usos industriales, por ser los principales generadores de CE al ciclo urbano del agua.

Base de datos

Una de las entradas más importantes es la base de datos de las empresas de Bogotá debido a que esta información es la que se consolida para obtener la tabla de atributos del archivo *shapefile* predios de empresas; en esta base se consigna información de ubicación e identificación de los predios, clasificación de las empresas, posibles grupos de contaminantes emergentes producidos por la actividad económica e información técnica de la descarga de agua residual que reporta la industria; dicha información se diligencia en más de 30 campos, los cuales se explican a mayor detalle en la Tabla 3.

Tabla 3. Base de datos de empresas para el formato CSV.

Campo	Descripción
Año	Año en el cual se colecta la información
Razón social	Es el nombre con el cual se constituye legalmente la empresa ante la Cámara de Comercio de Bogotá
Nombre comercial	Es el nombre con el cual la empresa se identifica ante sus usuarios o consumidores
Sede principal o nombre de la sede	Las empresas pueden tener varias sedes; si es única, será la principal; si posee más de una serán sedes secundarias
CIU	Es el código correspondiente al sistema de Clasificación Industrial Internacional Uniforme específico para cada actividad económica dado por la Cámara de Comercio de Bogotá
Sector	Dentro de los sectores se encuentran los siguientes: hidrocarburos, agroalimentario, química, servicios, otros sectores
Tema principal y subtema	Clasificación de actividades económicas adoptado de la matriz del recurso agua a monitorear por actividad de la Secretaría Distrital de Ambiente (entidad ambiental de Bogotá). De los 24 temas principales se derivan los subtemas, que son actividades específicas
Contaminantes que produce	Se debe revisar el archivo del <i>plugin</i> denominado "contaminante_con_sectores.xlsx" que se encuentra en la capeta del <i>plugin</i> , y dependiendo de la actividad identificar el contaminante y poner el nombre debajo de la columna que corresponde
Núm. UPZ y nombre UPZ	Las UPZ son Unidades de Planeamiento Zonal definidas por el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) de Bogotá. En éste, cada UPZ tiene un número asignado; su tamaño es más grande que un barrio y más pequeño que una localidad

Campo	Descripción
Localidad y código localidad	Las localidades están conformadas por dos o más UPZ y también tienen un código de localidad según la Secretaría Distrital de Planeación de Bogotá
Cuenca principal, subcuenca y código cuenca	Se refiere a las cuencas hidrosanitarias para el caso de Bogotá: Salitre-Torca (S), Fucha (F) y Tunjuelo (T), siendo el código la letra encontrada entre paréntesis
ID predio	Es la concatenación entre el código de la cuenca y el código de la localidad
CHIP	Consolidador de Hacienda e Información Financiera Pública es un código alfanumérico, pero tiene la característica de ser un sistema de información económica, social y ambiental que usa plataformas tecnológicas para su operación; por lo tanto, es uno de los campos más importantes para este <i>plugin</i>
Origen de la caracterización	Se refiere a quién realizó la caracterización del vertimiento: si el usuario o una entidad gubernamental
Puntos de descarga	El número de puntos de descarga que tiene la empresa o industria
Origen de la descarga	Se refiere al proceso industrial, administrativo o de funcionamiento, por ejemplo, un casino
Tipo receptor y nombre del receptor	Se refiere a quién recibe el vertimiento. Puede ser el Sistema de Alcantarillado Sanitario, cuerpo de agua superficial o campo de infiltración, entre otros
Coord. X y coord. Y	Son las coordenadas que ubican la empresa geográficamente
Datos de caudales a registrar para la descarga de agua residual de cada empresa	Se debe diligenciar caudal promedio (l/s); caudal aforado (l/s); caudal promedio horario reportado (l/s); caudal máximo vertido (l/s); tiempo de descarga (h/día); número de días que realiza la descarga en la semana (días/semana); caudal aguas residuales industriales (ARI) (m ³ /mes)
Tipo de descarga	Si el flujo de la descarga es intermitente, por baches o continuo

Desarrollo interno de CE *lighth*

La programación se realizó mediante cuatro *scripts* de Python que siguen la secuencia lógica mostrada en la Figura 2. En cada uno se diseñaron clases (*Class*) que compilan la información de entrada dándole funcionalidad a la ventana del *plugin*. Además de usar las librerías PyQGIS y PyQt5 se importaron otros módulos que permiten el manejo de los datos, como osGeo, que manipula la GDAL (*Geoespacial Data Abstraction Library*), específicamente los datos vectoriales geoespaciales (OGR) para administrar los *layers* de redes, polígonos de predios y puntos que representan la localización de plantas o pozos, Webbrowser, csv, entre otros. También se programa la emisión de los mensajes que recibe el usuario según la acción que realice, teniendo en cuenta que cada botón carga o descarga un archivo diferente.

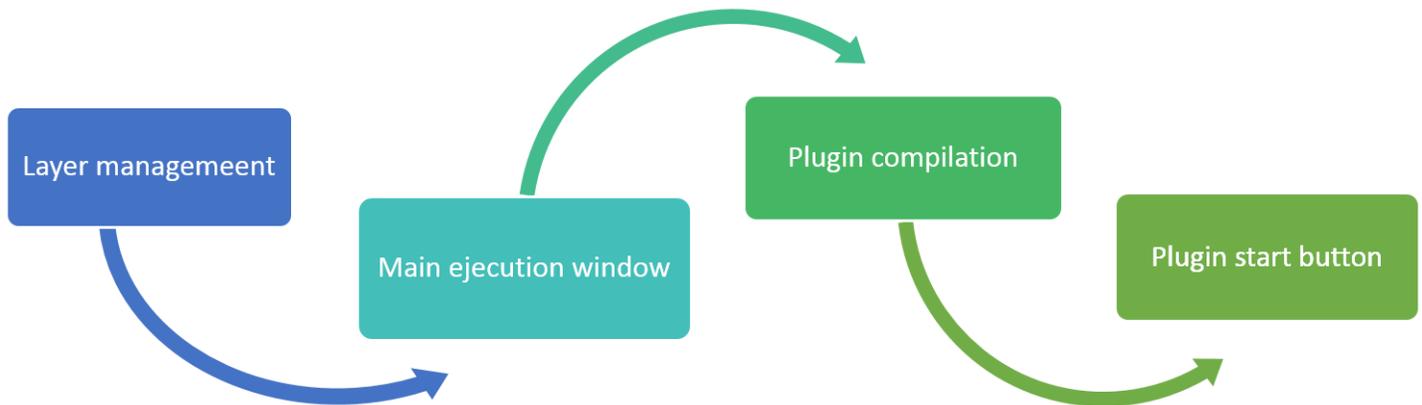


Figura 2. Preprocesamiento de datos e información organizada en *scripts* para la ejecución del *plugin*, donde se enrutan los archivos de entrada y salida; se configura GUI, y se programan los mensajes al usuario.

Resultados de la ejecución del *plugin*

Como resultado se obtienen dos documentos de salida:

- Del *plugin CE* se puede descargar un mapa en formato PDF donde se visualizarán los archivos *shapefiles* que se tengan activas en el lienzo de QGIS, con un formato predeterminado que consta de título, convenciones, una breve descripción de lo que se encuentra en el mapa, ubicación geográfica general, escala, descripción del sistema de coordenadas, referencia de las imágenes satelitales usadas, grilla y descripción del sistema de coordenadas, el cual tiene como principal fin la identificación de posibles zonas que presentan uno o más CE específicos.

- El usuario del *plugin* podrá descargar la base de datos que se alimentó anteriormente (se encuentra disponible en los formatos XLSX y CSV); este archivo tiene la particularidad de ser un dato tanto de entrada como de salida, pues puede ser modificado para luego ser incorporado nuevamente al *plugin* por medio de la última pestaña que ofrece el *plugin*.

Resultados

El objetivo en este inicio de capítulo es exponer y describir la funcionalidad y puesta en marcha del *plugin CE* en su primera versión.

Como cualquier *plugin* de la plataforma QGIS que se puede cargar solo cuando sea necesario, este *plugin*, al ser instalado, aparecerá como un ícono con el nombre "CE_light" ubicado en la barra de herramientas de QGIS.

Al iniciar el *plugin* se desplegará una ventana emergente con tres pestañas que le dan la funcionalidad (Figura 3). Indiferentemente de la pestaña que se esté ejecutando se crearon dos campos para mensajes: en "mensaje nuevo" se consignan los comentarios de verificación o advertencia de la acción que se acaba de realizar; en el campo de "mensaje" se guarda el historial de los mensajes que el *plugin* ha dado al usuario durante su ejecución, empezando con la fecha y hora en la cual se inicializó el mismo.

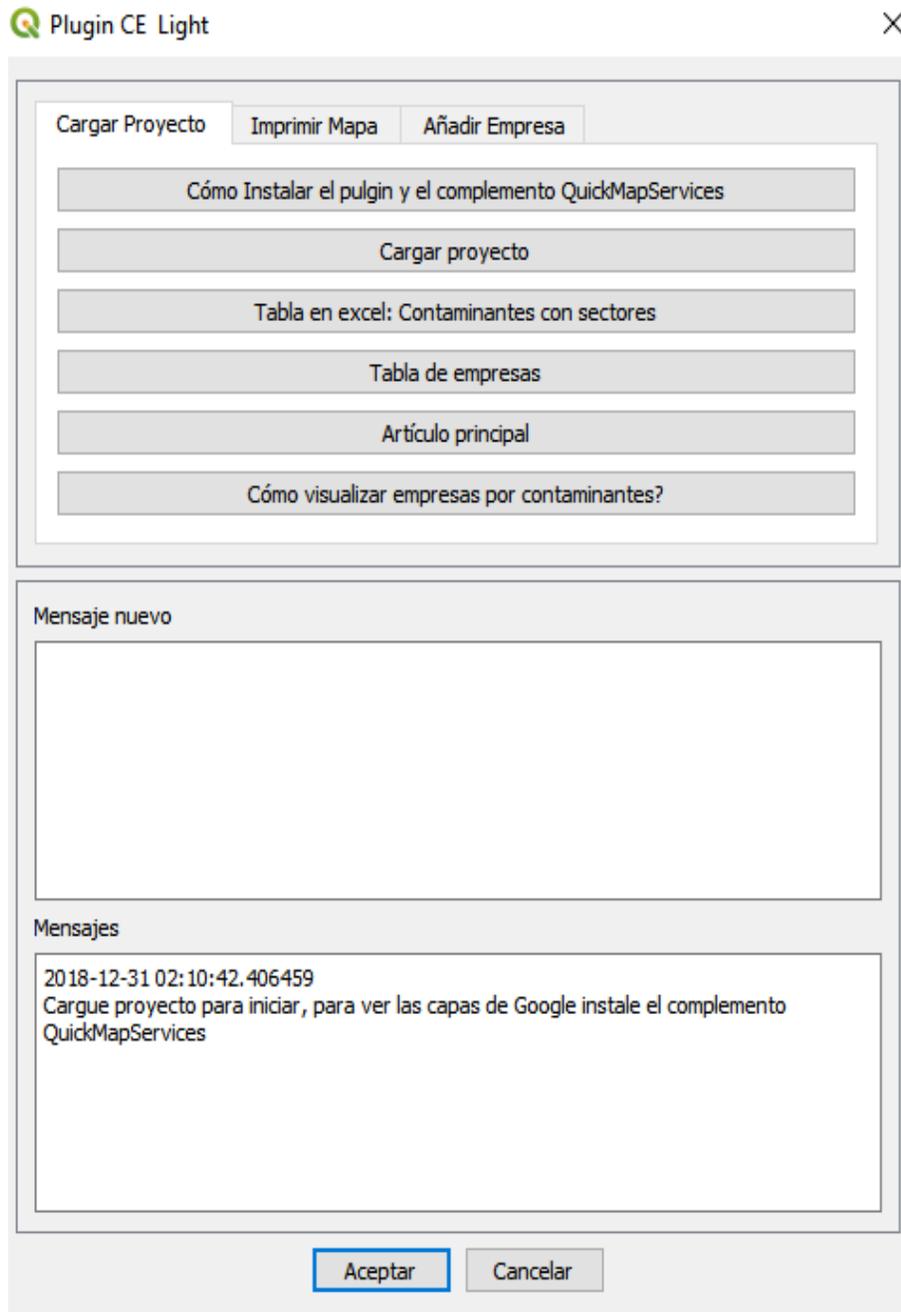


Figura 3. Ventana principal del *plugin* con seis botones en la primera pestaña, donde se encuentra “cargar Proyecto”, y botones que contienen documentos guía o soporte del *plugin*.

Cargar proyecto

El *plugin* dispone la primera pestaña para ubicar inicialmente los documentos guía sobre cómo usar de forma adecuada la herramienta; en segundo lugar se encuentra cargar proyecto, el cual, al accionarlo, sube automáticamente a la plataforma QGIS los *layers shapefile* más representativos descritos anteriormente y mostrados mediante la Figura 4. Para diferenciarlos, las convenciones de colores representan que el amarillo corresponde a la limitación política de Bogotá; el verde, a los polígonos de las empresas de Bogotá; el azul, a la red de alcantarillado sanitario local; y el naranja identifica al alcantarillado sanitario troncal. Además, se muestran otros *layers* que podrían ser de interés para el usuario, como cajas domiciliarias, sumideros, pozos o cámaras de inspección, entre otros. Para la debida interpretación de la información de los *layers* se debe tener en cuenta que las abreviaturas usadas para nombrar los *shapefiles* se connotan de la siguiente forma: Als corresponde a alcantarillado sanitario y Alp corresponde a alcantarillado pluvial.

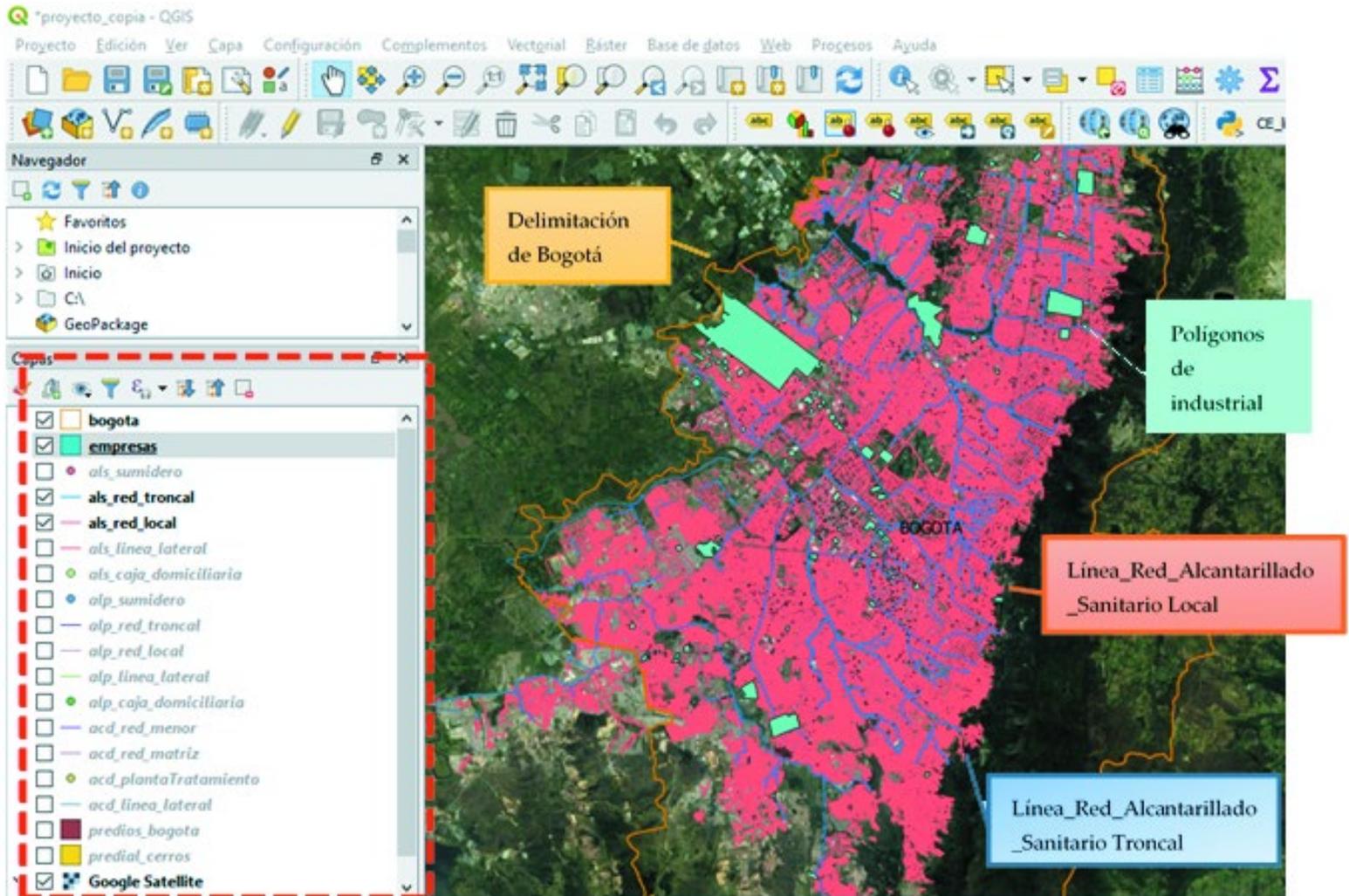


Figura 4. Ventana de QGIS al cargar el proyecto. En el recuadro rojo de línea punteada, ubicado a la izquierda, se encuentran los *layers* que se pueden activar. En esta figura se activaron cuatro de los más representativos, descritos en los cuadros de texto.

Con el fin de proteger la configuración del *plugin*, se creará por defecto una copia del proyecto cargado, donde los *layers* pueden ser

administradas y modificadas por el usuario; sin embargo, los cambios realizados no se podrán guardar en el proyecto base de la aplicación; esto evita que se altere el *plugin* en cada ejecución.

En el ítem “Tabla en Excel: contaminantes con sectores” se descarga un documento en formato *xlsx*, el cual contiene una lista con los nueve grupos generales de contaminantes emergentes, que se asocian con un sector, tema principal y subtema según la revisión bibliográfica; este archivo de Excel se puede guardar y modificar, pues no genera modificaciones al programa. Es importante que el usuario revise este archivo para la debida interpretación del uso del suelo asociado con la producción de un CE específico. En los demás botones también se descargan archivos, pero en formato PDF que sirven como información base o guías ilustrativas para la ejecución de las siguientes pestañas o botones.

En la guía “¿Cómo visualizar empresas por contaminantes?” se explica el proceso de categorización para visualizar la presencia o ausencia del contaminante que se desee analizar, en resumen, se lleva a cabo directamente en las propiedades de la *layers* > simbología > categorizado, eligiendo el contaminante a visualizar y al último presionando clasificar.

Caso de estudio

Bogotá es la capital de Colombia y cuenta con aproximadamente ocho millones de habitantes. Es el centro poblado urbano e industrial más grande del país, pues llega a alcanzar una densidad poblacional superior a 192 habitantes por hectárea. Se divide en 20 localidades: 19 urbanas y 1 rural, que es la de mayor extensión (Torres *et al.*, 2013).

Bogotá tiene una extensión de 33 km de norte a sur y de 16 km de oriente a occidente. Su altitud va de 2 500 a 2 800 metros sobre el nivel del mar (msnm). La zona se caracteriza por una temperatura promedio de 14 °C y una precipitación media anual de 892.1 milímetros (Aldana & López, 2017).

La ciudad se divide en cuatro cuencas hidrográficas, que corresponden a sus cuatro ríos principales, como se muestran en la Figura 5, lo cuales están distribuidos de norte a sur de la siguiente forma: inicia con el río Torca, el río Salitre, río Fucha y finalmente por el río Tunjuelo (Peña-Guzmán, Melgarejo, López-Ortiz, & Mesa, 2017). Todos sus cauces han sido intervenidos y hay algunos que han sido canalizados en concreto en algunos tramos. Todos estos ríos, a su vez, son afluentes del río Bogotá.

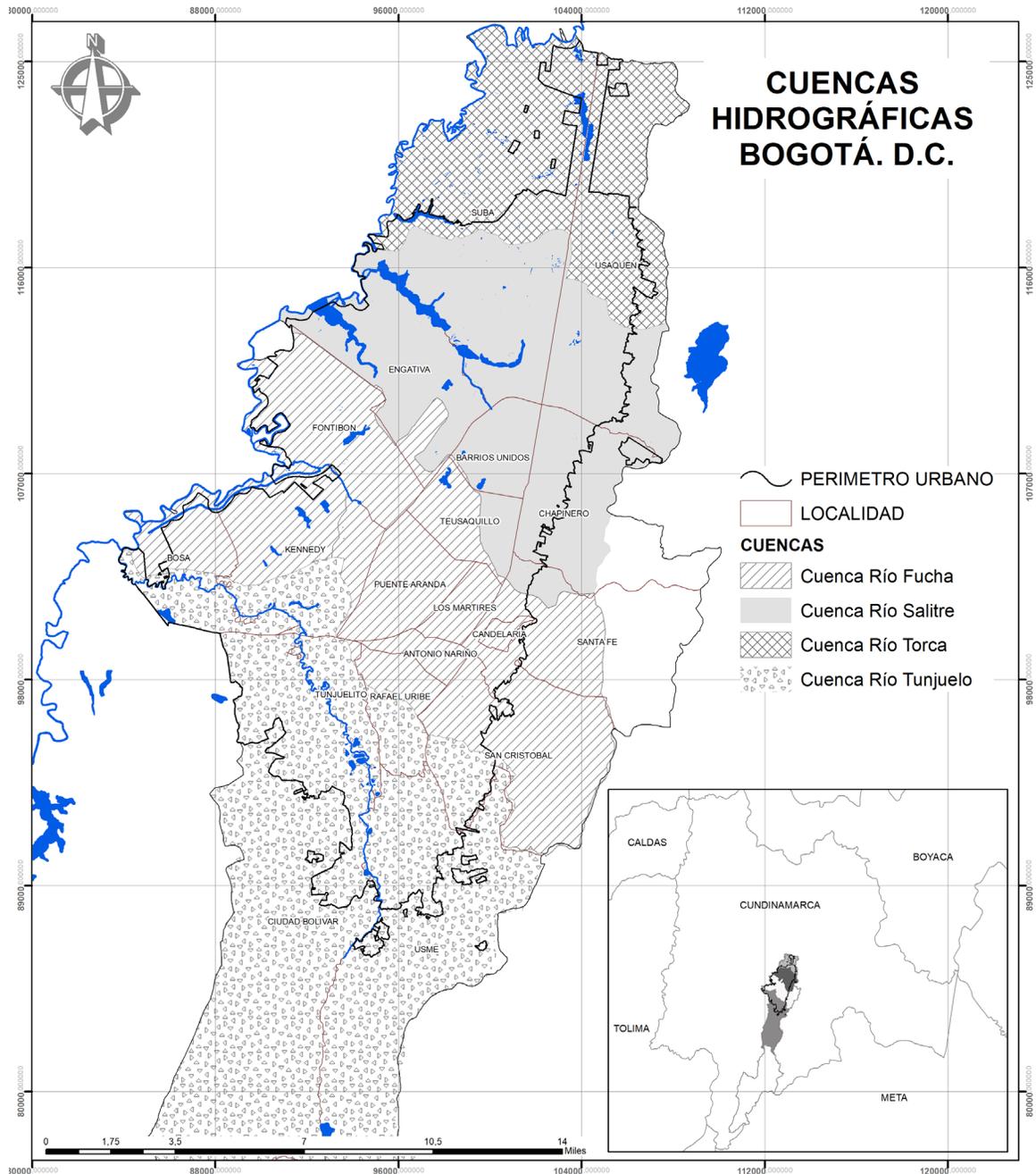


Figura 5. Mapa de Bogotá donde se encuentra la localización general en el departamento de Cundinamarca, los cuerpos de agua, sus principales ríos y cuencas hidrográficas.

Bogotá tiene múltiples subdivisiones, como se observa en la Figura 6, donde de mayor a menor tamaño corresponden a localidades (20), unidades de planeamiento zonal UPZ (70) y barrios (5 502). Adicionalmente, el *plugin* CE incluye el código homologado de identificación predial (CHIP), tema con subtema de la industria, el contaminante emergente que se produce, el sitio donde se descarga y la cuenca donde sucede.

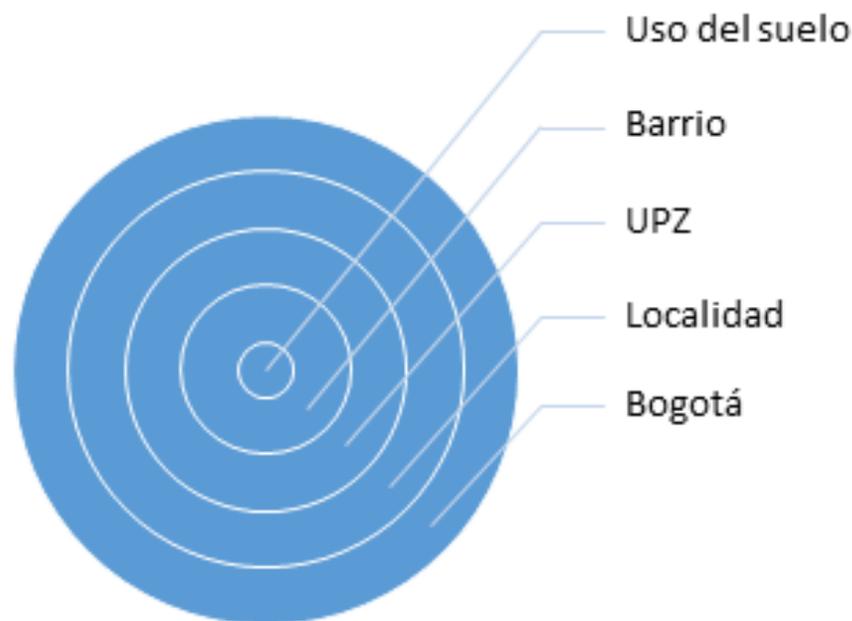


Figura 6. Divisiones administrativas presentadas en el Distrito Capital de Bogotá, donde el tamaño de los círculos es proporcional a la extensión de cada una de las divisiones. Siendo Bogotá el ítem más grande compuesto de localidades, que se componen de UPZ, que agrupan barrios conformados por barrios.

La ciudad en el sector de servicios públicos cuenta actualmente con una cobertura de acueducto del 100 % y de alcantarillado de aproximadamente el 90 %. Respecto al agua residual, en el ciclo urbano en Bogotá existe un sistema de alcantarillado convencional, donde puede ser combinado o separado, es decir, que transportan por un conducto agua lluvia y por el otro el agua residual, o los dos al tiempo (Peña-Guzmán, Melgarejo, & Prats, 2016).

Bogotá presenta deficiencias en el tratamiento del agua residual, ya que los vertimientos se hacen directamente a los cuerpos hídricos superficiales, que desembocan sin tratamiento alguno al río Bogotá, con excepción de la planta de tratamiento de aguas residuales Salitre, la cual sirve apenas para un sector de la ciudad y cuenta con un tratamiento primario que procesa solo el 25 % de las aguas residuales que recibe (Rojas-Bernal, 2013).

A continuación se desarrolla un ejemplo con el CE hidrocarburos que genera dos colores para el *shapefile* de predios de empresas, los cuales se pueden modificar a gusto del usuario. En este caso, con amarillo se encuentran las empresas que por su actividad económica producen este contaminante y en morado las que no, dando como resultado lo observado en la Figura 8, encontrando como particularidad que hay un gran polígono amarillo ubicado en la parte noroeste del lienzo de QGIS, el cual puede ser objeto de análisis, al ser un polígono representativo en el mapa y en su descarga de agua posiblemente presentar del CE hidrocarburos (Figura 7).



Figura 7. Lienzo de QGIS en la visualización de actividades asociadas con el CE hidrocarburos en color amarillo; en color morado las que no se relacionan.

Según la tabla de atributos del *layer* predios de empresas y usando la herramienta de identificación de QGIS, se obtuvo que el polígono

corresponde al Aeropuerto Internacional El Dorado, ubicado en la cuenca hidrosanitaria Fucha; localidad Fontibón; UPZ Aeropuerto El Dorado; barrio El Bogotano, con CHIP AAA0065UHEA. Se registra que el origen de la descarga es por el lavado de patios; es de tipo intermitente; el cuerpo receptor es la red de acueducto y alcantarillado; no hay registro de caudal o información técnica de la descarga.

Cabe resaltar que el proceso de categorización también se puede realizar para otros campos diferentes a los de CE. Los datos estandarizados permitieron que se visualicen más aspectos de la información de los *layers*. El usuario es quien tendrá a disposición la información para realizar el tratamiento pertinente y así poder usarlo como base argumentada para decisiones territoriales o de otros campos de acción.

Además, se puede clasificar la información de los otros *layers* presentados, no solo la de empresas, que por sus atributos estandarizados en categorías se lograría realizar un análisis por medio de la presentación en un mapa de las redes y clasificadas por los diámetros de las tuberías y los predios por estrato, entre otros aspectos.

