



# Tecnología y Ciencias del Agua



Bosque La Herradura, Morelos, México.  
Foto: Ricardo Espinosa.



## Consejo Editorial

Dr. Adrian Pedrozo Acuña

Director general del 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. Julia Elena Prince Flores

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

### Editora en Tratamiento del Agua

Dr. Adalberto Noyola Robles  
Universidad Nacional Autónoma de México

### Editor en Ciencias Hidroagrícolas

Dr. Jaime Garatuza Payán  
Instituto Tecnológico de Sonora, México

### Editora en Ciencias Políticas y Sociales

Dra. María Luisa Torregrosa y Amentia  
FLACSO, México

### Editor en Gestión del Agua

Dr. Agustín Breña Narango

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

### Editor en Hidráulica

Dr. Patricio Catalán  
Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile

### Editor 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

### 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, México

### Coordinación editorial y cuidado de edición

M.I.D. Helena Rivas López

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

- Dr. Adrián Pedrozo Acuña, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • 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 Marcano, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • Dra. Aziza Akhmouch, Organisation for Economic Cooperation and Development, Francia • Dr. Carlos Chairez Araiza, Consultor, México • Dr. Carlos Cruickshank Villanueva, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Carlos Díaz Delgado, Universidad Autónoma del Estado de México • Dr. Carlos E. Puente, University of California, Estados Unidos • Dr. Cleverson Vitória Andreoli, Centro Universitario Uniae, 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 Marçet, Universidad Politécnica de Valencia, España • Dr. Enrique Playán Jubillar, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • Dr. Eric Rendón Schneir, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • Dr. Erick R. Bandala, Desert Research Institute, Reno, Estados Unidos • Dr. Ernesto José González Rivas, Universidad Central de Venezuela • Dr. Federico Estrada, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • Dr. Gerardo Buelna, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • Dr. Gueorgui 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, Estados Unidos • 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, Estados Unidos • Dr. Juan Pedro Martín Vide, Universidad Politécnica de Cataluña, España • Dr. Julio Kuroiwa Zavallos, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • Dr. Karim Acuña Askar, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • Dra. Luciana Coutinho, Universidad de Do Minho, Portugal • Dr. Luis F. León Vizcaíno, Waterloo, University, Canadá • Dr. Luis Teixeira, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • Dra. Luisa Paré Ouellet, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Manuel Contijoch Escontria, consultor • Dr. Marcos von Sperling, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • Dra. María Claudia Campos Pinilla, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • Dra. María Luisa Torregrosa Armentia, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • Dra. María Rafada 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, Estados Unidos • 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 • Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Rafael Val Segura, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • 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. Victor Hugo Alcocer Yamanaka, Comisión Nacional del Agua. Dra. Ximena Vargas Mesa, Universidad de Chile

Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Josefina Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios • Marcación XML: Luisa G. Ramírez Martínez • Webmaster: Claudia Patricia Martínez

© TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA, vol. 11, núm. 5, septiembre-octubre de 2020, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: +(52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2011-091215154300-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitación de Título y Contenido 16200.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación.

Tecnología y ciencias del agua constituye la continuidad de las revistas Irrigación en México (1930-1946); Ingeniería hidráulica en México (1947-1971); Recursos hidráulicos (1972-1978); Ingeniería hidráulica en México, segunda época (1985-2009), y Tecnología y Ciencias del Agua, Antes Ingeniería Hidráulica en México (2010-2011).

**Artículos (originales)**  
*Articles (original)*
**Artículos (traducción)**  
*Articles (translation)*

Huella hídrica de los cultivos de cebolla ( <i>Allium cepa L.</i> ) y tomate de cáscara ( <i>Physalis ixocarpa Brot.</i> ) en la región de Atlixco, Puebla, México <i>Ana María Peñaloza-Sánchez</i> <i>Ángel Bustamante-González</i> <i>Samuel Vargas-López</i> <i>José Luis Jaramillo-Villanueva</i> <i>Abel Quevedo-Nolasco</i>	<i>Water footprint of onion (<i>Allium cepa L.</i>) and husk tomato (<i>Physalis ixocarpa Brot.</i>) crops in the region of Atlixco, Puebla, Mexico</i> <i>Ana María Peñaloza-Sánchez</i> <i>Ángel Bustamante-González</i> <i>Samuel Vargas-López</i> <i>José Luis Jaramillo-Villanueva</i> <i>Abel Quevedo-Nolasco</i>	1
Gestión hídrica y educación ambiental como facilitadores del desarrollo turístico sustentable en Valladolid, Yucatán <i>Grisel Cervantes-Cocom</i> <i>Camilo Gabriel Chan-Ceh</i>	<i>Water management and environmental education as facilitators of sustainable tourism development in Valladolid, Yucatan</i> <i>Grisel Cervantes-Cocom</i> <i>Camilo Gabriel Chan-Ceh</i>	31
Model based on fuzzy predicates for assessment of groundwater pollution vulnerability <i>María Lourdes Lima</i> <i>Héctor Massone</i> <i>Agustina Barilari</i> <i>Daniel Albomoz</i> <i>Gustavo Meschino</i>	<i>Modelo basado en predicados difusos para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea</i> <i>Maria Lourdes Lima</i> <i>Hector Massone</i> <i>Agustina Barilari</i> <i>Daniel Albomoz</i> <i>Gustavo Meschino</i>	92
Contribución del estrato arbustivo a los flujos de agua y CO <sub>2</sub> de un matorral subtropical en el Noroeste de México <i>Martha L. Vargas Terminel</i> <i>Enrico A. Yépez</i> <i>Tonantzin Tarín</i> <i>Carlos A. Robles Zazueta</i> <i>Jaime Garatuza Payán</i> <i>Julio C. Rodríguez</i> <i>Christopher J. Watts</i> <i>Enrique R. Vivoni</i>	<i>Understory contribution to water vapor and CO<sub>2</sub> fluxes from a subtropical shrubland in northwestern Mexico</i> <i>Martha L. Vargas Terminel</i> <i>Enrico A. Yépez</i> <i>Tonantzin Tarin</i> <i>Carlos A. Robles Zazueta</i> <i>Jaime Garatuza Payan</i> <i>Julio C. Rodriguez</i> <i>Christopher J. Watts</i> <i>Enrique R. Vivoni</i>	130
Un nuevo criterio para la estimación de rugosidad compuesta en modelos hidráulicos <i>Humberto Marengo</i> <i>Álvaro A. Aldama</i> <i>Ignacio Romero</i>	<i>A new criteria for estimating composite roughness on hydraulic models Alonso</i> <i>Humberto Marengo</i> <i>Alvaro A. Aldama</i> <i>Ignacio Romero</i>	171
Efectos del otorgamiento de derechos de agua en la disponibilidad de recursos hídricos en la cuenca del río Ñuble, Chile CentroSur <i>Iván Belmar</i> <i>Alfonso Fernández</i> <i>Gianni Leal</i>	<i>Effects of water rights allocation on water resources availability within the Ñuble River Basin, South Central Chile</i> <i>Ivan Belmar</i> <i>Alfonso Fernandez</i> <i>Gianni Leal</i>	225
Groundwater quality and associated health risks in flood affected public schools: A case study of district Sanghar, Pakistan <i>Muhammad Sarfraz</i> <i>Nargis Sultana</i> <i>Muhammad Ilyas Tariq</i>	<i>Calidad del agua subterránea y riesgos de salud asociados en las escuelas públicas afectadas por inundaciones: un estudio de caso del distrito</i> <i>Muhammad Sarfraz</i> <i>Nargis Sultana</i> <i>Muhammad Ilyas Tariq</i>	274
Revisión de sistemas de telemetría en ríos: propuesta para el río Magdalena, Barranquilla, Colombia <i>Yuleisy Núñez-Blanco</i> <i>Elkin Ramírez-Cerpa</i> <i>Andrés Sánchez-Comas</i>	<i>Review of telemetry systems in rivers: Proposal for the Magdalena River, Barranquilla, Colombia</i> <i>Yuleisy Nunez-Blanco</i> <i>Elkin Ramirez-Cerpa</i> <i>Andres Sanchez-Comas</i>	298

 Contenido

## Notas (originales)

## Notes (original)

Modelo hidrológico distribuido con imágenes GPM-IMERG en la cuenca del río Huaynamota, Nayarit, México  
*José Alberto Espinosa-López  
Laura Alicia Ibáñez-Castillo  
Ramón Arteaga-Ramírez  
José Mauricio Galeana-Pizaña*

Análisis de la interacción de aguas superficiales y subterráneas en una cuenca volcánica andina, Chile  
*Víctor Parra  
Enrique Muñoz  
José Luis Arumí  
Jerónimo Paredes*

 Contents

## Notas (traducción)

## Notes (translation)

*Distributed hydrologic model using GPM-IMERG images in the Huaynamota River Watershed, Nayarit, México  
José Alberto Espinosa-López  
Laura Alicia Ibáñez-Castillo  
Ramón Arteaga-Ramírez  
José Mauricio Galeana-Pizaña*

*Analysis of the interaction of surface water and groundwater in an Andean volcanic catchment, Chile  
Víctor Parra  
Enrique Muñoz  
José Luis Arumí  
Jerónimo Paredes*

344

384

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-01

Artículos

## **Huella hídrica de los cultivos de cebolla (*Allium cepa* L.) y tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot.) en la región de Atlixco, Puebla, México**

## **Water footprint of onion (*Allium cepa* L.) and husk tomato (*Physalis ixocarpa* Brot.) crops in the region of Atlixco, Puebla, Mexico**

Ana María Peñaloza-Sánchez<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8090-9086>

Ángel Bustamante-González<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0727-9505>

Samuel Vargas-López<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8303-3128>

José Luis Jaramillo-Villanueva<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8179-6351>

Abel Quevedo-Nolasco<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3303-5077>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados Campus Puebla, Puebla, Puebla, México,  
[anne.penalozas@gmail.com](mailto:anne.penalozas@gmail.com)

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados Campus Puebla, Puebla, Puebla, México,  
[angelb@colpos.mx](mailto:angelb@colpos.mx)

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados Campus Puebla, Puebla, Puebla, México,  
svargas@colpos.mx

<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados Campus Puebla, Puebla, Puebla, México,  
jaramillo@colpos.mx

<sup>5</sup>Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Montecillo, Estado de  
México, México, anolasco@colpos.mx

Autor para correspondencia: Ángel Bustamante-González,  
angelb@colpos.mx

## Resumen

La producción de hortalizas y flores bajo riego en la región de Atlixco, Puebla, demanda altas cantidades de agua; un indicador es su huella hídrica. El objetivo de este estudio fue estimar la huella hídrica de los cultivos de tomate de cáscara, tomatillo o tomate verde (*Physalis ixocarpa* Brot.) y cebolla (*Allium cepa* L.) en la región. Se estimó la huella hídrica de cebolla de primavera-verano (P-V) y otoño-invierno (O-I), y de tomate de cáscara para el ciclo O-I para el año 2017. Las huellas hídricas verde y azul se calcularon con la evapotranspiración estimada con el programa *CROPWAT* versión 8, con información climática e información de rendimiento, prácticas de manejo y desarrollo de los cultivos obtenidos en una encuesta a productores de la región. La huella hídrica gris se estimó con base en el uso de fertilizantes nitrogenados y fosfóricos. La huella hídrica del cultivo de cebolla de P-V fue mayor que la de cebolla de O-I y del tomate de cáscara de O-I, lo que se explica por los cambios climáticos estacionales y los

rendimientos. Se concluyó que los cultivos de cebolla y tomate de cáscara tienen un uso consumutivo de agua alto en la región, ya que el agua incorporada en sus procesos de producción en 2017 fue de 4 876 710.3 m<sup>3</sup>, lo que representa 5.2% del agua concesionada para todos los usos consumutivos de agua y 6.8% del agua concesionada para la agricultura en la región.

**Palabras clave:** Atlixco, huella hídrica, cebolla, tomate de cáscara.

## Abstract

The production of vegetables and flowers under irrigation in the region of Atlixco, Puebla, requires large quantities of water. An indicator of these water requirements is found in their water footprint. This study aimed to estimate the water footprint of husk or green tomato (*Physalis ixocarpa* Brot.) and onion (*Allium cepa* L.) crops in the region. The water footprint for onion in spring-summer (SP-SU) and husk tomato crops for the A-W cycle were estimated for the year of 2017. Green and blue Water Footprints were calculated from evapotranspiration estimated using the CROPWAT version 8 program; together with climate information and yield information, management practices and crop development inferred from interviews with regional producers. The gray water footprint was estimated based on the use of nitrogen and phosphoric fertilizers. The water footprint of the SP-SU onion crop was greater than that of the (A-W) onion and O-I onion and (A-W) husk tomato, which can be explained considering seasonal climatic changes and yields. It was concluded that onion and tomato crops result in a high consumptive use of water in the region, as the water incorporated

into their production processes in 2017 was 4 876 710.3 m<sup>3</sup>, which represents 5.2% of the water allocated to total water consumption and 6.8% of the water allocated to agriculture in the region.

**Keywords:** Atlixco, water footprint, onion, husk tomato.

Recibido: 15/08/2019

Aceptado: 20/12/2019

## Introducción

El agua es un recurso natural sobre el que se ha generado una alta presión debido a la demanda para uso doméstico, y para producir diversos bienes y servicios en los diferentes sectores económicos. Hay una tendencia hacia una mayor competencia por el recurso agua entre las actividades agropecuarias, y los usos domésticos e industriales (Meinzen-Dick & Appasamy, 2002). En las políticas públicas gubernamentales, la prioridad en el manejo del agua se centra en el abastecimiento humano, particularmente de las grandes ciudades. El crecimiento poblacional y los desarrollos industriales, aunado a los impactos del cambio climático, acentúan el problema de desabasto de agua para la población urbana (McDonald *et al.*, 2011). En cambio, a la

agricultura se le ve como un usuario que obstaculiza el abastecimiento a las grandes ciudades, debido a que es el sector que más agua demanda a nivel mundial, ya que utiliza alrededor de 80 a 90% del consumo mundial de agua (Shiklomanov, 2000; Morison, Baker, Mullineaux, & Davies, 2008). La solución no es dejar de utilizar el agua para la agricultura, ya que ésta cumple la función de proveer de alimentos y materias primas. Se requiere mayor eficiencia en el uso del agua para riego, para generar excedentes transferibles a otros usos económicos o ecológicos (Chukalla, Krol, & Hoekstra, 2015).

La identificación de indicadores de demanda de agua de los cultivos de riego y de la eficiencia del uso de ésta es importante para la planeación y el manejo de la misma en una cuenca. Un parámetro usual relacionado con la demanda del recurso hídrico en una cuenca es el empleo consuntivo, el cual hace referencia al agua que después de su utilización ya no está disponible para otros fines, porque se evapora o se pierde en el proceso de producción (Perry, 2007). De acuerdo con Burman y Pochop (1994), el término uso consuntivo se originó en el oeste de EUA, e incluye a la evapotranspiración de cultivos y el agua necesaria para la formación del tejido vegetal. Debido a que el uso consuntivo no considera todo el empleo de agua en un proceso de producción de un bien o un servicio, se han propuesto diferentes indicadores aplicables en los ámbitos local, regional, nacional e internacional. Dentro de estos indicadores, uno de los más actuales y utilizados recientemente es el de huella hídrica (HH) (Vanham & Bidoglio, 2013).

La huella hídrica se ha propuesto como un indicador de la sostenibilidad del recurso hídrico (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz,

2016). Permite identificar las relaciones de causa-efecto en un nivel socio-ambiental y los impactos sobre el recurso hídrico, al hacer referencia a los hábitos de consumo de los grupos de población. La huella hídrica se refiere al uso del agua y requiere compararse con su disponibilidad. Es de utilidad para la comparación y evaluación más general, que conlleve a la mejor planeación y aprovechamiento de los recursos hídricos, sobre todo en regiones donde la competencia es alta.

El concepto general de huella se refiere a una medida cuantitativa que describe la apropiación humana de los recursos naturales (Hoekstra, Chapagain, Aldaya, & Mekonnen, 2011). Una huella describe cómo, a partir de actividades humanas, se genera un impacto o carga en la sostenibilidad global (Valdivia, Ugaya, & Hildenbrand, 2013). De manera particular, la huella hídrica de un producto se define como el volumen total de agua dulce que se utiliza directa o indirectamente en su producción. Puede aplicarse a diferentes escalas, desde el nivel parcelario hasta países o regiones, para comparar huellas hídricas de productos, o para planificar disminuciones en el consumo de agua (Mekonnen & Hoekstra, 2014). La huella hídrica de un área geográficamente delimitada (provincia, nación, zona de captación, cuenca) es igual a la suma de las huellas hídricas de todos los procesos que se llevan a cabo en esa área en específico (Hoekstra *et al.*, 2011).

Para cuantificar la huella hídrica se considera el volumen de agua dulce consumida y contaminada a lo largo de la cadena de suministro, siguiendo el análisis de ciclo de vida. Se puede calcular para un producto o un proceso de la agricultura, de la industria o del sector de servicios. La huella hídrica tiene tres componentes: la huella hídrica azul (agua azul); verde (agua verde), y gris (agua gris).

La huella hídrica azul se refiere al volumen del agua superficial y subterránea consumida (evaporada) como resultado de la producción de un bien. La huella hídrica verde alude al consumo de agua de lluvia que no se llega a convertir en escorrentía superficial o agua subterránea. La huella hídrica gris de un producto aplica al volumen de agua dulce que se requiere para diluir la carga de contaminantes de acuerdo con las concentraciones en el medio natural y los límites máximos permisibles en la legislación (Hoekstra *et al.*, 2011). Con relación a la huella hídrica gris, el nitrógeno (N) y fósforo (P) son minerales esenciales para la vida y en la agricultura son elementales para la producción (Sutton *et al.*, 2013); sin embargo, el uso excesivo de fertilizantes también ha incrementado la cantidad de N y P hacia los ecosistemas naturales (Bennet, Carpenter, & Caraco, 2001; Vitousek *et al.*, 2009). Todo ello ha repercutido en la pérdida de nutrientes en las tierras de cultivo y consecuentemente en problemas ambientales, como la alteración en la calidad del agua, contaminación de las aguas subterráneas, pérdida de biodiversidad y eutrofización (Obersteiner, Penuelas, Ciais, Van der Velde, & Janssens, 2013). Por ello surge la necesidad de evaluar esos impactos sobre la cantidad y calidad del agua.

La estimación de la huella hídrica para las zonas de regadío del país es útil para evaluar la racionalidad de la producción agrícola de una cuenca o región (Sadras, Grassini, & Steduto, 2011), y compararla con la disponibilidad del recurso hídrico. La huella hídrica debe estimarse por cultivo y ciclo de producción para cada cuenca donde la agricultura de riego demanda cantidades importantes de agua y compite con otros usos sectoriales. En el estado de Puebla, la región de Atlixco posee las características mencionadas, ya que es una zona de producción hortícola

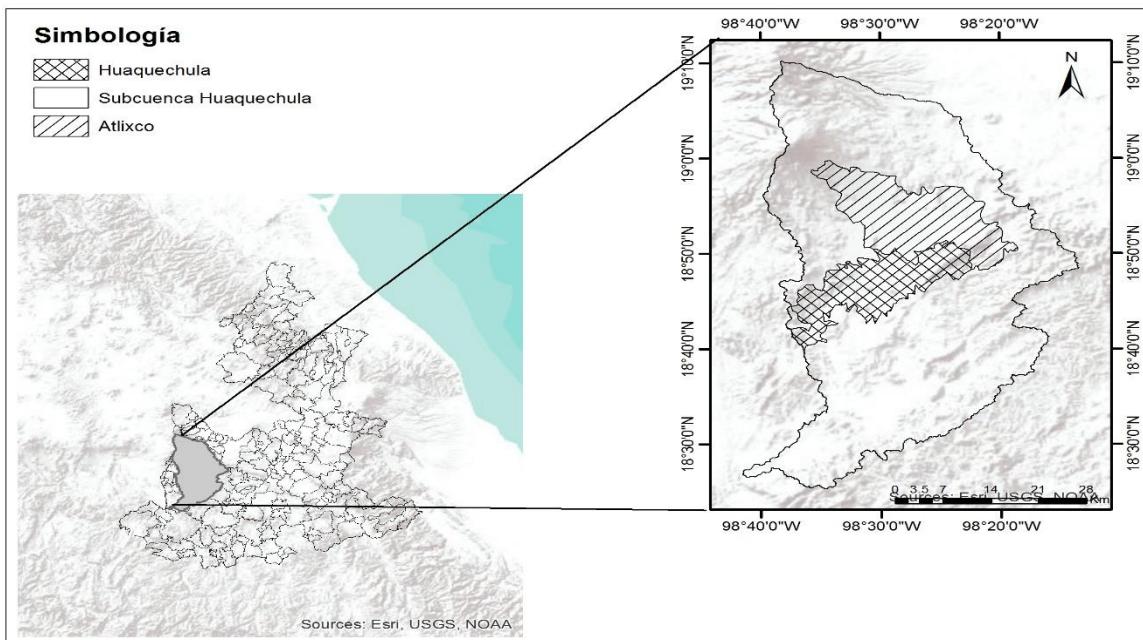
y de flores orientada al mercado nacional e internacional, utiliza agua subterránea y superficial, y enfrenta una competencia por el recurso hídrico con los usos domésticos, industriales y de servicios.