Mapa resultado del *plugin*

En la segunda pestaña, denominada "imprimir mapa", se genera el archivo de salida, en el cual se compilan y visualizan los datos que se mostraron en la anterior pestaña (Figura 8). El mapa se puede generar

en cinco escalas: 1:200 000 (Figura 8a); 1:100 000 (Figura 8b); 1:50 000 (Figura 8c); 1:25 000 (Figura 8d); 1:5 000 (Figura 8e), siendo 1:200 000 la de menor detalle, pero que cubre toda la zona urbana de Bogotá, donde por su tamaño se pueden realizar análisis de información a nivel de cuenca hidrográfica o hidrosanitaria; en el caso contrario, la escala de más detalle es la 1:25 000, donde se pueden visualizar las manzanas de los barrios. El usuario elige la escala, dependiendo del fin que le quiera dar a la información suministrada por el mapa. En la generación del mapa debe tener en cuenta que al accionar el botón “generar mapa”, el *plugin* toma la vista del centro del lienzo de la ventana de QGIS en la escala elegida, cubriendo el rectángulo destinado para graficar. Por lo tanto, el usuario debe ubicar manualmente la zona que desea visualizar.

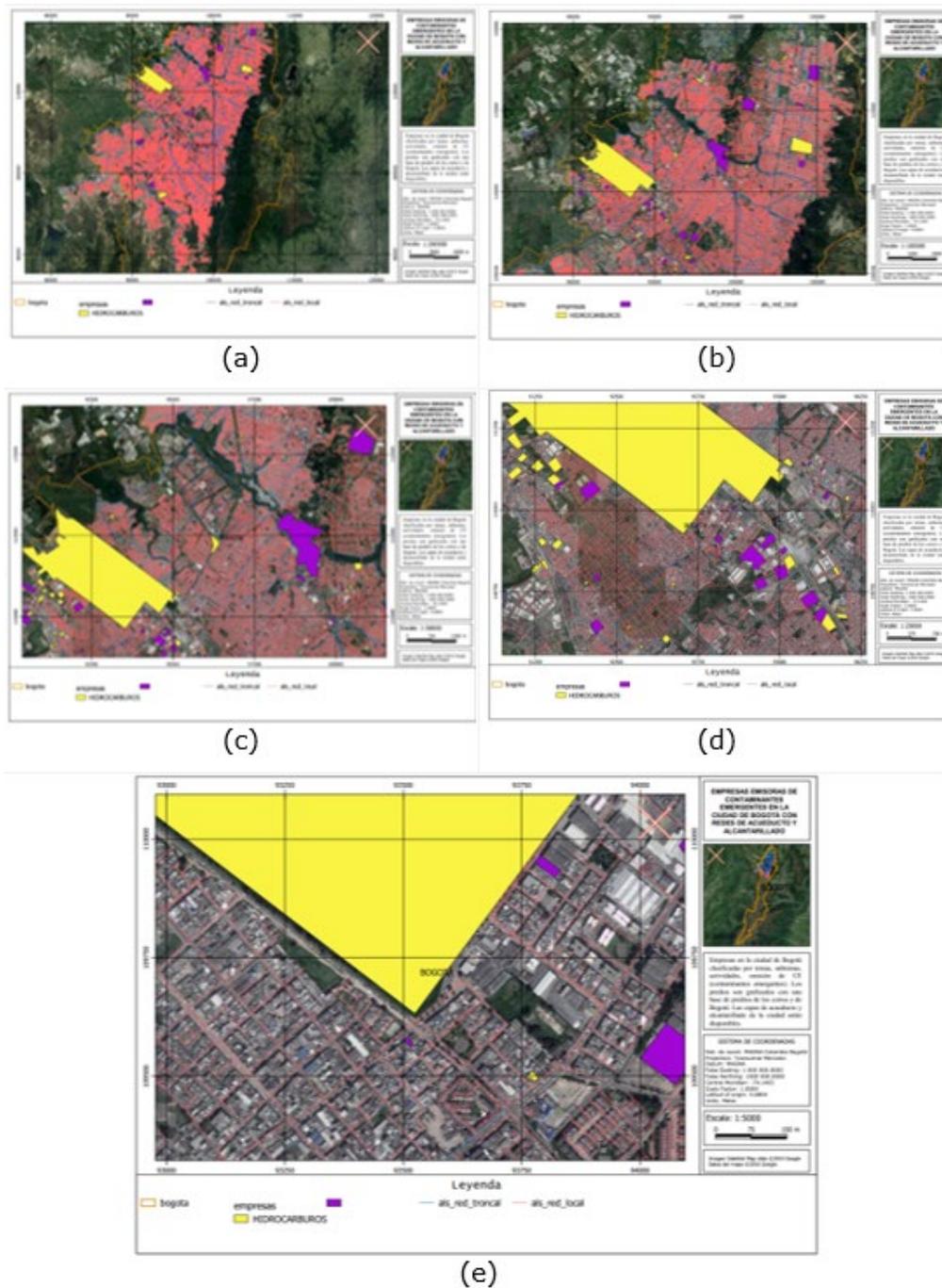


Figura 8. Mapas en formato PDF: (a) mapa a escala 1:200 000; (b) 1:100 000; (c) 1:50 000; (d) 1:25 000, y (e) 1:5 000.

Para la demostración de la generación de los mapas con diferentes escalas se va tomar de nuevo como punto de referencia el polígono del Aeropuerto Internacional El Dorado, siguiendo el ejemplo con el CE hidrocarburos; como aclaración, la información de cada mapa no varía solo cambia la ilustración del alcance de cada escala; estos mapas contienen por defecto un título, una grilla de coordenadas, la ubicación general, una breve descripción de lo que se presenta en el mapa, la leyenda, escala e información del sistema de coordenadas; esto se detalla en la Figura 8e.

La finalidad de tener escalas con tanto detalle es dar una herramienta al usuario para identificar la descarga que realiza una empresa específica a la red de alcantarillado; al activar el *layer* de pozos o cámara de inspección de esta red se tendrá la posición en la cual se puede llegar a realizar un muestro o monitoreo de dichas descargas al sistema.

Añadir o modificar empresas

Esta pestaña (Figura 9) tiene como objetivo añadir nueva información de las nuevas empresas desde la base de datos para luego ser consolidada y modificada en el archivo *shapefile* de las empresas o industrias. En esta base de datos es posible ingresar grandes cantidades de información, a fin de obtener actualización continua de la misma.

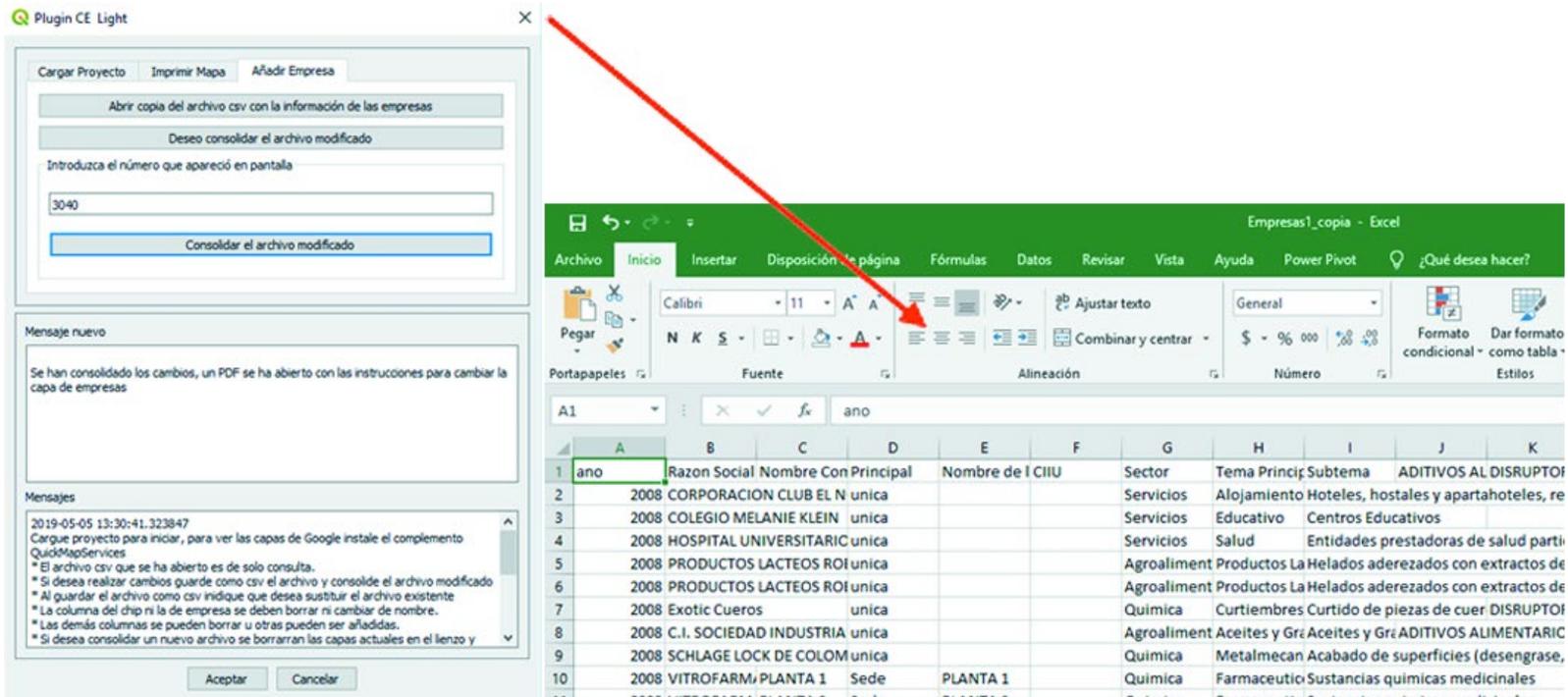


Figura 9. Ventana de la pestaña “añadir empresa” con la descarga de archivo csv, el cual se puede visualizar y editar en Microsoft Excel.

Al momento de ejecutar el *plugin*, esta pestaña tiene el botón “abrir copia del archivo csv con la información de las empresas”, en el cual se descarga una copia de la base de datos de las empresas, que fue descrita y explicada para su debido diligenciamiento e interpretación en el numeral 2.2.3 Tabla 3. Cabe aclarar que este archivo también surge como una salida del *plugin*, ya que se puede guardar y convertir a otros formatos usando la información contenida en un archivo *xs/x*.

Pero siguiendo la explicación detallada del resultado de los procesos del *plugin*, se realizó un ejemplo de la creación de una nueva empresa supuesta, es decir, que no existe en la realidad, pero que es visualmente entendible para dar a conocer la funcionalidad de esta pestaña. Se creó la empresa denominada "X combustible", la cual almacena y distribuye combustible cerca del Aeropuerto Internacional El Dorado; esta ubicación se eligió para tener el mismo punto de referencia de los anteriores numerales. Como primera instancia se seleccionó un polígono cualquiera del *layer* "predios_Bogotá", con la condición de que no se encontrara dentro del *layer* empresas.

El polígono elegido se resalta con un color rojo en la Figura 10, donde al identificar dicho polígono en el *layer* predial denominado "predios_Bogotá", el dato de mayor importancia en su tabla de atributos es el CHIP del predio, pues éste es el campo por medio del cual se vinculan los datos al *layer* de empresas.

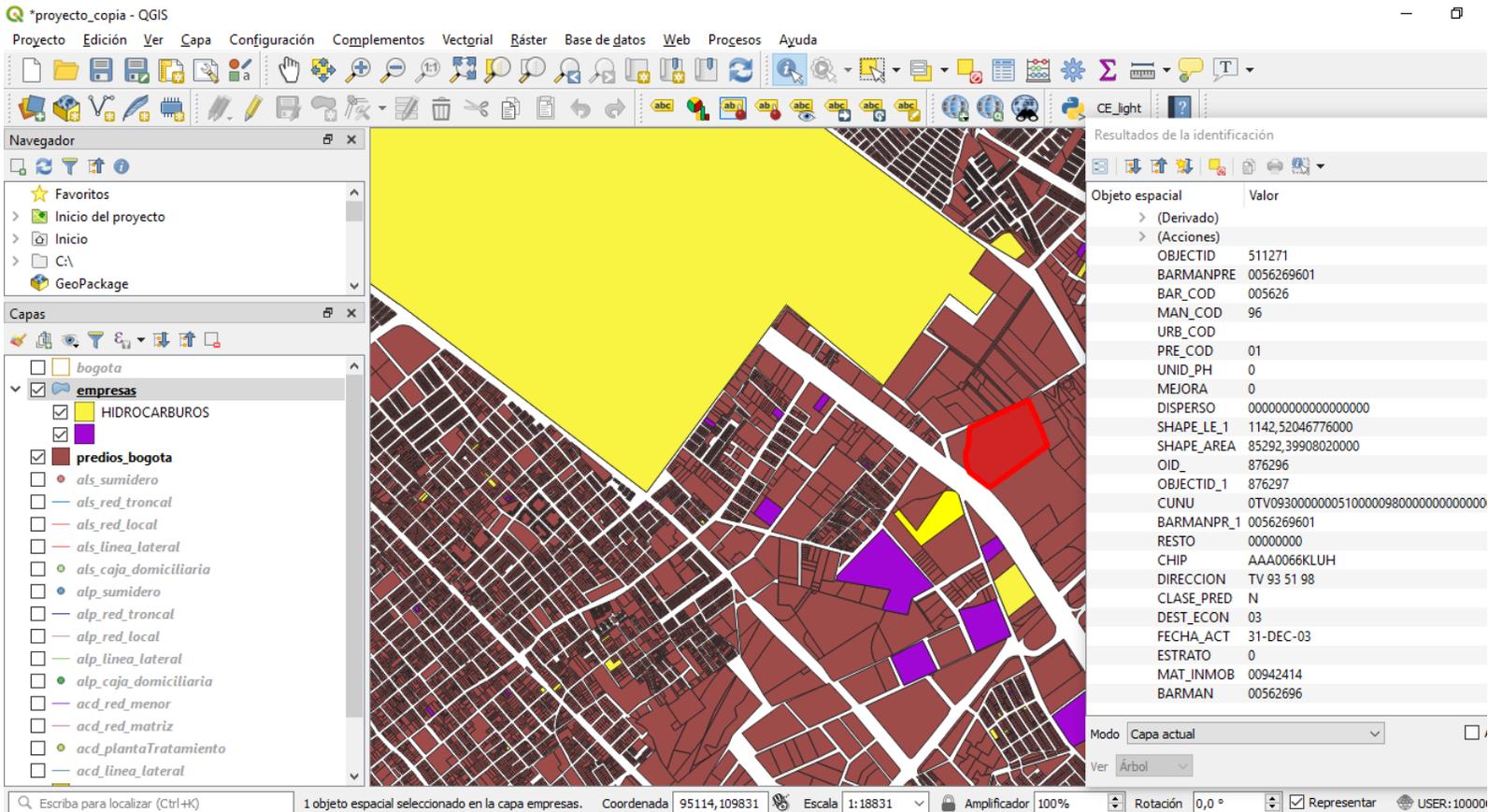


Figura 10. Elección de predio sin actividad comercial o industrial, identificando el CHIP correspondiente a este polígono para alimentar la base de datos.

Según la actividad elegida para la empresa "X combustibles" se diligenciaron los campos más relevantes de la base de datos así; razón social y nombre comercial: Empresa X Combustibles; CIIU: G505100; sector: hidrocarburos; tema: estaciones de servicio; subtema: venta y distribución de combustibles, hidrocarburos como CE; localidad: Fontibón, No. Local: 9; cuenca: Fucha; código cuenca: F; ID predio: F9-00000;

CHIP: AAA0066KLUH; origen de la descarga: lavado de islas; tipo de receptor: red de alcantarillado. Cabe aclarar que se puede modificar la base de datos insertando o eliminando campos, pero las columnas de CHIP y la última de Empresa no se deben modificar ni eliminar.

Al terminar la edición de la base de datos se guarda la copia modificada en la carpeta de "shapes_plugin_light", reemplazando el archivo con el mismo nombre empresas1_copia; y se aplica el botón "deseo consolidar el archivo modificado", donde aparecerá un número al azar que debe ser ingresado en la ventana; el usuario debe confirmar que desea realizar una modificación de los datos; al pulsar el último botón "consolidar el archivo modificado" se descargará automáticamente un documento PDF que contiene las instrucciones para cargar el nuevo *layer* de empresas, pues se borrará lo que se tenía anteriormente en el lienzo.

En esta guía se explica básicamente cómo se une el campo de CHIP del nuevo *layer* que se creó "predios_empresa" (Figura 11) y el *layer* "predios_bogotá", depurando las bases de datos y creando un nuevo *shapefile* con la nueva empresa incorporada (Figura 11), para luego reemplazarlo por el *layer* empresas; la información se actualiza cuando se carga de nuevo el proyecto en la primera pestaña.

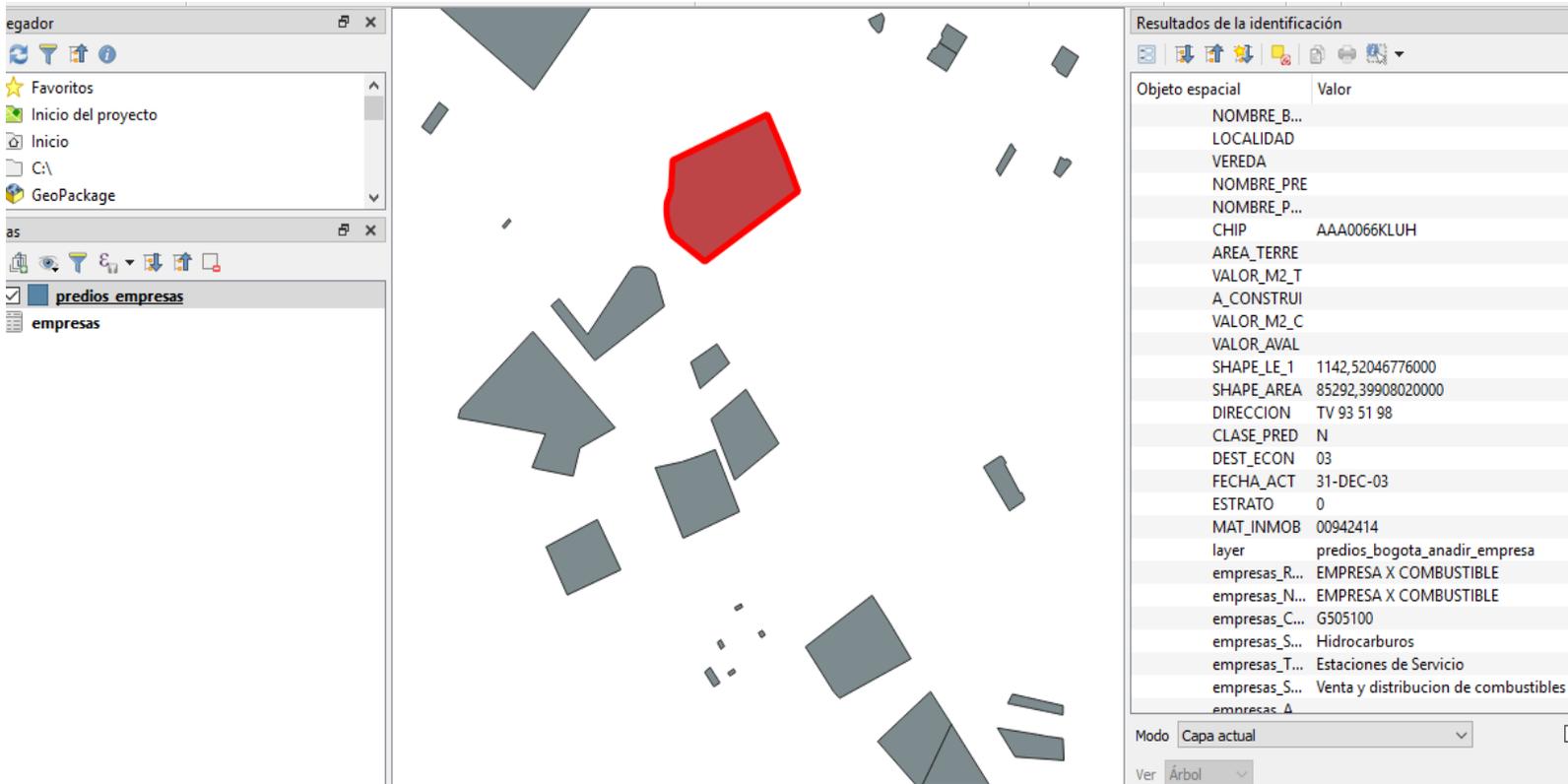


Figura 11. Creación de capa de predios de empresas con el polígono de la nueva empresa ingresada. En la parte derecha se visualizan los datos de identificación del predio donde se encuentra el nombre (Empresa X Combustibles), sector (hidrocarburos) y demás datos ingresados al formato csv inicialmente.

Esta última pestaña es de gran importancia, ya que como se demostró es donde se pueden modificar datos y volver a ser consolidados para que forman parte nuevamente del *plugin*, y actualizando los datos por medio del manejo adecuado de un documento csv o su importación a un xlsx, donde se pueden cargar grandes volúmenes de información.

Clasificación de todas las empresas e industrias por CE que originan

De las 1 263 empresas encontradas en el *shapefile* se realizó un conteo filtrando en la tabla de atributos del *layer* empresas de cada uno de los CE o la combinación de éstos que se puedan presentar, determinando el porcentaje de participación de cada categoría dentro del total de las empresas, como se relaciona en la Tabla 4. Asimismo, se generó un mapa (Figura 12) que muestra espacialmente y por medio de convenciones la distribución de todos los CE considerados en este proyecto; se encontró que la mayoría de las empresas se ubican en la zona central y sur de Bogotá D.C., y que para los usuarios es recomendable imprimir por medio del *plugin* mapas individuales de cada CE, para observar la posible presencia o ausencia del contaminante en el área que se necesite evaluar.

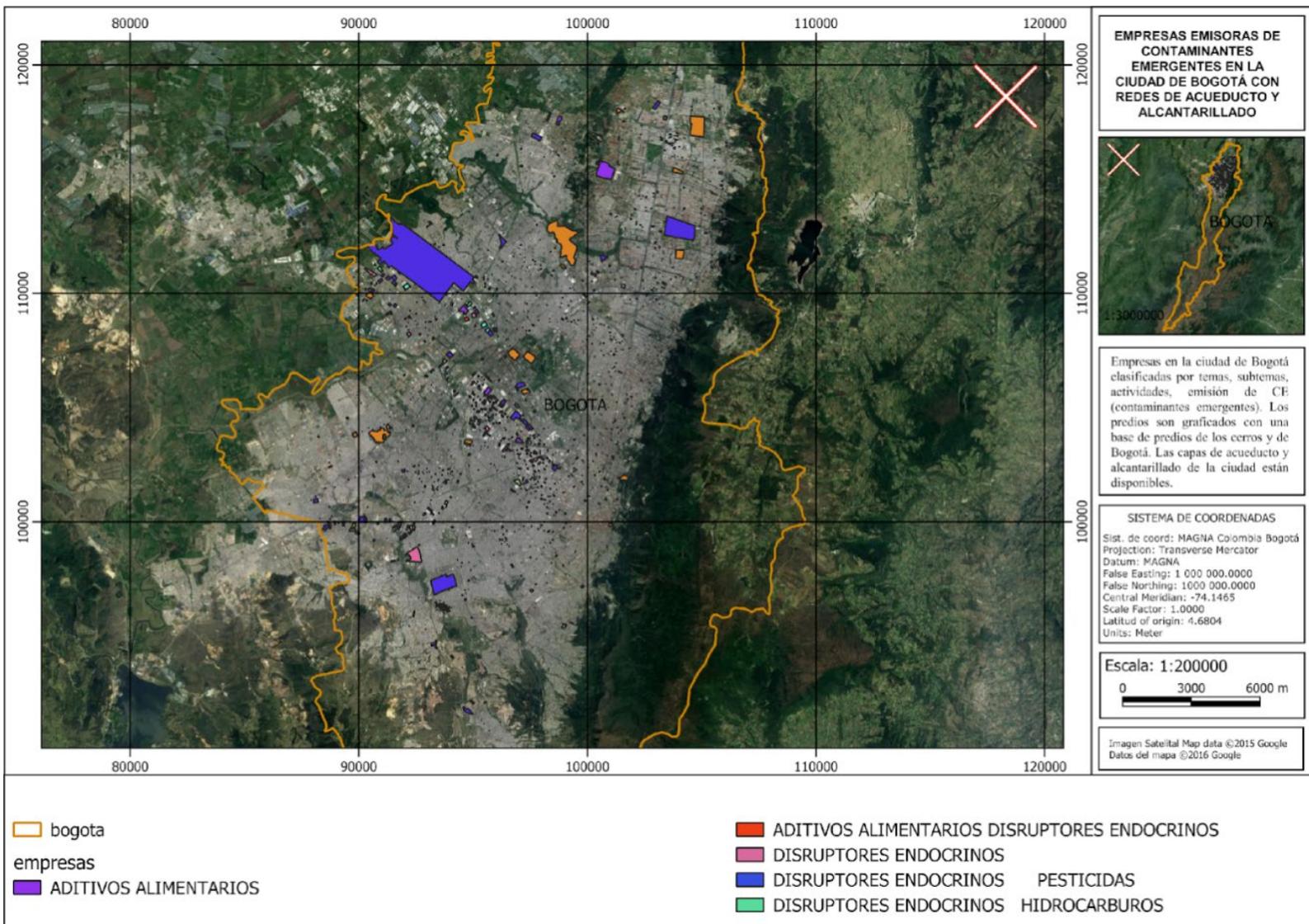


Figura 12. Mapa resultado de evaluación de todos los grupos de CE.

Tabla 4. Cantidad de empresas que presentan uno o más CE con su respectivo porcentaje en cuanto a la totalidad de empresas.

Cantidad de empresas	Contaminantes emergentes	Porcentaje (%)
220	Aditivos alimenticios	17.4
14	Aditivos alimenticios y disruptores endocrinos	1.1
195	Disruptores endocrinos	15.4
2	Disruptores endocrinos y pesticidas	0.2
32	Disruptores endocrinos e hidrocarburos	2.5
8	Disruptores endocrinos, hidrocarburos y productos del cuidado personal	0.6
2	Fármacos	0.2
49	Fármacos y productos cuidado personal	3.9
35	Filtros ultravioleta y productos cuidado personal	2.8
13	Filtros ultravioleta e hidrocarburos	1.0
1	Filtros ultravioletas, hidrocarburos y productos cuidado personal	0.1
585	Hidrocarburos	46.3
6	Hidrocarburos y productos cuidado personal	0.5
1	Hidrocarburos y pesticidas	0.1
2	Pesticidas	0.2
50	Productos cuidado personal	4.0
48	Ninguno	3.8

El CE más significativo es el de hidrocarburos, con el 46.9 % de participación en las empresas presentadas, el cual se distribuye

especialmente por toda la ciudad, como ya se había mostrado en la Figura 7; es decir, no hay una gran concentración de empresas que presenten este contaminante en un mismo lugar, esto se debe a que la mayoría de ellas son estaciones de servicio y lavaderos de vehículos, los cuales suplen la necesidad de abastecimiento de combustible y servicio para los automóviles en diferentes puntos de la urbe; esta característica genera que el contaminante hidrocarburos tenga un grado de dificultad mayor para su control.

Los siguientes porcentajes más altos son los de aditivos alimenticios (18.5 %) y disruptores endocrinos (18.7 %), que tienen como característica tener pequeños polígonos pertenecientes a sectores industriales; a diferencia de hidrocarburos que pertenecían a servicios, el sector característico de los aditivos alimenticios es el agroalimentario relacionado con actividades de procesamiento de cárnicos, confiterías y lácteos, entre otros; y el de los disruptores endocrinos es el químico con actividades metalmecánicas, curtiembre y otras. Estos polígonos, a pesar de tener actividades representativas, son de área reducida debido a que la industria bogotana en su mayoría se compone de microempresas, y pequeñas y medianas empresas según el ente privado Cámara de Comercio de Bogotá D.C.; sin embargo, que sean pequeñas no es un indicador de la concentración del CE que pueden estar aportando al recurso hídrico, por lo tanto, se propone al usuario del *plugin* que para el análisis de la presencia o ausencia de estos tipos de CE use escalas de mapa menores a 1:50 000, sugerencia que también aplicaría al resto de categorías filtradas.

Como ya se observó, el objetivo primordial del *plugin* es ser una herramienta de ayuda técnica espacial en el control y seguimiento de la contaminación hídrica urbana, en específico en contaminantes emergentes generados por los diferentes sectores productivos. Su capacidad espacial, visual y de almacenamiento de información es una ayuda en la gestión del territorio y en la administración del recurso hídrico urbano.

Beneficios y limitaciones del *plugin* CE

La herramienta SIG usada para el *plugin* es gratuita, soporta varios sistemas operativos y al tener licencia GNU no requiere del pago de la misma para su uso, lo cual facilita su acceso a todo tipo de usuarios y los incentiva para la generación de conocimiento sobre los CE. Además, la ejecución de este *plugin* no requiere conocimientos especializados en la plataforma, al contar con una guía de instalación, mensajes de acompañamiento para cada pestaña y botón, junto con una serie de guías que de forma ilustrativa generan un paso a paso de las acciones que se realizan directamente en QGIS.

Se buscó que el *plugin* fuera versátil, de tal forma que sirviera para diferentes tipos de usuarios y que se alineara con varios campos del saber e instituciones, razón por la cual los mapas y la tabla de resultados se pueden generar para distintas escalas, lo que hace posible que en un territorio como el de Bogotá D.C., que abarca 1 775 kilómetros cuadrados

de superficie haya proyectos al detalle de ciudad, localidad, UPZ, cuenca hidrosanitaria o barrios, según corresponda con los intereses de quien ejecute CE *light*. Otro beneficio del uso de las diferentes escalas es que se puede precisar información que necesita una resolución a una escala 1:5 000, como la ubicación del punto de descarga de agua residual de determinada empresa y la acometida que tiene hacia la red de alcantarillado, identificando también la cámara de inspección más cercana para un posible punto de muestreo en investigaciones futuras, evitando que por la alta densidad de las redes y los pozos suceda sobreposición de éstos en una escala mayor, que genere que el mapa no sea claro o que pierda detalle.

Las aplicaciones que se le pueden dar al *plugin* están dadas por la persona que lo ejecute y el campo en el que se evalúen sus resultados, ya que quien los analice puede generar insumos para todo tipo de gestión, como en el caso del ordenamiento territorial, sistemas de monitoreo o control, e incluso investigaciones en el campo de la salud ambiental.

Los desarrolladores generan actualizaciones de todas las plataformas para aumentar el rendimiento de los programas, siendo necesario el mantenimiento para acoplarse a nuevas versiones de QGIS que puedan ocasionar su incompatibilidad.

En este caso, la revisión también hace referencia a la trazabilidad de la información que se utiliza como insumo, ya que ésta debe ser precisa para que sus resultados sean vigentes y puedan contribuir a la detección de CE en el momento que se requiera. Es importante que en la actualización de los registros del *plugin* haya una adecuada categorización

de los CE generados en una nueva industria, para así evitar que el *plugin* dé lugar a resultados erróneos.

Toda actualización de los registros de empresa debe incluir el código de identificación del predio, pues un registro abundante de industrias, pero sin códigos CHIP no va a generar las salidas esperadas ni contenido visual, como mapas, para su posterior análisis, lo que lleva a resultados parciales que no muestran la situación actual.

El *plugin*, aunque no se alimenta de forma automática de alguna fuente oficial de datos, permitirá la determinación de zonas con presencia de CE siempre y cuando los campos en la base de datos de empresas estén adecuadamente diligenciados y completos. Es aconsejable una revisión de la vigencia de los archivos al momento de iniciar un proyecto.

Recomendaciones de uso

El *plugin CE* para QGIS es una herramienta que permite determinar la posible presencia de uno o varios CE de forma estandarizada y guiada para cualquier tipo de usuario. Sus cualidades permiten el filtrado por contaminantes específicos y una rápida evaluación gráfica para la determinación de los mismos en un sitio específico. Con esta información como insumo se abre el espacio para continuar con la investigación y la gestión de los CE, lo que da lugar a nuevos proyectos donde se puedan llevar a cabo cuantificaciones de las concentraciones en el agua.

Se propone que en estudios posteriores se haga la medición de contaminantes emergentes en campo, porque además de generar resultados para una investigación paralela, también servirá como método de detección para saber si las sustancias se encuentran en un lugar específico de la red de alcantarillado, lo que hará posible evaluar y validar la precisión de CE *light* como herramienta previa para encontrar sustancias de interés.

Se plantea que en el futuro se hagan muestreos en varias zonas en la red de alcantarillado donde no se observe un grupo de CE, para que se comparen sus resultados con datos de medición de zonas en los que se esperaría hallar concentraciones del mismo según el *plugin*. Esto implicaría que se ejecute la herramienta con la escala de mayor detalle. Así, se puede corroborar la información que el *plugin* arroja como resultado y avanzar en estudios sobre CE para Bogotá D.C.

La herramienta se diseñó acomodándose a las divisiones administrativas de Bogotá D.C., sin embargo, si se quisiera replicar para otras ciudades del mundo, se necesitaría hacer una adaptación con la información disponible de la ciudad objetivo. Existen datos que no necesitarían un equivalente, como la UPZ o localidad, pero otros, como el CHIP, sí tendrían que tener un par que cumpla la misma función, es decir, un código alfanumérico o numérico que identifique un único predio. Estos identificadores pueden provenir de las bases prediales oficiales existentes en países de América Latina y el Caribe, que son creadas para establecer los impuestos o contribuciones tributarias para bienes inmuebles.

Conclusiones

El *plugin CE* es una herramienta enfocada a la gestión ambiental de contaminantes emergentes, la cual, por su capacidad de almacenamiento de información y su georreferenciación, es una ayuda en el control y seguimiento de descargas residuales líquidas por sectores productivos mediante la decisión de las ubicaciones de muestreo en la ejecución de planes de monitoreo y seguimiento para CE en aguas residuales industriales. De igual manera, esta herramienta puede emplearse como fuente de planificación territorial, y de manejo y administración de la infraestructura de saneamiento urbano y de cuerpos de agua.

La implementación en un sistema de información geográfica permite la generación de mapas que muestran la existencia de un determinado contaminante emergente por procesos productivos en zonas específicas (estudio de caso de la ciudad de Bogotá D.C.), lo que permite continuar generando conocimiento sobre los CE y aportar en procesos de la gestión, seguimiento y monitoreo de estos contaminantes en el recurso hídrico, el cual es actualmente escaso y únicamente de carácter académico.

Este *plugin* genera resultados que pueden ser base de ayuda o interconectarse con modelos de contaminantes hídricos, con modelos de contaminación en sistemas de drenaje, para el desarrollo de infraestructura, y para el análisis de riesgo a la exposición de estas sustancias entre muchas aplicaciones, ya que genera como salida

información asociada con los predios, industrias y contaminantes presentes para un sector determinado.

Referencias

- Abbott, D. (2018). Chapter 11. Graphics programming with QT. In: Abbott, D. (ed.). *Linux for Embedded and real. Time Applications* (pp. 173-185) (4th ed.). DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811277-9.00011-0>
- Adeola-Fashae, O., Abiola-Ayorinde, H., Oludapo-Olusola, A., & Oluseyi-Obateru, R. (2019). Landuse and surface water quality in an emerging urban city. *Applied Water Science*, 9(2), 25. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0903-2>
- Albrecht, J. (2018). 1.31. GIS Project Management. In: Huang, B. (ed.). *Comprehensive Geographic Information Systems* (pp. 446-477). DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09612-3>
- Aldana, M. J., & López, F. S. (2017). Water distribution system of Bogotá City and its surrounding area, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá – EAB E.S.P. *Procedia Engineering*, 186, 643-653. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.281>

- Alvarado, J. G., Delgado-Linares, J. G., & Medina, H. R. (2015). Rol de la química orgánica en los procesos de conversión de hidrocarburos. *Educación Química*, 26(4), 288-298. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eq.2015.08.001>
- Aminot, Y., Sayfritz, S. J., Thomas, K. V., Godinho, L., Botteon, E., Ferrari, F., Boti, V., Albanis, T., Köck-Schulmeyer, M., Diaz-Cruz, S., Farré, M., Barceló, D., Marques, A., & Readman, J. W. (September, 2019). Environmental risks associated with contaminants of legacy and emerging concern at European aquaculture areas. *Environmental Pollution*, 252(Part B), 1301-1310. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.133>
- Amores, M. J., Meneses, M., Pasqualino, J., Antón, A., & Castells, F. (2013). Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. *Journal of Cleaner Production*, 43, 84-92. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.033>
- Biel-Maeso, M., Corada-Fernández, C., & Lara-Martín, P. A. (2019). Removal of personal care products (PCPs) in wastewater and sludge treatment and their occurrence in receiving soils. *Water Research*, 150, 129-139. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.045>

- Boelee, E., Geerling, G., van der Zaan, B., Blauw, A., & Vethaak, A. D. (2019). Water and health: From environmental pressures to integrated responses. *Acta Tropica*, 193, 217-226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2019.03.011>
- Borcherds, P. H. (2007). Python: A language for computational physics. *Computer Physics Communications*, 177(1), 199-201. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cpc.2007.02.019>
- Causanilles, A., Ruepert, C., Ibáñez, M., Emke, E., Hernández, F., & De Voogt, P. (2017). Occurrence and fate of illicit drugs and pharmaceuticals in wastewater from two wastewater treatment plants in Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 599-600, 98-107. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.202>
- Chen, D., Shams, S., Carmona-Moreno, C., & Leone, A. (2010). Assessment of open source GIS software for water resources management in developing countries. *Journal of Hydro-environment Research*, 4(3), 253-264. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jher.2010.04.017>

- Delgado, N., Capparelli, A., Navarro, A., & Marino, D. (2019). Pharmaceutical emerging pollutants removal from water using powdered activated carbon: Study of kinetics and adsorption equilibrium. *Journal of Environmental Management*, 236, 301-308. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.116>
- Dharupaneedi, S. P., Nataraj, S. K., Nadagouda, M., Reddy, K. R., Shukla, S. S., & Aminabhavi, T. M. (2019). Membrane-based separation of potential emerging pollutants. *Separation and Purification Technology*, 210, 850-866. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.09.003>
- Dimpe, K. M., & Nomngongo, P. N. (2016). Current sample preparation methodologies for analysis of emerging pollutants in different environmental matrices. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 82, 199-207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2016.05.023>
- Dvořáková-Březinová, T., Vymazal, J., Koželuh, M., & Kule, L. (2018). Occurrence and removal of ibuprofen and its metabolites in full-scale constructed wetlands treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 120, 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.020>

- El-Bastawesy, M., Adel, S., & Mohamed, I. N. L. (2018). Management of waste water discharge within the Nile Valley of Egypt: The collapse of Al Ballanah waste water's lake in Aswan in September 2013. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 21(2), 149-158. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.11.004>
- Ferreira, I., & Caroch, M. (2017). Food additives: Classification, regulation and analysis. In: *Reference module in chemistry, molecular sciences and chemical engineering*. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.14310-0>
- Grzesiuk, M., Spijkerman, E., Lachmann, S. C., & Wacker, A. (2018). Environmental concentrations of pharmaceuticals directly affect phytoplankton and effects propagate through trophic interactions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156, 271-278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.019>
- He, K., Hain, E., Timm, A., Tarnowski, M., & Blaney, L. (2019). Occurrence of antibiotics, estrogenic hormones, and UV-filters in water, sediment, and oyster tissue from the Chesapeake Bay. *Science of the Total Environment*, 650, 3101-3109. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.021>

- Jia, Y., Schmid, C., Shuliakevich, A., Hammers-Wirtz, M., Gottschlich, A., der Beek, T. A., Yin, D., Qin, B., Zou, H., Dopp, E., & Hollert, H. (2019). Toxicological and ecotoxicological evaluation of the water quality in a large and eutrophic freshwater lake of China. *Science of the Total Environment*, 667, 809-820. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.435>
- Köck-Schulmeyer, M., Villagrasa, M., López-de-Alda, M., Céspedes-Sánchez, R., Ventura, F., & Barceló, D. (2013). Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Science of the Total Environment*, 458-460, 466-476. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.010>
- Langat, P. K., Kumar, L., & Koech, R. (2019). Monitoring river channel dynamics using remote sensing and GIS techniques. *Geomorphology*, 325, 92-102. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.10.007>
- Mantovani, A. (2019). Endocrine disruptors: A review. In: Melton, L., Shahidi, F., & Varelis, P. (eds.). *Encyclopedia of food chemistry* (pp. 481-486). DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.21810-6>

- Marchetti, D., Oliveira, R., & Figueira, A. R. (2019). Are global north smart city models capable to assess Latin American cities? A model and indicators for a new context. *Cities*, 92, 197-207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.04.001>
- Meyer, D., & Riechert, M. (2019). Open source QGIS toolkit for the advanced research WRF modelling system. *Environmental Modelling & Software*, 112, 166-178. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.10.018>
- Nielsen, A., Bolding, K., Hu, F., & Trolle, D. (2017). An open source QGIS-based workflow for model application and experimentation with aquatic ecosystems. *Environmental Modelling & Software*, 95, 358-364. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.032>
- Novotna, K., Cermakova, L., Pivokonska, L., Cajthaml, T., & Pivokonsky, M. (2019). Microplastics in drinking water treatment. Current knowledge and research needs. *Science of the Total Environment*, 667, 730-740. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.431>

- Pal, A., He, Y., Jekel, M., Reinhard, M., & Gin, K. Y.-H. (2014). Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environment International*, 71, 46-62. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.025>
- Peña-Álvarez, A., & Castillo-Alanís, A. (2015). Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales por microextracción en fase sólida-cromatografía de gases-espectrometría de masas (MEFS-CG-EM). *TIP*, 18(1), 29-42. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.recqb.2015.05.003>
- Peña-Guzmán, C. A., Melgarejo, J., & Prats, D. (2016). El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad/The urban water cycle in Bogotá, Colombia: Current Status and challenges for sustainability. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 57.
- Peña-Guzmán, C. A., Melgarejo, J., López-Ortiz, I., & Mesa, D. (2017). Simulation of infrastructure options for urban water management in two urban catchments in Bogotá. *Water*, 9(11), 858, 1-16. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9110858>

- Peña-Guzmán, C., Ulloa-Sánchez, S., Mora, K., Helena-Bustos, R., Lopez-Barrera, E., Alvarez, J., & Rodriguez-Pinzón, M. (2019). Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. *Journal of Environmental Management*, 237, 408-423. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>
- Polyakova, O. V., Artaev, V. B., & Lebedev, A. T. (2018). Priority and emerging pollutants in the Moscow rain. *Science of the Total Environment*, 645, 1126-1134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.215>
- QGIS. (s.f.). *Plugin development*. QGIS A Free and Open Source Geographic Information System. Recuperado de <https://qgis.org/en/site/getinvolved/development/plugindevelopment.html>
- QT. (s.f.). *Qt for Python* (QT Software development made smarter). Recuperado de <https://doc.qt.io/qtforpython/>
- Rodil, R., Villaverde-de-Sáa, E., Cobas, J., Quintana, J. B., Cela, R., & Carro, N. (2019). Legacy and emerging pollutants in marine bivalves from the Galician coast (NW Spain). *Environment International*, 129, 364-375. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.018>

Rojas-Bernal, C. L. (2013). *Water urbanism in Bogotá. Exploring the interplay between settlement patterns and water management.*

Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/299649553_Water_Urbanism_in_Bogota_Exploring_the_interplay_between_settlement_patterns_and_water_management

Rossetto, R., De Filippis, G., Borsi, I., Foglia, L., Cannata, M., Criollo, R., & Vázquez-Suñé, E. (2018). Integrating free and open source tools and distributed modelling codes in GIS environment for data-based groundwater management. *Environmental Modelling & Software*, 107, 210-230. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.06.007>

Rozos, E., & Makropoulos, C. (2013). Source to tap urban water cycle modelling. *Environmental Modelling & Software*, 41, 139-150. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.11.015>

Sherman, G. E. (2014). *The PyQGIS programmer's guide: Extending QGIS 2.x with Python.* Recuperado de

<https://locatepress.com/book/ppg>

- Singh, A. (2019). Remote sensing and GIS applications for municipal waste management. *Journal of Environmental Management*, 243, 22-29. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.017>
- Steiniger, S., & Hay, G. J. (2009). Free and open source geographic information tools for landscape ecology. *Ecological Informatics*, 4(4), 183-195. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2009.07.004>
- Stevović, S., & Nestorović, Ž. (2016). Impact of environment GIS modeling on sustainable water systems management. *Procedia Engineering*, 162, 293-300. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.063>
- Sun, S., Chen, Y., Lin, Y., & An, D. (2018). Occurrence, spatial distribution, and seasonal variation of emerging trace organic pollutants in source water for Shanghai, China. *Science of the Total Environment*, 639, 1-7. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.089>
- Torres, A., Méndez-Fajardo, S., López-Kleine, L., Galarza-Molina, S., & Oviedo, N. (2013). Calidad de vida y ciudad: análisis del nivel de desarrollo en Bogotá a través del método de necesidades básicas insatisfechas. *Estudios Gerenciales*, 29(127), 231-238. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.estger.2013.05.011>

- van Lindert, P. (2016). Rethinking urban development in Latin America: A review of changing paradigms and policies. *Habitat International*, 54, 253-264. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2015.11.017>
- van Wezel, A. P., van den Hurk, F., Sjerps, R. M. A., Meijers, E. M., Roex, E. W. M., & Ter-Laak, T. L. (2018). Impact of industrial waste water treatment plants on Dutch surface waters and drinking water sources. *Science of the Total Environment*, 640-641, 1489-1499. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.325>
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., & Barceló, D. (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389(3), 416-428. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.005>
- Vystavna, Y., Frkova, Z., Celle-Jeanton, H., Diadin, D., Huneau, F., Steinmann, M., Crini, N., & Loup, C. (2018). Priority substances and emerging pollutants in urban rivers in Ukraine: Occurrence, fluxes and loading to transboundary European Union watersheds. *Science of the Total Environment*, 637-638, 1358-1362. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.095>

Zhou, S., Di Paolo, C., Wu, X., Shao, Y., Seiler, T.-B., & Hollert, H. (2019). Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants. The case of pharmaceuticals in European surface waters. *Environment International*, 128, 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.034>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-08

Notas

El acceso y el suministro de agua rural en México y Brasil

Rural water access and supply in Mexico and Brazil

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

¹Instituto Politécnico Nacional, Escuela Superior de Comercio y Administración, Unidad Santo Tomás, Ciudad de México, México, j.a.silva@outlook.com

Autor para correspondencia: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Resumen

El objetivo de esta investigación es analizar la literatura sobre el acceso y suministro de agua rural en México y Brasil considerando los sistemas existentes para proponer recomendaciones de mejora en estos rubros. Se utilizaron diferentes metodologías para la revisión de la literatura, como la búsqueda en diversas bases de datos científicas, el empleo del *ranking* SCIMAGO, la adopción de la escala Newcastle Ottawa, las pautas de PRISMA y la verificación STROBE. Los periodos de tiempo abarcaron épocas remotas clave que finalizan en la actualidad: 1994-2020. Los resultados destacan que naciones latinoamericanas como Brasil y México



tienen sistemas de agua que necesitan un mayor compromiso para mejorar por parte del sector público. Se recomienda hacer partícipe al sector social en el desarrollo de esquemas de gestión comunitaria para encontrar una solución a la demanda y oferta de agua cambiantes. Además, es menester en próximas investigaciones profundizar en el tema del abastecimiento del agua para su mejora en las naciones analizadas.

Palabras clave: abastecimiento de agua, acceso al agua, gestión comunitaria, saneamiento, zonas rurales.

Abstract

The objective of this research is to analyze the literature on rural water access and supply in Mexico and Brazil, considering existing systems; to propose improvement recommendations in these areas. Different methodologies were used to review the literature, such as searching various scientific databases, the use of the SCIMAGO ranking, the adoption of the Newcastle Ottawa scale, the PRISMA guidelines, and the STROBE verification. The time periods spanned key remote eras ending today. The results highlight that Latin American nations such as Brazil and Mexico have water systems that need greater commitment from the public sector. It is recommended to involve the social sector in the development of community management schemes to find a solution to the changing water demand and supply. In addition, it is necessary to delve in future research into the issue of water supply, for its improvement in the nations analyzed.

Keywords: Water supply, access to water, community management, sanitation, rural areas.



Recibido: 01/02/2022

Aceptado: 08/09/2022

Publicado Online: 14/09/2022

Introducción

Durante décadas, la historia de la humanidad ha estado marcada por momentos decisivos que alteraron sus estructuras políticas, sociales y económicas. El siglo XXI está sumido en un sinfín de estos momentos, entre los cuales destaca el que comenzó en el año 2019 por la pandemia de la COVID-19 (Toledo, 2020). La enfermedad ha pasado a la historia como una que ha causado un impacto económico, social y de salud masivo a nivel mundial. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UN Environment Programme, 2020) destaca que América Latina ha experimentado un aumento en el número de muertes en los últimos meses con los gobiernos lidiando con cómo pueden implementar medidas divergentes destinadas a mitigar su propagación al tiempo que mantienen los logros de la paz, salvaguardando los derechos humanos y preservando el tejido de la democracia (United Nations, 2020; UN Environment Programme, 2020).

Un número selecto de países latinoamericanos, como Brasil y México, han mostrado algunos de los números más altos de casos absolutos y per cápita en la comunidad internacional con 3 057 470 y 485 836, respectivamente (Statista, 2020). Los académicos opinan que la



razón principal detrás del aumento de las cifras son los sistemas de salud fragmentados y desiguales, mientras que otros argumentan que es la falta de un sistema y una estructura que puedan manejar una crisis de salud y humanitaria de gran magnitud (Toledo, 2020).

El *modus operandi* del coronavirus es la transmisión a través de superficies infectadas, que saca a la luz la importancia del agua y el saneamiento (Toledo, 2020). El objetivo de desarrollo sostenible número 6, agua potable y saneamiento para todos, se considera relevante para proporcionar un apalancamiento significativo para las inversiones existentes en atención médica y la lucha contra el coronavirus (United Nations, 2020; UN Environment Programme, 2020). Aunado a esto, en la sociedad latinoamericana, el suministro y acceso a los recursos hídricos ha disminuido debido a un incremento en la población, así como a continuos enfrentamientos y confusión en los organismos encargados de administrar los sistemas (Carlsson & Berkes, 2005; Castro, 2006; Binswanger-Mkhize, De-Regt, & Spector, 2010). Por otra parte, el clima cambiante y el alza de la demanda han acrecentado el riesgo de problemas de acceso y suministro de agua (Beall, Fiedler, Boll, & Cosens, 2011; VanDerslice, 2011). La Cooperación Financiera Internacional (IFC, 2020) cita otros factores, que han desempeñado un papel importante en el aumento de la demanda, como el envejecimiento de la infraestructura y la rápida urbanización.

La pandemia ha arrasado las infraestructuras sistemáticas, los cuerpos de agua y el entorno natural/construido, por lo que los gobiernos se han visto obligados a revisar sus opciones y alternativas. Adicional a esto, el aumento de la demanda de agua potable y saneamiento en las zonas urbanas ha ocasionado que cerca de tres millones de personas de

zonas rurales se vean afectadas negativamente por la escasez de suministro y acceso. Esto, a su vez, ha aumentado sus niveles de riesgo y susceptibilidad a la enfermedad al carecer de protección básica (SNV Netherlands Development Organisation, 2013; World Bank, 2002; Bertoméu-Sánchez & Serebrisky, 2019).

Millones de dólares han sido entregados a los gobiernos latinoamericanos con el objetivo de expandir y consolidar el suministro de agua en las áreas rurales (United Nations Water, 2019; Estache, Gomez-Lobo, & Leipziger, 2001; United Nations Water, 2012). Estas zonas se ubican, además, en áreas remotas, lo que socava aún más la ejecución de operaciones y prácticas enfocadas en la creación de servicios de agua locales (World Bank, 2013; Bertoméu-Sánchez, Camós, & Estache, 2017).

El objetivo de este artículo es analizar la literatura sobre el acceso y el suministro de agua rural en México y Brasil, considerando los sistemas existentes. Las razones por la que se eligieron estos dos países es porque presentaron cambios en sus sistemas de agua durante los últimos 20 años y son naciones complejas en cuanto a su estructura gubernamental.

La investigación se divide en cinco secciones clave. La primera explora la metodología que se utilizará en la recopilación de datos; explica los méritos de la herramienta metodológica y un recuento de los documentos que son significativos para explorar el tema principal que se analiza. La siguiente sección detalla los resultados del proceso de recopilación de datos; se explica cómo se acotó el enfoque y se eligieron los documentos principales para ser discutidos y utilizados al sacar conclusiones y recomendaciones. La tercera sección es de discusión, que realiza un análisis analítico en los diferentes documentos y conecta los

hallazgos. Sigue la sección de recomendaciones, que ofrece a los lectores un plan para el gobierno sobre qué hacer para asegurar el futuro de los sistemas de suministro de agua. Finalmente, la sección de conclusiones resume los hallazgos del artículo y proporciona una base para futuras investigaciones con la visión específica que se extrae de las limitaciones de la investigación actual.

Metodología

El tema del suministro y acceso al agua en América Latina ha sido objeto de numerosas investigaciones y anualmente se produce una gran cantidad de literatura, a menudo con resultados contradictorios. Schimpf y Cude (2019) destacan que la mayoría de los investigadores desarrollan resultados diferentes debido a las diferencias en el método de estudio, fallas o incluso cambios en las variaciones de muestreo; además, a menudo lidian con la cuestión de determinar cuáles de los resultados son más confiables y cuáles deben implementarse como base para las decisiones y la práctica de las políticas (Mallett, Hagen-Zanker, Slater, & Duvendack, 2012; Boaz, Ashby, & Young, 2002; Department for International Development, 2011).

Se consideró adecuado explorar la eficacia de los sistemas actuales de agua mediante el uso de una revisión sistemática de la literatura (Sorensen, Wojahn, Manske, & Calfee, 2013; Vandenbroucke, 2007). La metodología es vital debido a que identifica, evalúa críticamente e integra los hallazgos de todos los estudios individuales de alta calidad necesarios sobre el tema en cuestión. Antes de iniciar la revisión sistemática de la

literatura, se aseguró de que la metodología no solo fuera replicable y transparente, sino también sistemática y objetiva (Dixon-Woods & Fitzpatrick, 2001; Gough & Elbourne, 2002; The PLoS Medicine Editors, 2011).

La revisión sistemática de la literatura requirió una búsqueda de la base de datos SCOPUS, con el objetivo de identificar la bibliografía sobre el acceso y suministro de agua en México y Brasil. Se identificaron los trabajos mediante el uso del *ranking* de instituciones SCIMAGO, que ayudó a acotar el alcance de la investigación (Martín-Martín, Orduña-Malea, Thelwall, & López-Cózar, 2018). La principal razón para elegir esta herramienta es que ayuda a comprobar la frecuencia con la que otros investigadores han citado el artículo. El aumento de las citas se traduce en un alza de las puntuaciones de impacto, lo que significa que el artículo es muy referenciado en la disciplina. La herramienta SCIMAGO explora los niveles de eficacia de la investigación mediante el uso de escalas de razón, que clasifican el impacto del artículo por encima de 1 o por debajo de 1.

El segundo paso de la metodología implicó la aplicación de un esquema de producción que exploró cómo se podrían aplicar las variaciones de percentiles. El esquema resultó útil para determinar cuándo se desarrollaron las investigaciones (Schimpf & Cude, 2019; Dreibelbis *et al.*, 2013). También se amplió el cronograma de la investigación para reunir los artículos publicados entre 2000 y 2020.

El tercer paso de la revisión implicó la adopción de la escala de Newcastle-Ottawa, que resultó útil para evaluar si los estudios que se utilizarían en la investigación tenían los niveles de calidad necesarios. Se

utilizaron al menos tres parámetros para medir la calidad de la investigación, que incluye los resultados, el contenido y los niveles de comparación (Wells *et al.*, 2019). Luego se clasificaron los artículos en ocho elementos clave, que se definieron por sus puntajes percentiles. Los principales cambios realizados en los parámetros comparativos fueron importantes para garantizar que no se excluyeran los artículos necesarios (Martín-Martín *et al.*, 2018).

El penúltimo paso requirió que se siguieran las pautas de PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses*) al documentar el proceso de revisión de la literatura (Vandenbroucke, 2007). Además, la herramienta fue útil para documentar una base probatoria para intervenciones divergentes basadas únicamente en investigación cuantitativa. También ayudó a eliminar cualquier artículo duplicado y se exportó la lista de referencias completa a Mendeley para eliminar redundancias. El número de registros restantes se identificó después de este paso.

La última etapa de la revisión implementó una lista de verificación STROBE de 18 ítems, que permitió la clasificación del trabajo de investigación (Vandenbroucke, 2007). Los 18 elementos son una contravención directa de la lista de verificación común de 21 elementos que se utiliza en la clasificación de trabajos de investigación. Los 18 ítems serían útiles para arrojar luz sobre esquemas anteriores utilizados por los gobiernos de Brasil y México para mejorar el acceso y suministro al agua. También la lista de verificación fue importante para determinar el alcance de las bases de datos que se implementarían. Para ello, se identificó a Bing, Core, Base, Google Scholar, el Banco Mundial y el índice medioambiental como las bases de datos más adecuadas para la

investigación. El proceso de búsqueda implicó palabras clave en las bases de datos tanto en inglés como en español, como por ejemplo “estrategias de acceso y suministro de agua”, “Brasil”, “México”, “agua rural”. Luego se exploró la autenticidad de las revistas mediante el empleo de la base de datos de Web of Science.

La finalización de las etapas de revisión sistemática hizo que se determinara si los artículos cumplían con los criterios de inclusión. La condición principal exploró si los documentos habían analizado la relación entre los organismos gubernamentales y las comunidades al abordar cuestiones de acceso y suministro de agua. El requisito posterior fue que los artículos debían ofrecer información cuantitativa sobre el acceso y el suministro de agua para cumplir con el estándar establecido de que el artículo debía ser analítico, no descriptivo. El tercer requisito era que los documentos debían proporcionar recomendaciones sobre cómo los gobiernos pueden gestionar la demanda de suministro y acceso al agua en el futuro. Por último, los documentos tenían que ofrecer una definición pragmática de la participación de las partes interesadas y el tipo de estrategias que se utilizarían para vincular a las comunidades en el desarrollo de estrategias/decisiones sobre cómo se pueden utilizar los recursos hídricos para alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible.

Resultados

Las deducciones extraídas de la revisión sistemática de la literatura destacan que el acceso y suministro de agua se han transformado y cambiado drásticamente desde el comienzo del siglo XXI. El diagrama de flujo de PRISMA permitió evaluar al menos más de cien artículos científicos y artículos de literatura gris en un intento por determinar su relevancia. La finalización de la fase de selección permitió identificar 90 artículos que se ajustaban a los estándares establecidos de la *praxis*.

Se encontró que los artículos que pasaron la selección eran efectivos porque tenían una puntuación superior a uno, y también contenían resultados que podían replicarse al desarrollar las estructuras y estrategias necesarias para gestionar la demanda/oferta de agua. Luego se agruparon todos los resultados que cumplieron con los criterios de inclusión en dos grupos: el primero explorando las estructuras de gestión del agua y el segundo analizando las políticas implementadas por los gobiernos.