El objetivo de este estudio fue comparar la huella hídrica de los cultivos de tomate de cáscara y cebolla producidos bajo riego en los ciclos de primavera-verano y otoño-invierno en la región de Atlixco, Puebla, así como su comparación con la huella hídrica reportada para estos cultivos en otras localidades. Se seleccionó esta área de estudio por la fuerte competencia entre usos del agua, en particular por la actividad agrícola, donde predomina la producción de hortalizas y flores. Para cada uno de los dos cultivos se cuantificaron los componentes de la huella hídrica: huella verde, azul y gris. La estimación de la evapotranspiración para calcular las huellas hídricas verde y azul se realizaron con el software *CROPWAT* versión 8.0, diseñado por la *Food and Agriculture Organization* (FAO). Los resultados del estudio son un aporte para el análisis regional del recurso hídrico y para la comparación de la eficiencia del uso del agua de los cultivos estudiados, con la de otros cultivos de la región.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en el área de agricultura de riego de cultivos anuales de los municipios de Atlixco y Huaquechula, Puebla, México, en la subcuenca Huaquechula (Figura 1). El área se localiza en el acuífero Atlixco-Izúcar de Matamoros, que subyace a suelos Phaezem, Leptosol y Planosol, principalmente. El clima es semiseco-semicálido, con lluvias en verano y temperatura media anual de 14 a 19 °C (Conagua, 2016).



**Figura 1.** Localización del área de estudio.

## Estimación de la huella hídrica

Se estimó la huella hídrica para los cultivos de tomate de cáscara y cebolla. Para el primero se consideró el ciclo otoño-invierno debido a que su producción se concentra en este periodo. Para el cultivo de cebolla se estimó para el ciclo de primavera-verano y para otoño-invierno. En el año agrícola de 2017, para el ciclo de primavera-verano, se sembraron 234.3 ha de cebolla; para el ciclo otoño-invierno se sembraron 460 ha de cebolla y 290 ha de tomate de cáscara (SIAP, 2017). La huella hídrica se estimó con el método propuesto por Hoekstra *et al.* (2011):

$$HH = HH_{\text{verde}} + HH_{\text{azul}} + HH_{\text{gris}} \quad (1)$$

Donde  $HH$  es la huella hídrica total del cultivo en  $\text{m}^3 \text{ t}^{-1}$ ;  $HH_{\text{verde}}$ , la huella hídrica verde;  $HH_{\text{azul}}$ , la huella hídrica azul, y  $HH_{\text{gris}}$  es la huella hídrica gris, todas en  $\text{m}^3 \text{ t}^{-1}$ .

La huella hídrica verde se estimó como:

$$HH_{\text{verde}} = \frac{UAC_{\text{verde}}}{Y} \quad (2)$$

$$UAC_{\text{verde}} = 10 \times \sum_{d=1}^{l_{gp}} ET_{c \text{ verde}} \quad (3)$$

$$ET_{c\text{ verde}} = K_c \cdot ET_o \quad (4)$$

Donde  $UAC_{\text{verde}}$  es uso de agua del cultivo que se asocia con la precipitación en  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ;  $Y$ , el rendimiento del cultivo en  $\text{t ha}^{-1}$ ;  $ET_{c\text{ verde}}$ , la evapotranspiración del cultivo relacionada con la precipitación efectiva;  $ET_o$ , la evapotranspiración de referencia;  $K_c$ , un coeficiente asociado con el desarrollo del cultivo;  $\Sigma$ , el ciclo de crecimiento del cultivo desde la siembra (día 1) hasta la cosecha (lfp), y 10 es un factor de conversión de unidades.

La huella hídrica azul se estimó como:

$$HH_{\text{azul}} = \frac{UAC_{\text{azul}}}{Y} \quad (5)$$

$$UAC_{\text{azul}} = 10 \times \sum_{d=1}^{lfp} ET_{c\text{ azul}} \quad (6)$$

Donde  $UAC_{\text{azul}}$  es el uso de agua del cultivo de fuentes superficiales o subterráneas (riego) y  $ET_{c\text{ azul}}$  es la evapotranspiración del cultivo que se relaciona con la disponibilidad de agua de riego.

Para estimar la  $UAC_{\text{verde}}$  y  $UAC_{\text{azul}}$  se estimó la  $ET_c$  y la precipitación efectiva ( $P_e$ ) con el programa *CROPWAT* versión 8.0 (FAO, 1996). La  $ET_o$  es estimada con el método de Penman-Monteith, mientras que la  $P_e$  con el método USDA-SC, para intervalos de 10 días.  $ET_{c\text{ verde}}$  se estimó de los valores obtenidos con *CROPWAT*, como lo establece Renderos (2014):

$$ET_{c\text{ verde}} = \min(ET_c, P_e) \quad (7)$$

Para el periodo de cultivo se sumaron los valores de  $ET_c$  o  $P_e$  de periodos de 10 días, dependiendo de cuál de ellos fuera menor.

$ET_{azul}$  se obtuvo de las estimaciones de *CROPWAT* como (Renderos, 2014; Novoa, Rojas, Arumí, Ulloa, & Urrutia, 2016):

$$ET_{azul} (\text{mm } 10 \text{ días}^{-1}) = \text{requerimiento de riego} (\text{mm } 10 \text{ días}^{-1}) \quad (8)$$

$$\text{Requerimiento de riego} (\text{mm } 10 \text{ días}^{-1}) = ET_c (\text{mm } 10 \text{ días}^{-1}) - P_e (\text{mm } 10 \text{ días}^{-1})$$

$$ET_{azul} = \max(ET_c - P_e) \quad (9)$$

Por lo que se sumaron las diferencias de  $ET_c - P_e$  que tuvieron valores positivos.

Se utilizó información de temperatura máxima y mínima, humedad relativa y velocidad del viento de la estación climatológica de la ciudad de Puebla, de la base de datos de *CLIMWAT*; se seleccionó tal estación porque fue la estación de *CLIMWAT* más cercana al área de estudio. La información de la fenología del cultivo, duración del ciclo del cultivo y prácticas de manejo se obtuvo a través de una encuesta aplicada a 31 productores del área de estudio. Para el cultivo de cebolla, el ciclo de cultivo de primavera-verano fue de 97 días (del 7 de abril al 30 de julio)

y el de otoño-invierno fue de también de 97 (del 2 de agosto al 24 de noviembre). El ciclo del cultivo de tomate de cáscara de otoño-invierno fue de 95 días (del 20 de julio al 30 de octubre).

La huella hídrica gris se estimó con base en el uso de fertilizantes en la zona de estudio con la siguiente ecuación (Renderos, 2004):

$$HH_{\text{gris}} = \frac{T_a \cdot \alpha}{(C_{\text{máx}} - C_{\text{nat}}) \cdot Y} \quad (10)$$

En donde  $HH_{\text{gris}}$  es la huella hídrica gris en  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ;  $T_a$ , la tasa de aplicación de fertilizante en  $\text{kg ha}^{-1}$ ;  $\alpha$ , la fracción de fertilizante que se infiltra (exportada) a los cuerpos de agua;  $C_{\text{máx}}$ , la máxima concentración aceptable en unidades de masa por volumen;  $C_{\text{nat}}$ , la concentración natural en unidades de masa por volumen, y  $Y$  es el rendimiento del cultivo en  $\text{t ha}^{-1}$ .

La tasa de aplicación de fertilizantes se obtuvo directamente en las parcelas, a través de cuestionarios aplicados a los 31 productores encuestados. Las dosis promedio de fertilización nitrogenada utilizadas para la estimación fueron de  $137.4 \text{ kg ha}^{-1}$  y  $105 \text{ kg ha}^{-1}$  para los cultivos de cebolla y tomate de cáscara, respectivamente; mientras que las dosis promedio de fósforo aplicadas fueron de  $77.9$  y  $36 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectivamente. Estos valores se convirtieron a su contenido de N y P.

La fracción de fertilizante exportado ( $\alpha$ ) a cuerpos de agua usada fue de 0.1 para nitrógeno, asumiendo que en promedio un 10% de la cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado se pierde por lixiviación (Mekonnen & Hoekstra, 2010; Franke, Boyacioglu, & Hoekstra, 2013).

Para fósforo, se utilizó un valor de  $a$  de 0.3, considerando el valor promedio de lixiviación reportado por Franke *et al.* (2013). Se usó un valor de  $C_{máx}$  de 0.006 para nitrógeno y de 0.03 para fósforo, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996). Debido a la falta de información, la concentración de nitrógeno natural y de fósforo natural de los cuerpos de agua receptores ( $C_{nat}$ ) se asumió como cero (Mekonnen & Hoekstra, 2010; Renderos, 2014).

## Resultados

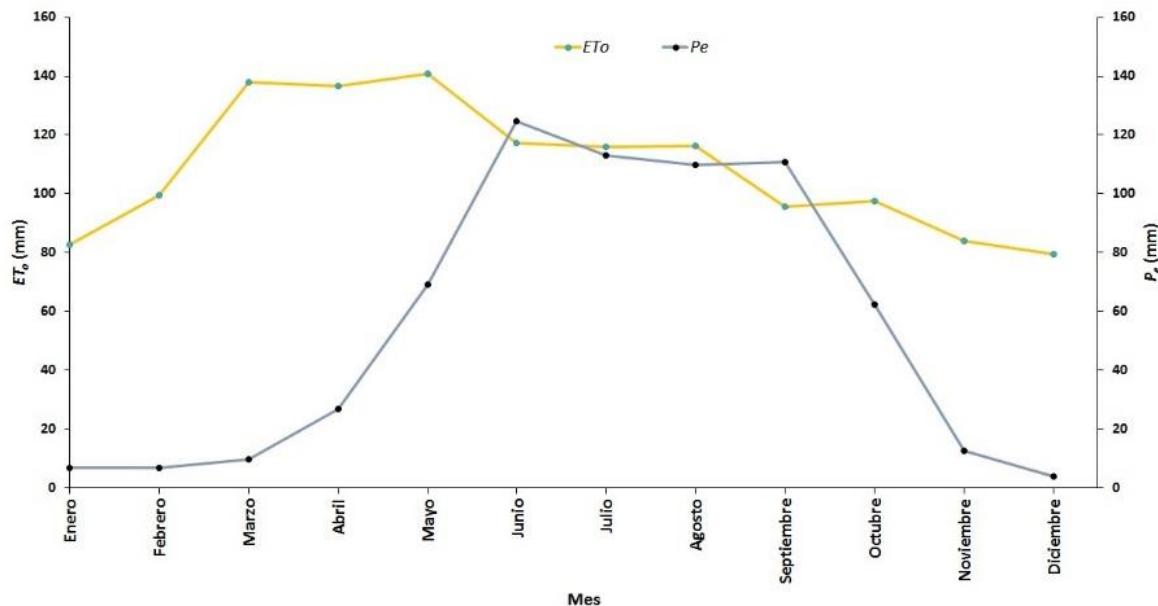
### Características de los sistemas de cultivo

Los productores de cebolla y tomate de cáscara tienen superficies de tierra de menos de 1 ha. Para el tomate de cáscara se registró un rendimiento promedio para el ciclo otoño-invierno de 16.2 t ha<sup>-1</sup>. Para el cultivo de cebolla se registró un rendimiento promedio para el ciclo primavera-verano de 7.7 y 20.4 t ha<sup>-1</sup> para el ciclo otoño-invierno. Las fuentes de agua para riego son corrientes superficiales y, principalmente, de agua subterránea extraída de pozos. El sistema de

riego predominante es por gravedad, a través de canales de riego. La mayoría de los productores considera que la calidad del agua que usa para el riego es buena. El costo promedio para regar la parcela es de \$171 pesos por hora de riego. El caudal de riego se determinó de 44 290 l/s<sup>-1</sup>, con una frecuencia de riego de siete días por mes, durante cada ciclo de cultivo de 96 días en promedio; se destinan alrededor de cuatro horas en cada sesión de riego.

## Precipitación efectiva y evapotranspiración ( $ET_o$ )

La  $ET_o$  promedio obtenida con *CROPWAT* para el año 2017, con el método de Penman-Monteith, fue de 4.1 mm día<sup>-1</sup>. La mayor  $ET_o$  se presentó en los meses de mayor temperatura, que corresponden al periodo de marzo a mayo. El periodo con mayor precipitación efectiva fue en el ciclo de verano, durante los meses de junio a septiembre (de 124.7 a 110 mm). Esto significa que la fracción de agua aprovechada por las plantas fue mayor durante los meses de verano y da idea de las condiciones benignas de la región para la producción agrícola en el periodo de mayo a octubre, cuando la  $P_e$  es mayor que la  $ET_o$  (Figura 2).



**Figura 2.** Precipitación efectiva ( $P_e$ ) y evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ).

## Huella hídrica de los cultivos de cebolla y tomate de cáscara

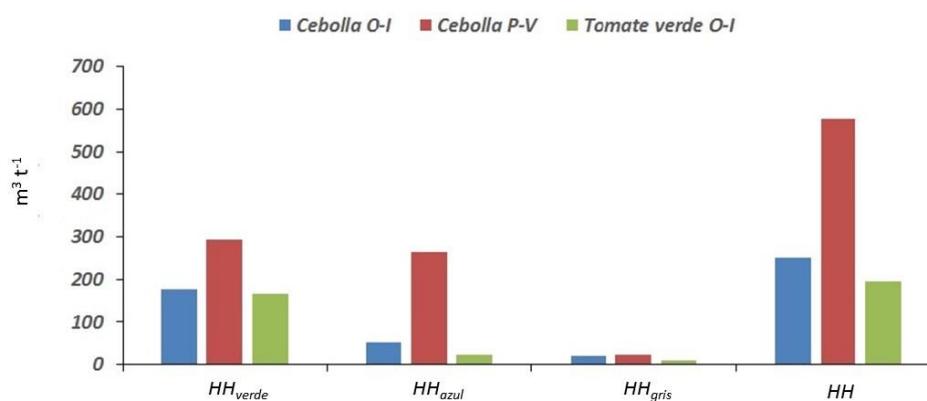
La huella hídrica verde para el cultivo de cebolla de otoño-invierno fue de  $176.4 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ; la huella hídrica azul de  $53 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ , y la huella hídrica gris de  $20.1 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ . La huella hídrica total fue de  $249.7 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ .

Para el cultivo de cebolla del ciclo primavera-verano, la huella hídrica verde fue de  $293.3 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ; la huella hídrica azul de  $263 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ , y

la huella hídrica gris de  $22.9 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ . La huella hídrica total fue de  $578.7 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ .

Para el cultivo de tomate de cáscara se estimó una huella verde de  $165.8 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ; una huella hídrica azul de  $21.9 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ , y una huella hídrica gris de  $8.6 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ . La huella hídrica total fue de  $196.3 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ .

De acuerdo con las huellas hídricas estimadas, el cultivo de tomate de cáscara tiene la huella hídrica total menor (Figura 3). El cultivo de cebolla de primavera-verano fue el que incorporó la mayor cantidad de agua en su proceso de producción; mientras que el cultivo de cebolla de otoño-invierno tuvo una huella hídrica total intermedia.



**Figura 3.** Huella hídrica de los cultivos de cebolla y tomate de cáscara en la región de Atlixco, Puebla.

## Implicaciones regionales de las huellas hídricas estimadas sobre el recurso hídrico

De acuerdo con la producción regional de los cultivos de cebolla y tomate de cáscara y con los resultados de sus huellas hídricas, los cultivos tienen un impacto importante en el uso de los recursos hídricos regionales (Tabla 1).

**Tabla 1.** Impacto de la huella hídrica de los cultivos de cebolla y tomate de cáscara sobre el recurso hídrico regional.

	Cebolla P-V	Cebolla O-I	cáscara O-I	Tomate de	Total
Producción (t)*	3 584.8	8 418.0		3 567.0	
Superficie cosechada (ha)*	234.3	460.0		290.0	
HH total (m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> )	578.7	249.7		196.3	
Agua total incorporada** (m <sup>3</sup> )	2 074 336.4	2 102 104.9		700 269.0	
Agua total incorporada (hm <sup>3</sup> )	2.1	2.1		0.7	
% del volumen total	2.2	2.2		0.8	5.2

concesionado\*\*\*

% del volumen

concesionado para uso agrícola	2.9	2.9	1.0	6.8
--------------------------------	-----	-----	-----	-----

---

\*Datos del cierre agrícola 2017 del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2017).

\*\*Agua total incorporada en la producción regional de cebolla y tomate de cáscara.

\*\*\*Considerando un volumen total concesionado de 93.4 hm<sup>3</sup> y 76.4% (71.4 hm<sup>3</sup>) asignado al uso agrícola (REPDA, 2016).

## Discusión

Las huellas hídricas verde y azul estimadas fueron las que más contribuyeron en la huella hídrica total para el cultivo de cebolla. Sus valores fueron mayores a los promedios internacionales reportados por Mekonnen y Hoekstra (2010), mientras que el de la huella gris fue menor. Los autores consideran que la huella hídrica se subestimó debido a que sólo se consideró el uso de fertilizantes y no el de pesticidas.

La huella hídrica total del cultivo de cebolla del ciclo de primavera-verano fue alta (578.65 m<sup>3</sup> t<sup>-1</sup>), comparada con la huella hídrica total obtenida para el ciclo de otoño-invierno (249.7 m<sup>3</sup> t<sup>-1</sup>). También es mayor a la reportada por Ríos-Flores, Jacinto-Soto, Torres-Moreno y

Torres-Moreno (2017) para este cultivo ( $115 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ) en el ciclo otoño-invierno para la región de Delicias, Chihuahua, México. Comparando datos reportados en el ámbito internacional, las estimaciones para el ciclo de primavera-verano son similares a las reportadas por Castañeda y Ramírez (2016) para Colombia ( $505.1 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ). Las estimaciones para el ciclo otoño-invierno son comparables con la huella hídrica total reportada por Mallma y Mejía (2015) para Perú, y los promedios internacionales reportados por Mekonnen y Hoekstra (2010) ( $272 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ). No se tiene un referente estatal o regional de comparación. Las diferencias entre los ciclos de producción y entre regiones se asocian principalmente con diferencias de clima y rendimientos debido a que bajos rendimientos de los cultivos y alta evapotranspiración resultan en una huella hídrica más alta (Hoekstra & Chapagain, 2007).

La  $ET_o$  estimada ( $4.1 \text{ mm día}^{-1}$ ) es típica de regiones de clima templado (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). Los datos de evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ) y de precipitación efectiva ( $P_e$ ) para la región de estudio indican condiciones de disponibilidad de agua verde para la producción de cultivos en el periodo de junio a septiembre debido a que la  $P_e$  es mayor que la  $ET_o$ . El cultivo de cebolla en la región utiliza una cantidad alta de agua verde tanto en el ciclo primavera-verano como en el de otoño-invierno. Sin embargo, el requerimiento de agua azul es mucho mayor en primavera-verano, lo que se explica por las temperaturas mayores de este periodo de crecimiento de los cultivos. La diferencia notable en la huella hídrica del cultivo de cebolla para los dos ciclos de cultivos —para los cuales la temperatura y precipitación son variables climáticas determinantes de la diferencia de condiciones del crecimiento del cultivo— puede dar una idea de que una

condición de cambio climático, con temperaturas mayores y precipitaciones menores, llevaría a una huella hídrica verde menor del cultivo y a aumentar la necesidad de agua de riego, incrementando su huella hídrica azul.