De los 90 artículos, 20 no cumplieron con los criterios de inclusión debido a que se centraron únicamente en los desafíos que influyen en el acceso al agua, sin que ofrecieran recomendaciones para futuras investigaciones. Después se excluyeron otros ocho artículos porque no cumplían con los requisitos de la lista de verificación. Los 62 artículos restantes se consideraron pertinentes para la revisión final pues ofrecían un análisis exploratorio de las prácticas de gestión del agua anteriores y contemporáneas, y la forma en que los gobiernos pueden gestionar el acceso y suministro de agua en los próximos años.

Discusión

Abastecimiento de agua rural en Brasil

El coronavirus ha sacado a la luz debilidades sistémicas en los sistemas de gestión del agua utilizados en Brasil. De manera histórica, el gobierno ha sido criticado por no administrar los sistemas con una mayor presión. Según la Asociación Mundial para el Agua (GWP, 2017), al menos un tercio de la población rural de Brasil carece del acceso necesario a servicios como agua potable y saneamiento. La caída en el acceso se ve agravada por el hecho de que solo el 28 % de la población rural se abastece de un sistema de suministro de agua, el 27 % de la recolección de basura y el 22 % de un sistema de alcantarillado (Aleixo, Rezende, Pena, Zapata, & Heller, 2016).

Sistemas basados en la comunidad

En 2006, el gobierno lanzó un nuevo mandato que permitiría al gobierno expandir la visión del saneamiento público y el acceso al agua potable desde una **visión** que se enfoca en la construcción de infraestructura para acentuar las operaciones, el mantenimiento y el financiamiento continuo de los sistemas de acceso y suministro de agua (GWP, 2017; Jouravlev, 2004). El objetivo primordial del nuevo sistema de gestión era permitir una distribución óptima del agua de una manera que sostuviera los usos esenciales y el crecimiento. Global Water Partnership (GWP, 2017) cita

que el agua en Brasil es un bien económico y tiene que ser visto como tal con un sistema normativo implementado junto con marcos institucionales/legales adecuados para regular cómo se usa. El marco tuvo que adaptarse con especial atención a las limitaciones y situaciones que enfrentan las regiones rurales, y su flexibilidad determina su acceso general (Mejia, 2000; Moe & Rheingans, 2006).

Enéas-da-Silva, Tanya, De-Souza-Filho y Da-Silva (2013) señalan que el programa se desarrolló mediante el uso de criterios selectos, siendo el primero las dimensiones sociales y cómo se pueden incluir las comunidades para mejorar la eficiencia del sistema. Fachinelli-Ferrarini, Ferreira-Filho y Horridge (2016) argumentan que la inclusión de las comunidades locales en el proceso de desarrollo permite la adopción y minimiza cualquier resistencia a los planes de implementación. Gnadlinger (2003) presentó un argumento similar al señalar que es probable que las comunidades involucradas durante el proceso de planificación determinen las opciones de suministro que desean operar y mantener. Por el contrario, el proceso de desarrollo no fue impulsado por la comunidad debido a que involucró a las comunidades, pero también a los actores gubernamentales y al sector privado (Gnadlinger, 2003; Fachinelli-Ferrarini *et al.*, 2016; Falk, Bock, & Kirk, 2009).

Enéas-da-Silva *et al.* (2013) citan que los méritos de la participación comunitaria no se pueden medir en Brasil, aunque el éxito del programa ha mostrado un rayo de esperanza. La participación comunitaria exitosa fue más allá de la mera consulta con los miembros de la comunidad para llegar a un entendimiento compartido del agua como un recurso económico y vital para la salud y el crecimiento de la comunidad (Enéas-da-Silva *et al.*, 2013). Además, el proyecto incluyó un diálogo entre el

gobierno y los miembros de la comunidad, que se orientó a explorar las ideas principales sobre las opciones de infraestructura, y determinar si las personas preferían o estaban esclavizadas con los distintos niveles de servicio. Enéas-da-Silva *et al.* (2013) opinan que aclarar las preferencias de la comunidad y las responsabilidades para el mantenimiento y financiamiento del sistema de gestión del agua ayudó a resolver conflictos y facilitar los procesos de toma de decisiones.

Los criterios sociales también exploraron el tema del capital social, que Tucci (2004) define como un conjunto de normas, expectativas y patrones de interacción compartidos en una comunidad. El capital social es importante en una comunidad debido a que les ayuda a formular y desplegar su propio capital financiero y administrativo al gestionar un sistema (Ostrom, 2000). Las comunidades rurales de Brasil son citadas por Enéas-da-Silva *et al.* (2013) y tienen grados divergentes de capital social, que depende de su experiencia previa trabajando juntos en otros proyectos comunitarios e infraestructura hídrica. Ostrom (2000) explica que es más probable que exista capital social en comunidades que han establecido sus propias prácticas y reglas en lo que respecta al uso del agua. Además, las comunidades rurales en Brasil se distinguen por la capacidad de los líderes comunitarios para comunicarse con los miembros cuando se trata de la planificación y operación de los sistemas de agua (Solanes & Gonzales-Villarreal, 1999; Norman, Dunn, Bakker, Allen, & De-Albuquerque, 2013); esto ayuda a generar la confianza que es importante para la construcción del capital social.

El segundo criterio después del social es la capacidad técnica, que exploró la disponibilidad de equipos para la gestión del sistema. Además, el criterio técnico está respaldado por capacidades administrativas y

financieras, todas ellas dependientes de factores sociales. Enéas-da-Silva *et al.* (2013) destacan que la existencia de capital social en las zonas rurales de Brasil significó que las comunidades pudieran formular reglas que ayudarían en la recaudación de los ingresos necesarios para el mantenimiento de los proyectos de agua. La participación de la comunidad en el proceso de planificación es identificada por Enéas-da-Silva *et al.* (2013), tan importante por la forma en que contribuye a la formación y el desarrollo de habilidades necesarias en el frente técnico. Por el contrario, algunas comunidades rurales en Brasil carecen de la experiencia necesaria para operar sus propios sistemas y se les debe proporcionar apoyo técnico externo (Silva, Sales, Lanza, Heller, & Rezende, 2020; Porto & Kelman, 2000).

El tercer y último criterio es el medio ambiente, que analizó la capacidad del medio rural para generar suficiente agua que satisfaga los niveles de demanda y oferta. El sistema es mostrado por Enéas-da-Silva *et al.* (2013), y ha sido adecuado para las condiciones ambientales y climáticas de la región rural. Además, se estableció de manera que limitaría la degradación de la cantidad y calidad de las fuentes de agua y los ecosistemas que lo rodean (Silva *et al.*, 2020; Willaarts, De-Stefano, & Garrido, 2014). Enéas-da-Silva *et al.* (2013) destacan que las opciones de infraestructura guiaron el proceso de desarrollo al equilibrar el criterio técnico y social con los factores ambientales. Sin embargo, las preocupaciones planteadas por los autores mostraron que el sistema no era aplicable en las zonas rurales semiáridas del noreste de Brasil debido a la disponibilidad limitada de agua dulce.

Heller (2006) también presenta el modelo de consorcio público como uno que ha permitido al gobierno mejorar el acceso y suministro de

agua en las zonas rurales de Brasil. El modelo implica la puesta en marcha de planes en los que se incentiva la participación estatal y municipal. Los planes se basan legalmente en la ley de consorcios, que regula cómo se administrarán los servicios entre entidades federadas. Además, la ley es importante, pues otorga a los consorcios públicos la autonomía administrativa y financiera necesaria para gobernar y gestionar los sistemas de acceso y suministro de agua (Heller, 2006; OECD, 2020; Uytewaal, 2016).

Heller (2006) cita que las inversiones se realizan en todas las unidades rurales de suministro de agua, y el gobierno toma el control de la contratación y asignación del personal necesario para monitorear los sistemas. El consorcio comunitario es en gran parte responsable de las actividades que ofrecen economías de escala:

- Seguimiento de la recaudación de tarifas.
- Seguimiento del incumplimiento.
- Monitoreo de la calidad del agua.
- Supervisión de la adquisición de proyectos de construcción.
- Facturación a los clientes.
- Seguimiento de la coordinación de las instituciones comunitarias.

Modelo SISAR

El modelo del Sistema Integrado de Agua y Saneamiento Rural (SISAR) es una herramienta conocida que se utiliza en la gestión del acceso y el suministro de agua en las zonas rurales de Brasil. El advenimiento del

modelo se remonta al programa *Kreditanstalt für Wiederaufbau* (KfW) lanzado por Alemania entre 1992 y 1998. En el programa, el gobierno alemán ofreció apoyo financiero en forma de préstamo y donación a al menos 63 comunidades en zonas rurales (GWP, 2017; Batista-Vieira *et al.*, 2020). Global Water Partnership (GWP, 2017) considera que el modelo es de autogestión sostenible con el mismo banco apoyándolo a lo largo del tiempo. A pesar de su éxito en los estados del norte, la aplicación del modelo SISAR solo puede limitarse a las áreas Central de Jacobina y Central de Seabra sin que se identifiquen perspectivas de crecimiento.

Un análisis deductivo del modelo muestra que consta de un número selecto de asociaciones comunitarias cuyo mandato es la autogestión de sistemas locales de abastecimiento de agua y saneamiento rural. Cada unidad se constituye utilizando una estrategia legal con una organización sin fines de lucro que debe administrar los sistemas mientras trabaja en conjunto con las asociaciones comunitarias afiliadas (World Bank, 2013; Water.org, 2020). Además, las unidades administran sus propios fondos después de recibirlos del gobierno y otros donantes privados. El sistema de gestión de acceso y suministro de agua SISAR se compone de cuatro componentes, que incluyen:

1. Asamblea General, que contiene un miembro de la asociación comunitaria afiliada.
2. Consejo de Administración, encargado de la ejecución de las decisiones de la Asamblea, planificación de actividades y administración de unidades.
3. Consejo Financiero, compuesto por miembros de las asociaciones afiliadas.

4. Auditoría.
5. Asociaciones comunitarias, que se crean con el objetivo de construir, operar y mantener los sistemas rurales de abastecimiento y acceso al agua.

Es de vital importancia señalar que el proceso de implementación del SISAR se realiza a nivel estatal, con la empresa estatal coordinando todo el proceso. El modelo se utilizó una vez en las áreas rurales de Ceará, donde vio la formulación de una estructura paralela llamada Coordinación de Abastecimiento de Agua y Saneamiento Rural. La estructura fue importante para distribuir las unidades SISAR y responder a las demandas de las cuencas hidrográficas del estado. Además, la estructura paralela permitió la formulación de un nexo sostenible entre el gobierno y las personas que viven en las comunidades (GWP, 2017; OECD, 2017; World Health Organization and United Nations Children's Fund, 2000; Charles, Pond, Pedley, Hossain, & Jacot-Guillarmod, 2010). Esto fue importante en la consecución de patrones técnicos y la recaudación de ingresos necesarios en la gestión de los sistemas.

La estructura de Coordinación de Abastecimiento de Agua y Saneamiento Rural también orienta a las comunidades sobre cómo pueden establecer su propio acceso al agua y abastecer los sistemas. El proceso de construcción a menudo comienza con la aplicación de una solicitud formal a la estructura después de recibir los términos necesarios del acuerdo del municipio. Las solicitudes que pasan por ser económicamente estables tienen que conectar el agua a un mínimo de 50 casas en las comunidades rurales (Machado, Dos-Santos, Quindeler, & Alves, 2019; Barnes & Ashbolt, 2010). Los proyectos son luego

elaborados por la firma, que establece reuniones orientadas al proceso de licitación de la construcción del sistema. Global Water Partnership (GWP, 2017) indica que solo se requiere el 10 % de la participación comunitaria cuando se trata de financiar el proyecto. En el caso de que la comunidad no pueda proporcionar los recursos económicos, entonces tiene que participar ofreciendo mano de obra (Akhmouch, 2012; Akhmouch & Clavreul, 2016). Al menos dos personas de las comunidades rurales están capacitadas sobre cómo mantener la bomba, facturar a los clientes, y rendir cuentas de las ganancias y pérdidas.

Políticas de agua en Brasil

Los enfoques históricos para el acceso y suministro de agua han demostrado ser importantes para determinar si los mandatos y estrategias gubernamentales han tenido éxito. El estado actual de los servicios de agua brasileños se remonta a 1934 cuando se promulgó la Ley Brasileña del Agua. La Ley se centró en ayudar a la nación en la transición de una sociedad agrícola a una urbana e industrial por naturaleza. Porto y Kelman (2000) opinan que la política también se centró en disciplinar los usos económicos del agua para proporcionar a las comunidades rurales un rendimiento seguro. A pesar de ser una ley vital en ese momento, nunca se aplicó y se implementó en gran medida en la regulación de los usos de la energía hidroeléctrica.

Durante la década de 1980, el gobierno y los profesionales notaron que se requería una legislación específica para la gestión del agua. A esto le siguió la reforma de la constitución en 1998 y la definición de sistemas

de gestión del agua en la sección 21 de la constitución. Porto y Kelman (2000) argumentan que la sección dejó en claro que el suministro de agua era importante para el futuro de la nación, y asignó la responsabilidad de administrar el uso del agua a los gobiernos estatal y federal, como se mencionó anteriormente. Para mitigar cualquier confusión sobre responsabilidades, la constitución señaló que el gobierno federal sería responsable de los ríos que fluyen a través de varios estados, mientras que los gobiernos estatales manejarían los afluentes en su límite geográfico (Porto & Kelman, 2000). Este arreglo legal ayudó a mejorar la acción coordinada entre las dos formas de gobierno.

Casi de inmediato los estados comenzaron a formular sus propios sistemas con el objetivo de gestionar los afluentes (SNV Netherlands Development Organisation, 2013; World Bank, 2002; Bertoméu-Sánchez & Serebrisky, 2019). La Asociación Brasileña de Recursos Hídricos formuló declaraciones formales que ayudaron a insertar conceptos novedosos en la discusión, e incitaron a las comunidades a unirse para abordar el problema de la escasez de agua que socava su éxito a corto y largo plazo (Porto & Kelman, 2000). La Asociación también estableció una serie de principios que citaban que:

1. La calidad y cantidad de agua no se puede disociar.
2. El agua debe considerarse un bien económico, cuyo uso racional se logra mediante mecanismos de fijación de precios.
3. El uso del agua debe ser disciplinado.
4. El proceso de toma de decisiones debe ser descentralizado, con la participación de la comunidad local.

5. La cuenca hidrográfica tiene la unidad necesaria para una gestión procesable.

La Declaración de Dublín de 1992 ayudó a reforzar los principios con el estado de Sao Paulo, siendo la primera en formular un sistema de gestión del agua orientado a ayudar a las comunidades rurales (Porto & Kelman, 2000). El sistema también jugó un papel en la formulación de la Ley del Agua de Sao Paulo de 1991, con varios talleres que destacaron la necesidad de descentralizar los sistemas de gestión del agua para mejorar la participación de la comunidad.

Un tema clave identificado en el proceso de descentralización fue la promoción del uso racional mediante la implementación de precios. Porto y Kelman (2000) esbozan que el precio afectó a la industria agrícola debido al uso intensivo del producto. El aumento de los conflictos entre EUA y Brasil había exacerbado aún más el problema sin que se recaudaran ingresos de las actividades agrícolas (Porto & Kelman, 2000).

El tema dio lugar a un extenso debate y la posterior formulación de la Ley Nacional de Aguas en 1997 (Porto & Kelman, 2000; Tucci, 2004). La Ley ha sido renovada en el siglo XXI con el objetivo de orientar la toma de decisiones futuras, y asegurar que las comunidades rurales cuenten con los niveles necesarios de suministro de agua y precios sostenibles. Además, la Ley clasifica los cuerpos de agua en clases de uso divergentes, y los estándares del agua se aplican en función del número de personas en las comunidades rurales (Porto & Kelman, 2000).

Abastecimiento de agua rural en México

Sistemas de abastecimiento de agua

México ha sido identificado como una nación con un sistema de suministro de agua blindado. Lang, Kaser, Reygadas, Nelson y Kammen (2006) argumentan que el éxito actual está relacionado con fracasos pasados. Las deducciones de los resultados muestran que antes de 2010, la mayoría de las personas que vivían en áreas rurales recibían aguas residuales, lo que aumentaba su susceptibilidad a enfermedades y organismos transmitidos por el agua. La falta de agua del grifo ha sido demostrada además por el coronavirus, que requiere que las personas se laven las manos para evitar contraer la enfermedad. Las estadísticas destacan que al menos 8.9 millones de personas en las zonas rurales de México tienen un sistema de alcantarillado y 16.4 millones utilizan agua entubada (Lang *et al.*, 2006). La disparidad se debió en gran parte a los costos y ubicación de los sistemas de agua. Con el tiempo, la Secretaría de Salud de México renovó los sistemas de agua para frenar el aumento del gasto en salud, que en ese momento cayó a 3 600 millones de dólares (Hidalgo & Peña, 2009; OECD, 2013; IFC, 2011).

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés) (FAO, 2007) esboza que la producción de alimentos aumentó con la afluencia de la población rural, lo que significó que más comunidades necesitarían agua para cultivar sus alimentos. La población provocó un aumento de la demanda con el cambio dietético, lo que también influyó en el cambio de la dinámica (Schweitzer, 2009; Ortega-Gaucin, López-Pérez, & Arreguín-Cortés, 2016; Richter,

2014). La tensión ejercida sobre el suministro de agua y los sistemas de acceso provocó un cambio en los patrones de consumo, y las comunidades se vieron obligadas a comer o plantar alimentos más saludables, lo que también requirió un suministro constante de agua (FAO, 2007).

Con el desequilibrio en los recursos naturales llegó la formulación de sistemas de agua administrados por el gobierno después de extensas revisiones y debates. Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, Trujillo-Flores, Lámbarry-Vilchis, Rivas-Tovar y Bernal-Pedraza (2015) citan que el gobierno de México fue criticado por su incapacidad para identificar las complejidades y los entresijos de la gestión del agua rural. Las deducciones realizadas por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD, 2013) citan que la administración del financiamiento por parte del gobierno fue inferior a la media, lo que a su vez socavó los sistemas de agua administrados por el gobierno. Esto creó una nueva oportunidad mediante la cual la participación comunitaria se utilizaría en el desarrollo e implementación de sistemas o estrategias de gestión del agua (Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.*, 2015; OECD, 2020).

La mejora de la participación comunitaria dio origen al Programa para la Construcción y Rehabilitación de Sistemas de Agua Potable y Saneamiento en Zonas Rurales (PROSSAPYS), que supervisaría el desarrollo de nuevos planes de tratamiento de agua y la expansión de redes de agua en zonas rurales. Antes del programa, solo el 30 % de la población rural de México tenía acceso a instalaciones de agua potable y saneamiento. Las grandes inversiones en los programas, sin embargo, ayudaron a mejorar las cifras que aumentaron al menos al 70 % (Fewtrell & Bartam, 2001; Scott & Banister, 2013).

Scott y Banister (2013) también destacan que los nuevos sistemas fueron descentralizados, similares a los utilizados en Brasil, con las comunidades locales o Juntas encargadas de regular el suministro de agua a todas las viviendas en las áreas rurales. El modo de funcionamiento de las Juntas implicó la puesta en marcha de iniciativas de organización comunitaria y procesos de desarrollo sostenible. Las iniciativas se guiarían además por metas definidas por el PROSSAPYS (Gortari & González, 1994).

La provisión de apoyo a la gestión comunitaria fue importante para mejorar la prestación de servicios, según Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015). Sin embargo, el proceso de implementación requeriría asociaciones de la comunidad pública, participación de la comunidad y asociaciones privadas. Esto confirma la ideología presentada anteriormente de que el éxito de todo programa comunitario tiene tres vertientes y exige la cooperación de partes interesadas divergentes. La investigación muestra que deben establecerse acuerdos específicos que garanticen el flujo de recursos técnicos y financieros a las partes interesadas y las alianzas (Akhmouch & Clavreul, 2016; Netherlands Enterprise Agency, 2020). El flujo será útil para controlar cómo se abastece de agua a las zonas rurales durante el coronavirus.

La asignación de los recursos se realiza de acuerdo con el modelo triple S desarrollado por Lockwood y Smits (2011), que describe cómo se debe hacer esta asignación, considerando los diferentes órdenes de gobierno: local, regional y nacional, así como la infraestructura y los sistemas o medios para poder lograrlo. El modelo cita que el suministro de agua a las áreas rurales debe descentralizarse y que cada persona en todos los órdenes tenga responsabilidades específicas que deben

cumplirse, especialmente en momentos de alta demanda, como cuando las pandemias están en su punto más alto. El nivel inferior del modelo versa sobre la implementación de políticas desarrolladas por los niveles regional y nacional (Lockwood & Smits, 2011). Sin embargo, la aplicación de este modelo requiere que las organizaciones detallen los términos y los adapten a las necesidades de la comunidad.

Políticas de abastecimiento y acceso al agua

Spring (2014) introduce un modelo integrado de gestión del agua y cómo se pueden distribuir de manera sostenible los recursos hídricos existentes en cada cuenca y acuífero mediante una nueva Ley Nacional de Aguas. La autora señala que este modelo puede cumplir con los instrumentos legales y regulatorios necesarios para proteger a los pobres de ser desatendidos por el gobierno. Además, protege y recupera las condiciones naturales de los cuerpos de agua con el fin de mejorar el suministro y acceso de agua a las comunidades.

La Biblioteca del Congreso (Library of Congress, 2020) esboza que la Ley de Aguas Nacionales es la principal política utilizada para abordar cualquier problema relacionado con el suministro y el acceso al agua en las zonas rurales de México. La ley destaca que todos los cuerpos de agua son propiedad del gobierno nacional, y su uso y administración está a cargo de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Library of Congress (2020) explica que las concesiones de agua de las comunidades rurales tienen que destacar la cantidad de agua extraída y utilizada. Las concesiones solo se otorgarán a las Juntas de las comunidades rurales por

un plazo de entre 5 y 50 años, siendo válida la solicitud de prórroga cuando y solo si se hace seis meses antes del vencimiento de la concesión.

La Ley también cita que el agua se puede utilizar libremente para fines domésticos siempre que su calidad y el lecho del arroyo no sean alterados de ninguna manera por el usuario. Además, el usuario debe asegurarse de que la calidad no disminuya de forma significativa suponiendo una disminución si la extracción se realiza mediante la implementación de equipos de bombeo. La norma ambiental NOM-001-SEMARNAT-1996 establece un límite en la cantidad de contaminantes permitidos para fines agrícolas. Por otra parte, todas las personas y entidades con concesiones de agua están obligadas a cumplir con los estándares ambientales establecidos al suministrar agua a las comunidades rurales (Library of Congress, 2020).

La Library of Congress (2020) recomienda que la política del agua se modifique debido al coronavirus. El marco debe resolver la mala gestión existente del agua y controlar su uso desde una perspectiva de negocios como siempre. Esto significa que las autoridades reguladoras deben cobrar los costos reales del uso del agua, incluida la gestión, reutilización y reciclaje de las aguas residuales.

Recomendaciones para México y Brasil

Tanto en México como en Brasil es necesario continuar buscando nuevos sistemas para mejorar las condiciones de la población de áreas rurales que carece de acceso y suministro de agua. Para esto, es importante que se asigne un presupuesto apropiado que logre una adecuada asignación



y supervisión de los recursos financieros que se vean reflejados en inversiones para mejorar los programas federales, estatales y municipales en el largo plazo. En particular, es esencial asegurar que se recuperen los costos incurridos en la operación de los sistemas hídricos.

En cuestión de acceso, además de buscar nuevas fuentes de agua destinadas al suministro en zonas rurales, se deberían explorar nuevas alternativas para la captación de agua. En este sentido, juega un rol determinante la inversión en plantas desalinizadoras y en la instalación de captación de agua de lluvia.

Los sistemas comunitarios han sido una parte fundamental, por lo que se requiere seguir impulsando programas tendientes a mejorarlos. La tendencia de estos sistemas indica que se debería otorgar mayor flexibilidad a los comunitarios en cuanto a la operación de sus sistemas, brindándoles, sobre todo, infraestructura y capacitaciones (que incluyan, entre otros puntos, temas sobre ahorro del agua). Es decir, el sector público o privado no debería controlar a los comunitarios rígidamente, porque se perderían las formas efectivas de operación de éstos.

En cuanto a la normatividad, México y Brasil deberían fortalecer su legislación, y que ésta tuviera criterios específicos en cuanto a la incursión de los comunitarios en la gestión hídrica; así se eliminarían los vacíos que existen en torno a la operación de los sistemas comunitarios de agua en las zonas rurales; para esto debe existir una adecuada coordinación entre los diferentes órdenes de gobierno. Asimismo, las reformas normativas se deberían reorientar en cuanto al crecimiento de la población, la producción y las actividades agrícolas. Las regiones abandonadas de los países deberían ser atadas a la discusión sobre la mejor forma de

controlar los recursos naturales. Es fundamental promover los procesos de desarrollo teniendo en cuenta los principios de sostenibilidad. Además, la normatividad debería orientar cómo planificar e invertir con el gobierno en el futuro evitando la transferencia de agua entre cuencas.

Las acciones inmediatas —debido a la pandemia por COVID-19— deben incluir un trabajo en conjunto particularmente entre dependencias gubernamentales para que se logre garantizar el acceso a un suministro hídrico. En este sentido, es menester focalizarse en la provisión de emergencia, garantizando la disponibilidad para hacer uso de un suministro de agua mayor al que comúnmente se tiene para las zonas rurales. Para esto es básico que los gobiernos locales tengan un apoyo continuo por parte de gobiernos estatales y el gobierno federal. Debido a las limitaciones que pueden existir en las redes de agua en las zonas rurales, es importante la operación de pipas de agua en horarios continuos.

Conclusiones

En Brasil, por lo menos un tercio de la población rural carece del acceso necesario a servicios como agua potable y saneamiento. Además, en las últimas tres décadas no se ha logrado ningún progreso significativo en el suministro de agua y saneamiento rural por falta de fondos y su inadecuada asignación, las regulaciones insuficientes y la falta de estrategias de planificación a largo plazo.

Se han establecido algunos sistemas comunitarios para subsanar la problemática, con éxito relativo, en los cuales se ha involucrado a las

comunidades, junto con actores gubernamentales y del sector privado. En estos sistemas se han planteado criterios sociales, técnicos y medioambientales. También destaca el consorcio público que incentiva la participación estatal y municipal a través de la autonomía administrativa y financiera. En este sentido, se tiene una participación entre el gobierno y las comunidades, siendo la principal función del gobierno la de proveer elementos necesarios para los sistemas de gestión; mientras que los comunitarios se enfocan más en administrar.

Otro de los sistemas a destacar es el SISAR, dirigido a la autogestión sostenible por medio de apoyos económicos de bancos extranjeros. En este sistema, una organización sin fines de lucro trabaja en conjunto con las asociaciones comunitarias afiliadas.

En materia de política hídrica, en Brasil se remonta a la promulgación de la Ley del Agua en 1934, la cual coadyuvó a la nación en la transición de una sociedad agrícola a una urbana e industrial, y en disciplinar los usos económicos del agua para proporcionar a las comunidades rurales un rendimiento seguro. No obstante, debido a los vacíos en términos de gestión del agua, fue necesario establecer una legislación específica, por lo que se reformó la constitución en 1998 y la definición de sistemas de gestión del agua. Con esto se asignó la responsabilidad de administrar el uso del agua a los gobiernos estatal y federal, ayudando a mejorar la coordinación entre ambos: el gobierno federal sería responsable de los ríos que fluyen a través de varios estados, mientras que los gobiernos estatales manejarían los afluentes en su límite geográfico. También destaca que la Ley Nacional de Aguas de 1997 ha sido renovada en el siglo XXI, con el objetivo de orientar la toma de

decisiones futuras y asegurar que las comunidades rurales cuenten con los niveles necesarios de suministro de agua y precios sostenibles.

Con respecto a México, al menos 8.9 millones de personas en las zonas rurales cuentan con un sistema de alcantarillado y 16.4 millones utilizan agua entubada. Destaca el PROSSAPYS como apoyo a los habitantes de las zonas rurales en materia hídrica, pues antes de la implementación del programa solamente 30 % de la población rural tenía acceso a instalaciones de agua potable y saneamiento, y con la ejecución de este la cifra se incrementó en más de 70 %.

También resalta que los nuevos sistemas fueron descentralizados, similares a los utilizados en Brasil, con las comunidades locales o Juntas encargadas de regular el suministro de agua a todas las viviendas en las áreas rurales. Sin embargo, el proceso de implementación requeriría asociaciones de la comunidad pública, participación de la comunidad y asociaciones privadas.

En cuanto a las políticas de abastecimiento y acceso al agua, la Ley de Aguas Nacionales fue un esquema vital necesario en la gestión del suministro/acceso de agua rural, la cual ha hecho cumplir los instrumentos legales y regulatorios necesarios para proteger a las comunidades rurales. No obstante, la política debe resolver la gestión que prevalece en torno a la no recuperación de los ingresos del agua como consecuencia de no cobrar los costos reales que se incurren en el abastecimiento y suministro del agua, por mencionar los principales elementos de interés para el presente artículo.

Finalmente, tanto México como Brasil han implementado sistemas para mejorar el acceso y abastecimiento del agua con resultados

similares. Sin embargo, todavía queda un camino largo por recorrer, pues la población rural sigue siendo el foco de atención en cuanto a problemas hídricos, situación que se ha agravado con la pandemia por COVID-19. Las recomendaciones realizadas brindan un panorama general sobre cómo las dos naciones analizadas pueden mejorar, pero se requiere profundizar en próximas investigaciones.

Referencias

- Akhmouch, A. (2012). *Water governance in Latin America and the Caribbean*. Paris, France: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Akhmouch, A., & Clavreul, D. (2016). Stakeholder engagement for inclusive water governance: "Practicing what we preach" with the OECD water governance initiative. *Water*, 8(5), 1-17. DOI: 10.3390/w8050204
- Aleixo, B., Rezende, S., Pena, J. L., Zapata, G., & Heller, L. (2016). Human right in perspective: Inequalities in access to water in a rural community of the Brazilian northeast. *Ambiente & Sociedade*, 19(1), 63-84. Recuperado de <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v19n1/1809-4422-asoc-19-01-00063.pdf>
- Barnes, R., & Ashbolt, N. (2010). Development of a planning framework for sustainable rural water supply and sanitation: A case study of a Filipino NGO. *International Studies of Management & Organization*, 40(3), 78-98. DOI: 10.2753/IMO0020-8825400305

- Batista-Vieira, I. F., Rolim-Neto, F. C., Nascimento-Carvalho, M., Monteiro-Caldas, A., Araújo-Costa, R. C., Santos-da-Silva, K., Da Boa-Viagem-Parahyba, R., Leal-Pacheco, F. A., Sanches-Fernandes, L. F., & Tarlé-Pissarra, T. C. (2020). Water security assessment of groundwater quality in an anthropized rural area from the Atlantic forest biome in Brazil. *Water*, 12, 623. DOI: 10.3390/w12030623
- Beall, A., Fiedler, F., Boll, J., & Cosens, B. (2011). Sustainable water resource management and participatory system dynamics. Case study: Developing the Palouse Basin participatory model. *Sustainability*, 3(5), 720-742. DOI: 10.3390/su3050720
- Bertoméu-Sánchez, S., & Serebrisky, T. (2019). *Water and sanitation in Latin America and the Caribbean: An update on the state of the sector* (Documento de trabajo RSCAS 2018/10). Fiesole, Italy: European University Institute.
- Bertoméu-Sánchez, S., Camós, D., & Estache, A. (2017). *Do private water utility operators care about regulatory agencies in developing countries?* (Documento de trabajo sobre investigaciones sobre políticas 8045). Washington, DC, USA: World Bank.
- Binswanger-Mkhize, H. P., De-Regt, J., & Spector, S. (2010). *Local and community driven development: Moving to scale in theory and practice*. Washington, DC, USA: World Bank.
- Boaz, A., Ashby, D., & Young, K. (2002). *Systematic reviews: What have they got to offer evidence based policy and practice?* (Documento de trabajo 2). London, UK: Queen Mary University of London.

- Carlsson, L., & Berkes, F. (2005). Co-management: Concepts and methodological implications. *Journal of Environmental Management*, 75(1), 65-76. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.11.008
- Castro, J. E. (2006). *Water, power and citizenship: Social struggle in the basin of Mexico*. New York, USA: Palgrave Macmillan.
- Charles, K., Pond, K., Pedley, S., Hossain, R., & Jacot-Guillarmod, F. (2010). *Vision 2030: The resilience of water supply and sanitation in the face of climate change: Technology projection study* (Reporte). Guildford, UK: University of Surrey.
- Department for International Development. (2011). *Feature: Systematic reviews in international development: An initiative to strengthen evidence-informed policy making*. Recuperado de <https://www.gov.uk/government/publications/systematic-reviews-in-international-development/systematic-reviews-in-international-development>
- Dixon-Woods, M., & Fitzpatrick, R. (2001). Qualitative research in systematic reviews. *British Medical Journal*, 323(7316), 765-766. DOI: 10.1136/bmj.323.7316.765
- Dreibelbis, R., Hulland, K., McDonald, L., Sultana, F., Schwab, K., & Winch, P. (2013). *What factors affect sustained adoption of clean water and sanitation technologies? A Systematic Review of Literature Protocol. Protocol*. London, UK: University of London.

- Enéas-da-Silva, F. O., Tanya, T., De-Souza-Filho, F., & Da-Silva, D. C. (2013). Developing sustainable and replicable water supply systems in rural communities in Brazil. *International Journal of Water Resources Development*, 29(4), 622-635. DOI: 10.1080/07900627.2012.722027
- Estache, A., Gomez-Lobo, A., & Leipziger, D. (2001). Utilities privatization and the poor: Lessons and evidence from Latin America. *World Development*, 29(7), 1179-1198. DOI: 10.1016/S0305-750X(01)00034-1
- Fachinelli-Ferrarini, A. D., Ferreira-Filho, J. B., & Horridge, M. (2016). *Water demand prospects in Brazil: A sectoral evaluation using an inter-regional Cge Model*. Documento presentado en la XIX Conferencia Anual sobre Análisis Económico Global, Washington, DC, EUA, 15-17 de junio de 1994.
- Falk, T., Bock, B., & Kirk, M. (2009). Polycentrism and poverty: Experiences of rural water supply reform in Namibia. *Water Alternatives*, 2(1), 115-137. Recuperado de <http://www.water-alternatives.org/index.php/all-abs/39-a2-1-8/file>
- FAO, Food and Agriculture Organization. (2007). *Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i3015e.pdf>
- Fewtrell, L., & Bartam, J. (eds). (2001). *Water quality: Guidelines, standards, and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Padstow, UK: World Health Organization.

- Gnadlinger, J. (2003). Rainwater catchment and sustainable development in the Brazilian semi-arid tropics (BSATs) - An integrated approach. Documento presentado en la XI Conferencia del IRCS, Ciudad de México, México, 25-29, agosto de 2003.
- Gortari, R. S., & González, J. L. (1994). *Rural reform in Mexico: The view from the Comara Lagunera*. San Diego, USA: Center for US Mexican Studies.
- Gough, D., & Elbourne, D. (2002). Systematic research synthesis to inform policy, practice and democratic debate. *Social Policy and Society*, 1(3), 225-236. DOI: 10.1017/S147474640200307X
- GWP, Global Water Partnership. (2017). *Brazil: An innovative management model for rural water supply and sanitation in Ceará State (#411)*. Recuperado de https://www.gwp.org/en/learn/KNOWLEDGE_RESOURCES/Case_Studies/Americas--Caribbean/Brazil-An-innovative-management-model-for-rural-water-supply-and-sanitation-in-Ceara-State-411/
- Heller, L. (2006). *Access to water supply and sanitation in Brazil: Historical and current reflections: Future perspectives* (Documento ocasional 24/2006 de la Oficina del Informe sobre Desarrollo Humano). New York, USA: United Nations Development Programme.
- Hidalgo, J., & Peña, H. (2009). Turning water stress into water management success: Experiences in the Lerma-Chapala River Basin. In: Lenton, R., & Muller, M. (eds.). *Integrated water resources management in practice: Better water management for development* (pp. 107-120). London, UK: Earthscan.

IFC, International Finance Corporation. (2011). *Bringing water to where it is needed most*. Recuperado de <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/6bebb899-afce-4f0f-8de1-02ce5e45ade1/SmartLessonsWater.pdf?MOD=AJPERES&CVID=IKbKgLr>

IFC, International Finance Corporation. (2020). *The impact of COVID-19 on the water and sanitation sector*. Recuperado de https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/126b1a18-23d9-46f3-beb7-047c20885bf6/The+Impact+of+COVID_Water%26Sanitation_final_web.pdf?MOD=AJPERES&CVID=ncaG-hA

Jouravlev, A. (2004). *Drinking water supply and sanitation services on the threshold of the XXI century* (CEPAL - SERIE Recursos Naturales e Infraestructura No. 74). Santiago, Chile: United Nations.

Lang, M., Kaser, F., Reygadas, F., Nelson, K., & Kammen, D. M. (2006). *Meeting the need for safe drinking water in rural Mexico through point-of-use treatment* (Documento No. 5). Berkeley, USA: University of California.

Library of Congress. (2020). *Legislation on use of water in agriculture: Mexico*. Recuperado de <https://www.loc.gov/law/help/water-law/mexico.php>

Lockwood, H., & Smits, S. (2011). *Supporting rural water supply: Moving towards a service delivery approach*. Rugby, UK: IRC International Water and Sanitation Centre and Agua Consult.

- Machado, A. V. M., Dos-Santos, J. A. N., Quindeler, N. S., & Alves, L. M. C. (2019). Critical factors for the success of rural water supply services in Brazil. *Water*, 11(10), 2180. DOI: 10.3390/w11102180
- Mallett, R., Hagen-Zanker, J., Slater, R., & Duvendack, M. (2012). The benefits and challenges of using systematic reviews in international development research. *Journal of Development Effectiveness*, 4(3), 445-455. DOI: 10.1080/19439342.2012.711342
- Martín-Martín, A., Orduña-Malea, E., Thelwall, M., & López-Cózar, E. D. (2018). Google Scholar, Web of Science, and Scopus: A systematic comparison of citations in 252 subject categories. *Journal of Informetrics*, 12(4), 1160-1177. DOI: 10.1016/j.joi.2018.09.002
- Mejia, A. (2000). *Water scarcity in Latin America and the Caribbean*. Recuperado de <https://ucanr.edu/sites/rosenbergforum/files/313058.pdf>
- Moe, C. L., & Rheingans, R. D. (2006). Global challenges in water, sanitation and health. *Journal of Water and Health*, 4(1), 41-57. Recuperado de <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16493899/>
- Netherlands Enterprise Agency. (2020). *Water in Mexico*. Recuperado de <https://www.rvo.nl/sites/default/files/2020/01/Water-in-Mexico-sector-overview.pdf>
- Norman, E. S., Dunn, G., Bakker, K., Allen, D. M., & De-Albuquerque, R. C. (2013). Water security assessment: Integrating governance and freshwater indicators. *Water Resources Management*, 27, 535-551. DOI: 10.1007/s11269-012-0200-4

- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2013). *OECD studies on water: Making water reform happen in Mexico*. Paris, France: OECD Publications.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2017). *Governance of drinking water and sanitation infrastructure in Brazil. Side contribution in the framework of the 2nd OECD/ANA policy dialogue on 'Setting and governing economic instruments for water resources management in Brazil'*. Recuperado de https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-sas/arquivos-cobranca/documentos-relacionados-saneamento/governance-of-ws-infrastructure-in-brazil_final.pdf
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020). *Policy implications of coronavirus crisis for rural development*. Recuperado de https://read.oecd-ilibrary.org/view/?ref=134_134479-8kq0i6epcq&title=Policy-Implications-of-Coronavirus-Crisis-for-Rural-Development
- Ortega-Gaucin, D., López-Pérez, M., & Arreguín-Cortés, F. I. (2016). Drought risk management in Mexico: Progress and challenges. *International Journal of Safety and Security Engineering*, 6(2), 161-170. DOI: 10.2495/SAFE-V6-N2-161-170
- Ostrom, E. (2000). Social capital: A fad or a fundamental concept? Social capital: A multifaceted perspective. In: Dasgupta, P., & Serageldin, I. (eds.). *Social capital a multifaceted perspective* (pp. 172-214). Washington, DC, USA: World Bank.

- Porto, M., & Kelman, J. (2000). *Water resources policy in Brazil*. Recuperado de http://www.kelman.com.br/pdf/Water_Resources_Policy_In_Brazil_2.pdf
- Richter, B. (2014). *Chasing water: A guide for moving from scarcity to sustainability*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Schimpf, C., & Cude, C. (2019). A systematic literature review on water insecurity from an Oregon Public Health Perspective. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3), 1122. DOI: 10.3390/ijerph17031122
- Schweitzer, R. W. (2009). *Community managed rural water supply systems in the Dominican Republic: Assessment of sustainability of systems built by the National Institute of Potable Water and Peace Corps, Dominican Republic* (Tesis de maestría). Michigan Technological University, Michigan, USA.
- Scott, C. A., & Banister, J. M. (2013). The dilemma of water management 'Regionalization' in Mexico under centralized resource allocation. In: Biswas, A. K., Benedito, P. F., Tortajada, C., & Palermo, M. (eds.). *Integrated water resources: Management in Latin America* (pp. 61-88). New York, USA: Routledge.
- Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, J. A., Trujillo-Flores, M. M., Lámbarry-Vilchis, F., Rivas-Tovar, L. A., & Bernal-Pedraza, A. Y. (2015). Community water management in Latin America and the Caribbean: Challenges for Mexico. *Journal of Sustainable Development*, 8(3), 102-112. DOI: 10.5539/jsd.v8n3p102

- Silva, B. B., Sales, B., Lanza, A. C., Heller, L., & Rezende, S. (2020). Water and sanitation are not gender-neutral: Human rights in rural Brazilian communities. *Water Policy*, 22(1), 102-120. DOI: 10.2166/wp.2020.126
- SNV Netherlands Development Organisation. (2013). *Achieving sustainability in rural water supply services through application of water point functionality intervention framework*. Recuperado de https://snv.org/cms/sites/default/files/explore/download/functionality_case_studies_-_march_2013.pdf
- Solanes, M., & Gonzales-Villarreal, F. (1999). *The Dublin principles for water as reflected in a comparative assessment of institutional and legal arrangements for integrated water resources management* (Documentos de antecedentes de Tac No. 3). Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.
- Sorensen, A. A., Wojahn, R. D., Manske, M. C., & Calfee, R. P. (2013). Using the strengthening the reporting of observational studies in epidemiology (STROBE) statement to assess reporting of observational trials in hand surgery. *Journal of Hand Surgery*, 38(8), 1584-1589. DOI: 10.1016/j.jhsa.2013.05.008
- Spring, Ú. O. (2014). Water security and national water law in Mexico. *Earth Perspectives* 1, 7. DOI: 10.1186/2194-6434-1-7
- Statista. (2020). *Number of confirmed cases of novel coronavirus COVID-19 in Latin America and the Caribbean as of August 11, 2020, by country*. Recuperado de <https://www.statista.com/statistics/1101643/latin-america-caribbean-coronavirus-cases/>

- The PLoS Medicine Editors. (2011). Best practice in systematic reviews: The importance of protocols and registration. *PLoS Medicine*, 8(2), e1001009. DOI: 10.1371/journal.pmed.1001009
- Toledo, C. (2020). *Coronavirus: Latin America struggles to contain the pandemic*. Recuperado de <https://www.dw.com/en/coronavirus-latin-america/a-54250895>
- Tucci, C. E. M. (2004). *Development of water resources in Brazil*. Recuperado de <https://www.cepal.org/samta/noticias/documentosdetrabajo/6/23426/InBr01404.pdf>
- UN Environment Programme. (2020). *GOAL 6: Clean water and sanitation*. Recuperado de <https://www.unenvironment.org/explore-topics/sustainable-development-goals/why-do-sustainable-development-goals-matter/goal-6>
- United Nations. (2020). *The impact of COVID-19 on Latin America and the Caribbean*. Recuperado de https://unsdg.un.org/sites/default/files/2020-07/EN_SG-Policy-Brief-COVID-LAC.pdf
- United Nations Water. (2019). *National systems to support drinking-water, sanitation and hygiene: Global status report 2019. UN-Water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (Reporte GLASS 2019)*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

- United Nations Water. (2012). *Water and a green economy in Latin America and the Caribbean (LAC)*. Recuperado de https://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/water_and_a_green_economy_in_lac_june_2012.pdf
- Uytewaal, E. (2016). *Situational assessment of the water, sanitation and hygiene sector in Latin America*. Recuperado de http://mwawater.org/wp-content/uploads/2014/12/Situational-Assessment_Final.pdf
- Vandenbroucke, J. P. (2007). The making of STROBE. *Epidemiology*, 18(6), 797-799. DOI: 10.1097/EDE.0b013e318157725d
- VanDerslice, J. (2011). Drinking water infrastructure and environmental disparities: Evidence and methodological considerations. *American Journal of Public Health*, 101(S1), S109-S114. DOI: 10.2105/AJPH.2011.300189
- Water.org. (2020). *Brazil's water and sanitation crisis*. Recuperado de <https://water.org/our-impact/where-we-work/brazil/>
- Wells, G. A., Shea, B., O'Connell, D., Peterson, J., Welch, V., Losos, M., & Tugwell, P. (2019). *The Newcastle-Ottawa Scale (NOS) for assessing the quality of nonrandomised studies in metaanalyses*. Recuperado de http://www.ohri.ca/programs/clinical_epidemiology/oxford.asp

Willaarts, B., De-Stefano, L., & Garrido, A. (2014). Water and food security in Latin America and the Caribbean: Regional opportunities to cope with global challenges. In: Willaarts, B. A., Garrido, A., & Llamas, M. R. (eds.). *Water for food and wellbeing in Latin America and the Caribbean: Social and environmental implications for a globalized economy* (pp. 3-24). Oxon and New York, USA: Routledge.

World Bank. (2013). *Maintaining the sustainability of rural water systems*. Washington, DC, USA: World Bank.

World Bank. (2002). *Social funds: Assessing effectiveness*. Recuperado de <http://documents1.worldbank.org/curated/en/456231467989537699/pdf/multi0page.pdf>

World Health Organization and United Nations Children's Fund. (2000). *Global water supply and sanitation assessment 2000 Report*. Geneva, Switzerland: World Health Organization and United Nations Children's Fund.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-09

Notas

Modelo para mejorar la gestión del suministro de agua potable para los habitantes de la Ciudad de México

Model to improve the management of drinking water supply for the inhabitants of Mexico City

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

¹Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora, Ciudad de México, México, j.a.silva@outlook.com

Autor para correspondencia: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Resumen

El objetivo de esta investigación es diseñar un modelo para mejorar la gestión del suministro de agua potable para los habitantes de la Ciudad de México, considerando que esta urbe es una de las que cuentan con mayor número de población en el mundo y tiene una economía e infraestructura robustas. Por ello, gestionar el recurso es un reto por los múltiples problemas que se suscitan. La metodología utilizada fue de corte cualitativo, en la que se revisó literatura sobre el tema y se diseñaron entrevistas semiestructuradas para aplicarse a 17 directores vinculados con la gestión del suministro de agua potable en la ciudad situados en el



Sistema de Aguas de la Ciudad de México (Sacmex) y en las 16 alcaldías, tomando como base el modelo de Hooper. Los resultados y su discusión muestran que de las 10 categorías del modelo destaca la carencia presupuestal para el desempeño óptimo de la gestión, y las reformas necesarias en la normatividad hídrica que permita agilizar los procesos y fortalecer su evaluación y seguimiento. Considerando estas dos subcategorías se podrían mejorar en gran medida las demás: la toma de decisiones coordinada; la respuesta en la toma de decisiones; los objetivos, su cambio y finalización; el diseño organizacional; la formación y el desarrollo; la información e investigación; la responsabilidad y el seguimiento; y las funciones de los sectores público y privado. Sin embargo, se requiere voluntad política, una coordinación eficaz entre los principales involucrados y concientización por parte del sector social. Finalmente, se ofrecen hallazgos sobre los cuales se puede profundizar en próximas investigaciones.

Palabras clave: Ciudad de México, gestión, modelo, suministro de agua potable.

Abstract

The objective of this research is to design a model to improve the drinking water management supply for the inhabitants of Mexico City, considering that this City is one of the cities with the largest population worldwide and has a robust economy and infrastructure. Therefore, managing the resource is a challenge due to the multiple problems that arise. The methodology used was qualitative in which the literature on the subject was reviewed and semi-structured interviews were designed to be applied

to 17 directors linked to drinking water management supply in the city located in the Water System of Mexico City (Sacmex, for its acronym in Spanish) and in the 16 mayors' offices, taking based on Hooper's model. The results and their discussion show that, of the 10 categories of the model, the lack of a budget stands out for optimal performance of management, and the necessary reforms in water regulations that allow streamlining processes and strengthening their evaluation and monitoring. Considering these two subcategories, the others could be greatly improved: coordinated decision making, response in decision making, objectives, their change and completion, organizational design, training and development, information and research, accountability, and monitoring; and the roles of the public and private sectors. However, political will is required, effective coordination between the main stakeholders and awareness on the part of the social sector. Finally, findings are offered on which future research can deepen.

Keywords: Mexico City, management, model, drinking water supply.

Recibido: 11/02/2022

Aceptado: 14/09/2022

Publicado Online: 21/09/2022

Introducción

El agua dulce es un recurso de primera importancia para el ser humano en cuestiones de salud, bienestar y seguridad. Cabe señalar que el derecho humano al agua y al saneamiento fue declarado por la Asamblea General de Naciones Unidas en julio de 2010 (UNESCO, 2016). También es menester indicar que el derecho a la salud es incluyente y extendido a factores como el acceso al agua potable y al saneamiento, según el artículo 25 de la Declaración Universal de los Derechos Humanos (ONU, 1948). Asimismo, es reconocido que los Estados deben garantizar el derecho para tener acceso a factores determinantes de la salud, como el agua potable y saneamiento, de acuerdo con el artículo 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales (Oficina del Alto Comisionado para los Derechos Humanos, 1966). Igualmente, el recurso hídrico forma parte de uno de los ejes principales de la Agenda 2030, con el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 6, en el que se busca garantizar las reservar del recurso hídrico, la sostenibilidad en su gestión y el saneamiento, y que este objetivo se relaciona con los 16 restantes (UN, 2017).

A nivel mundial, 2 000 millones de personas no cuentan con servicios gestionados de forma segura; 138 países, y 5 de las 8 regiones de los ODS tenían estimaciones de servicios gestionados con seguridad, lo que representa el 45 % de la población mundial. Por otra parte, 84 países han logrado el acceso universal, con una cobertura mayor al 99 %, para al menos los servicios básicos, incluidos 30 países que han alcanzado el acceso completo a servicios administrados de forma segura. Al ritmo actual de progreso, el mundo solo alcanzará el 81 % de cobertura para

2030, lo que dejará a 1 600 millones de personas sin servicios gestionados con seguridad (WHO & UNICEF, 2021).

Cabe señalar que la pandemia por COVID-19 ha hundido a la economía mundial en recesión. Las personas que pasaron a sufrir pobreza extrema en el año 2020 fueron de 119 a 124 millones. Esto ha tenido un impacto en la interrupción generalizada en la prestación y financiación de servicios esenciales, como el de agua. Además, es necesario considerar que se requiere tener una higiene constante como medida de prevención ante la COVID-19, por lo que algunos gobiernos han establecido medidas de emergencia para continuar brindando el servicio de agua potable. Indudablemente, esto ha ocasionado utilizar mayor cantidad de agua, aunado a un panorama de estrés hídrico que ya existía antes de la pandemia (WHO & UNICEF, 2021).

Respecto a la COVID-19, la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), donde se ubica la Ciudad de México, es el epicentro de la pandemia en el país, y cuyas variaciones de casos confirmados, sospechosos, negativos y defunciones por día se pueden consultar en la página web del Gobierno de México (2020a). Si se consideran las experiencias que ha tenido México a raíz de diferentes epidemias, como del cólera en 1992, la influenza en 2009 y por COVID-19 actualmente, la asequibilidad del recurso hídrico de forma suficiente y de calidad es de primordial relevancia para el control de estas epidemias, debido a que la higiene es fundamental (Conagua, 2020a). No obstante, la higiene se complica cuando no existe o existe de forma intermitente el acceso al agua potable, trayendo como consecuencia la inseguridad del agua, que se convierte en una fuente de enfermedad para la población marginada

que no puede acceder de forma regular al agua potable (Gobierno de México, 2020b).

Por otra parte, México está conformado por 31 estados y la Ciudad de México (Conagua, 2018). La cobertura de agua potable en el país es del orden de 94.4 %, mientras que en el alcantarillado es de 91.4 % (Conagua, 2020b). No obstante, existen múltiples problemas hídricos, como la sobreexplotación y la concesión de importantes cuencas y acuíferos; la contaminación de cuerpos de agua en el orden del 70 %; la operación con infraestructura obsoleta; el compromiso de la seguridad hídrica; los conflictos por el agua en los tres órdenes de gobierno; el marco legal desactualizado; la falta de inversiones para mejora del sector hídrico, y la reducción del presupuesto, por indicar algunos (Arreguín-Cortés, López-Pérez, & Cervantes-Jaimes, 2020).

En cuanto a la Ciudad de México, ésta se divide en 16 demarcaciones territoriales (Conagua, 2018) y es una de las urbes con mayor número de población a nivel global; posee una de las mayores economías de América, y tiene una infraestructura robusta (Sedeco, 2021), por lo que es un reto gestionar el agua, pues se presentan múltiples contrariedades (Torres, 2017). La seguridad hídrica representa un desafío para contar con agua en cantidad y calidad para los habitantes. Además, la tendencia sobre la gestión del agua vislumbra un panorama negativo para 2050 (Martínez-Austria, 2013).

Considerando los antecedentes, el problema de la investigación se puede resumir en las siguientes palabras: los habitantes que radican en la Ciudad de México han sufrido un déficit en el suministro de agua potable con el modelo de gestión que prevalece. Por lo anterior, el objetivo de

esta investigación es diseñar un modelo para mejorar dicha gestión, la cual se encuentra guiada por la pregunta de qué elementos se deben considerar para el diseño del modelo.

Para consumir con éxito esta investigación se utiliza un enfoque cualitativo, que implica la revisión de la literatura sobre el tema, así como la aplicación de entrevistas semiestructuradas a funcionarios involucrados en la gestión. Este artículo se estructura en las siguientes secciones principales: metodología, resultados, discusión y conclusiones.

Metodología

Se llevó a cabo una revisión de la literatura sobre la gestión del agua potable en la Ciudad de México, así como en los modelos de esta gestión, para después definir qué modelo se sigue en la ciudad. Para esto, se analizaron diversos periodos de tiempo, pero poniendo atención en lo contemporáneo.

La revisión de la literatura fue por medio de bases de datos académicas de prestigio, como Web of Science, Scopus, Science Direct y Google Books, por señalar las trascendentales. Como complemento, esta revisión se hizo en documentos gubernamentales y de organizaciones internacionales, como la Organización de las Naciones Unidas, la Organización Mundial de la Salud, y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. Las principales palabras clave utilizadas en las bases de datos fueron las siguientes, tanto en el idioma inglés como en el español: "suministro de agua potable", "acceso al agua potable", "administración del agua", "gestión del agua", "modelos de gestión del

agua”, “modelos de gestión del agua potable” con este término al final: Ciudad de México.

En la siguiente etapa de la metodología se propuso realizar trabajo de campo, por lo que se seleccionó la técnica de investigación de la entrevista semiestructurada (Hernández-Sampieri & Mendoza-Torres, 2018). No obstante, para ello fue necesario determinar una muestra para la aplicación de la entrevista, al mismo tiempo que se diseñaba el instrumento.

Determinación de la muestra

Se siguieron las pautas de un muestreo por expertos (Hernández-Sampieri & Mendoza-Torres, 2018) y se consideró adecuado implementar un muestreo intencional. El método de muestreo es fundamental porque permite que el investigador confíe en su discreción al elegir categorías en una población de muestra (Palinkas *et al.*, 2015). Por lo tanto, el proceso de muestreo depende del juicio y la comprensión del contexto por parte del investigador. En este sentido, se señaló que el método de muestreo también fue fundamental debido a que los datos se recopilaron de una pequeña población de interés de 17 directores. El muestreo intencional garantiza que se recopilen respuestas cualitativas, lo que contribuye a obtener mejores conocimientos y resultados de investigación precisos. Además, mejora el análisis de los resultados para filtrar respuestas irrelevantes que no responden a la investigación.

Palinkas *et al.* (2015) definen el muestreo experto como un método utilizado cuando un investigador se enfoca en individuos con un alto

conocimiento o percepción sobre un tema específico. Por ello, se seleccionó a los expertos con base en su nivel de experiencia y especialización en la gestión del agua en México.

La implementación siguió una serie de pasos, siendo el más importante el que destaca la necesidad de definir el problema de investigación: la gestión del suministro de agua potable para los habitantes de la Ciudad de México. Posteriormente, se determinó el tamaño de la muestra, que estuvo conformada por 17 directores, uno del Sacmex y el resto de las alcaldías de la Ciudad de México. El proceso de determinación se caracterizó por la introducción de criterios de inclusión, que se centraron en lo siguiente:

1. La facultad de tomar decisiones relevantes en el sector hídrico.
2. La experiencia.
3. El conocimiento.
4. Las capacidades para influir en la gestión.

Después de un análisis, se contempló la inclusión de los sujetos de estudio que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Sujetos de estudio.