El rendimiento de los cultivos afecta la eficiencia del uso del agua y, por lo tanto, a la huella hídrica. El rendimiento estimado para el cultivo de cebolla para primavera-verano ( $7.69 \text{ t ha}^{-1}$ ) es bajo, comparado con el estimado en este ciclo para el estado de Puebla ( $21.2 \text{ t ha}^{-1}$ ) y el promedio nacional ( $33.6 \text{ t ha}^{-1}$ ) (SIAP, 2018). Consideramos que éste es un factor clave en la eficiencia del uso del agua y explica la huella hídrica alta estimada. En cambio, el rendimiento para el cultivo de cebolla del ciclo de otoño-invierno ( $20.4 \text{ t ha}^{-1}$ ) es mayor al rendimiento promedio estatal ( $16.0 \text{ t ha}^{-1}$ ) y similar al rendimiento promedio nacional ( $21.2 \text{ t ha}^{-1}$ ) (SIAP, 2019). Los resultados indican mayor eficiencia en el uso del agua para este ciclo, con una huella hídrica menor.

El cultivo de tomate de cáscara para el ciclo otoño-invierno tuvo una huella hídrica total ( $196.32 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ) menor a la huella hídrica total del cultivo de cebolla tanto de primavera-verano como de otoño-invierno, lo que indica mayor eficiencia en el uso de agua, como alternativa de cultivo. Se tiene poca información sobre la huella hídrica del cultivo de tomate de cáscara. Una comparación indirecta se puede hacer de las  $ET_c$  obtenidas en este estudio, con la reportada para un estudio que se realizó en Chapingo, México, por López, Arteaga, Vázquez, López, y Sánchez (2010). En dicho estudio se obtuvo un valor de  $ET_c$  para el periodo de cultivo de 300.2 mm, mientras que los autores referidos informan un valor de  $ET_c$  para tomate de cáscara de 243 mm.

Debe considerarse el hecho de que en este estudio se realizó una estimación con datos climáticos, mientras que los autores estimaron la  $ET_c$  a partir de datos de potencial mátrico del suelo. Otra posible comparación es con los valores reportados para cultivos hortícolas hecha por Mekonnen y Hoekstra (2010). Ellos reportan valores de 194, 43, 85 y 322  $m^3 t^{-1}$  para las huellas hídricas verde, azul, gris y total, respectivamente, para cultivos hortícolas. En tal estudio se obtuvieron valores de 165.75, 21.95, 8.63 y 196.32  $m^3 t^{-1}$  para las huellas hídricas verde, azul, gris y total, respectivamente. Las huellas hídricas parciales y la total son menores a los valores promedio reportados por los autores mencionados. Ello se explica porque en el presente estudio se contabilizó el uso de fertilizante nitrogenado y fosfórico; no se incluyó el uso de pesticidas.

El agua incorporada en el proceso de producción de los cultivos de cebolla y tomate de cáscara tiene importancia en el uso de agua regional, ya que representa 5.22% del volumen concesionado para todos los usos, y 6.83% del concesionado para uso agrícola. El mayor impacto lo tiene el cultivo de cebolla. Para una región con una creciente presión de demanda de agua para uso doméstico, industrial y recreativo, hacer más eficiente la agricultura de riego es necesario para disminuir la presión sobre el recurso hídrico, principalmente del agua extraída del acuífero Atlixco-Izúcar de Matamoros.

## Conclusiones

El cultivo de cebolla (*Allium cepa* L.) del ciclo primavera-verano tuvo una huella hídrica alta en la región de Atlixco, Puebla, en comparación con los valores estimados para otras regiones de México y del mundo, y está asociada con un alto requerimiento de agua azul, por las condiciones de temperatura y precipitación. El cultivo de cebolla (*Allium cepa* L.) del ciclo otoño-invierno tuvo una huella hídrica menor a la del ciclo primavera-verano y similar a la reportada como promedio mundial para el cultivo. La temperatura de la región durante los meses del ciclo de cultivo se relaciona con la evapotranspiración y determina el valor de la huella hídrica total. El cultivo de tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot.) del ciclo otoño-invierno tuvo una huella hídrica menor que la del cultivo de cebolla tanto para primavera-verano como para otoño-invierno y es menor a la reportada como valor promedio para los cultivos hortícolas.

Los cultivos de cebolla (*Allium cepa* L.) y tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot.), en la región de Atlixco, Puebla, incorporan a su proceso productivo 5.5  $\text{hm}^3$  por año agrícola, lo que representa 5.22% del agua concesionada para todos los usos consuntivos y 6.83% de la concesionada para uso agrícola.

## Referencias

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los*

*requerimientos de agua de los cultivos.* Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-x0490s.pdf>

Bennet, E. M., Carpenter, S. R., & Caraco, N. F. (2001). Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective. *Bioscience*, 51, 227-234. DOI: [Doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0227:HIOEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0227:HIOEPA]2.0.CO;2)

Burman, R., & Pochop, L. O. (1994). *Evaporation, evapotranspiration and climatic data*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

Castañeda, J. C., & Ramírez, J. A. (2016). *Evaluación del uso y gestión del recurso hídrico para el cultivo de cebolla de bulbo en la finca Buena Vista de la Vereda de Flores-Cundinamarca* (tesis de licenciatura). Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia. Recuperado de [https://ciencia.lasalle.edu.co/ing\\_ambiental\\_sanitaria/433/](https://ciencia.lasalle.edu.co/ing_ambiental_sanitaria/433/)

Chukalla, A. D., Krol, M. S., & Hoekstra, A. Y. (2015). Green and blue water footprint reduction in irrigated agriculture: Effect of irrigation techniques, irrigation strategies and mulching. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, 4877-4891. DOI: [10.5194/hess-19-4877-2015](https://doi.org/10.5194/hess-19-4877-2015).

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Programas contra contingencias hidráulicas por organismos de cuencas para las principales ciudades del país (etapa 2)*. Recuperado de [http://viveatoyac.org.mx/images/ZONA\\_URBANA\\_ATLIXCO\\_\\_PUE.pdf](http://viveatoyac.org.mx/images/ZONA_URBANA_ATLIXCO__PUE.pdf)

DOF, Diario Oficial de la Federación. (1996). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos*

permisibles de contaminación en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Ciudad de México, México: Diario Oficial de la Federación.

FAO, Food and Agriculture Organization. (1996). *CROPWAT: A computer program for irrigation planning and management*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization.

Franke, N. A., Boyacioglu, H., & Hoekstra, A. Y. (2013). *Grey water footprint accounting*. TIER 1 supporting guidelines. Recuperado de [https://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines\\_1.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines_1.pdf)

Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, 21(1), 35-48. DOI 10.1007/s11269-006-9039-x

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011). *Water Footprint Assessment Manual. Settings the Global Standard*. Recuperado de [https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf)

López, R., Arteaga, R., Vázquez, M. A., López, I. L., & Sánchez, C. I. (2010). Evapotranspiración del cultivo de tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot.) estimada mediante el potencial mátrico del suelo. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 33(2), 157-168. Recuperado de <https://www.revistafitotecniamexicana.org/documentos/33-2/9a.pdf>

- López-López, R., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., López-Cruz I. L., & Sánchez-Cohen, I. (2009). Producción de tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot.) basado en láminas de riego y acolchado plástico. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 15(1), 83-89. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/rcsh/v15n1/v15n1a12.pdf>
- Mallma, T., & Mejía, J. A. (2015). Huella hídrica de productos agrícolas producidas en la Sierra Central y comercializados en Lima. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, 5(1), 128-134. DOI: <http://dx.doi.org/10.18259/acs.2015020>.
- McDonald, R. I., Green, P., Balk, D., Fekete, B. M., Revenga, C., Todd, M., & Montgomery, M. (2011). Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(15), 6312-6317. DOI: [Doi.org/10.1073/pnas.1011615108](https://doi.org/10.1073/pnas.1011615108)
- Meinzen-Dick, R., & Appasamy, A. (2002). Urbanization and intersectoral competition for water. In: *Finding the source: The linkages between population and water* (pp. 27-51). Recuperado de <https://www.wilsoncenter.org/sites/default/files/media/documents/publication/popwawa3.pdf>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2010). *The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Volume 1: Main report.* Recuperado de <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report47-WaterFootprintCrops-Vol1.pdf>

- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2014). Water footprint benchmarks for crop production: A first global assessment. *Ecological Indicators*, 46, 214-223. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.013>
- Morison, J. I. L., Baker, N. R., Mullineaux, P. M., & Davies, W. J. (2008). Improving water use in crop production. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 639-658. DOI: 10.1098/rstb.2007.2175
- Novoa, V., Rojas, O., Arumí, J. L., Ulloa, C., & Urrutia, R. (2016). Variabilidad de la huella hídrica del cultivo de cereales, río Cachapoal, Chile. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(2), 35-50. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1138>
- Obersteiner, M., Penuelas, J., Ciais, P., Van der Velde, M., & Janssens, I. A. (2013). The phosphorus trilemma. *Nature Geoscience*, 6(11), 897-898. DOI: 10.1038/ngeo1990
- Pellicer-Martínez, F., & Martínez-Paz, J. M. (2016). The water footprint as an indicator of environmental sustainability in water use at the river basin level. *Science of the Total Environment*, 571(15), 561-574. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.022
- Perry, C. (2007). Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation and Drainage*, 56, 367-378. DOI: 10.1002/ird
- Renderos, R. (2014). *Huella hídrica del cultivo de caña de azúcar*. Recuperado de

[https://www.researchgate.net/publication/303939723\\_Huella\\_Hídrica\\_del\\_Cultivo\\_de\\_Cana\\_de\\_Azucar](https://www.researchgate.net/publication/303939723_Huella_Hídrica_del_Cultivo_de_Cana_de_Azucar)

REPDA, Registro Público de Derechos de Agua. (2016). *Base de datos de títulos y permisos de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes.* Recuperado de <https://app.conagua.gob.mx/repda.aspx>

Ríos-Flores, J. L., Jacinto-Soto, R., Torres-Moreno, M. A., & Torres-Moreno, M. (2017). Huella hídrica del cultivo de cebolla producida en el DR005, Delicias, Chihuahua. En: Pérez, F., Figueroa, E., Godínez, L., & Salazar, R. (eds.). *Ciencias de la Economía y Agronomía. Handbook T-I.* -©ECORFAN. Recuperado de [https://www.ecorfan.org/handbooks/Ciencias%20de%20la%20Economia%20y%20Agronomia%20T-I/HCEA\\_TI\\_2.pdf](https://www.ecorfan.org/handbooks/Ciencias%20de%20la%20Economia%20y%20Agronomia%20T-I/HCEA_TI_2.pdf)

Sadras, V. O., Grassini, P., & Steduto, P. (2011). Status of water use efficiency of main crops. In: *SOLAW Background Thematic Report-TR07* (pp. 41). Recuperado de [http://www.fao.org/fileadmin/templates/solaw/files/thematic\\_reports/TR\\_07\\_web.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/solaw/files/thematic_reports/TR_07_web.pdf)

Shiklomanov, I. A. (2000). Appraisal and assessment of world water resources. *Water International*, 25(1), 11-32. DOI: [Doi.org/10.1080/02508060008686794](https://doi.org/10.1080/02508060008686794)

SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2017). *Cierre estadístico de la producción agrícola 2017.* Recuperado de <https://www.gob.mx/siap/articulos/cierre-estadistico-de-la-produccion-agricola-2017?idiom=es>

- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2018). *Avance de siembras y cosechas resumen por cultivo, Puebla, Otoño-Invierno.* Recuperado de [http://infosiap\\_siap.gob.mx:8080/agricola\\_siap\\_gobmx/ResumenDelegacion.do](http://infosiap_siap.gob.mx:8080/agricola_siap_gobmx/ResumenDelegacion.do)
- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2019). *Avance de siembras y cosechas resumen nacional por estado.* Recuperado de [http://infosiap\\_siap.gob.mx:8080/agricola\\_siap\\_gobmx/AvanceNacionalCultivo.do](http://infosiap_siap.gob.mx:8080/agricola_siap_gobmx/AvanceNacionalCultivo.do)
- Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., Van Grinsven, H. J. M., Abrol, Y. P., Adhya, T. K., & Billen, G. (2013). *Our nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution.* Recuperado de <http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/500700/>
- Valdivia, S., Ugaya, C. M. L., & Hildenbrand, J. (2013). A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment. Our contribution to Rio+20. *International Journal Life Cycle Assess,* 18(9), 1673-1685. DOI: [Doi.org/10.1007/s11367-012-0529-1](https://doi.org/10.1007/s11367-012-0529-1)
- Vanhamb, D., & Bidoglio, G. (2013). A review on the indicator water footprint for the EU28. *Ecological Indicators,* 26, 61-75. DOI: [Doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.021](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.021)
- Vitousek, P. M., Naylor, R., Crews, T., David, M. B., Drinkwater, L. E., Holland, E., Johnes, P. J., Katzenberger, J., Martinelli, L. A., Matson, P. A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C. A., Robertson, G. P., Sanchez, P. A., Townsend, A. R., & Zhang, F. S. (2009).

Nutrient imbalances in agricultural development. *Science*, 324, 1519-1520. DOI: 10.1126/science.1170261

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-02

Artículos

## **Gestión hídrica y educación ambiental como facilitadores del desarrollo turístico sustentable en Valladolid, Yucatán**

## **Water management and environmental education as facilitators of sustainable tourism development in Valladolid, Yucatan**

Grisel Cervantes-Cocom<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7543-4004>

Camilo Gabriel Chan-Ceh<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8962-7683>

<sup>1</sup>Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico Superior de Valladolid, Valladolid, Yucatán, México, [grisel.cc@valladolid.tecnm.mx](mailto:grisel.cc@valladolid.tecnm.mx)

<sup>2</sup>Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico Superior de Valladolid, Valladolid, Yucatán, México, [camilo.cc@valladolid.tecnm.mx](mailto:camilo.cc@valladolid.tecnm.mx)

Autora para correspondencia: Grisel Cervantes-Cocom,  
[grisel.cc@valladolid.tecnm.mx](mailto:grisel.cc@valladolid.tecnm.mx)

## Resumen

Con la información obtenida de dos empresas de giro turístico, cuyo principal atractivo es el uso recreativo de cenotes, se analizaron las características de usos, consumos, costos y requisitos legales en materia ambiental. Aunado a esto, se realizó un estudio experimental de educación ambiental con los trabajadores de las empresas en los dominios de conocimiento, gestión y conciencia ambiental. El objetivo fue diagnosticar la gestión del recurso hídrico y el nivel de educación ambiental para elaborar una propuesta de mejora. Los resultados obtenidos para el estudio experimental demostraron que el nivel de educación ambiental tuvo una diferencia estadística significativa entre las puntuaciones obtenidas antes y después de la impartición del taller a los trabajadores elegidos de manera aleatoria. El taller se estableció de acuerdo con el análisis de probabilidades entre cada una de las clasificaciones del nivel de educación ambiental que, como resultado, no fueron las mismas. Debido a que el mayor porcentaje de los empleados se ubicó en básico, el taller se impartió a partir de ese nivel. La propuesta a implementar en las empresas fue cambiar su sistema de almacenamiento de aguas en tanques o fosas sépticas por pequeñas plantas de tratamiento biológico. En última instancia, se recomendaron fosas sépticas, implementando un tratamiento oxidativo. Para hacer más eficiente el consumo de agua, se sugirió el uso de tecnología ahorradora, todo tipo de anuncios que motiven al ahorro de agua, campañas de concientización para los trabajadores y políticas ambientales.

**Palabras clave:** educación ambiental, gestión, recurso hídrico, conciencia ambiental, conocimiento ambiental.

## Abstract

With the information obtained from two tourist companies whose attraction is the recreational use of cenotes, the characteristics of use, consumption, costs and legal requirements in environmental matters were analyzed. In addition to this, an experimental environmental education study was carried out for company workers in the domains of knowledge, management and environmental awareness. The objective was to diagnose the management of the water resource and the level of environmental education, to make a proposal for improvements. The results obtained for the experimental study showed that the level of environmental education had a significant statistical difference between the scores obtained before and after the delivery of the workshop to the workers chosen at random. The workshop was established according to the analysis of probabilities between each of the classifications of the level of environmental education that as a result these were not the same and because the highest percentage of employees was located at the basic level; the workshop was given to from this level. The proposal to implement in the companies was to change their water storage system in tanks or septic tanks by small biological treatment plants. Ultimately, septic tanks were recommended along with an oxidative treatment. To make water consumption more efficient, we recommend the use of energy-saving technology, all kinds of advertisements that motivate

water saving, awareness campaigns for workers and environmental policies.

**Keywords:** Environmental education, management, water resources, environmental awareness, environmental knowledge.

Recibido: 06/10/2019

Aceptado: 07/01/2020

## Introducción

La naturaleza kárstica del suelo en la península de Yucatán, México, permite la infiltración del agua. Es por ello que a lo largo de miles de años se han originado cenotes, formaciones de gran belleza natural y proveedores del recurso hídrico por generaciones. Sin embargo, las características del suelo y profundidad no sólo permiten la captación del agua, sino también la fácil percolación de contaminantes. Así, es deseable el disfrute moderado de los recursos, lo que se traduce en la necesidad

de implementar métodos de gestión adecuados en materia de agua. El turismo genera una derrama económica invaluable, que se traduce en beneficios a la población; pero también puede significar alto consumo de recursos y alteración fisicoquímica de los mismos al ser una actividad antrópica. Por tanto, la gestión adecuada del recurso permite disminuir los impactos ambientales.

En Valladolid, Yucatán, ubicado al sureste de México, específicamente en el oriente del estado de Yucatán, con las siguientes coordenadas geográficas: latitud, 20° 41' 22" N y longitud, 88° 12' 6" W, existen cenotes dispuestos en concesión y asignación para uso recreativo. Sin embargo, cuando se acude a estos sitios hay incertidumbre sobre la calidad del agua, pues la disposición inadecuada de las aguas residuales, es decir, dispuestas sin tratamiento previo, es una gran preocupación en la zona.

Un turista puede llegar a generar entre 700 y 800 gramos de basura por día. Esto origina un total aproximado de 1 164 kg/día de acuerdo con el promedio de visitantes; un promedio mensual de residuos de 34 920 kg; un gasto energético elevado, y aguas residuales que pueden superar los 200 litros por turista, dependiendo de la carga hotelera en Valladolid (Sefotur & UADY, 2013).

Lo anterior demuestra la relevancia de la gestión y educación ambiental en el sector turístico. Por lo tanto, se contempla la educación ambiental como herramienta de mitigación y este estudio se planteó reconociéndola como el proceso sistemático para generar conocimientos que forman una conciencia de cambio en los individuos, a fin de lograr

una conciencia armónica con el medio ambiente, y así contribuir en la tarea de proteger el entorno y evitar dañar a los ecosistemas (Palos, 2005).

Así, la situación actual del turismo en materia ambiental debe ser caracterizada y actualizada, con el propósito de presentar herramientas que le permitan al sector cubrir los requisitos legales vigentes en materia ambiental y estar preparados ante el auge de proyectos estratégicos que detonarán el desarrollo regional sustentable.

Con esto en mira, el fin del presente estudio fue realizar un diagnóstico de la gestión del recurso hídrico y el nivel de educación ambiental para realizar una propuesta de mejora. También, fue posible observar la concordancia existente entre el nivel de educación ambiental de los trabajadores y el desempeño ambiental de las empresas.

Se presentan los requisitos legales que en general debían cumplir las empresas evaluadas del sector turístico, al igual que los consumos de agua, costos y características de uso que las describen. Igualmente, se muestran como resultados el nivel de conocimiento ambiental, gestión ambiental y conciencia ambiental de los trabajadores. Este último de gran importancia, pues se enfoca en comprender el daño ambiental que se genera debido a la incorrecta disposición o manejo de residuos, y mejorar la actitud hacia el desarrollo sustentable.