Sujeto	Fuente
Directores generales de Servicios Urbanos (alcaldías Álvaro Obregón, Cuajimalpa de Morelos, Gustavo A. Madero, Iztacalco, Iztapalapa, Milpa Alta, Tláhuac, Tlalpan, Venustiano Carranza y Xochimilco)	Alcaldía Álvaro Obregón (2020) Alcaldía Cuajimalpa de Morelos (2020) Alcaldía Gustavo A. Madero (2019) Alcaldía Iztacalco (2020) Alcaldía Iztapalapa (2019) Alcaldía Milpa Alta (2020) Alcaldía Tláhuac (2020) Alcaldía Tlalpan (2019) Alcaldía Venustiano Carranza (2019) Alcaldía Xochimilco (2019)
Directora general de Obras Públicas y Servicios Urbanos (Alcaldía Coyoacán)	Alcaldía Coyoacán (2020)
Directora general de Servicios Urbanos y Sustentabilidad (Alcaldía Cuauhtémoc)	Alcaldía Cuauhtémoc (2018)
Director ejecutivo de Servicios Urbanos (Alcaldía Miguel Hidalgo)	Alcaldía Miguel Hidalgo (2020)
Director general de Servicios Urbanos y Ambientales (Alcaldía La Magdalena Contreras)	Alcaldía La Magdalena Contreras (2020)
Director general de Desarrollo Urbano y Servicios Urbanos (Alcaldía Azcapotzalco)	Alcaldía Azcapotzalco (2019)
Director general de Obras, Desarrollo y Servicios Urbanos (Alcaldía Benito Juárez)	Alcaldía Benito Juárez (2019a) Alcaldía Benito Juárez (2019b)
Director del Proyecto de Mejora de Eficiencia y del Servicio de Agua Potable (Sacmex)	Sacmex (2024)

Diseño del instrumento de investigación

Para diseñar el instrumento se analizaron los modelos referidos en el presente artículo y se decidió tomar como base el modelo de Hooper, que cuenta con 10 categorías, 37 subcategorías y 115 indicadores (Hooper, 2006). Se determinó que el modelo era completo y adecuado para cumplir con el objetivo de esta investigación. A pesar de que tiene varios años de haberse formulado, se encontró vigencia en sus elementos, por lo que se requería únicamente realizar adaptaciones con relación al objeto de estudio. El modelo de Hooper contempla el ciclo de gestión del agua de forma íntegra y flexible, lo que facilita su adaptación a diferentes contextos.

Debido a la extensión del modelo de Hooper (2006) fue necesario reducirlo, lo cual se hizo considerando el alcance de la investigación y su adecuación al objeto de estudio. Para esto, se analizaron los elementos teóricos examinados en la revisión de la literatura de la investigación y también se solicitó apoyo de seis investigadores expertos en el tema del Instituto Politécnico Nacional (IPN).

Una vez que se tenía la reducción del modelo e identificados claramente sus elementos, se procedió a la elaboración del cuestionario de preguntas semiestructuradas. El instrumento final quedó conformado por 10 subcategorías de las cuales se derivan otras 15 con 16 indicadores y 16 preguntas semiestructuradas. Los elementos principales del modelo se muestran en la Figura 1.

Subcategorías

Subcategorías

Categoría

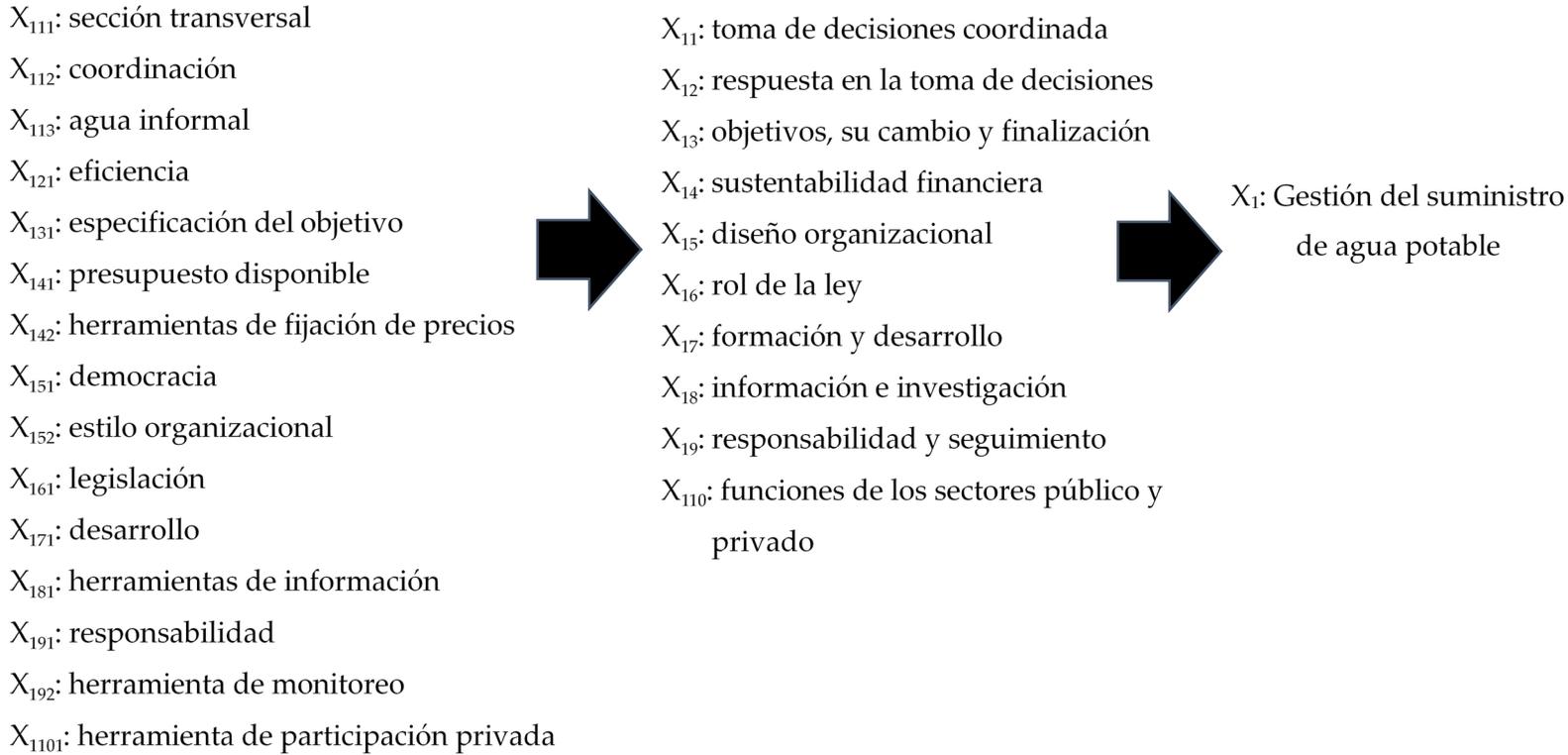


Figura 1. Modelo para mejorar la gestión del suministro de agua potable para los habitantes de la Ciudad de México. Fuente: elaboración propia con base en Hooper (2006).

Resultados

La revisión teórica de la literatura sobre el suministro de agua potable en la Ciudad de México sirvió de base para el diseño del instrumento de investigación que se aplicó a 17 directores vinculados con la gestión del suministro de agua potable en la Ciudad de México (Tabla 1).

De forma particular, los resultados derivados de las entrevistas semiestructuradas mostraron disparidades y desafíos en el sistema de suministro de agua potable. La primera sección de la entrevista semiestructurada se centró en la subcategoría X_{11} : toma de decisiones coordinada. Aquí se instó a los entrevistados con preguntas sobre la sección transversal, coordinación y agua informal. Uno de los directores señaló la necesidad de introducir políticas transversales de agua que fortalecieran el suministro de agua potable entre los residentes de la Ciudad de México. Al revisar la respuesta, el investigador señaló que se utiliza un sistema transversal de suministro de agua entre varios lugares para reducir el riesgo de escasez y aumentar la disponibilidad.

La segunda pregunta exploró la coordinación entre organismos y departamentos con un énfasis primordial en los mecanismos de control. La respuesta obtenida fue que se requería fortalecer la coordinación porque estaba en un punto bajo, lo que aumentaba el sesgo de supervisión en las organizaciones públicas y privadas. Además, existía el riesgo de que la burocracia influyera en la coordinación y las prioridades desalineadas entre las organizaciones.

Se recomendó que las alcaldías desarrollen un marco de coordinación para frenar este problema. En específico, se señaló que la

razón detrás de las carencias es que cada alcaldía tiene su visión y objetivos, lo que socava los enfoques coordinados y los procesos de toma de decisiones. Por lo tanto, las alcaldías tienen que unirse y acuñar acuerdos con la sociedad y Sacmex para mejorar el suministro de agua potable a los ciudadanos.

La tercera pregunta planteó si algún mecanismo de control disponible podría ayudar a prevenir las tomas clandestinas de agua potable. Ante esto, las pérdidas y fugas de agua en la tubería pueden provocar escasez a corto y largo plazo. Destaca que es necesario fortalecer los programas de agua, lo que puede aumentar la disponibilidad y minimizar la probabilidad de tomas clandestinas. Además, es menester ejercer control sobre los recursos hídricos naturales (acuíferos) para mejorar la disponibilidad. Uno de los directores indicó que el gobierno debe asignar más recursos a través de los presupuestos anuales, lo que mejorará la gestión de infraestructura, y la implementación de proyectos de conservación y suministro de agua en toda la ciudad.

Después de completar la primera sección se pasó a la segunda subcategoría, que se centró en la respuesta en la toma de decisiones (X₁₂). La subcategoría contenía preguntas sobre la eficiencia en los procesos de toma de decisiones y los programas en general. La pregunta inicial exploró qué se debía mejorar en la toma de decisiones para combatir de manera efectiva la escasez de agua potable. La mayoría de los directores señaló el tema de la asignación de recursos y las restricciones presupuestarias como un impedimento para el suministro de agua potable. Por ello, recomendaron mejorar los presupuestos para administrar la infraestructura de manera efectiva. La consulta posterior se centró en los programas actuales de recolección de agua, que hasta

ahora se han promocionado como ineficaces para abordar la escasez de agua. Los directores coinciden en que el aumento de las asignaciones presupuestarias ayudará en la expansión del número de programas de recolección de agua de lluvia, mejorando así la disponibilidad y minimizando los problemas de escasez.

La subcategoría X_{13} fue sustancial para comprender los objetivos, cambios y niveles de finalización en los organismos de suministro de agua. También se pretendía determinar si los organismos de agua tenían objetivos claros para mejorar la gestión del suministro de agua potable a largo plazo. Los encuestados señalaron que la mayoría de los objetivos se acuñaron a principios de siglo, por lo que se centraron en metas a largo plazo.

Sin embargo, el problema principal fue la aparente falta de mecanismos efectivos que pudieran ayudar a los organismos de agua a alcanzar los objetivos. Para paliar este problema se citó que cada administración debe evaluar los proyectos que dieron resultados positivos para darles continuidad e implementar mejoras en los procesos para hacer frente a cualquier desafío.

La sostenibilidad financiera está en el centro de todo sistema de gestión del agua debido a que determina la disponibilidad de recursos que pueden mejorar el suministro y la prestación de servicios (Hooper, 2006). El concepto se exploró en la subcategoría X_{14} , y el investigador preguntó qué se debe cambiar para que el presupuesto fuera suficiente para mejorar la gestión del suministro de agua potable. Al menos 10 de los encuestados mencionaron que sus mandatos de suministrar agua de manera segura y efectiva se ven socavados por limitaciones

presupuestarias. Por lo tanto, los gobiernos nacional y local deben ampliar las asignaciones presupuestarias para incrementar la infraestructura que atiende a los habitantes de la Ciudad de México.

En consecuencia, los encuestados indicaron que las políticas de precios ineficaces contribuyeron a la escasez de recursos presupuestarios. Torres (2017) respalda esta disposición al señalar que los costos del agua pública en la Ciudad de México son bastante altos. Además, la calidad del agua del grifo no es buena, lo que incita a los ciudadanos a comprar agua embotellada. Los directores coincidieron con esta afirmación, al señalar que los precios de abastecimiento de agua potable han sido perjudiciales para recuperar los costos operativos incurridos en su gestión. Las respuestas indicaron la necesidad de introducir un esquema de precios transparente y asequible, aumentando así la dependencia de los sistemas públicos de suministro de agua potable. La asequibilidad aumentará inadvertidamente el dinero recaudado, lo que permitirá a los organismos de agua recuperar las inversiones en el sistema de suministro.

La subcategoría X_{15} exploró los diseños organizacionales con democracia y estilos organizacionales en el centro de las preguntas. Los directores señalaron que las políticas hidrológicas cambiaban de modo constante, lo que socavaba la coherencia en la gestión del suministro de agua potable. Además, cada gobierno estuvo plagado de burocracia, y los funcionarios eliminaron de forma gradual los avances logrados por las administraciones anteriores. En cuanto al estilo organizacional, los directores señalaron la necesidad de realizar actualizaciones periódicas que respondan a la realidad actual, mejorando así la estructura organizacional de los organismos de agua.

El investigador pasó a la subcategoría X_{16} sobre el rol de la ley. Las preguntas se centraron en los cambios necesarios en el sistema legal. Todas las respuestas de los directores señalaron el hecho de que las actualizaciones constantes son esenciales para que los organismos de agua respondan a los desafíos actuales. Por lo tanto, es mandato del Ejecutivo y del Poder Legislativo acuñar leyes que amplíen el mandato de los organismos de agua y les permitan responder a los problemas de escasez en la ciudad.

Torres (2017) alude que la continuidad y eficiencia de los servicios de agua se basan en las habilidades, conocimientos y competencias de los servidores públicos. Por lo tanto, los programas de capacitación permiten que el personal de un organismo de agua administre los sistemas de suministro. El investigador preguntó qué se debe mejorar en los programas de desarrollo según la subcategoría X_{17} (capacitación y desarrollo). Los directores mencionaron que aumentar la capacitación del personal al momento del trabajo y durante su mandato los informaría sobre las condiciones del entorno cambiantes. Los programas de capacitación son importantes para garantizar que el personal responda de forma efectiva a los problemas de suministro de agua potable, mejorando así la satisfacción del cliente.

Los encuestados también fueron cuestionados sobre herramientas de información basadas en la subcategoría X_{18} (información e investigación). Los directores coincidieron en que la comunicación era un gran desafío para mejorar los sistemas de abastecimiento de agua potable. Por lo tanto, se debe introducir un canal de comunicación ascendente, que incluya a todas las partes interesadas en los procesos de toma de decisiones (Pavic, Cosic-Flajsig, Petricec, & Blazevic, 2012). El

modelo no solo mejora la recopilación de datos, sino que permite el flujo claro de información entre los organismos de servicios públicos, lo que permite la adaptación a los cambios en la oferta y la demanda.

La penúltima subcategoría exploró la responsabilidad y seguimiento (X₁₉) en relación con la rendición de cuentas y la gestión de la red de datos. Los 17 directores mencionaron la necesidad de mejorar el acceso público a la información que acentúa la rendición de cuentas y los llamados a la acción. Uno de los directores indicó que el uso de tecnología y bases de datos actualizadas podría mejorar la estructura operativa del sistema de abastecimiento debido a que los organismos recopilarían información sobre el comportamiento del agua durante el abastecimiento.

La sección final exploró la subcategoría X₁₁₀ sobre las funciones de los sectores público y privado. El investigador preguntó a los encuestados qué se necesita mejorar en cuanto a la vinculación entre los sectores público y privado. Al menos el 50 % de los directores mencionó que la introducción de una visión y una política conjuntas entre las partes interesadas puede optimizar las operaciones. Además, la visión conjunta garantizaría que cada parte interesada comprendiera lo que se requiere de ellos en la provisión de agua potable, minimizando así la insatisfacción y escasez.

Discusión

La revisión de la literatura sobre modelos de gestión del agua fue necesaria para seleccionar uno como referencia para desarrollar el modelo de gestión del abastecimiento de agua potable para la Ciudad de México. Durante esta revisión se analizaron algunos modelos contemporáneos, pero también otros más antiguos. Tal es el caso del modelo de Hooper (2006), que se consideró ideal para esta investigación por su robustez y flexibilidad de adaptación a diferentes contextos. Considerando el modelo referido en el párrafo anterior, se procedió a reducirlo con el apoyo de expertos en el tema del agua y a partir de éstos se formularon preguntas semiestructuradas. Dichas preguntas se aplicaron a 17 directores involucrados en la gestión del suministro de agua potable en la ciudad ubicados en Sacmex y las alcaldías. Todas las preguntas ayudaron en la determinación de la eficiencia del sistema de abastecimiento de agua potable en la Ciudad de México.

La eficiencia de un sistema de suministro de agua potable se define por la suma total de componentes que funcionan en conjunto entre sí. Una disminución en la efectividad operativa de un componente puede contribuir a la falla de todo el sistema. En la sección de resultados se identificó cada componente y se categorizó en subcategorías.

Respecto a la categoría X_{11} : toma de decisiones coordinada, la investigación de Arreguín-Cortés *et al.* (2020) concuerda con los hallazgos de que es necesario fortalecer la transversalidad, pues la política del agua está centralizada en la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Es necesario fortalecer la coordinación entre las mismas dependencias

gubernamentales y después hacia el exterior, considerando mecanismos claros para su aseguramiento. Para lograr ello también se requiere voluntad política.

En relación con el claudestinataje, a pesar de los esfuerzos hechos por cancelar las tomas claudestinas de agua, todavía existen extracciones en pozos claudestinos, por lo que se requiere diseñar un sistema de vigilancia que permita inspeccionar y tener un control de extracción del agua. Para esto, se requiere destinar mayores recursos económicos para impulsar programas que atiendan la problemática.

De forma adicional, la categoría X_{12} : respuesta en la toma de decisiones muestra que todavía se presenta ineficiencia en el uso del agua en diferentes sectores (Arreguín-Cortés *et al.*, 2020) a pesar de haber invertido durante años en la construcción de diferentes obras tendientes a mejorar la eficiencia hídrica que coadyuve a eliminar las pérdidas de agua (Sacmex, 2012). Por lo tanto, se necesita mayor presupuesto para mejorar tanto la infraestructura como la eficiencia hídrica. Para el control de estas pérdidas se necesita implementar tecnología que las detecte y posibilite una respuesta rápida. Las tecnologías determinarían dónde hay fugas con la recopilación constante de datos para mejorar los procesos de mantenimiento futuros.

Por otra parte, se requiere buscar nuevas fuentes alternativas de agua sustentables, para que no todo recaiga en la extracción y suministro de fuentes situadas fuera de la Ciudad de México. En cambio, se podría aprovechar, como una alternativa, la captación de agua de lluvia. Si bien no se tienen resultados contundentes con los programas implementados (Sacmex, 2012), se requiere seguir fomentándolos y apoyándolos para

que los usuarios domésticos se provean de otra fuente de agua que se complementaría con la principal. C40 (2019) anticipa que es probable que la disponibilidad natural de agua en la Ciudad de México se reduzca en un 17 % a partir de 2050. Esto demanda la introducción de la recolección de agua de lluvia que manejará la precariedad del agua y mejorará la disponibilidad. Además, los métodos reducirían la dependencia excesiva de los acuíferos naturales, mejorando así la gestión del agua.

La categoría X_{13} : objetivos, su cambio y finalización muestra que existe un Programa de Gestión Integral de los Recursos Hídricos (PGIRH), que contiene más de 2 200 acciones, y contempla la parte financiera con una visión de 20 años (Sacmex, 2012). No obstante, es importante darle continuidad y realizar los ajustes pertinentes para poder construir nuevos proyectos sobre una base establecida, y no hacer cambios drásticos cada que gobierna una nueva administración, pues uno de los problemas que se tienen con la gestión es relativo a la temporalidad ligada con los directores en turno.

Para explicar la categoría X_{14} : sustentabilidad financiera, es importante retomar algunos argumentos de Sacmex (2018), en donde se plantea la persistencia de una falta de planeación que repercute en la presupuestación. Por ello, se debe otorgar prioridad a las asignaciones presupuestales de recursos hídricos para la consecución de proyectos que mejoren el suministro de agua potable. La provisión de recursos presupuestarios aseguraría que cada organismo de servicios públicos de agua pudiera cumplir con su mandato de forma efectiva.

Por otra parte, la aprobación de tarifas por derechos de suministro de agua es atribuida al órgano legislativo de la Ciudad de México, señalada

en el Código Fiscal. Así, estas tarifas acatan a principios político-administrativos, en lugar de a un análisis técnico-operativo. Además, es por medio de la Secretaría de Finanzas que se realizan las propuestas de modificación de las tarifas, para que por medio de éstas se presenten al órgano legislativo (Sacmex, 2018).

También es importante recalcar que el sistema hidráulico es arcaico, las tarifas subsidiadas no posibilitan cubrir los gastos incurridos en operación y mantenimiento (Sacmex, 2018). Por ello, es necesario continuar planteando propuestas tarifarias a la Secretaría de Finanzas que permitan cubrir los gastos señalados anteriormente, y se pueda incrementar el monto destinado a inversión en infraestructura.

La categoría X₁₅: diseño organizacional muestra que la planeación hídrica y su evaluación no ha sido ejecutada a plenitud y tiende a ser repetitiva, lo cual se puede observar en los últimos tres programas hídricos (Arreguín-Cortés *et al.*, 2020). Por lo anterior, es necesario realizar actualizaciones habituales que den respuesta a los cambios actuales.

Otro punto para considerar tiene que ver con la burocratización de los organismos de agua potable, que se ha venido suscitando durante décadas (Sacmex, 2018), por lo que la implementación de nuevas estructuras organizacionales menos rígidas podría permitir que fluya de forma eficiente la información relevante para tomar decisiones y se puedan realizar acciones rápidas tendientes a mejorar la gestión del suministro de agua potable.

Con relación a la categoría X₁₆: rol de la ley, es un tema muy amplio, pero que requiere su actualización (Arreguín-Cortés *et al.*, 2020). De

forma general, respecto al organismo operador del servicio de agua potable y saneamiento, ya se ha propuesto que debería ser un órgano descentralizado. Esto posibilitaría mejorar la gestión por la simplificación de actividades que no requerirían pasar por ciertas instancias administrativas que ralentizaran la consecución de objetivos (Sacmex, 2018).

Siguiendo con lo planteado por Sacmex (2018), es menester la formulación de una nueva ley de aguas que posibilite la creación del órgano descentralizado referido, pero también el diseño de una política hídrica sustentable e integral acorde con la realidad actual que también beneficie la operación del suministro hídrico que se realiza desde las 16 demarcaciones territoriales de la Ciudad de México, pues de acuerdo con Sandoval-Minero (2017), ni con la reforma de la Ley de Aguas Nacionales en 2004 se ha podido resolver el problema del enfoque de gestión basado en la oferta a través de medidas estructurales, la toma de decisiones centralizada y la carencia de mecanismos transparentes.

Respecto a la categoría X_{17} : formación y desarrollo, independientemente del reforzamiento que se haga al personal con capacitaciones y evaluación continua del desempeño, se debería buscar un mecanismo que desincentive colocar en puestos estratégicos a personal que no cuenta con el perfil para desempeñarlo, al margen de que pueda aprenderlo con el tiempo. Lo anterior, porque de acuerdo con Arreguín-Cortés *et al.* (2020), es habitual que los directores de los sistemas urbanos de agua potable no sean designados con base en sus méritos sino por la relación personal que tengan con su jefe inmediato en turno.

En cuanto a la categoría X_{18} : información e investigación, para mejorar los canales de comunicación entre áreas involucradas en la gestión del suministro de agua potable es necesaria la implementación de nuevos sistemas informáticos que simplifiquen procesos. Además de esto, de acuerdo con Zambrano (2017) se necesita la coordinación entre las diversas entidades políticas. A modo de ejemplo, la instalación de una comisión metropolitana del agua posibilitaría que los diferentes organismos de agua pudieran llegar a un acuerdo sobre la cantidad de agua necesaria a distribuir en cada entidad que abarca distintas entidades políticas, considerando el compartimiento de una cuenca hidrológica en común.

En la categoría X_{19} : responsabilidad y seguimiento es importante que se mejore la transparencia y rendición de cuentas, para que sea de dominio público realmente y esté disponible y actualizada en las páginas oficiales de las dependencias involucradas en el tema de la gestión del suministro de agua potable. Por otra parte, es necesario incrementar las inversiones destinadas a proyectos de infraestructura que involucren el uso de tecnología de punta para automatizar información y tener bases de datos actualizadas que permitan monitorear el comportamiento del suministro de agua potable en tiempo real para poder intervenir ante cualquier problema que se presente.

Finalmente, la categoría X_{110} : funciones de los sectores público y privado muestra que, de acuerdo con Sacmex (2018), es de utilidad buscar una asociación público-privada para beneficio social, en particular porque el sector público puede obtener ventajas para obtener financiamiento.

Es importante recalcar que a pesar de las asociaciones entre el sector público y el sector privado, el Estado debe asumir la responsabilidad de la gestión del suministro de agua potable y solo delegar ciertas funciones al sector privado como una forma de apoyo.

Conclusiones

El sistema de abastecimiento de agua potable en la Ciudad de México está lejos de ser efectivo de acuerdo con los estándares nacionales e internacionales. Este artículo indica que la eficiencia del sistema se ve socavada por una serie de factores cubiertos en el modelo de Hooper (2006).

Entre los hallazgos encontrados se destaca la falta de presupuesto para operar mejor el suministro de agua potable, así como los cambios a la normativa de aguas que podrían agilizar los procesos, y fortalecer su evaluación y seguimiento. Considerando estas dos subcategorías, las otras podrían mejorarse: toma de decisiones coordinada; respuesta en la toma de decisiones; objetivos, su cambio y cumplimiento; diseño organizacional; capacitación y desarrollo; información e investigación; rendición de cuentas y seguimiento, y las funciones de los sectores público y privado. Sin embargo, se requiere voluntad política, coordinación efectiva entre los principales actores y sensibilización por parte del sector social.

Esta investigación ofrece un modelo validado, con resultados generales, que puede tener un impacto positivo en las categorías analizadas. Si bien no son las únicas categorías que se pueden analizar

en un modelo con las características presentadas, son de gran importancia para el contexto en el que se desarrolló la investigación. Además, la discusión de los resultados ofrece una pauta general de cómo debe proceder el gobierno para seguir mejorando, pero también brinda a los investigadores hallazgos sobre los cuales podrían profundizar.

Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el apoyo económico brindado en el marco de la Convocatoria de Estancias Posdoctorales por México 2021, en la Modalidad 1: Estancia Posdoctoral Académica, con el proyecto académico titulado "Modelo para mejorar la gestión del suministro de agua potable para los habitantes de la Ciudad de México". Asimismo, un agradecimiento al Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora por ser la Institución donde se realizó la estancia referida.

Referencias

Alcaldía Álvaro Obregón. (2020). *Manual administrativo*. Recuperado de http://www.aao.cdmx.gob.mx/wp-content/uploads/documentos/manual_administrativo_ao_2020.PDF

Alcaldía Azcapotzalco. (2019). *Manual administrativo*. Alcaldía Azcapotzalco. Recuperado de <http://azcapotzalco.cdmx.gob.mx/wp-content/uploads/2020/manual/MANUAL%20ADMINISTRATIVO%20.pdf>

- Alcaldía Benito Juárez. (2019a). *Manual administrativo*. Ciudad de México, México: Órgano Político Administrativo.
- Alcaldía Benito Juárez. (2019b). *Manual de organización*. Recuperado de <https://alcaldiabenitojuarez.gob.mx/documentos/manualdeorganizacion2019.pdf>
- Alcaldía Coyoacán. (2020). *Directorio*. Recuperado de <https://www.coyoacan.cdmx.gob.mx/directorio>
- Alcaldía Cuauhtémoc. (2018). *Manual administrativo. Órgano político-administrativo en Cuauhtémoc*. Recuperado de <https://alcaldiacuauhtemoc.mx/wp-content/uploads/2020/01/Manual-Administrativo.pdf>
- Alcaldía Cuajimalpa de Morelos. (2020). *Alcaldía Cuajimalpa de Morelos de la Ciudad de México*. Recuperado de http://cuajimalpa.cdmx.gob.mx/?page_id=301
- Alcaldía Gustavo A. Madero. (2019). *Manual administrativo. Alcaldía Gustavo A. Madero*. Recuperado de <http://www.gamadero.gob.mx/doctos/ManualAdministrativo.pdf>
- Alcaldía Iztacalco. (2020). *Dictamen de estructura orgánica AL-IZC-15/011119. Alcaldía Iztacalco*. Recuperado de <http://www.iztacalco.cdmx.gob.mx/inicio/images/pdf/Dictamen2019.pdf>
- Alcaldía Iztapalapa. (2019). *Manual administrativo. Alcaldía Iztapalapa*. Recuperado de <http://www.iztapalapa.cdmx.gob.mx/2alcaldia/manual2020/MANUALADMI2020.pdf>

- Alcaldía La Magdalena Contreras. (2020). *Direcciones generales*. Recuperado de <https://mcontreras.gob.mx/directorio/>
- Alcaldía Miguel Hidalgo. (2020). *Directorio 2019*. Recuperado de <https://miguelhidalgo.gob.mx/transparencia2019/directorio>
- Alcaldía Milpa Alta. (2020). *Manual administrativo. Alcaldía Milpa Alta*. Recuperado de https://www.milpa-alta.cdmx.gob.mx/gob_abierto/#gsc.tab=0
- Alcaldía Tláhuac. (2020). *Directorio de la Alcaldía Tláhuac*. Recuperado de http://www.tlahuac.cdmx.gob.mx/wp-content/uploads/2020/04/Tlh_Directorio-TI%C3%A1huac_01042020.pdf
- Alcaldía Tlalpan. (2019). *Manual administrativo. Alcaldía Tlalpan*. Recuperado de <http://www.tlalpan.cdmx.gob.mx/docuweb/documentos/manual-administrativo-alcaldia-1.pdf>
- Alcaldía Venustiano Carranza. (2019). *Manual administrativo de la Alcaldía Venustiano Carranza*. Recuperado de <http://servicios.xochimilco.cdmx.gob.mx:8081/05/Documentos/M anual-Administrativo-2019.pdf>
- Alcaldía Xochimilco. (2019). *Manual administrativo de la Alcaldía Xochimilco*. Recuperado de <http://servicios.xochimilco.cdmx.gob.mx:8081/05/Documentos/M anual-Administrativo-2019.pdf>

- Arreguín-Cortés, F. I., López-Pérez, M., & Cervantes-Jaimes, C. E. (2020). Los retos del agua en México/Water challenges in Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(2), 341-371. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-10
- C40. (2019). *Rainwater harvesting in Mexico City as a measure to reduce the impacts of floods, increase water security and guarantee rights to water and health*. Recuperado de <https://www.c40.org/case-studies/rainwater-harvesting-in-mexico-city-as-a-measure-to-reduce-the-impacts-of-floods-increase-water-security-and-guarantee-rights-to-water-and-health/>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020a). *Urgente, colocar el tema del agua en el centro de la discusión de los temas globales*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/548831/Comunicado_de_Prensa_326-20.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020b). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento, edición 2020*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/680584/DSAPA_S_2020.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México, edición 2018*. Recuperado de https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Gobierno de México. (2020a). *Información general*. Recuperado de <https://coronavirus.gob.mx/datos/>

- Gobierno de México. (2020b). *Prevención*. Recuperado de <https://coronavirus.gob.mx/prevencion/>
- Hernández-Sampieri, R., & Mendoza-Torres, C. P. (2018). *Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta*. Ciudad de México: McGraw Hill Education.
- Hooper, B. P. (2006). *Key performance indicators of river basin organizations* (World Bank Report VSP-01). Washington, DC, USA: US Army Corps of Engineering/IWR.
- Martínez-Austria, P. F. (2013). Challenges for water security. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 165-180.
- Oficina del Alto Comisionado para los Derechos Humanos. (1966). *Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales*. Recuperado de <http://www.ohchr.org/SP/ProfessionalInterest/Pages/CESCR.aspx>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (1948). *Declaración Universal de Derechos Humanos*. Recuperado de <http://www.un.org/es/documents/udhr/>
- Palinkas, L. A., Horwitz, S. M., Green, C. A., Wisdom, J. P., Duan, N., & Hoagwood, K. (2015). Purposeful sampling for qualitative data collection and analysis in mixed method implementation research. *Administration and Policy in Mental Health*, 42(5), 533-544. DOI: 10.1007/s10488-013-0528-y

Pavic, M., Cosic-Faljsig, G. Petrisek, M., & Blazevic, Z. (2012). *Importance of bottom-up approach in water management-sustainable development of catchment areas in Croatia*. Recuperado de <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2012EGUGA..14.8438P/abstract>

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2024). *Estructura orgánica*. Recuperado de <https://www.sacmex.cdmx.gob.mx/dependencia/estructura>

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2018). *Diagnóstico, logros y desafíos. Sacmex 2018*. Recuperado de <https://aplicaciones.sacmex.cdmx.gob.mx/libreria/biblioteca/libros/2018/diagnostico-logros-y-desafios-2018.pdf>

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2012). *El gran reto del agua en la Ciudad de México*. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2013/02/El-gran-reto-del-agua-en-la-Ciudad-de-Mexico.pdf>

Sandoval-Minero, R. (2017). El agua en la agenda 2030 y su relación con los Objetivos del Desarrollo Sostenible. En: Denzin, C., Taboada, F., & Pacheco-Vega, R. (eds.). *El agua en México: actores, sectores y paradigmas para una transformación social-ecológica* (pp. 123-148). Ciudad de México, México: Fundación Friedrich-Ebert Stiftung.