A partir del presente proyecto se analizó el manejo del recurso hídrico para minimizar el impacto ambiental, específicamente en paraderos turísticos con cenotes para uso recreativo, que lograron establecer políticas ambientales viables. El diagnóstico además permitió

diseñar un taller de educación ambiental en un nivel básico, impartido con éxito a los trabajadores.

Conjuntamente las actividades realizadas durante la investigación contribuyeron a mejorar el nivel de educación ambiental, constatado en los resultados estadísticos del estudio experimental. Así, lo trascendental del presente proyecto se debe a que anteriormente no se tenía documentado estudio alguno en Valladolid sobre el manejo del agua y su impacto sobre la calidad del recurso, por lo que se considera un trabajo que puede ayudar al sector turístico involucrado en mejorar su desempeño ambiental, coadyuvando a la sustentabilidad y, sobre todo, al mejoramiento de la salud pública.

## **Materiales y métodos**

### **Tipo de investigación**

En general, la investigación fue de enfoque mixto, abordando dos vertientes: diagnóstico del manejo del recurso hídrico y educación ambiental en dos empresas turísticas, con las cuales se firmó un convenio en el que las empresas se comprometían a facilitar la documentación solicitada, permitir la aplicación de instrumentos e impartición del taller de educación ambiental; todo lo anterior condicionado al compromiso de mantener la confidencialidad de las compañías.

El proyecto se llevó a cabo a lo largo de un año, pero el trabajo de campo y aplicación de instrumentos tuvo una duración de cinco meses.

En cuanto a la investigación para integrar un diagnóstico de la gestión del agua en el sector turístico local, se asumió un enfoque cualitativo, debido a que se exploró el fenómeno de la gestión hídrica a profundidad; es decir, se evaluaron las deficiencias mediante instrumentos de investigación y una actividad que simuló una auditoría ambiental, con el fin de proponer soluciones.

Una vez contextualizados e interpretados los datos recabados, se formularon propuestas para la gestión adecuada del recurso hídrico, con el objetivo de minimizar los volúmenes e impacto de la descarga de aguas residuales. Por lo tanto, la recolección de los datos se llevó a cabo en el escenario natural, en este caso las empresas, que dependieron directamente de los individuos que se entrevistaron o proporcionaron la información. Así, realizar un estudio cualitativo ayudó a conocer el contexto y escenario de la problemática.

Parte de esta investigación, enfocada a la educación ambiental para empresas del sector turístico, presentó un enfoque cuantitativo. Con la

finalidad de explicar la correspondencia al carácter cuantitativo es preciso mencionar que se aplicó una encuesta que integró ítems que permitieron estandarizar y agrupar la información, lo que a su vez admitiría el manejo de datos y resultados con características numéricas y estadísticas. Los resultados fueron dependientes de las particularidades de los trabajadores, por ende, sometidas a la variación de las actividades del personal o afluencia turística, lo que desembocó en un estudio con diseño cuantitativo.

## Instrumentos

Para realizar una indagación inicial se empleó la entrevista personal a profundidad como una herramienta de obtención inmediata de información; se aplicó al gerente general y al jefe de mantenimiento de cada empresa. Este instrumento se empleó con el objetivo determinar áreas específicas en las que se consumen los volúmenes de agua, actividades, personal y afluencia turística involucrada en las actividades de uso. Posterior a la entrevista de exploración, se reformuló un instrumento para la caracterización, clasificación y cuantificación de costos y volúmenes basado en el trabajo presentado por Viñuales,

Fernández y González (2001). Este instrumento permitió al estudio adaptarse a los trabajos de la empresa, y restricciones de tiempo, espacio y acceso. Debido a que es comprensible que las empresas no proporcionan información indiscriminadamente y mucho menos afectando sus actividades, se realizaron visitas tuteladas y se empleó documentación autorizada. En este punto, los dos paraderos proporcionaron información de manera confidencial, lo que ayudó a estructurar la matriz de requisitos legales ambientales. Dichos instrumentos permitieron diagnosticar aspectos de la gestión ambiental y legal de las compañías.

Para evaluar la educación ambiental se aplicó una encuesta que incluyó ítems en tres secciones o categorías: conocimiento, conciencia y gestión en el carácter ambiental; reformulado a un carácter cuantitativo —a diferencia de Palos (2010)—, pero con base en los dominios que Palos (2010) presenta en su estudio acerca de educación ambiental.

Los ítems que se plantearon buscaban determinar, en general, el nivel de educación ambiental de los trabajadores, así como sus características o datos demográficos. Se obtuvo información acerca de edad, género, nivel educativo y el tipo de labor en la empresa.

Se utilizó la escala de Likert. Las categorías mencionadas incluyeron 10 preguntas con un mismo enfoque y, a su vez, con cinco posibles respuestas asignadas a un valor numérico con respecto a cada pregunta: 1 = nunca; 2 = casi nunca; 3 = a veces; 4 = casi siempre; 5 = siempre; y también 5 = nunca; 4 = casi nunca; 3 = a veces; 2 = casi siempre; 1 = siempre. Así, la persona encuestada pudo seleccionar de acuerdo con

su criterio. El puntaje para cada categoría fue de 50 como máximo y 0 como mínimo. Con base en el valor del puntaje obtenido se establecieron cinco niveles: malo < 20); insuficiente de 21 a 28; regular de 29 a 36; bueno de 37 a 44, y excelente de 45 a 50. Este tipo de cuestionario permitió realizar los análisis estadísticos.

El análisis de la educación ambiental con enfoque cuantitativo fue de carácter experimental. A partir del diagnóstico del estado de la educación de los trabajadores, se desarrolló un taller, con el objetivo de subsanar las deficiencias detectadas y, por último, determinar la diferencia entre el nivel inicial y el posterior a la impartición del taller en las empresas.

## **Confiabilidad y validez del instrumento**

La validez del instrumento, de acuerdo con la fuente (Palos, 2010) fue sometida a juicio de expertos; de igual forma, una vez reformulada la encuesta, se sometió a juicio. Los test o instrumentos para determinar el nivel de educación ambiental usados con fines de investigación deben evidenciar su fiabilidad. En este estudio se utilizó el análisis de alfa de Cronbach, resultando un valor de 0.86, un coeficiente de alfa > a 0.8; por lo tanto, el criterio de fiabilidad del instrumento es bueno. El valor mínimo

aceptable del alfa de Cronbach es 0.7; por debajo de ese valor, la consistencia interna de la escala utilizada es baja (Celina & Campo, 2005).

## Procedimientos

Al caracterizar los usos del agua de los paraderos turísticos —una vez obtenida la información mediante la encuesta preliminar— se implementaron posteriormente los ajustes necesarios, y se realizó la caracterización de los volúmenes y costos de consumo de agua.

A continuación, para tener un diagnóstico basado en la metodología de auditorías ambientales —a fin de observar la gestión del agua en el sector turístico—, se realizó una recopilación de la legislación en materia de agua en los ámbitos federal, estatal y municipal. Entonces, se categorizó la información, y se seleccionaron las leyes y reglamentos aplicables a paraderos turísticos. Una vez concluido el proceso de discriminación y selección, se formuló y estructuró la lista de verificación general, que se aplicó en los paraderos, previo aviso.

Durante la simulación de la auditoría, el gerente general o encargado de la empresa proporcionó la información o evidencia para sustentar el cumplimiento de la legislación ambiental en materia de agua. A partir de la información recopilada y categorizada, se hizo la matriz de

requisitos legales, cuya importancia radica en la descripción puntual del rubro o fracción correspondiente a una norma, ley o reglamento, para las cuales, si se cumplen, se deben presentar evidencias.

Por último, para crear conciencia sobre el uso racional del agua y generación de residuos, se socializó la información a las empresas que participaron en el proyecto de investigación. Así, se llevaron a cabo reuniones de trabajo para presentar los objetivos y procedimientos a seguir en materia de educación ambiental debido a que esta actividad fue dependiente de una interacción directa con los trabajadores.

Para diseñar la encuesta y determinar el nivel de educación ambiental y, además, conocer las características demográficas de los trabajadores, se estructuraron preguntas enfocadas en tres categorías, aplicadas de manera aleatoria. Se comprobó la confiabilidad del instrumento y se procedió a elaborar la versión final. Por su puesto, el entrenamiento del encuestador fue primordial antes de la aplicación.

El análisis de los resultados permitió describir las características de los trabajadores en materia de educación, que inciden en el desempeño ambiental.

Se generaron parámetros descriptivos y se estableció la relación de probabilidad de ocurrencia en los niveles (malo, insuficiente, regular, bueno y excelente) de las secciones conocimiento, gestión y conciencia ambiental de las empresas.

A la postre, se diseñó el modelo del taller de educación ambiental para las empresas turísticas en cuestión y se procedió a una nueva evaluación del conocimiento ambiental de los trabajadores. El taller de

educación ambiental tuvo una duración de tres semanas; con dos sesiones de dos horas por semana, en promedio, esto de acuerdo con la disposición de los trabajadores.

Durante el taller se expusieron, mediante recursos digitales y didácticos, conceptos como medio ambiente, contaminación y conciencia ambiental. También se explicó y ejemplificó la clasificación de residuos sólidos, reciclaje, ahorro de energía, residuos peligrosos, etiquetado, legislación y gestión. Por último, se implementaron actividades lúdicas y de mesa-panel para intercambio de opiniones y recomendaciones de los trabajadores, en las que se destacaron las implicaciones ambientales de Valladolid. Se diseñaron y aplicaron análisis a las variables; se establecieron los parámetros descriptivos, y un análisis inferencial comparativo del antes y después del taller de educación ambiental. El procesamiento de los datos obtenidos se llevó a cabo mediante el programa estadístico SPSS versión 24.

## Resultados

### Caracterización del uso y volúmenes de consumo

Durante la verificación de la disposición de efluentes sanitarios de los paraderos turísticos se observó que el paradero uno cuenta con un tanque de almacenamiento, que es vaciado de manera periódica en el relleno sanitario de la ciudad; el paradero dos tiene fosa séptica (nombrados numéricamente por confidencialidad).

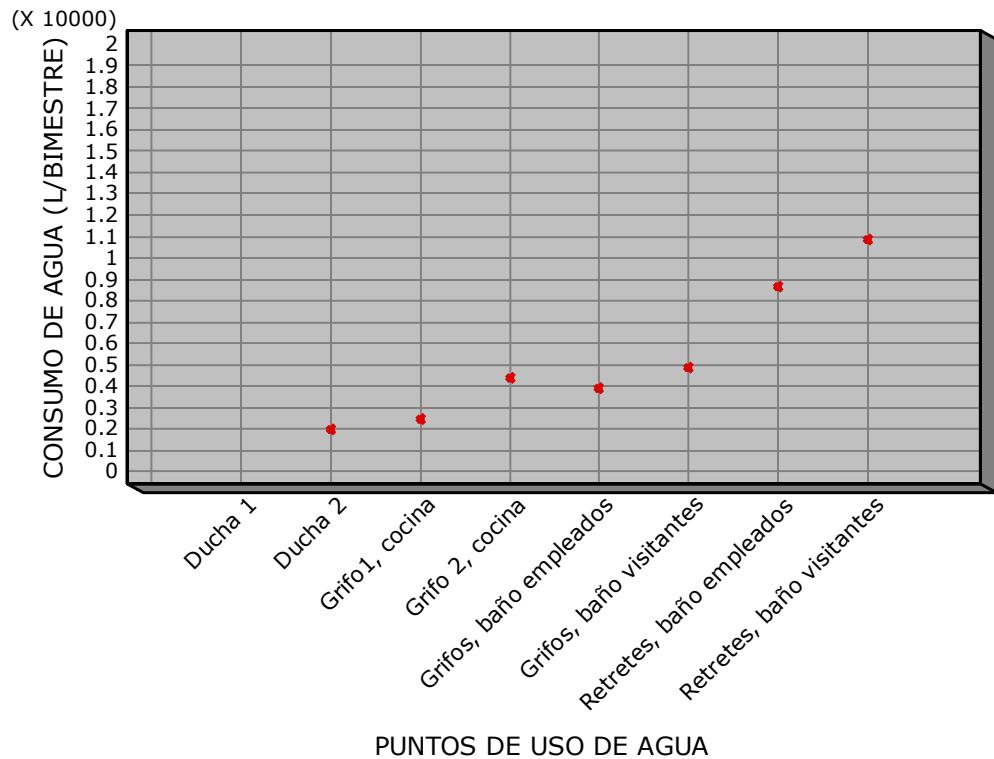
Las actividades de limpieza que se realizan en los paraderos son lavado de pisos, trastes, utensilios de cocina y baños. Además, la limpieza de mesas y sillas para la comodidad de los clientes se realiza a diario.

El paradero turístico uno usa agua de pozo para todas sus actividades; el paradero dos consume agua proporcionada por el sistema de agua potable y alcantarillado.

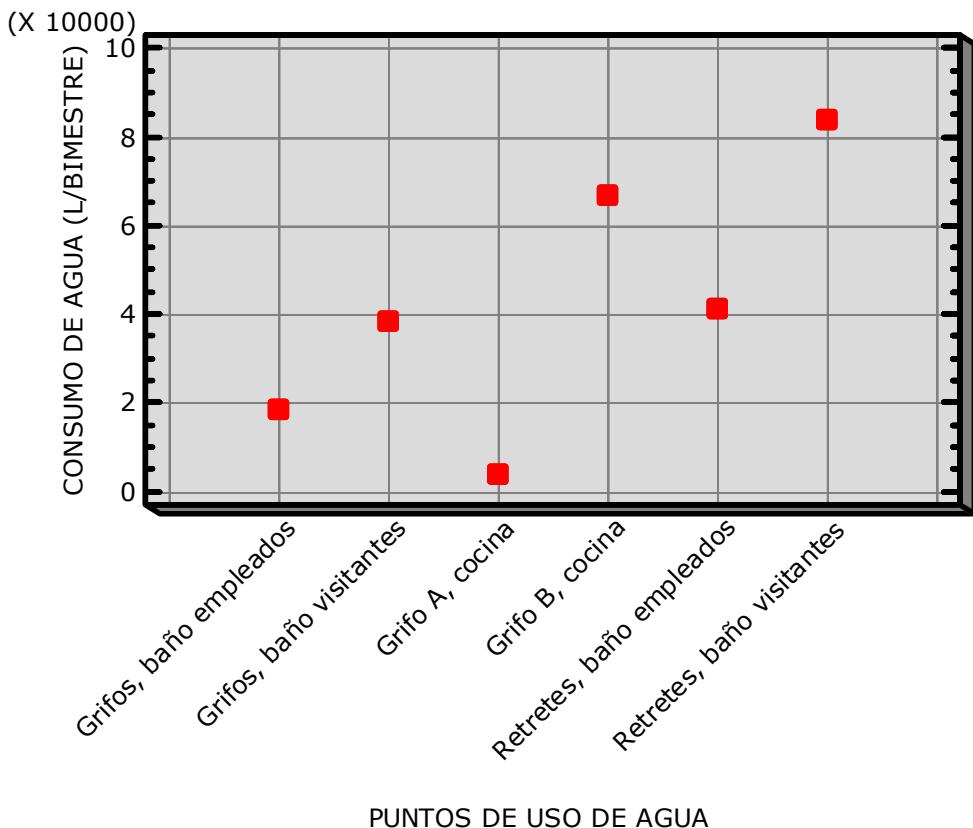
Durante la observación de las actividades de trabajo en los cenotes no se detectaron acciones específicas para la prevención de contaminación ni el reúso de volúmenes de agua. Sin embargo, posterior a la verificación, se colocaron tanques de descarga en los baños con menores volúmenes; en específico, se cambiaron los de 9 a 6 litros de capacidad. Así, la disposición de colaborar fue visible e indispensable para la ejecución del proyecto e implementación de actividades correctivas.

En la península de Yucatán existe gran cantidad de cenotes con uso turístico. Las percepciones, actitudes, expectativas y comportamientos ante las circunstancias ambientales dan forma a diferentes usos y manejo (Moser, Navarro, Ratiu, & Weiss, 2010) de los cenotes. Por lo tanto, la

primera etapa de este estudio fue dedicado al diagnóstico del consumo y manejo del recurso hídrico; pero la falta de conciencia sobre lo que implica la contaminación del agua para la salud propicia un uso indiscriminado de productos en las actividades de limpieza en general. Los resultados del consumo de los dos paraderos se presentan en la Figura 1 y Figura 2. De esta forma, aplicar los instrumentos para la determinación de los volúmenes de consumo en el paradero con abastecimiento de agua de pozo en la Figura 1 arrojó que el consumo bimestral promedio del paradero es de unos 40 000 litros, tomando en cuenta que es un paradero que presta sus servicios a un número reducido de personas por día, el consumo es moderado.



**Figura 1.** Dispersión de consumo de agua en paradero turístico uno, con abastecimiento de agua de pozo. Fuente: elaboración propia. Nota: la ducha 1 tiene consumo de 120 000 l/bimestre.



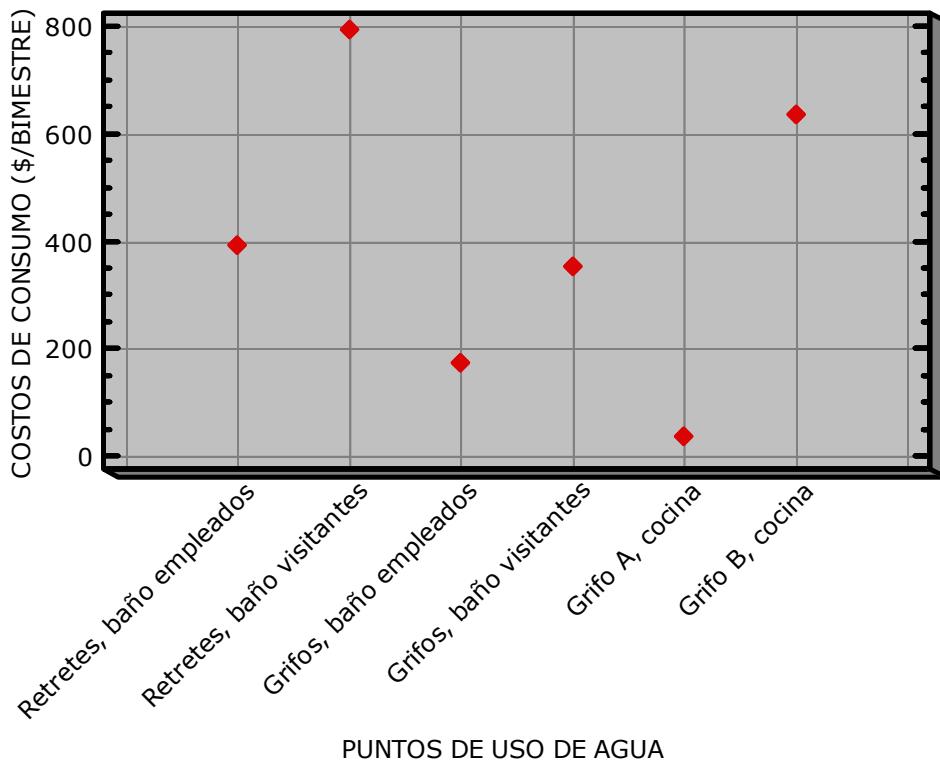
**Figura 2.** Dispersión de consumo de agua en paradero turístico dos, con abastecimiento de agua potable. Fuente: elaboración propia.

El paradero con abastecimiento de agua potable consume alrededor de 245 000 litros por bimestre, distribuido en ocho puntos de uso de agua, como se observa en la Figura 2, detectado para una afluencia de 100 personas en promedio (en temporada baja) que acuden a las actividades recreativas. La cantidad de usuarios de los servicios y volúmenes de consumo de agua sirvió de referencia para indagar qué sistema de disposición o tratamiento de agua era más conveniente.

Para el paradero con abastecimiento de agua de pozo con 40 000 litros de consumo, el sistema de disposición fue la fosa séptica, pues no recibe más de 10 a 15 personas por día.

En el paradero con abastecimiento de agua potable se hizo la recomendación de la instalación de una planta de tratamiento de aguas residuales, pues la fosa séptica no es útil para más de 100 usuarios que se registran por día.

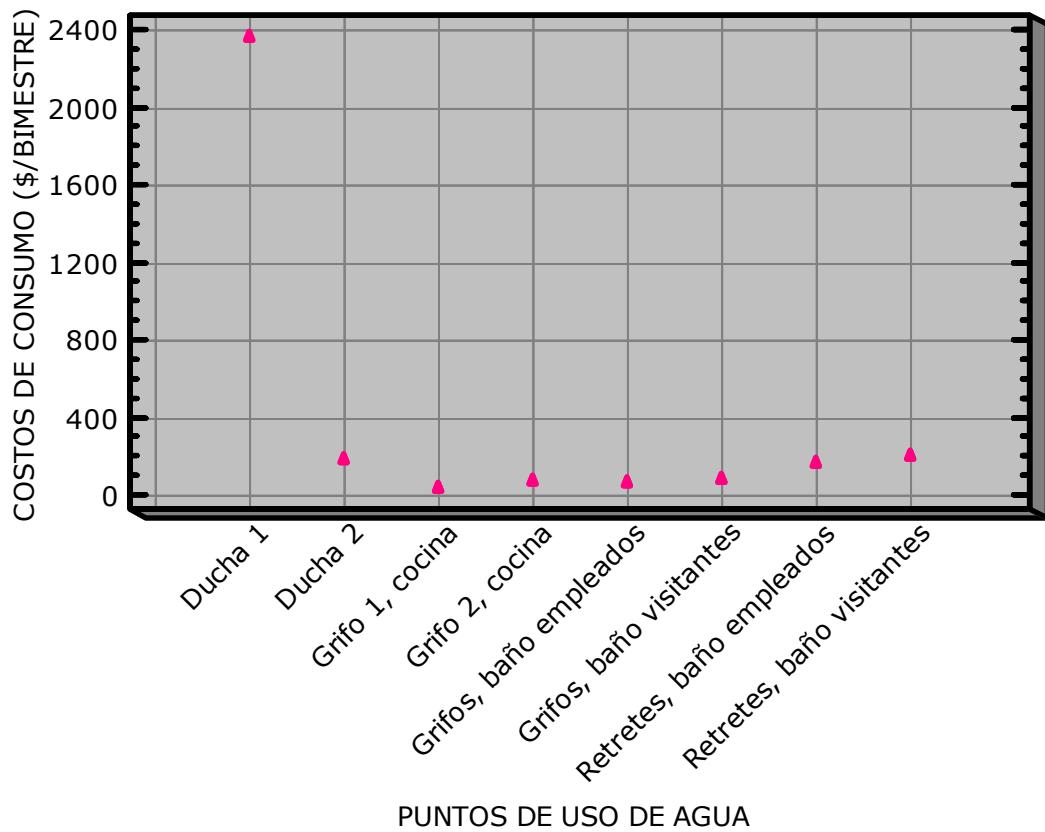
La disminución de los costos de consumo hídrico es motivo para implementar actividades de reducción o reutilización de agua. En la Figura 3 se muestra el costo bimestral de seis puntos de uso de agua en el paradero con sistema de abastecimiento de agua potable, siendo el total del monto de costo bimestral de \$2 386.62 pesos.



**Figura 3.** Dispersión de costos de paradero turístico dos con sistema de abastecimiento de agua potable. Fuente: elaboración propia.

En la Figura 4 se observan los puntos de uso del agua para el paradero con abastecimiento de agua de pozo. El costo mayoritario se debe a los volúmenes superiores a 12 000 litros consumidos en las duchas. Así, el coste asciende a \$3 254.54 pesos por bimestre en temporada baja. Cabe destacar que posterior a las actividades de verificación se implementarían actividades de reuso y disminución de consumo; por ejemplo, la captación del agua de las duchas y de la piscina,

para llevar el agua a tanques de almacenamiento y reutilizarla en la descarga de los retretes de los baños.



**Figura 4.** Dispersión de costos en paradero turístico uno, con abastecimiento de agua de pozo. Fuente: elaboración propia.

## Educación ambiental

Los resultados se presentan en dos niveles de análisis: descriptivo e inferencial. El paradero dos, con abastecimiento de agua potable; el paradero uno, con abastecimiento de agua de pozo.

En cuanto al análisis descriptivo, se desplegó de acuerdo con los dominios o categorías que se presentaron en la encuesta.

Con respecto al análisis inferencial, fue comparativo de los resultados anteriores y posteriores con base en cada dominio, y en general.

## **Resultados descriptivos anteriores a la capacitación ambiental**

Para llevar a cabo la capacitación fue indispensable diagnosticar previamente a las empresas, a fin de ofrecer un taller de acuerdo con las características de los trabajadores. Los resultados de los análisis descriptivos indican que la mayoría de los elementos que componen la escala se caracterizan por tener una variabilidad distribuida en las cinco posibles opciones de respuesta (de 1 = nunca a 5 = siempre). De los resultados descriptivos destaca lo siguiente:

- Existe una distribución equilibrada en la proporción de edad de los trabajadores: de 18 a 22, de 23 a 27, de 28 a 32 y de 38 o más (20% o más); con excepción del rango de edad de 33 a 37 años, que tuvo menor porcentaje (8%).
- La contratación y presencia de hombres y mujeres es de 52 y 48%, respectivamente; esto obedece a que existe igualdad laboral de puestos para ambos géneros y no es marcada la diferencia porcentual entre hombres y mujeres.
- El 74% de los trabajadores tiene un nivel educativo de secundaria o preparatoria; por lo general se desempeña como cocinero, camarero, técnico o ayudante. El 20% con licenciatura labora como recepcionista o técnico. El 7% tiene nivel primaria; 37%, secundaria; 36%, preparatoria.
- En cuanto al estado civil, 50% es soltero. Al 48% de los trabajadores se le asignan tareas variadas de acuerdo con la temporada y necesidades de las empresas, por lo que se les considera ayudantes.
- A la frase: "Tengo conocimiento de las sustancias y materiales contaminantes que se generan debido a las actividades de mantenimiento, limpieza, cocina o servicio", 49% de los sujetos está entre los niveles de nunca, casi nunca y a veces, lo que supone un elevado porcentaje de indiferencia hacia tal circunstancia.
- El 78% afirma que mientras labora cuida recursos, como agua y luz.
- El 65% de los trabajadores de las empresas siempre o casi siempre realiza actividades para el cuidado de los recursos en el hogar.
- Una gran mayoría de los trabajadores (67% entre siempre, casi siempre y a veces) deja conectados aparatos electrodomésticos.

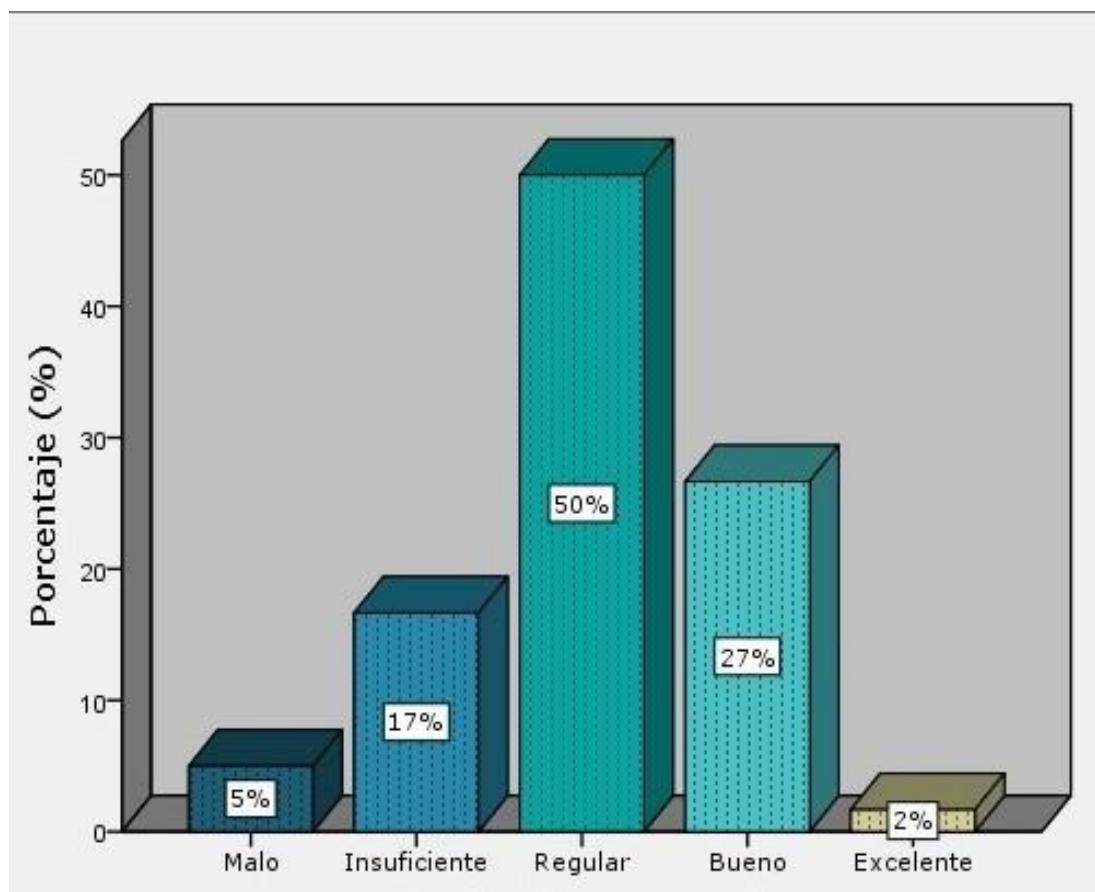
- El 52% siempre percibe basura tirada mientras camina por la ciudad. Pero sólo 29% es partidario de colaborar en campañas o programas de conservación ambiental.
- Sólo 15% de los trabajadores se preocupa por separar la basura; mientras que 61% nunca, casi nunca o a veces la separa.
- Los trabajadores están conscientes sobre el daño ambiental debido al uso de aerosoles, pero el 15% siempre los usa.
- El 50% considera que la cantidad de basura generada siempre es un tema relevante debido a su disposición.
- Nunca, casi nunca y a veces respondió un 76% a la afirmación "uso productos reciclados". Entre los que siempre y casi siempre se da un 24%.
- El 35% responde nunca y casi nunca al tratarse de: "He escuchado charlas de conservación al medio ambiente".
- En cuanto a la atención a las noticias de tipo ambiental en cualquier medio de comunicación, el 38% ve o escucha noticias, dándole importancia a las que tienen temática ambiental.
- La siguiente variable hace referencia a la cotidianidad de las conversaciones sobre temas ambientales: 82% nunca, casi nunca y a veces mantiene pláticas con esta temática. Contrario a la falta de interés por los temas ambientales, un gran porcentaje (68%) afirma reconocer la importancia de separar la basura.
- El 40% cree que reciclar es separar basura y 67% piensa que el gobierno se debe encargar de regular la contaminación ambiental en las empresas.

- En la afirmación “Considero que en el trabajo se percibe la importancia de los manejos de los desechos contaminantes”, el 42% nunca, casi nunca o a veces lo considera; mientras que el 58% casi siempre o siempre lo piensa. En el trabajo, el 62% de los trabajadores nunca, casi nunca y a veces observa que se coloque información preventiva gráfica o textual para promover el buen uso de agua y energía. Durante las jornadas laborales, los trabajadores afirman que siempre (42%) cuentan con contenedores asignados para los desechos generados, mientras que un 35% menciona que no se designan contenedores específicos, afirmación que se atribuye a trabajadores con mayor conocimiento de la separación de residuos.
- La misión y visión de la empresa es un aspecto significativo para la identidad de la misma, no obstante, cerca del 50% de los empleados no se encuentra familiarizados con éstas.
- Ante la pregunta: “¿En qué medida considera que la empresa establece objetivos de mejora ambiental? Por ejemplo, separación de basura, acciones de reducción o reutilización”, la mayoría manifiesta que no se observan con regularidad (66%).
- El 73% de los trabajadores entre nunca y a veces considera que se realizan estudios sobre los efectos de la descarga de aguas residuales o desechos.
- En las empresas, una fracción afirma que a veces se establecen programas ambientales (23%); otra, que nunca se establecen (35%) o casi nunca (25%); mientras que los que atestiguan que los programas



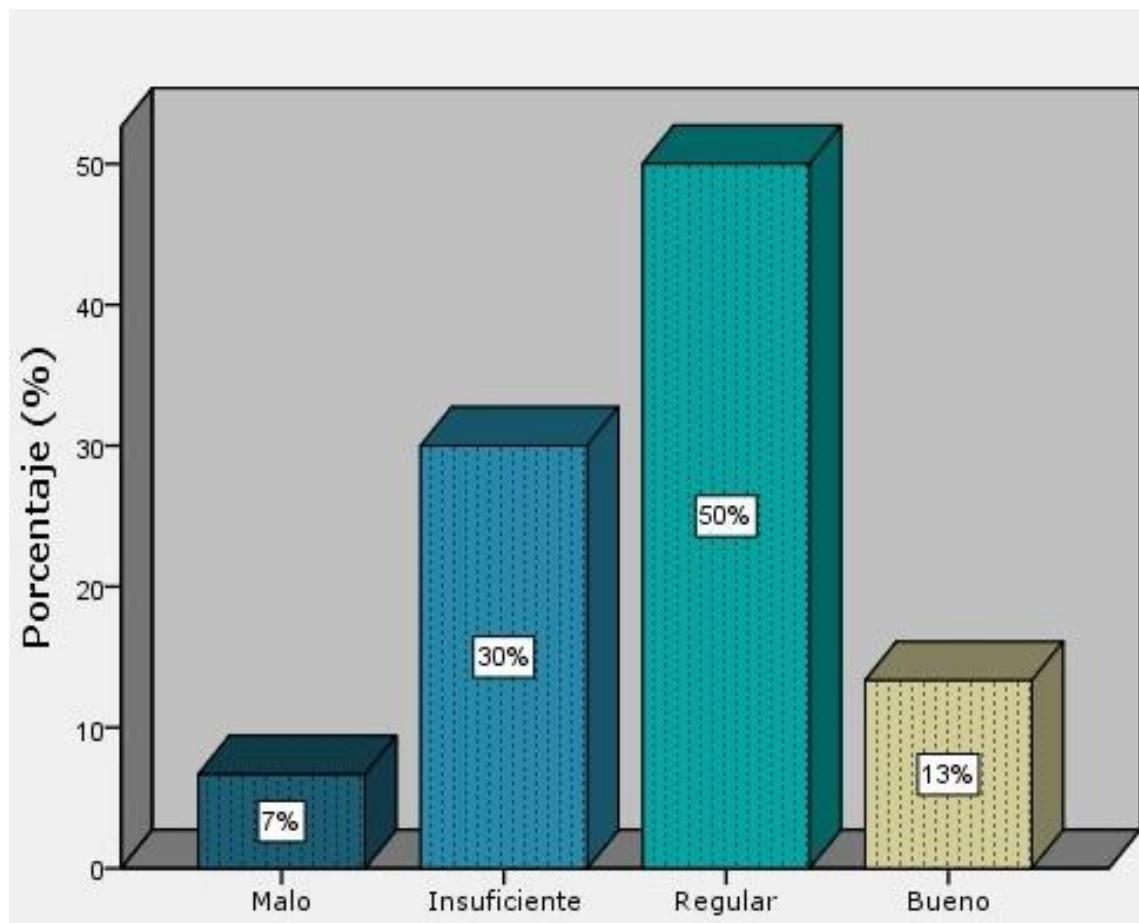
son frecuentes es el 17%. Pero el 45% afirma nunca haber participado en programas o actividades de educación ambiental.

En general, los resultados de la encuesta se presentan por dominio en la Figura 5, Figura 6 y Figura 7. Un escaso porcentaje (27%) tiene un buen nivel de conciencia ambiental. Por su parte, para conocimiento ambiental, 37% se encuentra entre los niveles malo e insuficiente, y para la percepción de la gestión ambiental un escaso 15% está entre el nivel bueno y excelente.

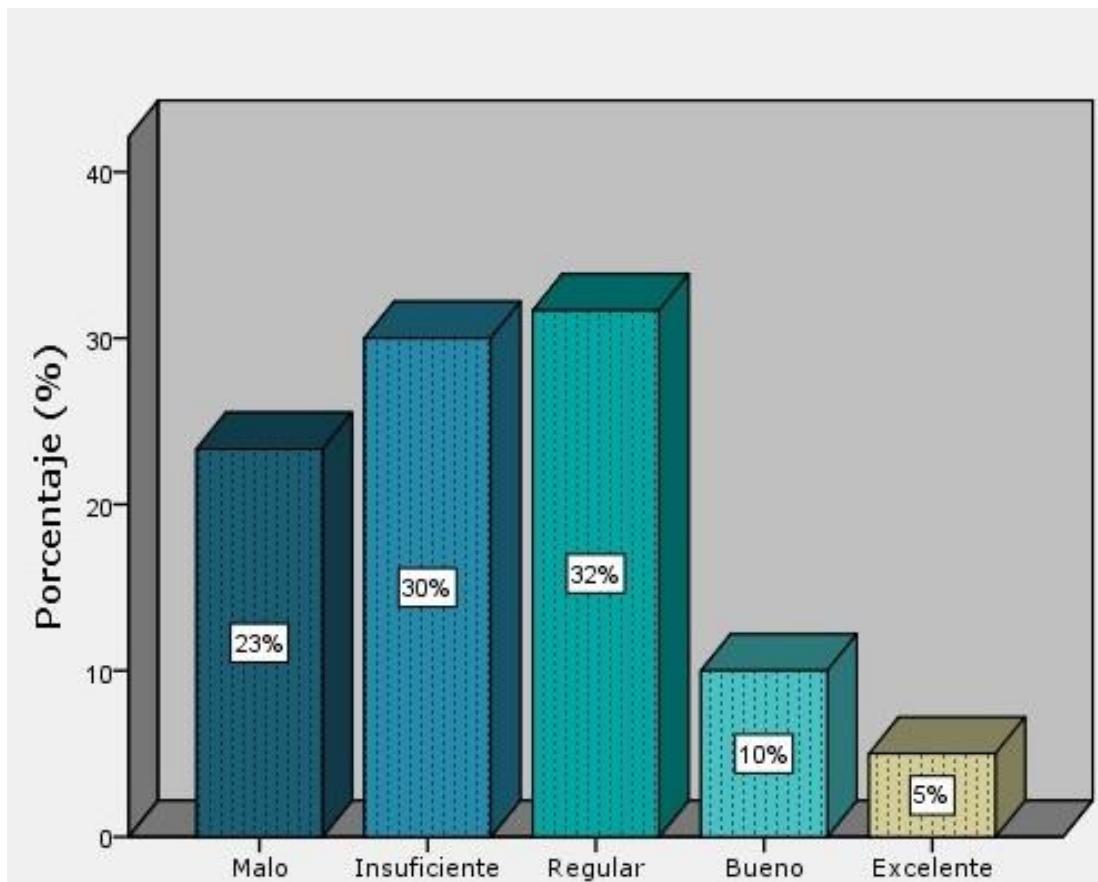




**Figura 5.** Nivel de conciencia ambiental. Fuente: elaboración propia.



**Figura 6.** Nivel de conocimiento ambiental. Fuente: elaboración propia.



**Figura 7.** Nivel de percepción de la gestión ambiental. Fuente:  
elaboración propia.

## **Resultados descriptivos posteriores al taller de educación ambiental**

Una vez realizado el taller de educación ambiental, se procedió a evaluar una muestra aleatoria de trabajadores de las empresas. Los resultados más relevantes de la encuesta se presentan a continuación:

- La proporción de la edad de los trabajadores de 18 a 22, de 23 a 27, de 28 a 32 y de 38 o más se encontró entre el 19 y 26%; el rango de edad de 33 a 37 años fue significativamente menor, con un 3%.
- Del total de los trabajadores encuestados, 52% son mujeres y 48% hombres. De éstos, el 52% estaban casados y 48% solteros.
- El 13% de los encuestados reportó contar con estudios de licenciatura y laboran como recepcionistas o personal de mantenimiento. El 10% tiene nivel primaria; 39%, secundaria; 39%, preparatoria.
- Las ocupaciones de los trabajadores son recepcionista (16%); personal de limpieza (3%); mantenimiento (6%); cocinero (29%); camarero (16%); y el resto (29%), ayudantes.
- Ante la frase: "Tengo conocimiento de las sustancias y materiales contaminantes que se generan debido a las actividades de mantenimiento, limpieza, cocina o servicio", el 35% de los sujetos está entre los niveles de nunca, casi nunca y a veces. Este porcentaje representa una diferencia del 14% con la primera encuesta. También es posible destacar que el nivel de casi siempre y siempre representó el 64%.
- El 78% de los trabajadores siempre o casi siempre se esfuerza por ahorrar recursos como energía eléctrica y agua durante sus actividades laborales. Pero en el hogar es mayor el porcentaje que reporta realizar acciones para el cuidado de energía eléctrica y agua, con un 87%.