Sedeco, Secretaría de Desarrollo Económico de la Ciudad de México. (2021). *Mexico City economic review*. Recuperado de <https://www.sedeco.cdmx.gob.mx/storage/app/media/Invierte%20en%20CDMX/Mexico%20City%20Economic%20Review%20.pdf>

- Torres, L. (2017). *La gestión del agua potable en la Ciudad de México: los retos hídricos de la CDMX: gobernanza y sustentabilidad*. Recuperado de <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-02055413>
- UN, United Nations. (2017). *Resolution adopted by the General Assembly on 6 July 2017: 71/313. Work of the Statistical Commission pertaining to the 2030 Agenda for Sustainable Development*. Recuperado de <https://undocs.org/A/RES/71/313>
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2016). *PHI-VIII: seguridad hídrica: respuestas a los retos locales, regionales y globales (2014-2021)*. Recuperado de https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000225103_spa
- WHO & UNICEF, World Health Organization & The United Nations Children's Fund. (2021). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020: Five years into the SDGs*. Geneva, Switzerland: World Health Organization and The United Nations Children's Fund.
- Zambrano, L. (2017). El agua en la agenda 2030 y su relación con los Objetivos del Desarrollo Sostenible. En: Denzin, C., Taboada, F., & Pacheco-Vega, R. (eds.). *El agua en México: actores, sectores y paradigmas para una transformación social-ecológica* (pp. 43-56). Ciudad de México, México: Fundación Friedrich-Ebert Stiftung.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-10

Notas

Gestión de aguas pluviales y sustentabilidad urbana.

Una revisión

Stormwater management and urban sustainability. A review

Natyely Barranco-Mejía¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6171-1111>

Fredy López-Pérez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1372-6252>

María del Carmen Torres-Salazar³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2119-8998>

Pedro Misael Albornoz-Góngora⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1242-1051>

¹Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México, bmno100417@upemor.edu.mx

²Universidad de Medellín, Medellín, Colombia, jflopez@udemedellin.edu.co

³Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México, mariadelcarmenatorress@gmail.com

⁴Comisión Nacional del Agua, Tlaxcala, México, ptrsmsl@gmail.com



Autora para correspondencia: Natyely Barranco-Mejía,
bmno100417@upemor.edu.mx

Resumen

Uno de los efectos ambientales más conocidos de las ciudades es que inducen a la impermeabilización de suelos que a su vez incrementan los impactos del calentamiento global. La construcción de infraestructura, como calles y banquetas hechas de pavimento o concreto propician una disrupción entre las actividades de la población y el ciclo hidrológico natural. El cambio de uso de suelo y la extracción para el abastecimiento de agua potable sin criterios de sostenibilidad urbana agrava la situación en muchas ciudades del mundo.

Para el desarrollo de este trabajo se efectuó una lectura comparada sobre el manejo de las aguas pluviales en los contextos del ciclo integral del agua urbana y la sostenibilidad. Se revisaron 61 artículos que permiten observar que los sistemas urbanos de drenaje sustentable son una alternativa esencial para contrarrestar los efectos del cambio climático y mitigar las variaciones importantes en la distribución de los patrones de pluviosidad anual en diferentes regiones, especialmente en ciudades latinoamericanas.

Palabras clave: sistemas urbanos de drenaje sustentable, sostenibilidad urbana, cambio climático, drenajes urbanos, gestión de aguas pluviales urbanas, resiliencia urbana.

Abstract

One of the best-known environmental effects of cities is that they induce soil impermeabilization, which in turn increases the impacts of global warming. The construction of infrastructures, such as streets and sidewalks made of pavement or concrete, leads to disruption between the population's activities and the natural hydrological cycle. The change in land use and extraction for drinking water supply without urban sustainability criteria aggravates the situation in many cities around the world.

In the development of the review article, a comparative reading was made on the management of rainwater in the contexts of the integral urban water cycle and sustainability; 61 records were reviewed that allow observation that Sustainable Urban Drainage Systems are an essential alternative to counteract the effects of climate change, and although they imply a challenge of implementation, their development is necessary to mitigate the important variations in the distribution of annual rainfall patterns in different regions, especially for Latin American cities.

Keywords: Sustainable urban drainage systems, urban sustainability, climate change, urban drainage, urban storm-water management, urban resilience.

Recibido: 14/10/2021

Aceptado: 21/08/2022

Publicado Online: 27/09/2022



Introducción

Durante la revisión de libros y artículos de diversos autores, los temas de desarrollo y análisis incluyen el ciclo hidrológico y la forma en que se ve afectado por la urbanización, así como los fundamentos del sistema del alcantarillado actual y sus desventajas, la evolución del ciclo urbano del agua, su manejo integral, el enfoque sociopolítico, institucional y legal respecto de su manejo sustentable, el manejo del agua en ciudades resilientes y los retos ambientales del drenaje urbano.

Al profundizar en estos temas se demostró que un factor importante a considerar es el comportamiento de las lluvias para desarrollar planes efectivos en el diseño de sistemas de drenaje urbano, donde existen diversos criterios que pueden ayudar a definir la sostenibilidad urbana asociada con la gestión del recurso hídrico (Gomes-Miguez, Moura-Rezende, & Pires-Veról, 2015; Potter & Vilcan, 2020).

La urbanización incrementa el cambio de los suelos a superficies cada vez más impermeables, lo que altera el ciclo hidrológico urbano, provocando un aumento en el volumen del escurrimiento superficial y el caudal pico. Es importante mencionar que durante el proceso de urbanización, la construcción de drenajes convencionales y alcantarillas, cuyo objetivo principal es la rápida eliminación de las aguas pluviales de zonas urbanas, generan algunos efectos no deseados, como la disminución de la calidad del agua (Mguni, Herslund, & Jensen, 2016). Lo anterior también desencadena otras consecuencias, como la disminución

de la infiltración de agua pluvial y, por ende, la reducción en la recarga de los acuíferos (Peña-Guzmán, Melgarejo, & Prats, 2016).

Sin embargo, el desarrollo urbano no puede interrumpirse en su totalidad por dichos factores ambientales. Es necesario concientizar a la población de que éste es un problema actual y prioritario por resolver (Brears, 2016).

Para afrontar esos retos actualmente se está desarrollando un tipo de ingeniería llamada Sistemas Urbanos de Drenaje Sustentables (SUDS), término que proviene del Reino Unido, y que implica un conjunto de prácticas y montaje de infraestructura para el control de escurrimientos pluviales y sus efectos.

También se les puede conocer como BMPs en EUA (*Best Management Practices*) (Castro-Fresno, Rodríguez-Bayón, Rodríguez-Hernández, & Ballester-Muñoz, 2005); Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) o Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TDUS) en España y algunos países hispanoparlantes; Técnicas Alternativas de Drenaje (TAD) en Chile (Castro-Fresno *et al.*, 2005; Momparler & Andrés-Doménech, 2015; Rodríguez, 2008); LID (*Low Impact Development*), WSUD (*Water Sensitive Urban Design*) en Australia, y LIUDD (*Low Impact Urban Design and Development*) en Nueva Zelanda (Elliot & Trowsdale, 2007). Entre los diferentes componentes de drenaje desarrollados están las cunetas, zanjas y áreas de infiltración.

Tratándose de los SUDS, éstos han influido en el desarrollo de bajo impacto con innovación, demostrando que conforme pasa el tiempo incrementan su popularidad en diferentes países como Reino Unido, España, Australia, Nueva Zelanda, Alemania, Francia, EUA y Suecia;

además, un principio fundamental de los SUDS es mantener un posdesarrollo hidrológico de un sitio para cumplir con condiciones similares al comportamiento natural de terrenos sin modificaciones antrópicas (Neupane, 2018).

Esta revisión es uno de los resultados de una tesis de maestría en Ingeniería Ambiental y Tecnologías Sustentables sobre el diseño de áreas de infiltración de camellones y su evaluación del funcionamiento del sistema, según criterios de sustentabilidad urbana en la ciudad de Cuernavaca, Morelos (México); destaca las ventajas de implementar tales proyectos, que contribuyen al desarrollo urbano sustentable para impulsar la infiltración del agua pluvial con previo tratamiento al subsuelo de las zonas urbanas, que contribuyen a la visión holística de promover el manejo integral de las aguas pluviales en las áreas urbanas.

Materiales y métodos

Para esta revisión de literatura primero se planteó una ecuación de búsqueda con los siguientes términos «("sustainable drainage system*" OR rainwater) AND ("urban sustain*" OR "sustain* cities")», después se recurrió a las bases de datos Web of Science, Scopus y EbscoHost, usando filtros de temporalidad, campo temático, tipos de documento donde se eligieron los artículos científicos, monográficos y de datos, materiales de editorial y libros. Con lo anterior se identificaron un total de 377 documentos, que luego se analizaron con el algoritmo Tree of Science, disponible en la página <https://tos.coreofscience.com/> para optimizar la

búsqueda y la selección de los documentos, lo cual permitió focalizar el análisis de un total de 40 libros y artículos.

Tras dicha selección se analizó cualitativamente el contenido de cada artículo y libro utilizando la herramienta computacional ATLAS.ti para establecer las ideas centrales de la revisión.

En este trabajo se emplea la metodología comparativa y posteriormente se sintetizan, clasifican e interpretan los aportes de los diferentes autores y de los estados del arte que están relacionados con la temática de esta revisión.

Literatura y material analizado

Durante la revisión de literatura principalmente se identificaron los siguientes autores como los más relevantes: M. G. Faram, Sara Perales Momparler, Ignacio Andrés-Doménech, R. R. Brown, Megan Farrelly, Alexander Elliott, Sam Trowsdale, Patricia Göbel, Christos Makropoulos, V. Grace Mitchell, Allison H. Roy, David Butler, John W. Davies, Edgar L. Villarreal, Andrew Dixon y T. H. F. Wong.

Las principales revistas en las que se publican los contenidos de interés para esta revisión son *IWA Publishing Water Science & Technology—WST*; *Elsevier Environmental Modelling & Software*; *Elsevier Journal of Contaminant Hydrology*; *Springer Science + Business Media*; *Taylor & Francis Group Urban Water Journal*, *Elsevier Water Policy*, y *Elsevier Building and Environment*.

Los principales países de afiliación de los autores con publicaciones más relevantes en la temática son Reino Unido, España, Australia, Nueva Zelanda, Alemania, Francia, EUA y Suecia.

Con respecto al tema del drenaje urbano, en la sección siguiente se expone un análisis que detalla los criterios para sustentar sus ventajas y desventajas, así como su desarrollo e implementación.

Resultado del análisis

El ciclo hidrológico y sus modificaciones

Es importante comprender el ciclo completo del agua y sus mecanismos para optimizar su gestión en las zonas urbanas. El ciclo hidrológico detalla la presencia y actividad continua del agua en la Tierra a medida que se mueve y cambia de forma constante.

Sin embargo, las zonas urbanas modifican el ciclo hidrológico porque las precipitaciones tienden a remover material particulado del aire; el agua se escurre por techos y pavimentos arrastrando partículas contaminantes, así como sólidos en suspensión, materia orgánica, metales pesados e hidrocarburos hasta llegar al suelo. En la ciudad, las áreas vegetales de intercepción son restringidas y las intervenciones humanas en el espacio inducen a que el suelo tenga limitada permeabilidad.

Como consecuencia, se observa incremento en las velocidades de los escurrimientos superficiales sobre superficies firmes y sólidas, al igual

que por canalones y pavimentos, concentrándose en poco tiempo en los sistemas de alcantarillado. Esto contrasta con el movimiento que tendría sobre superficies naturales y a lo largo de corrientes naturales. Por lo tanto, el flujo llega y se desaloja rápido, y el caudal pico es mayor, lo cual reduce la infiltración del agua pluvial a través del suelo y provoca que la recarga a las reservas de aguas subterráneas disminuya de modo sustancial. Es importante mencionar que dicha infiltración de agua debe tener tratamiento previo (Butler & Davies, 2004). Por consiguiente, en las zonas urbanas la infiltración es escasa y los acuíferos locales son parcialmente excluidos del proceso natural del ciclo del agua (Rodríguez, Rodríguez, & Gómez-Ullate, 2007).

En la Figura 1 se muestran estos cambios resultantes de la función del escurrimiento de aguas pluviales, representando un suelo urbanizado y otro no urbanizado.

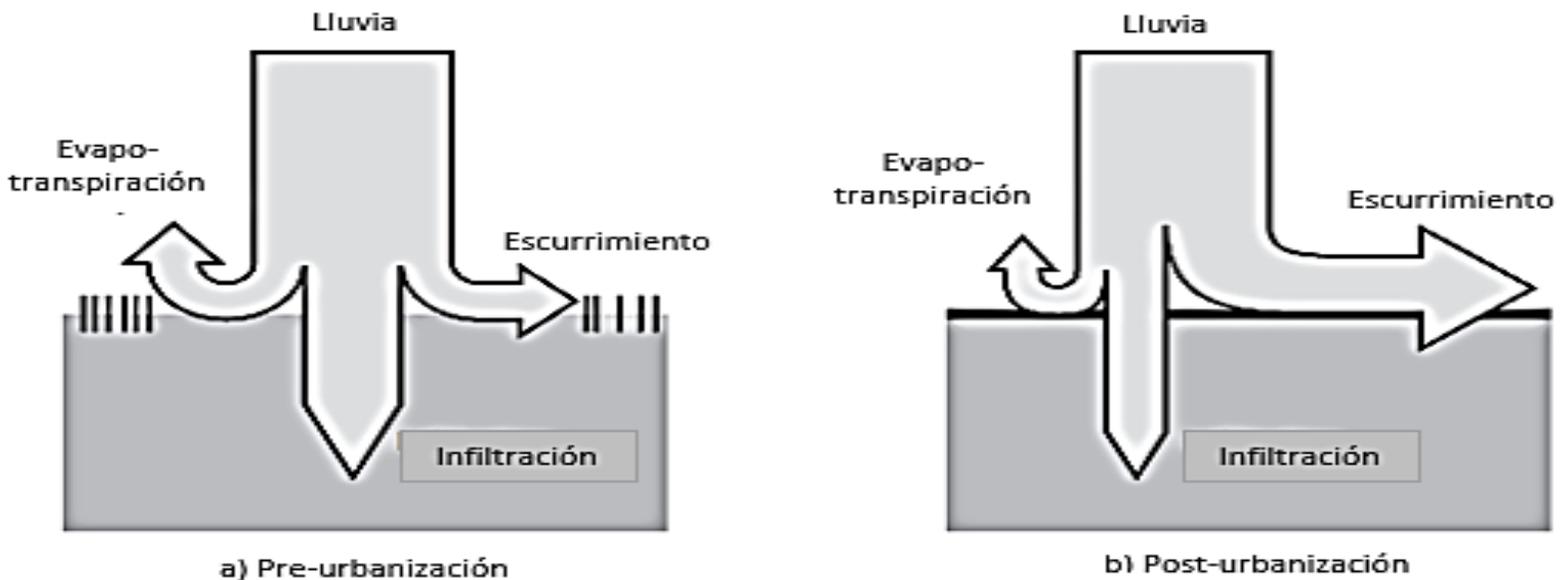


Figura 1. Efecto de la urbanización sobre los escurrimientos de agua pluvial durante los eventos de tormenta. Fuente: Butler y Davies (2004).

Fundamentos del sistema de alcantarillado actual

En el siglo XVI, el sistema de alcantarillado tenía como función captar y transportar aguas residuales y escurrimiento pluvial por una sola red de tuberías para disponerlas hacia un cuerpo de agua cercano. Debido a que era un sistema mixto fue llamado "sistema unitario" (Faram, 2000).

Es común el uso de dicho sistema en ciudades de países europeos y en América Latina, pero con el paso del tiempo algunas de estas redes se han vuelto ineficientes (Scholz & Grabowiecki, 2007).

Un problema conocido de dichas redes es que su capacidad no es suficiente para conducir los caudales generados especialmente por

precipitaciones intensas, las cuales ocasionan desbordamientos o fallas hidráulicas en diferentes puntos del drenaje, provocando inundaciones o extensos encharcamientos en las zonas urbanas (Castro-Fresno *et al.*, 2005; Faram, 2000).

En EUA de América y Australia se implementó en cambio un sistema de alcantarillado diferente, denominado sistema separativo (Faram, 2000), el cual consiste en conducir las aguas residuales por una tubería y los escurrimientos de agua pluvial por otra que además no reciben tratamiento por su baja carga contaminante. Así, solo las aguas residuales son tratadas antes de ser reintroducidas en el ambiente, en lugar de tratarlas junto con aguas pluviales como en otros sistemas.

Aguas pluviales y sustentabilidad urbana

El objetivo de la sustentabilidad es proteger y conservar los recursos naturales, promover distintos estilos de vida y desarrollar infraestructura de apoyo con duración indefinida, evitando el agotamiento de los recursos y la degradación de la calidad ambiental (Wong & Eadie, 2000); por lo tanto, cuantificar u operar la sustentabilidad es un concepto polémico y un proceso ambiguo que se debe abordar a la luz de las características específicas de cada línea de investigación (Natsis, Makropoulos, Liu, Butler, & Memon, 2006).

Actualmente se busca poder cumplir con los objetivos de la sustentabilidad. Por tanto, se han ido generando movimientos internacionales para construir ciudades sustentables, verdes y saludables

que engloben la viabilidad económica y la estabilidad social, a fin de hacer un uso sabio de los recursos (Leitmann, 1999).

Una opción más específica es la transformación de las ciudades convencionales a la idea de Ciudades Sensibles al Agua (CSA), lo cual requerirá una revisión socio-técnica (Wong & Brown, 2009) que implica usar criterios e indicadores enfocados a la sustentabilidad, para medir el óptimo desarrollo urbano. En la Tabla 1 se muestran algunos para mayor claridad:

Tabla 1. Criterios e indicadores para la evaluación de sustentabilidad para proyectos de manejo sustentable urbano del agua.

Capital	Criterio	Indicador
Ambiente	Uso de los recursos	Uso del agua (litros/uso) Pérdida de agua (litros/uso) Uso de energía (kWh/uso) Uso de químicos (litros/uso) Uso de suelo (m ²)
	Prestación de servicios	Prestación de servicios*
	Impacto ambiental	Impacto ambiental*
Economía	Costos del ciclo de vida	Costos del ciclo de la vida*
	Disposición a pagar	Disposición a pagar*
	Asequibilidad	Asequibilidad*
	Exposición a riesgos financieros	Exposición a riesgos financieros*
	Costos de capital (\$)	Costos de capital (\$)
	Costos de operación (\$/l)	Costos de operación (\$/litro)
Social	Riesgos a la salud humana	Riesgos a la salud humana*
	Aceptación	Aceptación*
	Participación/responsabilidad	Participación / responsabilidad*
	Conciencia pública	Conciencia pública*
	Inclusión social	Inclusión social*
Técnico	Escenario	Escenario*
	Confiabilidad	Confiabilidad*
	Durabilidad	Durabilidad*
	Flexibilidad/adaptabilidad	Flexibilidad/adaptabilidad*

*Los indicadores no tienen unidades, ya que cuantifican la sustentabilidad de forma cualitativa.

Fuente: modificada de Makropoulos, Natsis, Liu, Mittas y Butler (2008).

Ciclo integral del agua urbana

Mejorar el sistema de drenaje es indispensable en las zonas urbanas debido a la interacción entre las actividades de la población y el ciclo natural del agua. En esta interacción se deben considerar las formas en que las aguas pluviales, residuales y subterráneas son reguladas y alteradas por las condiciones impuestas por la infraestructura urbana. A la gestión de este conjunto se le denomina Ciclo Integral del Agua Urbana (CIAU) (Mitchell, 2006).

Esta interacción se manifiesta de dos formas principales: primero, la extracción de agua de los ciclos naturales para abastecer a la población; y segundo, los cambios en el uso del suelo y su recubrimiento con superficies impermeables, desviando las aguas pluviales fuera de los sistemas naturales y regionales de drenaje. Ambos impactos antrópicos modifican el clima global, sobre todo los cambios en el régimen de lluvias, por lo que los nuevos diseños de drenaje necesitan tener esto en cuenta (Kabisch, Korn, Stadler, & Bonn, 2017; Graham, 2016).

El alcance actual de la infraestructura del agua en las ciudades está conformado por tres principales componentes: la entrega de agua potable, la infraestructura para el transporte, y el tratamiento de aguas residuales y el drenaje pluvial (Makropoulos *et al.*, 2008).

Evacuar las aguas pluviales con la mínima incomodidad posible para las personas es uno de los objetivos principales de la gestión del agua en las ciudades. Los drenajes tienen además como propósito proteger la salud de las personas, evitar interrumpir las actividades cotidianas, evitar

inundaciones, y proteger de daños a los bienes y asentamientos urbanos de los riesgos generados durante o después de los eventos de tormenta. Actualmente, además de enfocarse en drenar las aguas pluviales de la superficie también se considera importante conservar su calidad y cantidad, porque el escurrimiento puede impactar de forma negativa en los cuerpos de agua a los que se dirige.

Al conocer dichos criterios, el ciclo integral del agua ha tomado relevancia en las ciudades y ha aumentado el interés en métodos más naturales para la disposición de aguas pluviales, incluyendo la infiltración y almacenamiento. La intención general es revertir la tendencia de la tasa de escurrimiento que en las zonas urbanas se incrementa de manera abrupta, en comparación con la tasa de zonas rurales o forestales. En la Figura 2 se muestran los cambios en los caudales que se generan durante eventos de tormenta en tres superficies diferentes como en la rural, semiurbana y urbana (Butler & Davies, 2004).

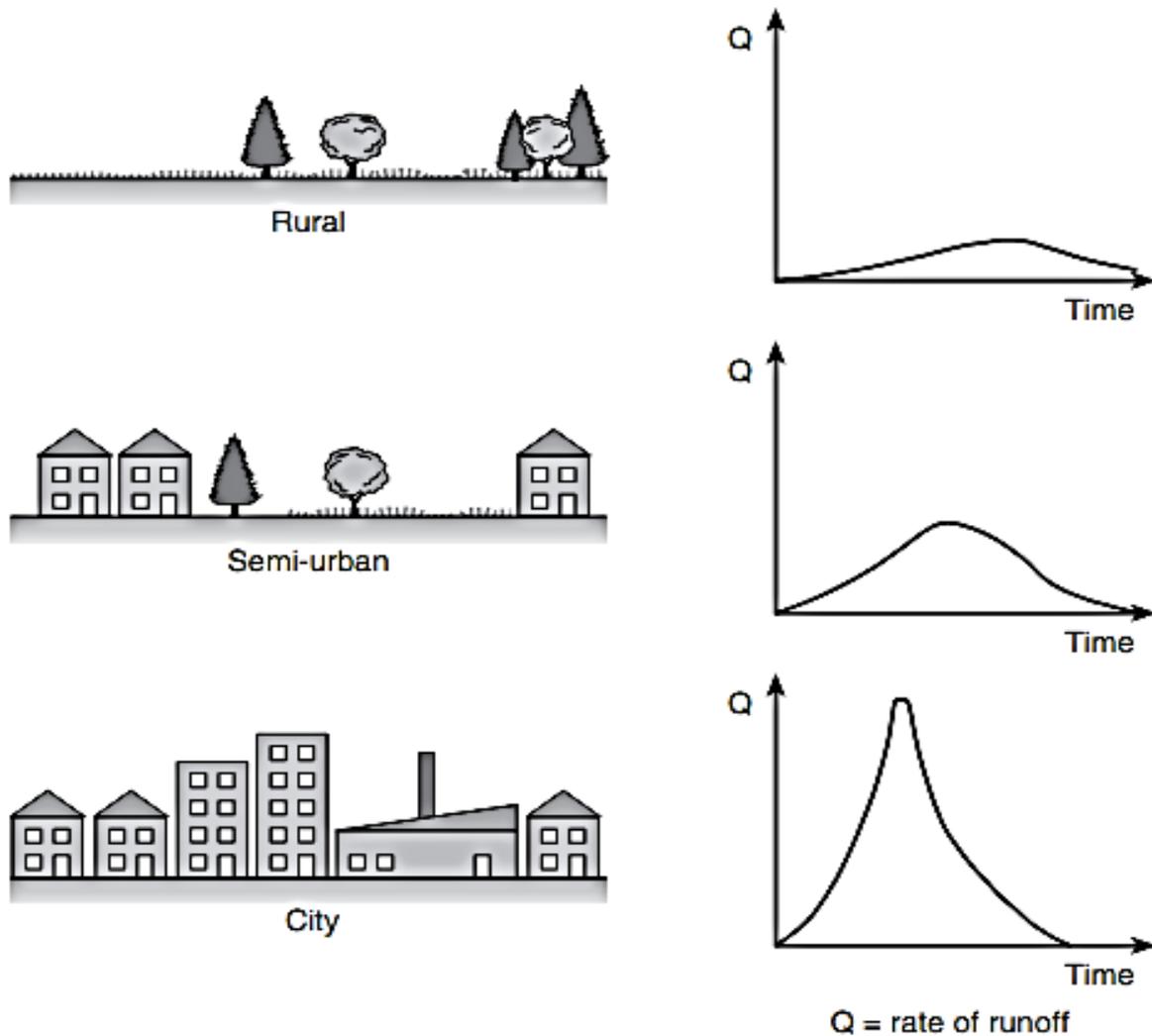


Figura 2. Efecto de la urbanización en el gasto pico del escurrimiento.

Fuente: Butler y Davies (2004).

El hecho de que se propongan acciones en las ciudades para generar CIAU facilita la transformación y el desarrollo de “ciudades sensibles al agua”, por lo que el foco permanecerá en el “cómo”, con ideas de los mejores pensadores y con prácticas responsables en la gestión del agua

urbana, diseño urbano y aplicaciones en los sistemas sociales e institucionales.

Manejo del agua visión-holística

Niemczynowicz (1999) dijo que la gestión del agua urbana se está integrando con las políticas de uso del suelo, y la planificación del paisaje está comenzando a integrarse con el desarrollo urbano, la construcción de edificaciones, la economía, la regulación, la legislación, la educación, los procesos de aceptación y el compromiso social (Mitchell, 2006).

Los sistemas de agua urbanos deben incluir una visión holística que permita que el suministro de agua, el tratamiento de aguas residuales y el drenaje de aguas pluviales se vean como componentes que interactúan dentro de un solo sistema y para ello es oportuno ponderar el impacto del cambio para visualizar el alcance de su efectividad por adelantado (Makropoulos *et al.*, 2008).