- La mayoría comprendió, a partir del taller, el daño ambiental por el empleo de aerosoles, pero el 19% mencionó que los usará por necesidad.
- Ante la frase, “He escuchado y me interesan charlas de conservación del ambiente”, sólo el 9% respondió nunca y casi nunca, a diferencia del 35% que respondió nunca y casi nunca antes de tomar el taller.
- Del 67% inicial entre siempre, casi siempre y a veces deja conectados aparatos electrodomésticos se redujo al 51%.
- El 80% siempre percibe basura tirada mientras camina por la ciudad y el 33% manifestó interés por colaborar en campañas o programas de conservación ambiental.
- Un 45% respondió a la afirmación nunca, casi nunca y a veces ante: “Uso productos reciclados”. Entre los que siempre y casi siempre se da un 55%.
- El 32% de los trabajadores se preocupa por separar la basura, incluyendo el hogar; pero 45% continúa manifestando que nunca, casi nunca o a veces la separa.
- El 74% comprende que la disposición de la basura es un tema relevante debido a su implicación ambiental.
- En cuanto a la atención a las noticias de tipo ambiental en cualquier medio de comunicación, el 61% siempre y casi siempre ve o escucha noticias, dándole importancia a las que tienen temática ambiental.
- A la afirmación “Periódicamente mantengo conversaciones sobre temas ambientales”, 80% nunca, casi nunca y a veces mantiene pláticas con esta temática; pero cuando tiene el conocimiento de alguna situación con

respecto a la contaminación por residuos reconoce la importancia de separar la basura (77% siempre y casi siempre).

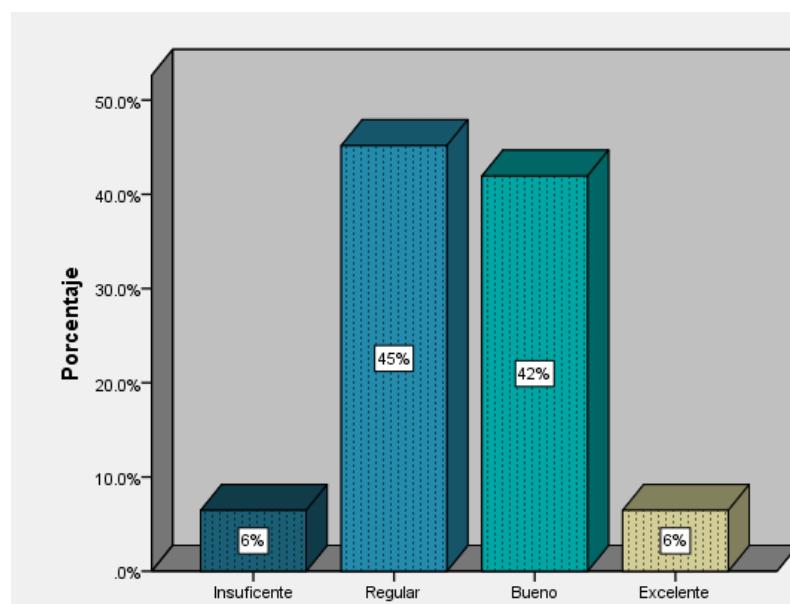
- El 23% reconoce el tipo de envase o embalaje (plástico, cartón, papel) al comprar productos y lo toma en cuenta en su disposición.
- A la variable sobre “Reciclar es separar basura”, el 32% afirma que nunca y el mismo porcentaje para siempre.
- El 52% opina que la responsabilidad de regular la contaminación ambiental generada por las empresas es del gobierno.
- De acuerdo con la aseveración “Considero que en el trabajo se percibe la importancia de los manejos de los desechos contaminantes”, el 45% nunca, casi nunca o a veces lo considera, mientras que el 55% casi siempre o siempre lo considera. De igual forma, el 58% de los trabajadores nunca, casi nunca y a veces, observa que se coloque información preventiva gráfica o textual para promover el buen uso de agua y energía. También han observado que en el lugar del trabajo (42%) cuentan con espacios y/o contenedores asignados para los desechos generados; mientras que un 35% menciona que no se designan contenedores específicos con base en un sistema eficiente de separación de residuos.
- La pregunta “¿En qué medida considera que la empresa establece objetivos de mejora ambiental? Por ejemplo, separación de basura, acciones de reducción o reúso, una fracción significativa”, el 52% no observa mejoras ambientales.
- Cerca del 13% de los empleados piensa que no se les familiariza con la misión y la visión de la empresa, pero el 50% manifiesta tener



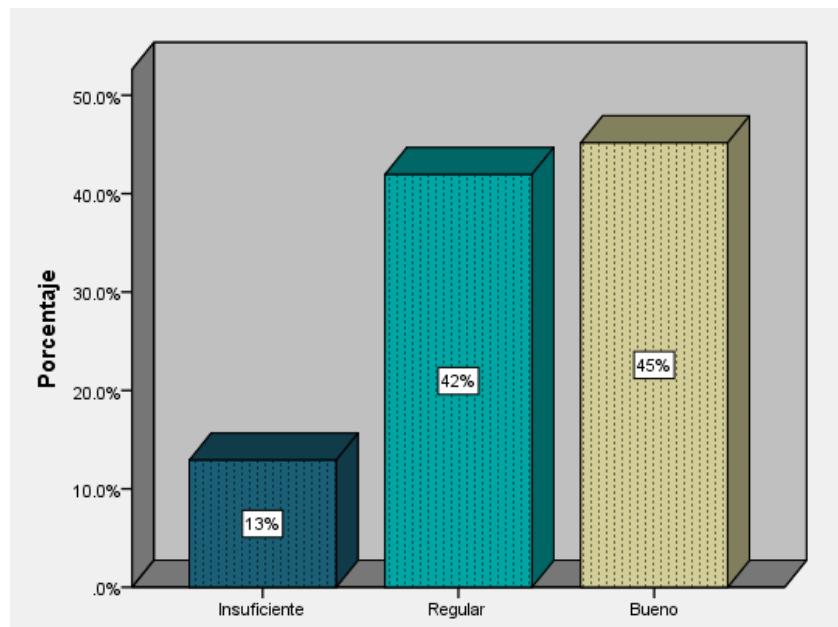
conocimiento de éstas, pues han observado que se encuentran en las instalaciones.

- Un 29% desconoce los programas ambientales de la empresa, pero el mismo porcentaje está al tanto de los programas.
- En las empresas, una fracción asegura que de acuerdo con su percepción de la ley, la empresa siempre cumple con la legislación en materia ambiental (13%), otra que nunca (13%) y casi nunca (16%); mientras que los que atestiguan que los programas son frecuentes son alrededor del 26%, pero el 32% no está seguro, ya que no les es familiar la información.

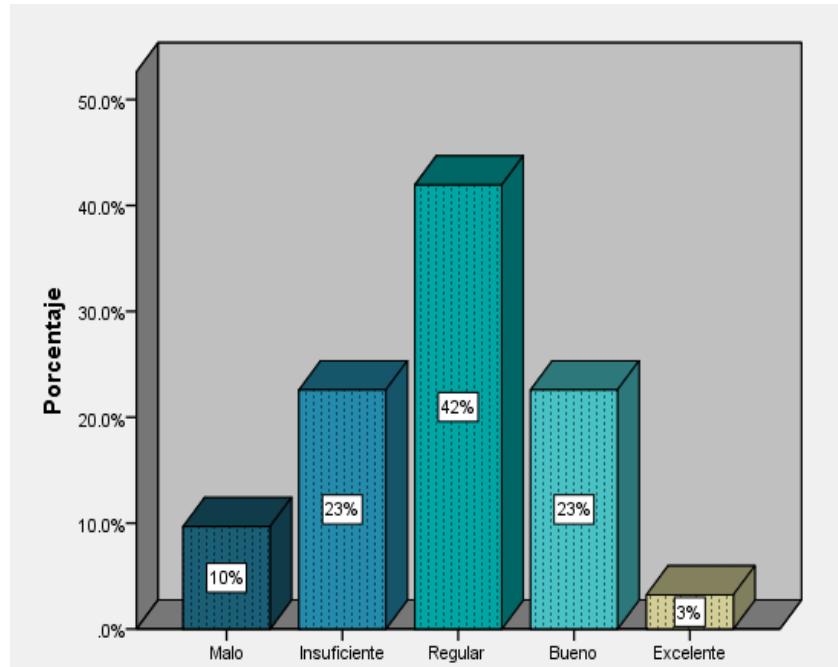
Los resultados se observan en la Figura 8, Figura 9 y Figura 10, pues presentan el nivel general por cada dominio posterior a la aplicación del taller de educación ambiental.



**Figura 8.** Nivel de conciencia ambiental Fuente: elaboración propia.



**Figura 9.** Nivel de conocimiento ambiental. Fuente: elaboración propia.



**Figura 10.** Nivel de percepción de la gestión ambiental. Fuente: elaboración propia.

Después de la actividad experimental, con respecto al nivel de conciencia ambiental, se registraron resultados en cuatro categorías. La categoría **Bueno** pasó de 27 a 42%; **Excelente**, aumentó de 2 a 6%.

Para conocimiento ambiental, el porcentaje de **Bueno** aumentó en 33% y para **Gestión** un 13%. El nivel de conocimiento también tuvo una tendencia en aumentar en las categorías **Bueno** y **Regular**, que tuvieron alrededor de 45% cada uno.

La percepción de gestión ambiental adoptó una distribución de campana: la categoría **Malo** mostró una tendencia a disminuir en la mitad y la de **Insuficiente** disminuyó 7%.

### Análisis de la efectividad del taller de educación ambiental

Teniendo como instrumento de evaluación la encuesta fue indispensable establecer si existió diferencia en la proporción de respuesta de los dominios. Para esto, se determinó si las opciones de respuesta —por ejemplo, para conocimiento ambiental— presentaban la misma frecuencia en cada una de las clasificaciones (malo, insuficiente, regular, bueno y excelente). Es decir, si las probabilidades de cada una de las clasificaciones mostraban o no diferencias estadísticas. Esto se infirió con un nivel de significación de 0.05, que para conciencia ambiental tuvo un valor de  $X^2$  de 45.500, el cual se observa en la Tabla 1; para la probabilidad de  $P < 0.05$ , el valor crítico es 7.815; entonces 45.500 se ubica en la zona de rechazo. Ello significa que al menos uno de los porcentajes o proporciones de cada una de las clasificaciones es diferente a los demás.

**Tabla 1.** Estadístico de prueba *chi cuadrada*.

<b>Estadísticos de prueba</b>			
<b>X<sup>2</sup></b>	<b>Conciencia ambiental</b>	<b>Gestión ambiental</b>	<b>Conocimiento ambiental</b>
<i>Chi cuadrada</i>	45.500 <sup>a</sup>	17.167 <sup>a</sup>	47.500 <sup>a</sup>
Grados de libertad	4	4	4
Significancia asintótica	0.000	0.002	0.000

<sup>a</sup> 0 casillas (0.0%) han esperado frecuencias menores que cinco. La frecuencia mínima de casilla esperada es 12. Fuente: elaboración propia.

Por lo tanto, las personas encuestadas no están distribuidas de manera uniforme en cada una de las clasificaciones para la conciencia ambiental. Así, para conciencia ambiental, una vez determinado que los porcentajes de las clasificaciones de respuesta son distintos, es posible argumentar que el nivel regular es el que se presenta con mayor influencia en la distribución de los datos.

Para conocimiento ambiental se obtuvo un valor de  $X^2$  de 17.167, con nivel de significación de 0.05 y cuatro grados de libertad; el valor de la tabla *chi cuadrada* es 9.488. Al comparar el valor obtenido con el valor

crítico es posible afirmar que se rechaza la hipótesis nula que establece la igualdad entre las proporciones de las clasificaciones.

Entonces, las respuestas no presentan la misma frecuencia. La clasificación que presenta mayor frecuencia es regular. A partir de esto, se comprende que la diferencia entre la frecuencia de respuesta para las clasificaciones es significativa —por ejemplo, de conocimiento bueno y regular—, por lo que, en general, las empresas presentan un nivel regular.

Para gestión ambiental, el valor crítico también es superado por el calculado. Entonces es posible rechazar la hipótesis de igualdad al 95%. Las respuestas de los encuestados no se presentan con la misma frecuencia en cada una de las clasificaciones, de tal forma que existen tanto empleados con un nivel bueno de conocimiento en gestión ambiental como los que tienen un nivel malo o insuficiente. De acuerdo con este análisis, el taller propuesto para los trabajadores de las empresas fue de carácter introductorio, pues los resultados del nivel de educación ambiental son, en su mayoría, insuficiente o regular. Además, el nivel de estudios dominante fue secundaria, por lo que se planteó un taller de nivel básico.

Una vez hecha la primera encuesta para determinar el nivel de educación ambiental en los paraderos, se diseñó e impartió el taller. Para el análisis comparativo de los resultados anteriores y posteriores al taller de educación ambiental se aplicó una prueba *t student*.

En general, las hipótesis para determinar diferencias entre el nivel de educación anterior y posterior talleron las siguientes: H<sub>0</sub>, no existe diferencia estadística significativa entre el nivel de educación ambiental

anterior y posterior al taller; H1, existe una diferencia significativa entre el nivel de educación ambiental anterior y posterior al taller.

En la Tabla 2 se muestra que el valor resultante de  $t$  es 2.47, de acuerdo con 89 grados de libertad; se observa que en los valores críticos para la distribución, con un alfa de 0.05, existe un valor de 1.98. Por lo tanto, al observar que el valor de 2.47 es mayor al valor crítico, se rechaza la hipótesis nula, y se acepta que existe diferencia en el nivel de conciencia ambiental anterior y después del taller.

**Tabla 2.** Prueba  $t$  student para comparar la categoría “conciencia ambiental”.

<i>t student</i>	Prueba $t$ para la igualdad de medias						
	<i>t</i>	Grados de libertad	Significancia (bilateral)	Diferencia de medias	Error típico de la diferencia	95% de intervalo de confianza para la diferencia	
						Inferior	Superior
Categorías	Se han asumido varianzas iguales	2.47	89	.015	2.86720	1.16050 5.17310	- .56131

No se han asumido varianzas iguales	2.56	67.66	.012	2.86720	1.11590	-	-.64027
Fuente: elaboración propia.							

Para conocimiento ambiental, en la Tabla 3 se puede apreciar el valor obtenido de 4.95, con un alfa de 0.05 a 89 grados de libertad; el valor crítico es de 1.987. Por lo tanto, se asume una diferencia en la categoría “conocimiento ambiental” antes y después de la implementación del taller.

**Tabla 3.** Prueba *t student* para la categoría “conocimiento ambiental”.

<i>t student</i>	Prueba <i>t</i> para la igualdad de medias							
	<i>t</i>	Grado de libertad	Significación (bilateral)	Diferencia de medias	Error típico de la diferencia	95% de intervalo de confianza para la diferencia		
						Inferior	Superior	
Sumas	Se han asumido varianzas iguales	4.95	89	.000	5.8371	1.1789	8.179	3.494

No se han asumido varianzas iguales	5.04	63.99	.000	5.8371	1.1568	8.148	3.525
Fuente: elaboración propia.							

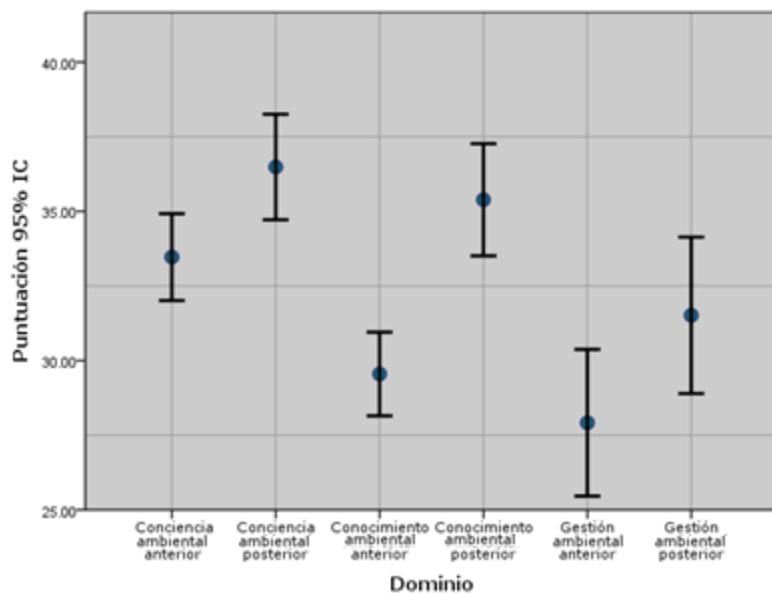
En la Tabla 4, para la categoría “gestión ambiental” se indica el valor de 1.853, con un alfa de 0.05 a 89 grados de libertad, en comparación con el valor 1.987; se asume que no existe diferencia significativa en el nivel de conocimiento en la categoría “gestión ambiental” antes y después del taller.

**Tabla 4.** Prueba *t student* para la categoría “gestión ambiental”.

<b><i>t student</i></b>	<b>Prueba <i>T</i> para la igualdad de medias</b>						
	<b><i>t</i></b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Significancia (bilateral)</b>	<b>Diferencia de medias</b>	<b>Error típico de la diferencia</b>	<b>95% de intervalo de confianza para la diferencia</b>	
						<b>Inferior</b>	<b>Superior</b>
Sumas	Se han asumido varianzas iguales	1.853	89	.067	3.59	1.942	7.459 .260

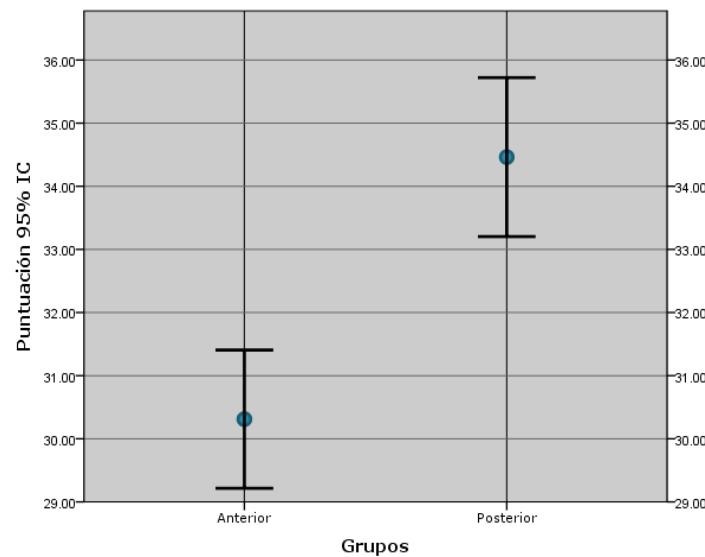
No se han asumido varianzas iguales	2.027	77.165		.046	3.59	1.775	7.135	-.063
Fuente: elaboración propia.								

En general, de acuerdo con los resultados comparativos que se muestran en la Figura 11, se puede prestar atención en que el taller de educación ambiental tuvo efecto positivo en los resultados adquiridos, al aplicar por segunda ocasión el nivel de educación ambiental por dominio.



**Figura 11.** Nivel de educación ambiental promedio antes y después del taller de educación ambiental por dominio. Fuente: elaboración propia.

Para destacar visiblemente la diferencia en el nivel de educación ambiental, en la Figura 12 se presenta una gráfica comparativa del promedio total obtenido. Como se puede apreciar, existió un impacto positivo: el grupo posterior a la aplicación del taller de educación ambiental tiene una puntuación mucho más alta que el grupo anterior.



**Figura 12.** Nivel de educación ambiental promedio anterior y posterior al taller de educación ambiental. Fuente: elaboración propia.

## Requisitos legales

La regulación de la disposición de efluentes por parte de las empresas requiere más atención. Es prioridad dejar claro a las empresas los requisitos que deben cubrir para respetar el marco legal en materia de agua, tal como se presenta en la matriz de requisitos legales (Tabla 5), que en su mayoría no se cumple.

**Tabla 5.** Requisitos legales en materia de agua.

Norma, ley, reglamento	Rubro o fracción	Descripción	Materia	Cumplimiento
<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88 Bis II, Fracción II	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: II. Tratar las aguas residuales previamente a su vertido a los cuerpos receptores cuando sea necesario para cumplir con lo dispuesto en el permiso de descarga correspondiente y en las Normas Oficiales Mexicanas	Agua	Sí
<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a	Aqua	No

	BIS, Fracción I	los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: I. Contar con el permiso de descarga de aguas residuales mencionado en el Artículo anterior		
<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88  BIS, Fracción III	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: III. Cubrir, cuando proceda, el derecho federal por el uso o aprovechamiento de bienes de propiedad nacional como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales	Agua	No
<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88  BIS, Fracción IV	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: IV. Instalar y mantener en buen estado los aparatos medidores y los accesos para el muestreo necesario en la determinación de las concentraciones de los parámetros previstos en los permisos de descarga	Agua	No

<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88 BIS, Fracción V	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: V. Hacer del conocimiento de "la Autoridad del Agua" los contaminantes presentes en las aguas residuales que generen por causa del proceso industrial o del servicio que vienen operando, y que no estuvieran considerados en las condiciones particulares de descarga fijadas	Agua	No
<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88 BIS, Fracción VIII	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: VIII. Conservar al menos por cinco años el registro de la información sobre el monitoreo que realicen	Agua	No
<b>Ley de Aguas Nacionales</b>	Título VII, Capítulo I, Artículo 88 BIS, Fracción XIb	Artículo 88 Bis. Las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a que se refiere la presente Ley deberán: XI. Permitir al personal de "la Autoridad del Agua" o de "la	Aqua	Sí

		<p>Procuraduría", conforme a sus competencias, la realización de:</p> <p>b. La lectura y verificación del funcionamiento de los medidores u otros dispositivos de medición</p>		
<b>Norma Oficial Mexicana "NOM"</b>	NOM-001- SEMARNAT -1996	<p>NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, publicada en el <i>Diario Oficial de la Federación</i> el 06 de enero de 1997</p>	Agua	No
<b>Norma Oficial Mexicana "NOM"</b>	NOM-002- SEMARNAT -1996	<p>NOM-002-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, publicada en el <i>Diario Oficial de la Federación</i> el 03 de junio de 1998</p>	Agua	No
<b>Norma Oficial Mexicana "NOM"</b>	Norma Mexicana NMX-AA-42-1987	<p>Norma Mexicana NMX-AA-42-1987-calidad del agua- determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termo tolerantes) y <i>Escherichia coli</i> presuntiva</p>	Agua	No

<b>Reglamento de la Ley de Protección al Ambiente del Estado de Yucatán</b>	Título Sexto, Capítulo I, Artículo 196	Artículo 196. Las aguas residuales domésticas tratadas mediante fosas sépticas deberán ser vertidas a campos de absorción o irrigación, cuya profundidad esté entre tres y cuatro metros sobre el manto freático del lugar. Cuando esto no sea posible, las aguas deberán ser sometidas a algún otro método de tratamiento con eficiencia similar a los sistemas descritos	Agua	No
<b>Reglamento de la Ley de Protección al Ambiente del Estado de Yucatán</b>	Título VI, Capítulo I, Artículo 200	Artículo 200. La capacidad de trabajo de las fosas sépticas deberá determinarse de acuerdo con el número de usuarios	Aqua	No

Fuente: elaboración propia a partir de información recopilada de la Segob.

## Discusión

El turismo es un factor importante del desarrollo de las economías de diversas naciones. Sin embargo, es posible preguntar, ¿es el turismo una bendición o una maldición?, ¿un trato justo o un truco engañoso?, ¿es el turismo una respuesta al problema del desarrollo de las economías planificadas, o su buena planificación y organización económica hacen del turismo un beneficio solamente empresarial? (Apostolopoulos, 1995). En diversos aspectos del desarrollo de las ciudades, la expansión del turismo tiene aspectos positivos y negativos en lo social, económico y ambiental. En específico, los impactos ambientales son considerados como efectos inversamente proporcionales al desarrollo del turismo, pues mientras más impactos ambientales afectan a una zona turística, menor probabilidad de concurrencia y, en consecuencia, menores ingresos. En este punto no se pretendió abordar la temática de acuerdo con un enfoque en específico, tal como la defensa o la adaptación al turismo; pero la situación actual de éste, en materia ambiental, debe ser caracterizada, con el propósito de presentar herramientas que le permitan cubrir los requisitos legales en materia ambiental. En perspectiva, esto ayuda a mitigar impactos y formular empresas turísticas con conciencia ambiental. Las tendencias de investigación turística se enfocan en su mayoría a aspectos como ecoturismo, turismo rural, masificación del ecoturismo, impactos, gastronomía y desarrollo sostenible, entre otros (Castillo & Lozano, 2006). No obstante, hablar de turismo sostenible también dirige a aspectos como la educación ambiental; así, ésta se refiere a la necesidad de informar a las personas acerca de las características del medio en el que actúan y el efecto que dichas acciones tienen sobre el ambiente (Sarukan, 2016). La Organización de las Naciones Unidas para la

Educación Ambiental se orienta a la sustentabilidad. En México, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) ofrece distintas estrategias para fortalecer la educación ambiental y apoyar la legislación por medio de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LEEGEPA) (Akerberg & Gonzalez, 2016). Entonces, es responsabilidad de los ciudadanos y las empresas conocer los aspectos relacionados con la legislación ambiental. El objetivo de la educación ambiental es prevenir el daño ambiental y en este proyecto específico se aborda el aprovechamiento de zonas turísticas con cenotes como atractivo.

Así, lo que se ha observado es que el aprovechamiento de las zonas turísticas casi siempre es a través de concesiones. En el caso de Valladolid, el flujo turístico se da en algunos hoteles, paraderos turísticos, restaurantes y escasos comercios. De esta forma, Valladolid, a pesar de contar con una riqueza arquitectónica, que combina elementos tradicionales, autóctonos, coloniales populares y espacios de valor ambiental, se convierte en un punto de paso (Sefotur & UADY, 2013) Sin embargo, las características incipientes del desarrollo turístico y el número limitado de empresas formales (sin tomar en cuenta a las cooperativas que administran gran cantidad de cenotes) permiten trabajar con programas enfocados a mitigar la contaminación ambiental de acuerdo con las particularidades, por ejemplo de un hotel.

Por otra parte, resultó interesante observar que las personas que administran un paradero turístico perciben contaminación y vulnerabilidad del acuífero de distintas formas. Así, las percepciones, actitudes, expectativas y comportamientos ante las circunstancias ambientales

darán forma a diferentes usos y manejo (Moser, Navarro, Ratiu & Weiss, 2010). Debido a esto, el estudio se enfocó en el diagnóstico del manejo y consumo del recurso hídrico, para después realizar una actividad para concientizar.

Las empresas turísticas tienden a facilitar cursos de educación ambiental sólo para sus empleados, dejando de lado a los huéspedes, lo cual se puede constatar en algunos estudios, como en Irán, donde se ha medido el desempeño ambiental de los hoteles y se ha encontrado que un 80% de capacita a sus empleados en cuanto a crear conciencia ambiental, pero sólo 43% lo hace con sus clientes (Aminian, 2012). Con base en ello, se presentó como propuesta generar recursos visuales para dar a conocer tanto a trabajadores como visitantes las políticas ambientales de las empresas.

Durante la actividad de concienciación fue innegable percibir los beneficios económicos que genera el turismo para el ámbito laboral. Sin embargo, también se observó que tal actividad ocasiona gran incremento en la demanda de agua, y en zonas con suelos de carácter permeable es predecible la contaminación de los mantos freáticos, pues por lo general no se realizan actividades especializadas de tratamiento, ya que las aguas se mandan a sumideros. Debido a esto, la principal preocupación son las aguas residuales. Este problema es evidente. Por ejemplo, Nava (2015) realizó un estudio en el cual se caracterizó el grado de contaminación en los cenotes Calavera, Sacbé y Eden, ubicados en Yucatán, y observó contaminación por fosfatos y materia orgánica; los niveles de coliformes fecales rebasaban los límites permitidos por la NOM-245-SSA1-2010, que establece los requisitos sanitarios y niveles máximos de contaminantes

en las albercas (Segob, 2010). Esto ocurre porque las empresas hoteleras o paraderos turísticos no cuentan con sistemas de tratamiento, y si los tienen son defectuosos o no pueden cubrir el tratamiento de los volúmenes de aguas residuales generados, sobre todo en temporada alta. Durante la aplicación de las listas de verificación se observó que una empresa contaba con fosa séptica y otra más con un tanque de almacenamiento, la última mandaba sus aguas residuales a un basurero para evitar rebose. Por tanto, es indispensable que las empresas instalen sistemas de tratamiento eficientes para evitar la infiltración de aguas residuales al manto freático.

La fosa séptica es un recipiente hermético, diseñado y construido para recibir las aguas de desecho; separar los sólidos de los líquidos; suministrar una digestión limitada a la materia orgánica retenida; almacenar los sólidos, y permitir que el líquido clarificado sea descargado para su tratamiento y disposición posterior (Collado, 1992). El agua que sale de la fosa séptica contiene entre 60 y 70% menos de materia orgánica de la que entró y todavía requiere tratamiento (Quintal, 1992). Este mecanismo de tratamiento se recomendó para el paradero turístico que contaba con poca afluencia turística debido al sector al que se dirigía. La empresa que ofrece servicio de restaurante, visita al cenote y venta de *souvenirs*, de acuerdo con la observación en campo, recibe al menos 100 visitantes por día. De tal manera que para esta última, en primer lugar se recomendó la remodelación del tanque de almacenamiento, segmentando en etapas para sedimentación, para después instalar una pequeña planta aerobia; aun cuando la fosa séptica para esta cantidad de usuarios se encuentra al límite de aplicación.

La “Norma Oficial Mexicana NOM-006-CNA-1997 Fosas sépticas prefabricadas, especificaciones y métodos de prueba” ofrece información relevante en cuanto a los métodos y capacidad de trabajo en función del número de usuarios (Segob & Conagua, 1999). En cuanto a los paraderos que ofrecen hospedaje, generan grandes volúmenes de descarga, para los cuales los tiempos de retención en los tanques para su tratamiento no permitirían la degradación de la materia orgánica y tampoco es posible establecer mayores dimensiones para una fosa que funciona con un sistema mecánico. Por lo tanto, es necesario instalar pequeñas plantas de tratamiento biológico. De acuerdo con los volúmenes emitidos, se recomendó un tratamiento biológico aerobio con aireación extendida. Existen autores que afirman que las fosas sépticas no deberían ser un sistema de elección para la disposición de efluentes en Yucatán (Nava, 2015) debido a la alta permeabilidad del suelo. Sin embargo, el mantenimiento y la adición de un sistema de oxidación permiten la eliminación de agentes microbiológicos.

En cuanto a los aspectos ambientales, la Comisión Nacional del Agua (Conagua) ha expedido normas que regulan la contaminación del agua que proviene de todas las ramas industriales, que han servido para establecer algunas especificaciones y límites permisibles sobre contaminantes en México. Por ejemplo, la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Segob, 1996) establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; no obstante, sólo una empresa demostró realizar estudios de los parámetros de los efluentes, como sólidos, pH y demanda química. La regulación de la disposición de efluentes por parte de las empresas

requiere más atención del gobierno. La NOM-127- SSA1-1994 (Segob & Salud, 2019) establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano que deben cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados, o cualquier persona física o moral que la distribuya en México. El tratamiento de potabilización para asegurar la calidad abastecida a la población es fundamental, como también lo es la disposición adecuada de las aguas residuales, pues actualmente el agua de abastecimiento en Yucatán es potabilizada con un único método químico: la cloración.

El tratamiento terciario del agua por cloración presenta limitantes, aunque con este método elimina agentes patógenos que podrían provocar enfermedades. Entonces, tomando en consideración que los efluentes no reciben tratamiento adecuado y se infiltran al manto freático, que al mismo tiempo alberga volúmenes de abastecimiento cada vez más contaminados con productos químicos, fármacos y residuales, fue prioridad —con los alcances y limitaciones de este proyecto— dejar claro a las empresas los requisitos que deben cubrir para respetar el marco legal en materia de agua.

Para hacer más eficiente el consumo de agua, se recomendó el uso de tecnología ahorradora; todo tipo de anuncios o recursos que motiven a la reducción del consumo; campañas de concientización para los trabajadores; establecer políticas de la empresa con respecto al cuidado del recurso; y realizar modificaciones a las instalaciones para la reutilización, por ejemplo, en lugar de desechar el agua de las piscinas, una vez agotados los meses de uso, colocar un sistema de bombeo a los tanques de almacenamiento que los lleven a los inodoros.

Así, durante el diagnóstico, una empresa sustituyó los tanques de los inodoros para reducir el consumo de 9 a 6 litros por descarga. Éstas fueron algunas de las prácticas implementadas durante el taller de educación ambiental, posterior al cual se determinó, por medio de la encuesta, que para la categoría de bueno en conciencia, conocimiento y percepción de la gestión se tuvo un aumento de 15, 33 y 13%, respectivamente.

La proporcionalidad de incremento en las categorías de excelente y bueno podría indicar que el nivel de conciencia y conocimiento ambiental después del taller se vio influenciado por el nuevo conocimiento adquirido.

Aunque se reconocen las limitantes de una encuesta para medir la conciencia ambiental —ya que es una variable muy subjetiva y se asume que los resultados sólo representan a las empresas evaluadas—, también se contempla la utilidad de los talleres de educación ambiental para mejorar la sensibilización.

Es muy probable que los trabajadores, al estar enfocados en estos temas ambientales, ahora reconozcan los problemas locales. Por ejemplo, en un estudio sobre el comportamiento y la conciencia ambiental en empresas turísticas, llevados a cabo en Oriente, se han detectado cambios positivos en las pequeñas empresas, influenciados por las nuevas políticas de desarrollo turístico, en aspectos de ahorro de energía, conservación de agua, gestión responsable de los residuos, y mejoras en las prácticas y capacitación (Min, 2011).

Como primer paso, se debe considerar que para hacer las soluciones más atractivas a los hoteleros, se recomienda presentarlas como una

inversión, acompañadas de los beneficios que otorga proporcionar educación ambiental y el consecuente aumento de la conciencia en esta materia; se demuestra el ahorro de costos y recursos; y se tiene acceso al prestigio que proporcionan las certificaciones ambientales y estándares internacionales de gestión ambiental; cumplir con la legislación ambiental, e incentivar en los turistas la demanda de prácticas verdes o el uso de eco-innovaciones de procesos de producción y reducción de residuos, para realizar un cambio significativo en su comportamiento. Para todo ello es necesario conocer al sector turístico atendido y efectuar estudios complementarios, a fin de adaptar y aplicar otras metodologías para evaluar la sustentabilidad en la industria turística, justamente como los análisis FODA.

Por lo tanto, es muy probable que los talleres de educación ambiental permitan la sensibilización de los trabajadores sobre los efectos del turismo, su huella ecológica y el papel que desempeñan al aplicar buenas prácticas para mitigar el impacto ambiental.

## Conclusiones

Esta investigación logró diagnosticar la gestión del recurso hídrico en empresas con carácter turístico, pues se generaron las listas de no conformidades a partir de los instrumentos y las matrices de requisitos legales para las empresas turísticas participantes en materia de agua y agua residual.

Durante gran parte del periodo de ejecución del proyecto se tuvo contacto con el personal que labora en la empresa y se platicó con los representantes para establecer la vinculación y poder llevar a cabalidad el estudio.

A pesar de que son múltiples los requisitos que deben cubrir las empresas para cubrir los aspectos relacionados con la legislación en materia de agua, es posible afirmar que no se tenía cabal conocimiento de ellas, como cuál era la solicitud de permiso para descarga de aguas residuales. Sin embargo, la empresa se manifestó comprometida en realizar a corto y mediano plazos, las medidas necesarias para no presentar en un futuro las no conformidades.

El conocimiento de los volúmenes de aguas y costos relacionados de acuerdo con sus actividades permitirá establecer las actividades para las cuales se puede ahorrar o modificar con sistemas de tecnología verde, por ejemplo, en los grifos, y con respecto al tratamiento de aguas. En última instancia se recomiendan fosas sépticas, aunado a un tratamiento oxidativo. Para el cenote Zaci, con mayor afluencia turística, se recomienda un sistema de tratamiento biológico en una pequeña planta de lodos activos.

Todos los empleados estuvieron comprometidos en la conservación y el cuidado del recurso hídrico por medio de la regulación de actividades, adoptando una actitud positiva. Por lo tanto, es viable cubrir los trámites o requisitos que establecen las secretarías y que se presentaron en este proyecto.

Durante el estudio se determinó que se tiene conocimiento limitado sobre actividades implicadas en el cuidado del medio ambiente, por lo que se planteó una actividad de educación ambiental, la cual se ejecutó con éxito.

De los resultados obtenidos en las encuestas y talleres es posible afirmar que existe una proporción equitativa entre hombres y mujeres contratados en la empresa.

El nivel educativo preponderante es secundario y el estado civil presenta frecuencia igualitaria para los casados y solteros.

La conciencia y el conocimiento ambiental no presentan una distribución equitativa de acuerdo con el número de personas en las distintas clasificaciones (con base en la primera encuesta); la mayoría se encontró en el nivel insuficiente o regular. Por tanto, los talleres proyectados incluyeron aspectos básicos relacionados con las características siguientes: puesto de los trabajadores; injerencia de los trabajadores en aspectos ambientales; nivel obtenido que arrojó un taller de educación ambiental básico; desarrollo de un taller de capacitación con aspectos prácticos.

Al participar en el taller, los trabajadores mejoraron de forma significativa su puntuación en las encuestas y demostraron mayor interés en los aspectos ambientales planteados durante las actividades.

### **Agradecimientos**

Se agradece al Instituto Tecnológico Superior de Valladolid por el apoyo administrativo para los procedimientos de vinculación.

### **Referencias**

Ávila-Akerberg, Víctor, & González-Martínez, Tanya (2016). Participación social y educación ambiental para la conservación. Un estudio de caso con niños y jóvenes de una zona rural periurbana. *Teoría y Praxis*, (19), 119-136. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=4561/456146535007>

Aminian, A. (2012). Environmental performance measurement of tourism accommodations in the pilgrimage urban areas: The case of the Holy City of Mashhad, Iran. *Procedia Social and Behavioral Sciences*, 35, 514-522.

Apostolopoulos, Y. (1995). *Transnational tourism and socioeconomic development issues, implications, and alternatives*. Miami, USA: Miami University.

Castillo, N. M., & Lozano, C. M. (2006). *Apuntes para investigación turística*. Chetumal, México: Alfa/Zeta.

Celina, H., & Campo, A. (2005). Aproximación al uso del coeficiente alfa de Cronbach. *Revista Colombiana de Psiquiatría*, 34(004), 572-580. Recuperado de <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/806/80634409.pdf>

Collado, L. R. (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*. Madrid, España: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.

Min, W. (2011). An analysis on environmental awareness and behavior in Chinese hospitality industry-a case of Xiamen City. *Energy Procedia*, 5, 1126-1137.