Manejo Integral Urbano del Agua (MIUA)

Para lograr los principales objetivos del Manejo Integral Urbano del Agua (MIUA) es importante conocer que los paradigmas existentes sobre los sistemas de agua urbanos (el manejo integral de las aguas pluviales, la infraestructura y el comportamiento de las aguas urbanas) cambian constantemente por los paradigmas emergentes. Algunos de ellos se citan en la Tabla 2.

Tabla 2. Características de los paradigmas viejos y emergentes de los sistemas de agua urbanos.

Manejo integral de las aguas urbanas	
Viejo paradigma	Paradigma emergente
Complejidad limitada y uso de soluciones estandarizadas Limitadas tecnologías elaboradas por profesionales en agua urbana definen la infraestructura del agua	La permisión de diversas soluciones. El grupo de creadores de las decisiones es multidisciplinario, lo que permite nuevas estrategias de manejo y tecnología
Integración por accidente. Sobre el abastecimiento del agua, las aguas residuales y las aguas pluviales deben ser manejadas por la misma agencia simplemente por casualidad histórica. De forma física, tres tipos de sistemas funcionan separadamente	Integración física e institucional desde el diseño. Los vínculos deben realizarse entre el abastecimiento del agua, las aguas residuales y las aguas pluviales; por lo tanto, se necesita un manejo con coordinación rigurosa
Colaboración = relaciones públicas. Se enfocan otras agencias y el público en general cuando se requiere de aprobaciones o soluciones preestablecidas	Colaboración = compromiso. Se enlistan oficialmente y se toman en cuenta otras agencias y al público en general para la búsqueda de soluciones efectivas
Las aguas residuales y las aguas pluviales se consideran corrientes residuales que necesitan ser dirigidas fuera del ambiente urbano y transportadas lo más rápido hacia disposición final	Incremento del cambio en la percepción sobre las aguas residuales y las aguas pluviales como recursos que necesitan ser explotados en lugar de subproductos inevitables de la urbanización

Manejo integral de las aguas urbanas	
Viejo paradigma	Paradigma emergente
El manejo de las aguas pluviales no se ejecuta de forma integrada con los demás tipos de aguas urbanas y es considerada como un perjuicio para las zonas urbanas	Se hace un manejo integral y las aguas pluviales tienden a ser un gran potencial; se toma en cuenta la valorización del recurso, que puede ser para abastecimiento de agua, infiltración y retención para recargar los acuíferos, los canales naturales de agua y la vegetación natural
Infraestructura gris. La infraestructura está hecha de concreto, metal o plástico	Infraestructura verde. La infraestructura no solo incluye tubería y plantas de tratamiento, hechas de concreto, metal y plástico, sino que también comprende suelos y vegetación
Mientras más grandes y centralizados sean los sistemas de recolección y plantas de tratamiento es mejor	Lo pequeño y descentralizado es posible, con frecuencia deseado para el sistema de recolección y las plantas de tratamiento

Fuente: modificada de Mitchell (2006), Makropoulos *et al.* (2008), Roy *et al.* (2008).

Se percibe entonces que el concepto de MIUA se relaciona con el de DUSA (Diseño Urbano Sensible al Agua) (Brown & Farrelly, 2009). DUSA reintroduce el factor estético y el valor intrínseco de las vías pluviales para retornarlas dentro del paisaje urbano, contribuyendo al bienestar de la comunidad del lugar; además aumenta la plusvalía de los asentamientos urbanos aledaños y la conservación del valor del suelo. Todo lo anterior puede ayudar a aumentar la aceptación por parte del público para

impulsar su implementación en las ciudades (Roy *et al.*, 2008; Nóblega-Carriquiry, Sauri, & March, 2020).

Mientras más se lleve a cabo el DUSA, se estima que los costos del diseño para el drenaje pluvial bajarán, y las instituciones y el público tenderán a ser más receptivos a la sustentabilidad y al manejo integral de las aguas pluviales. Sería de gran relevancia generar más análisis de costo-beneficio para proveer evidencias convincentes a los tomadores de decisiones en el sitio (Roy *et al.*, 2008).

La viabilidad de tales sistemas que contribuyen al MIUA dependerá del capital, de los costos de funcionamiento del sistema y de los beneficios del sistema de recolección de aguas pluviales. Es el caso de la reducción del consumo de agua con calidad para consumo humano extraída de diversas fuentes (frecuentemente subterráneas) y potabilizadas, incremento de la infiltración local del agua y la independencia del sistema de abastecimiento principal. También la población tendrá beneficios educativos y de prestigio, por lo que será fácil para la gente hacer la conexión entre los recursos naturales y su comportamiento, impulsando un sentimiento de responsabilidad hacia el adecuado uso del agua. En términos de prestigio, los residentes serán parte del pensamiento progresivo, por ello, llevar a cabo estrategias hacia el MIUA en ciudades es un proyecto innovador que beneficia a la sociedad tanto como al ambiente (Villarreal & Dixon, 2005).

Dichos beneficios de implementar un MIUA se han reflejado en países como Holanda, Australia, EUA y Francia, entre otros (Mitchell, 2006).

Las técnicas del DUSA y del desarrollo de bajo impacto (DBI) como se le llama en EUA, y donde están involucrados los SUDS, se diseñan para capturar y retener temporalmente las aguas pluviales, como ocurre con los estanques de detención. También hay unos diseños para la infiltración de aguas, como el pavimento permeable o las áreas de infiltración en camellones, que están contruidos con filtros para eliminar contaminantes, o que en su caso están conectados con tuberías para mandar las aguas pluviales a tratamiento previo a su infiltración al subsuelo (EPA UE, 2000). En estos últimos, su función es que el escurrimiento que va sobre la superficie impermeable se desvía hacia el camellón al mismo tiempo que se va infiltrando entre el suelo. El dispositivo provee un apartado de almacenamiento y mejora la habilidad del suelo para aceptar agua por medio de la generación de un área superficial de contacto (CIRIA, 2015). Al capturar las aguas de tormenta con dichas técnicas se reduce la frecuencia de las inundaciones.

En un tren de tratamiento de aguas pluviales, las técnicas de infiltración se consideran un tratamiento secundario y son parte fundamental del DUSA, dado que filtran contaminantes, eliminando parcialmente los sedimentos, metales pesados y bacterias patógenas para que no lleguen a las aguas subterráneas. Lo anterior puede ser por medio de franjas de infiltración con vegetación, cunetas verdes, balsas de detención, áreas de biorretención, áreas de infiltración en camellones, balsas de infiltración y zanjas de infiltración; dichos procesos de tratamiento implican procesos físicos y bioquímicos (Ronald-Mangangka, 2018).

La eliminación de contaminantes a través de los procesos físicos se consigue mediante la sedimentación, filtración e infiltración de las partículas o de los sólidos en suspensión, y por lo tanto incluye los contaminantes unidos a elementos como el fósforo. Los procesos bioquímicos se producen en relación con determinados contaminantes, como hidrocarburos, que son digeridos o procesados por la vegetación y los microorganismos del suelo. Por lo tanto, para optimizar la eliminación de contaminantes es necesario un tiempo de contacto entre el escurrimiento de las aguas pluviales, la vegetación y la superficie del suelo. Además, la eliminación de los contaminantes solubles en las franjas de infiltración con vegetación depende de la tasa de infiltración, teniendo en cuenta que la eliminación se produce cuando los contaminantes se infiltran en el suelo, donde parte de ellos son absorbidos por las raíces de la vegetación.

Otros factores que influyen en la eliminación de contaminantes de las áreas de infiltración en camellones y cunetas con vegetación son la longitud, pendiente, permeabilidad del suelo y vegetación, altura y densidad de la vegetación, área de captación, tamaño de las partículas, concentración de contaminantes, velocidad de sedimentación, velocidad de escurrimiento, y caudal y tiempo de contacto (Ronald-Mangangka, 2018).

Es importante mencionar que aunque numerosos estudios se han centrado en los procesos físicos de eliminación de contaminantes, en estos procesos de tratamiento se dispone de poca información para explicar los procesos bioquímicos por parte de la vegetación y los microorganismos del suelo que intervienen en la eliminación de

hidrocarburos y contaminantes disueltos. Por lo tanto, deben abordarse los estudios adecuados para comprender mejor estos procesos (Ronald-Mangangka, 2018); las técnicas del DUSA tienen el potencial de mitigar tanto problemas de cantidad como de calidad del agua en las corrientes.

El uso pertinente del DUSA y la ejecución adecuada del DBI se muestran en la Figura 3 con un tren de MIUA general.

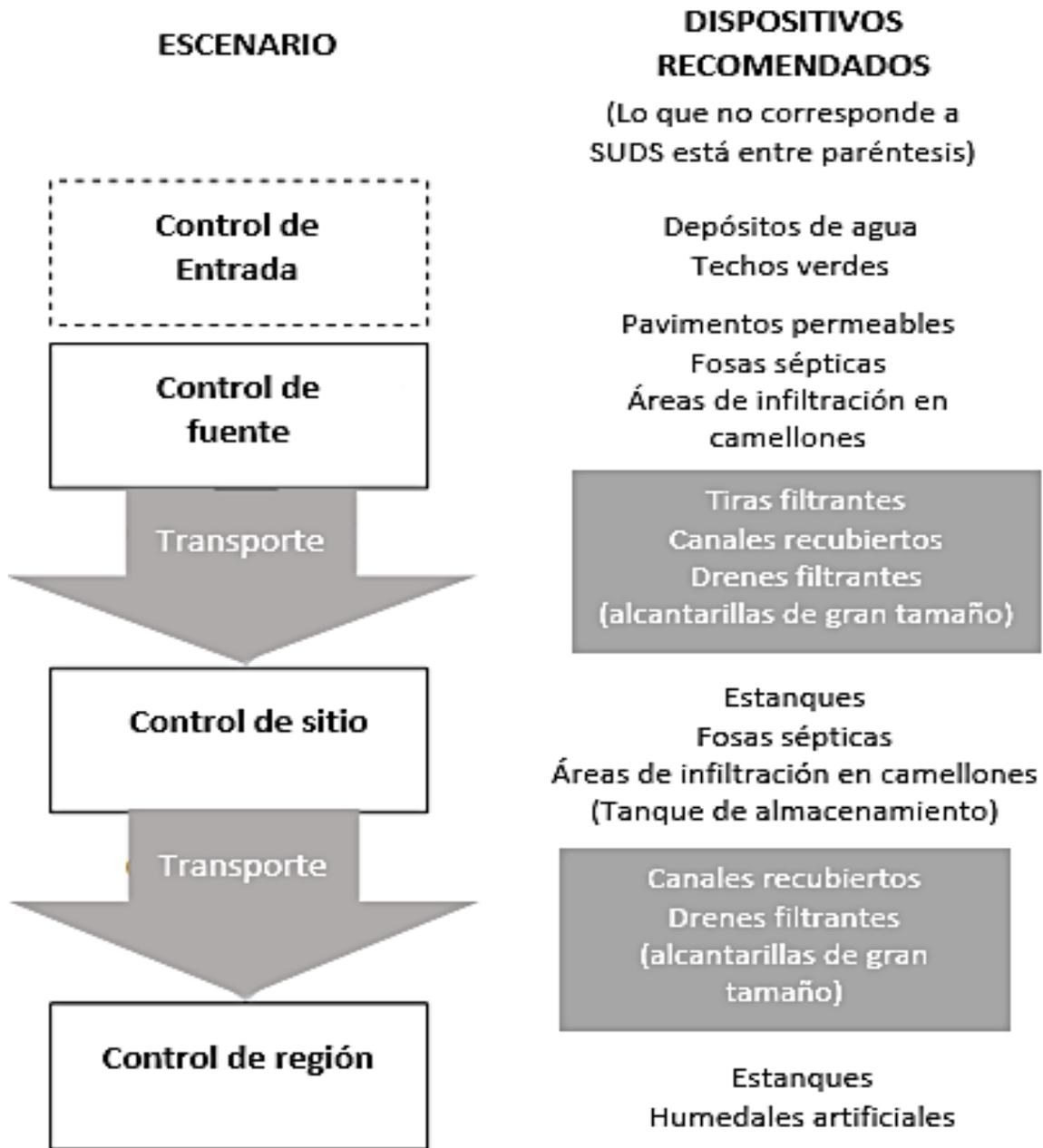


Figura 3. Tren de manejo integral urbano del agua. Fuente: Butler y Davies (2004).

Retos ambientales urbanos del drenaje urbano

El siglo XXI presenta desafíos ambientales para los sistemas de drenaje urbano, como la necesidad de rentabilidad y de mejoras tecnológicas socialmente aceptables. La condición de realizar evaluaciones de impacto sobre estos sistemas e implementar soluciones sustentables es un desafío que no puede verse como una responsabilidad profesional única. Los legisladores, ingenieros, ambientalistas y todos los ciudadanos tienen diferentes posturas que importa ejercer de forma asociada. Los ingenieros requieren comprender no solo los aspectos técnicos, sino también el contexto más amplio, y aquellos que influyen en la política deben comprender los aspectos técnicos (Butler & Davies, 2004; Bell, 2017).

Estos problemas pueden ser los impactos físicos de las corrientes en las superficies y barreras de las zonas urbanas, y los impactos en la calidad del agua, pues los escurrimientos de aguas pluviales arrastran contaminantes (Roy *et al.*, 2008). A pesar de dichos problemas, algunas veces la regulación se introduce a las regiones sin cambios adecuados y específicos a las características del territorio y, por ende, la regulación falla (Brown & Keath, 2008).

Es esencial difundir a través de diversos medios y realizar exposiciones para incrementar la conciencia pública con el propósito de disminuir cualquier escepticismo o resistencia sobre el MIUA. Por ello se recomiendan las siguientes acciones concretas para afrontar los mayores impedimentos hacia el MIUA (Roy *et al.*, 2008):

- a) Establecer conductas de investigación en costos y rendimiento a escala de cuenca.

- b) Crear un modelo de ordenamiento, y promover los documentos guía o manuales.
- c) Establecer un manejo integrado a través de los diferentes niveles de gobierno y el ciclo del agua completo.
- d) Desarrollar talleres específicos para la educación continua de profesionistas.
- e) Usar a las instituciones o colegios como respaldo de base para obtener apoyo de ordenamientos y regulaciones.
- f) Afrontar los obstáculos actuales de los enfoques del mercado para poder proporcionar mecanismos de financiamiento.
- g) Educar y generar compromiso por parte de la comunidad a través de hechos.

A pesar de conocer los retos del desarrollo sustentable en los drenajes urbanos, diversos comentaristas, como profesionistas, académicos y técnicos, entre otros, reconocen que el progreso actual hacia las metas del Manejo Sustentable Urbano del Agua (MSUA) ha sido lento si se tiene en cuenta el desarrollo de nuevas tecnologías y de infraestructura en los últimos 20 años. Esta apreciación puede generalizarse tanto para países de economías emergentes, como para las economías desarrolladas (Brown, Farrelly, & Keath, 2007).

Enfoque sociopolítico, institucional y legal del manejo sustentable urbano del agua

Algunos autores resaltan que un marco legal no es en su totalidad la prioridad, pero que más allá de las discrepancias entre instituciones y formulando un enfoque integrado para la gestión del agua se pueden establecer las bases de una gestión a escala de cuenca (Roy *et al.*, 2008). De hecho, la capacidad institucional avanzada para el manejo sustentable urbano del agua se reconoce como un reforzamiento de diversas soluciones tecnológicas (Wong & Brown, 2009).

Para involucrar dichas partes interesadas incluyendo a políticos y empresarios y poder llevar a cabo un manejo sustentable urbano del agua se ha desarrollado en algunos países el “contrato hidro-social”, que sirve para describir valores predominantes y frecuentemente acuerdos implícitos entre las comunidades, gobiernos y negociantes/ejecutivos acerca de cómo llevar a cabo un adecuado manejo. Este contrato se forma con base en la perspectiva cultural dominante y en los valores hídrico-urbanos históricamente arraigados, expresados a través de acuerdos institucionales y marcos de regulación junto con representaciones físicas de infraestructura para el agua (Brown, Keath, & Wong, 2009; Neto, 2016).

Ciudades resilientes y agua urbana

De acuerdo con Wong y Brown (2009), y Folke (2006), una ciudad en tanto sistema resiliente es interpretado como:

- a) La cantidad de adversidades que un sistema puede absorber y aun así permanecer dentro de un mismo estado.
- b) El grado en el que el sistema es capaz de organizarse por sí mismo (contra la debilidad de organización o de la organización forzada por factores externos).
- c) El grado en el que el sistema puede construir e incrementar la capacidad para aprender y adaptarse.

La resiliencia no se trata solamente de ser persistente o fuerte ante las adversidades, también refleja la forma en que los sistemas crean oportunidades ante las adversidades para renovarse, y perseguir nuevas trayectorias y estilos de vida.

Discusión

Existen diferentes términos en el mundo para el desarrollo tecnológico de drenajes sustentables, aunque en este artículo se emplea el SUDS.

Durante la revisión bibliográfica se observó que hay diversas clasificaciones de los SUDS de acuerdo con su función, tipo de sistema que lleva a cabo o lugar de su instalación. Además, se perciben de una manera integral para un desarrollo urbano sustentable, pues al diseñarlos se consideran aspectos legales, institucionales, políticos, sociales,

técnicos y económicos. Dichos sistemas también impulsan la conservación del ambiente, el uso controlado del suelo, el desarrollo de bajo impacto y la conservación de la salud de la sociedad urbana.

Al mismo tiempo controlan los volúmenes de escurrimiento pluvial; reducen su velocidad y la fuerza destructiva de las aguas superficiales; minimizan los riesgos por inundaciones; conservan la calidad de corrientes aguas abajo, pues remueven contaminantes del agua pluvial; impulsan la recarga de acuíferos con previo tratamiento para mantener los ríos y flujos de corrientes en periodos de secas; conservan el paisaje de los humedales; protegen y mejoran la calidad del agua; proveen oportunidades significativas para la creación de hábitats de humedales; conservan el bienestar de la población y comunidades, influyendo en la armonía del suelo urbanizado, favoreciendo la evapotranspiración y la regulación del clima en territorios urbanos.

Las ventajas mencionadas no empatan con los diseños de los sistemas de drenaje pluvial urbanos actuales, ya que su principal finalidad es transportar los escurrimientos de forma acelerada, lo que limita su contacto con las personas, los asentamientos urbanos e infraestructura. Por lo tanto, se destacan sus siguientes desventajas:

- Incremento de la frecuencia, volumen y duración del escurrimiento superficial.
- Altos picos de descarga y velocidades del flujo.
- Cambios en el régimen de flujo base (tiempo seco).
- Incremento del riesgo de desbordes.
- Ascenso de la temperatura del escurrimiento superficial.
- Pérdida de humedales, con pérdida de hábitats terrestres.

- Hábitats dañados y modificaciones de los ecosistemas asociados con la erosión del lecho y las laderas de los ríos, que genera transporte de sedimentos y contaminantes, aumento del ancho del canal y su inestabilidad, y el deterioro de los hábitats acuáticos y terrestres.
- Introducción de nuevas fuentes y tipos de contaminantes.
- Aumento de la transferencia de contaminantes, algunos de los cuales son potencialmente tóxicos y con una duración de largo plazo, lo que genera cambios en la calidad del agua.

Por lo anterior, hay amplias oportunidades en la ingeniería, legislación, ciencia, sustentabilidad, y diversos campos de estudio y de ejecución de infraestructura urbana para alcanzar la restauración hidrológica, la cual puede desarrollarse al implementar drenajes naturales para restaurar corrientes urbanas e impulsar la sostenibilidad de los ecosistemas.

Para lograr el DUSA o el MIUA es necesario superar retos durante las próximas décadas sobre el manejo del agua urbana, como organizar la cooperación intersectorial entre varios actores para introducir en el diseño de las ciudades innovaciones tecnológicas para el agua; sistemas de manejo; acuerdos institucionales para desarrollar la capacidad de cumplimiento de los objetivos, y desarrollar sensibilidad hacia el manejo del agua, pues se considera como un bloque fundamental de construcción hacia ciudades sustentables y resilientes.

Lo siguiente puede hacer la diferencia de una ciudad “vulnerable” a una ciudad “resiliente” y sensible al agua: capacitar y transmitir a la comunidad estrategias para un manejo sensible del agua; estrechar los vínculos entre académicos y políticos para implementar proyectos para el

DUSA y darles continuidad para evitar que muchos de ellos solo sean proyectos pilotos o que solo sean tratamientos limitados donde solo se implementa uno de los componentes del tren del SUDS; impulsar programas para facilitar el acceso a capital económico para implementar en las ciudades el desarrollo de SUDS y construir dichos sistemas con su tren de tratamiento completo; esto incluye el tratamiento primario de aguas pluviales para eliminar residuos de gran tamaño; el tratamiento secundario para eliminar sedimentos, metales pesados y bacterias patógenas; y el tratamiento terciario para eliminar sedimentos finos, metales y bacterias patógenos que hayan resistido el anterior tratamiento.

Conclusiones

El escurrimiento superficial de aguas pluviales se puede reducir mediante la recolección para posteriormente contribuir al abastecimiento de agua potable; la instalación de soluciones sin tuberías para el drenaje urbano como SUDS, reduce el estrés hídrico en el área.

La filosofía del diseño del drenaje urbano requiere enfoque para la construcción de los SUDS, considerando que la aplicación de estos sistemas no corresponde a obras alternativas, sino que favorece su integración y se complementa con algunos componentes menores. Esta estrategia de diseño dirige el agua pluvial a áreas verdes, franjas de pasto y/o fosas cubiertas de vegetación, por nombrar algunos. Con lo anterior se disminuye la velocidad del escurrimiento y volúmenes, se amortiguan los flujos máximos y se impulsa la infiltración de agua pluvial al subsuelo.

Asimismo, en el caso de las aguas pluviales, la gente verá su desvío eficiente como parte del “progreso”, si se considera la perspectiva de que en países de bajo desarrollo o de desarrollo emergente, los incrementos de pluviosidad generalmente se asocian con afectaciones significativas a la vida cotidiana, con bajas probabilidades de resiliencia; mientras que en países de economías desarrolladas, las afectaciones por pluviosidad tienden a ser menores y se cuenta con mayor resiliencia.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el apoyo económico para realizar el proyecto del que deriva este artículo. A la Universidad de Medellín, al grupo de investigación GIS y a la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM), que brindaron el apoyo para la realización de este artículo.

Referencias

- Bell, S. (2017). *Urban water sustainability: Constructing infrastructure for cities and nature* Earthscan studies in water resource management. New York, USA: Routledge.
- Brears, R. C. (2016). *Urban water security*. Oxford, UK: John Wiley & Sons.
- Brown, R. R., & Farrelly, M. A. (2009). Challenges ahead: Social and institutional factors influencing sustainable urban stormwater management in Australia. *Water Science & Technology—WST*, 59(4), 653-660. DOI: 10.2166/wst.2009.022

- Brown, R. R., & Keath, N. (2008). Drawing on social theory for transitioning to sustainable urban water management: Turning the institutional super-tanker. *Australasian Journal of Water Resources*, 12(2), 73-83. DOI: 10.1080/13241583.2008.11465336
- Brown, R. R., Farrelly, M. A., & Keath, N. (2007). Perceptions of institutional drivers and barriers to sustainable urban water management in Australia. Melbourne y Perth, Australia: National Urban Water Governance Program, Monash University. Recuperado de <http://www.monash.edu.au/fawb/publications/summary-report-drivers-barriers-suvm.pdf>
- Brown, R. R., Keath, N., & Wong, T. H. F. (2009). Urban water management in cities: historical, current and future regimes. *Water Science & Technology—WST*, 59(5), 847-855. DOI: 10.2166/wst.2009.029
- Butler, D., & Davies, J. W. (2004). *Urban drainage* (2ª ed.). Londres, UK; New York, USA: Spon Press.
- Castro-Fresno, D., Rodríguez-Bayón, J., Rodríguez-Hernández, J., & Ballester-Muñoz, F. (2005). Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS). *Interciencia*, 30(5), 255-260. Recuperado de http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442005000500004
- CIRIA. (noviembre, 2015). CIRIA 2022. Recuperado de https://www.ciria.org/Memberships/The_SuDs_Manual_C753_Chapters.aspx

- Elliot, A. H., & Trowsdale, S. A. (2007). A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software*, 22(10.1016/j.envsoft.2005.12.005), 394-405. DOI: 10.1016/j.envsoft.2005.12.005
- EPA UE. (2000). Low impact development. A literature review. Washington DC, USA: Office of Water, EPA. Recuperado de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1001B6V.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000%20Thru%202005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFiel>
- Faram, M. G. (2000). Removal of sediments and oils from urban run-off using the downstream defender. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/237116544_Removal_of_Sediments_and_Oils_from_Urban_Run-off_Using_the_Downstream_Defender
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social ecological systems analysis. *Global Environmental Change*, 16(3), 253-267. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002
- Gomes-Miguez, M., Moura-Rezende, O., & Pires-Veról, A. (2015). City growth and urban drainage alternatives: Sustainability challenge. *Journal of Urban Planning and Development*, 04014026-1-04014026-10. DOI: 10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000219

- Graham, A. (2016). Sustainable drainage systems: Delivering multiple benefits for people and wildlife. *Sustainable Surface Water Management: A Handbook for SuDS*, 91-104. DOI: 10.1002/9781118897690.ch7
- Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., & Bonn, A. (2017). Nature-based solutions to climate change adaptation in urban areas. Rotterdam, The Netherlands; Tokyo, Tsukuba, Japan: Springer Open. DOI: 10.1007/978-3-319-56091-5
- Leitmann, J. (1999). *Sustaining cities: Environmental planning and management in urban design*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Makropoulos, C. K., Natsis, K., Liu, S., Mittas, K., & Butler, D. (2008). Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management. *Environmental Modelling & Software*, 23(12), 1448–1460. DOI: 10.1016/j.envsoft.2008.04.010
- Mguni, P., Herslund, L., & Jensen, M. (2016). Sustainable urban drainage systems: Examining the potential for green infrastructure-based stormwater management for Sub-Saharan cities. *Natural Hazards*, 82, 241-257. DOI: 10.1007/s11069-016-2309-x
- Mitchell, V. G. (2006). Applying integrated urban water management concepts: A review of Australian experience. *Environmental Management*, 37(5), 589-605. DOI: 10.1007/s00267-004-0252-1
- Momparler, S. P., & Andrés-Doménech, I. (mayo, 2015). *Ovacen*. Recuperado de <http://ovacen.com/wp-content/uploads/2015/05/gestion-del-agua-en-el-planeamiento.pdf>

- Natsis, K., Makropoulos, C., Liu, S., Butler, D., & Memon, F. (2006). A fuzzy logic multicriteria assesment in urban water management decision support. *Environmental Modelling & Software*, 4, 2725-2732. DOI: 10.1016/j.proeng.2018.01.105
- Neto, S. (2016). Water governance in an urban age. *Utilities Policy*, 43, 32-41. DOI: 10.1016/j.jup.2016.05.004
- Neupane, B. (2018). Effectiveness of low impact development practices in reducing urban stormwater runoff under land use and climate change scenarios. Recuperado de https://tigerprints.clemson.edu/all_theses/2921
- Niemczynowicz, J. (1999). Urban hydrology and water management—present and future challenges. *Urban Water*, 1, 1-14. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(99\)00009-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(99)00009-6)
- Nóblega-Carriquiry, A., Sauri, D., & March, H. (2020). Community involvement in the implementation of sustainable urban drainage systems (SUDSs): The case of Bon Pastor, Barcelona. *Sustainability* 12(2), 510. DOI: 10.3390/su12020510
- Peña-Guzmán, C. A., Melgarejo, J., & Prats, D. (2016). El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 57-71.
- Potter, K., & Vilcan, T. (2020). Managing urban flood resilience through the English planning system: Insights from the 'SuDS-face'. *The Royal Society*, 1-18. DOI: 10.1098/rsta.2019.0206

- Rodríguez, H. J. (2008). Estudio, análisis y diseño de secciones permeables de firmes para vías urbanas con un comportamiento adecuado frente a la colmatación y con la capacidad portante necesaria para soportar tráficos ligeros. Santander, España: Universidad de Cantabria.
- Rodríguez, J. B., Rodríguez, J. H., & Gómez-Ullate, E. (2007). Biblioteca digital del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Recuperado de http://www.ciccp.es/biblio_digital/urbanismo_i/congreso/pdf/040505.pdf
- Ronald-Mangangka, I. (2018). Understanding water sensitive urban design (WSUD) concept. *Jurnal Sipil Statik*, 6(1), 21-34.
- Roy, H. A., Wenger, S. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R., Shuster, W. D., Thurston, H. W., & Brown, R. R. (2008). Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: Lessons from Australia and the United States. *Environmental Management*, 42(2), 344-359. DOI: 10.1007/s00267-008-9119-1
- Scholz, M., & Grabowiecki, P. (2007). Review of permeable pavement systems. *Building and Environment*, 42(11), 3830-3836. DOI: 10.1016/j.buildenv.2006.11.016
- Villarreal, L. E., & Dixon, A. (2005). Analysis of a rainwater collection system for domestic water supply in Ringdansen, Norrkoping, Sweden. *Building and Environment*, 40(9), 1174-1184. DOI: 10.1016/j.buildenv.2004.10.018

- Wong, T. H., & Brown, R. R. (2009). The water sensitive city: Principles for practice. *Water Science & Technology—WST*, 60(3), 673-682. DOI: 10.2166/wst.2009.436
- Wong, T. H., & Eadie, M. L. (2000). Water sensitive urban design. A paradigm shift in urban design. Melbourne Vic Australia: 10th World Water Congress.