Moser, G., Navarro, O., Ratiu, E. & Weiss, K. (2010). Cultural background and environmental context of water. In: Corral-Verdugo, V., Garcia-Cadena. C., & Frias-Armenta, M. (eds.). *Psychological approaches to sustainability: Current trends in theory, research and applications* (pp. 337-360). New York, USA: Nova Science Publishers, Inc.

Nava, G. V. (2015). *Percepción, conocimiento local y descripción de la calidad de agua de cenotes de interés turístico y recreacional*. Mérida, México: Centro de Investigación de Estudios Avanzados, Instituto Politécnico Nacional.

Palos, D. H. (2005). *La educación ambiental como proceso de cambio en la cultura laboral de las pequeñas y medianas empresas* (tesis de maestría). Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco. Recuperado de

[http://biblioteca.cucba.udg.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/5354/Palos\\_Delgadillo\\_Humberto.pdf?sequence=1](http://biblioteca.cucba.udg.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/5354/Palos_Delgadillo_Humberto.pdf?sequence=1)

Palos, D. H. (2010). *La educación ambiental en las pequeñas y medianas empresas: propuesta de un modelo educativo medioambiental.* Zapopan, México: Universidad de Guadalajara.

Quintal, F. C. A. (1992). Propuesta para el diseño, construcción y mantenimiento de sistemas de tanques sépticos de Yucatán. *Revista de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán*, 21, 35-44.

Sarukan , J. (2016). Prefacio. En: Barahona, A., & Almeida-Leñero, L.(coords.). *Educación para la conservación.* Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autonoma de México-Facultad de Ciencias-Coordinación de Servicios Editoriales.

Segob, Secretaría de Gobernación. (1996). *NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.* Recuperado de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105139/Normas\\_Oficiales\\_Mexicanas.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105139/Normas_Oficiales_Mexicanas.pdf)

Segob, Secretaría de Gobernación. (2010). *NOM-245-SSA1-2010, Que establece los requisitos sanitarios y niveles máximos de contaminantes en las albercas.* Recuperado de [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5256066&fecha=25/06/2012](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5256066&fecha=25/06/2012)

Segob & Conagua, Secretaría de Gobernación & Comisión Nacional del Agua. (1999). *NOM-006-CNA-1997*. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/94214/NOM-006-CONAGUA-1997.pdf>

Segob & Salud, Secretaría de Gobernación & Secretaría de Salud. (2019). *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*. Recuperado de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/110520/MODIFICACION\\_A\\_LA\\_NORMA\\_NOM\\_127\\_SSA1\\_1994\\_22\\_NOVIEMBRE\\_2000.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/110520/MODIFICACION_A_LA_NORMA_NOM_127_SSA1_1994_22_NOVIEMBRE_2000.pdf)

Sefotur & UADY, Secretaría de Fomento Turístico & Universidad Autónoma de Yucatán. (2013). *Diagnóstico de competitividad y sustentabilidad de los pueblos mágicos. Municipio de Valladolid, Yucatán, México*. Recuperado de <http://www.sefotur.yucatan.gob.mx>

Viñuales, V., Fernández, M., & González, E. (2001). *La ecoauditoría del agua*. Zaragoza, España: Sansueña Industrias Gráficas, S.A.

DOI:10.24850/j-tyca-2020-05-03

Articles

## **Model based on fuzzy predicates for assessment of groundwater pollution vulnerability**

### **Modelo basado en predicados difusos para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea**

María Lourdes Lima<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8300-1364>

Héctor Massone<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5766-9237>

Agustina Barilari<sup>3</sup>

Daniel Albornoz<sup>4</sup>

Gustavo Meschino<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3835-7745>

<sup>1</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad FASTA, Mar del Plata, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet), Argentina. Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, lourlimas@gmail.com

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad FASTA, Mar del Plata, Argentina. Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, massoneh@gmail.com

<sup>3</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad FASTA, Mar del Plata, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet), Argentina. Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, agustinabarilari@gmail.com

<sup>4</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad FASTA, Mar del Plata, Argentina, eldani.mdq@gmail.com

<sup>5</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad FASTA, Mar del Plata, Argentina. Instituto de Investigaciones Científicas y Tecnológicas en Electrónica (ICYTE), Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina, gustavo.meschino@gmail.com

Correspondence author: María Lourdes Lima, lourlimas@gmail.com

## Abstract

Groundwater plays a substantial role in resource supply, in ecosystem functioning and human well-being. The aim of this study is develop a tool to assess the groundwater vulnerability through of fuzzy predicates in an area in the Pampas Plain in Argentina. Knowledge is represented as a main fuzzy predicate whose degree of truth is computed by means of numerical variables to determine a degree of groundwater vulnerability. Thematic Fuzzy System (TFS) software has been developed using MATLAB® to design and optimize a fuzzy predicates based model. The results in the final fuzzy map identified the middle and

lower basin as areas with high and very high truth values for the main predicate "Groundwater is vulnerable", thus, these sectors were defined as the main areas of greatest vulnerability. This study showed that fuzzy models are more efficient computer-base tools for decision-makers in the water resources management due to high discrimination of the territory, producing successful results using fewer variables than other ordinary approaches.

**Keywords:** Fuzzy logic, groundwater, pollution, Pampas aquifer.

## Resumen

El agua subterránea desempeña un papel importante en el suministro del recurso, el funcionamiento de los ecosistemas y en el bienestar humano. El objetivo de este estudio es desarrollar una herramienta para evaluar la vulnerabilidad de la contaminación de las aguas subterráneas a través de predicados difusos en un área de la llanura pampeana en Argentina. El conocimiento se representa como un predicado difuso principal, cuyo grado de verdad se calcula mediante variables numéricas para determinar el grado de vulnerabilidad de las aguas subterráneas. El software *Thematic Fuzzy System* (TFS) se ha desarrollado utilizando MATLAB® para diseñar y optimizar un modelo basado en predicados difusos. Los resultados en el mapa difuso final identificaron las cuencas media y baja como áreas con valores de verdad altos y muy altos para el predicado principal: "El agua subterránea es vulnerable"; por lo tanto, estos sectores se definieron como las principales áreas de mayor vulnerabilidad. El presente estudio mostró que los modelos difusos son

herramientas informáticas más eficientes para los tomadores de decisiones en la gestión de los recursos hídricos debido a la alta discriminación del territorio, produciendo resultados exitosos utilizando menos variables que otros enfoques ordinarios.

**Palabras clave:** lógica difusa, agua subterránea, contaminación, acuífero pampeano.

Received: 12/06/2019

Accepted: 16/01/2020

## Introduction

Groundwater plays a substantial role in resource supply, in ecosystem functioning and human well-being. Worldwide, 2.5 billion people depend solely on groundwater resources to satisfy their basic daily water needs, and hundreds of millions of farmers rely on groundwater to sustain their livelihoods and contribute to the food security of so many others (UNESCO, 2012). Groundwater is an important source of water supply due to its relatively low susceptibility to pollution in comparison with surface water and its large storage capacity (US EPA, 1985. Therefore it

has to be protected from the increasing threat of subsurface contamination due to the rising of environmental problems. Identification of highly susceptible areas is a first and necessary step toward preventing groundwater pollution. This will allow a given region to be classified into sub-regions in terms of their vulnerability intensity and relevant measures to be designed that will prevent pollution from reaching vulnerable areas (Mohammadi, Niknam, & Majd, 2009; Umar, Ahmed, & Alam, 2009).

The term aquifer pollution vulnerability is used to represent the intrinsic characteristics which determine the sensitivity of an aquifer to being adversely affected by an imposed contaminant load. Aquifer vulnerability is primarily and logically a function of the inaccessibility of the saturated zone, in a hydraulic sense to the penetration of pollutants and of the attenuation capacity of the strata overlying the saturated zone as a result of physical retention, and chemical reaction with contaminants (Foster, 1987). There are several approaches for developing aquifer vulnerability assessment maps such as DRASTIC (Aller, Bennett, Lehr, & Petty, 1987), GOD (Foster, 1987), AVI (Van Stempvoort, Ewert, & Wassenaar, 1993), and SINTACS (Civita, 1994). A comprehensive detail of these methods is given in Vrba and Zaporozec (1994) and in Gogu and Dassargues (2000).

The result of these methods is a map which shows different categories of aquifer vulnerability, with qualitative classes typically ranging from very low to very high vulnerability. Frequently, these methods presents limitations or difficulties, for example the use of a qualitative definition of groundwater vulnerability, as opposed to a

definition based on a quantitative way (Gogu, Hallet, & Dassargues, 2003; Frind, Molson, & Rudolph, 2006; Popescu, Gardin, Brouyere, & Dassargues, 2008); or homogeneity in the results, which does not allow to discriminate and delimit areas of different vulnerability to pollution. This is of central importance in the development of aquifer protection strategies, but many areas around the world frequently show strong homogeneity in the results of aquifer vulnerability assessment, which represents, to decision makers, a problem that has not been addressed yet (Massone, Quiroz Londoño, & Martínez, 2010).

The fuzzy set theory may be used to assess groundwater vulnerability due to the existence of fuzzy nature of the groundwater vulnerability. This can be explained by the transition from the easiest to be polluted to the most difficult to be polluted. Basic concepts of approximate reasoning with fuzzy logic were first presented by Zadeh (1965). Approximate or fuzzy reasoning (Zadeh, 1975; Zadeh 1976; Zadeh, 1992) significantly extends the ability to reason with imprecise information, which is typically found in natural resource science (Reynolds, Jensen, Andreasen, & Goodman, 2000). Application of fuzzy logic to natural resource science and management is still relatively new, but growing rapidly. General areas of application include watershed management and planning (Reynolds, Jensen, Andreasen, & Goodman, 2000; Guertin, Fiedler, Miller, & Goodrich, 2000; Barreto-Neto & De Souza, 2008; Aher, Adinarayana, & Gorantiwar, 2013), groundwater pollution risk evaluation (Dixon, Scott, Dixon, & Steele, 2002; Dixon, 2005; Uricchio, Giordano, & Lopez, 2004; Chowdary, Rao, & Sarma, 2005; Nobre, Rotunno-Filho, Mansur, Nobre, & Cosenza, 2007), water

quality assessment (Scannapieco, Naddeo, Zarra, & Belgiorno, 2012; Gharibi, Mahvi, Nabizadeh, Arabalibeik, Yunesian, & Sowlat, (2012) 2012), environmental impact assessment (Liu, & Yu, 2009) and evaluating ecosystem sustainability (Prato, 2005).

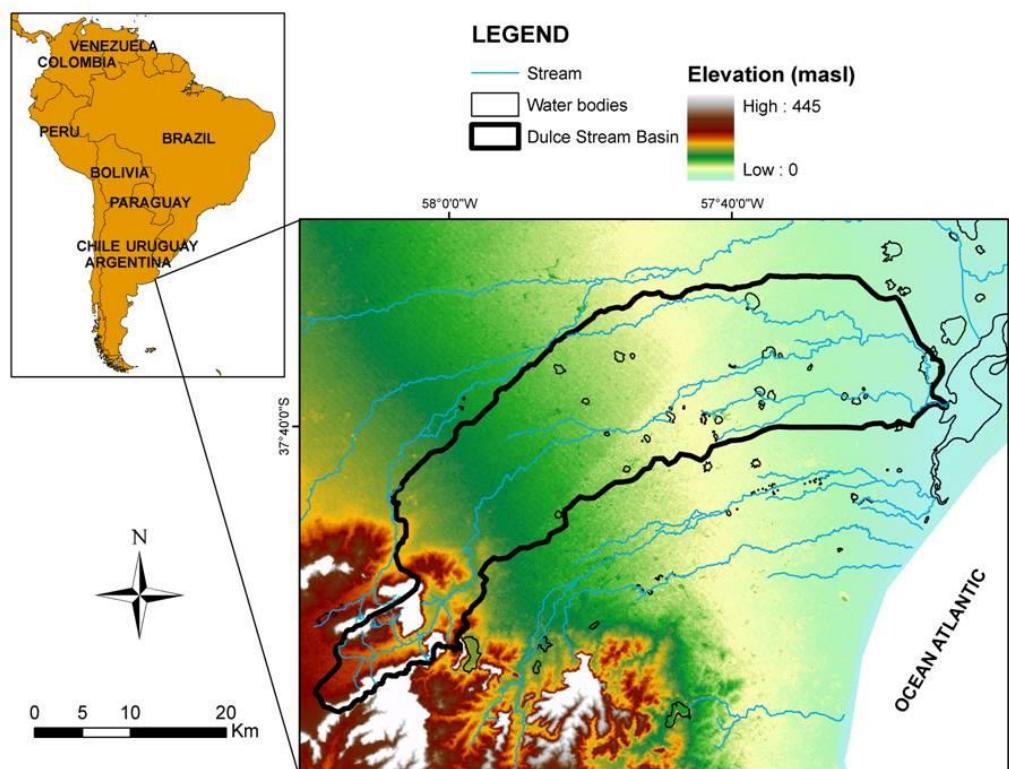
Compared to classical rule-based systems (Waterman, 1986), knowledge representation for problem specification using fuzzy logic is more precise, compact, and efficient. Research has shown that fuzzy rule-based models are capable of producing comparable results using about 40% fewer variables (Bardossy & Disse, 1993). Generally, groundwater vulnerability assessments routinely deal with incomplete data. One solution to the problem of missing data is to tailor an assessment to existing data. The aim of this study is to develop a tool to assess the groundwater vulnerability through fuzzy predicates in an area at the Pampas Plain (Argentina) using fewer variables than other ordinary methods.

## Study area

The study area is located to the southeast of Buenos Aires Province within the subregion Wet Pampa, covering a total area of 1000 km<sup>2</sup>. Climatic conditions are highly variables, Wet Pampa is characterized by a humid climate, very good soils and a resulting high agricultural

productivity (soya beans, wheat, sunflowers, corn, potatoes) which is the main sustenance of the country's economy.

Dulce Stream is originated in the Tandilia Range System and flows into the Mar Chiquita lagoon (Figure 1). The area of the lagoon was incorporated as a MAB Reserve (Man and Biosphere Program, UNESCO) in 1996 due to the high conservational value of its biodiversity related to different ecological regions (plains, flood plains, marshes, deltas, barrier of dunes) (Iribarne, 2001).



**Figure 1.** Location map: The Dulce Stream Basin.

The area reveals extreme flatness, with an elevation ranging from 2 to 357 meters above sea level with ranges of the Tandilia System in the upper basin. The Tandilia Range System in the area consists of two big geological units: a Precambrian crystalline bedrock called Complejo Buenos Aires (Marchese & Di Paola, 1975), and a set of sedimentary rocks of Precambrian-Lower Paleozoic origin, grouped under the name of Balcarce Formation (Dalla-Salda & Iñiguez, 1979). They are both considered as the hydrogeological bedrock. The aquifer is formed by silts and silty-to-sandy sediments with variable amounts of calcium carbonate which can reach a thickness of up to 100 m (Sala, 1975; Massone, Tomas, & Farenga, 2005; Quiroz Londoño, Martínez, Massone, Bocanegra, & Ferrante, 2006). Recharge to the aquifer system mainly predominates in the hilly area and it is due to infiltration of precipitation excess, and discharge occurs towards surface streams and water bodies.

The study area was chosen according to criteria that included the high level of agricultural activities and the available data regarding aquifer geology. From a hydrological point of view this area involves significant local extraction of groundwater resources for drinking water and irrigation.

## Methodology

## Ordinary method for groundwater pollution vulnerability assessment

DRASTIC method considers the following seven parameters: depth to water ( $D$ ), net recharge ( $R$ ), aquifer media ( $A$ ), soil media ( $S$ ), topography ( $T$ ), impact of the vadose zone ( $I$ ), and hydraulic conductivity ( $C$ ). Each parameter has been evaluated in reference to the others in order to determine the relative importance of each, and have been assigned a relative weight, ranging from 1 to 5. The most significant parameters are given a weight of 5, whilst the least significant receive a weight of 1.

Each DRASTIC parameter is subsequently classified into ranges (for continuous variables) or into significant media types (for thematic data) which have an impact on pollution potential. The DRASTIC model has a rating range for each parameter. The typical rating range is from 1 to 10. Here, a value of 10 would indicate an area with the highest groundwater vulnerability, whilst a value of 1 would indicate the lowest groundwater vulnerability. The final vulnerability index ( $Di$ ) is a weighted sum of the seven parameters and can be computed using the formula:

$$Di = Dr \times Dw + Rr \times Rw + Ar \times Aw + Sr \times Sw + Tr \times Tw + Ir \times Iw + Cr \times Cw$$

Where  $D_i$  is the DRASTIC index for a mapping unit,  $w$  is the weight factor for each parameter and  $r$  is the rating for each parameter. The higher the  $D_i$ , the greater the groundwater pollution vulnerability. There are two types of DRASTIC systems. One is a general DRASTIC system and the other is a pesticide DRASTIC system. The pesticide DRASTIC system, called DRASTIC-P, is designed to be used where the main concern is the application of pesticides to an area. It differs from the assignment of weights (Table 1). In this study, DRASTIC-P was selected according to the agricultural expansion in the zone. Ranges and ratings for the DRASTIC-P parameters, averaged for the study area on a regional scale, were obtained from previous studies (Massone, Tomas, & Farenga, 2005; Auge, 2004; Lima, Zelaya, & Massone, 2011). Plain and Perirange Fringe were defined with different data values. The hydraulic conductivity parameter on a regional scale was assumed a constant.

**Table 1.** Weight factors for DRASTIC and DRASTIC-P (Aller, Bennett, Lehr, & Petty, 1987).

<b>Thematic map</b>	<b>Weight</b>	
	<b>Drastic</b>	<b>Drastic-P</b>
Depth to water table ( $D$ )	5	5
Net recharge ( $R$ )	4	4
Aquifer media ( $A$ )	3	3

Soil media ( $S$ )	2	5
Topography( $T$ )	1	3
Impact of vadose zone ( $I$ )	5	4
Hydraulic conductivity ( $C$ )	3	2

The work was carried out with the preparation of base thematic maps (as a polygonal entity) for each parameter using GIS software packages. Subsequently, each map was transformed to raster format (using spatial analysis module). Then, the application of map algebra to obtain the groundwater vulnerability map, called “DRASTIC-P model”, was applied.

## **Fuzzy logic method for groundwater pollution vulnerability assessment**

The use of fuzzy logic predicates is proposed to assess the groundwater pollution vulnerability, as a natural extension of Boolean logic predicates. Knowledge is represented as a main fuzzy predicate whose degree of truth is computed through numerical variables to determine a degree of groundwater pollution vulnerability.

## Fuzzy logic predicates definitions

#1. A fuzzy predicate  $p$  is a linguistic expression with an associated degree of truth  $\mu(p)$  into  $[0, 1]$  interval. It applies the "principle of gradualism" which states that a predicate may be both true and false, having some degree of truth (or falsehood) assigned.

#2. A simple fuzzy predicate  $p$  is a fuzzy predicate whose degree of truth  $\mu(sp)$  can be obtained by some of the next alternatives: 1) The application of a membership function associated with a fuzzy term, to a quantitative variable; e.g.  $sp = \text{"intensity is high"}$  is associated with the variable "intensity" which is measured in meters and the concept "high" is defined by a membership function over the magnitude of the intensity. 2) The association of discrete values into the interval  $(0, 1)$  to language labels (generally adjectives) of a variable; for example: variable "intensity", and its labels "high":  $\mu(sp) = 0.9$ ; "medium":  $\mu(sp) = 0.5$ ; "low":  $\mu(sp) = 0.1$ . 3) Determination of a real value into the  $(0, 1)$  interval directly by an expert. It is normally required in situations of some subjectivity where there is a variable that cannot be quantified by using one of the two previous cases, e.g. "Infrastructure is adequate".

#3. A compound predicate  $cp$  is a fuzzy predicate obtained by combination of simple fuzzy predicate or other compound fuzzy

predicates, joined by logical connectives and operators (and, or, not, implication, double-implication). For example:  $cp = cp_1$  and ( $cp_2$  or  $sp_1$ ) and  $sp_2$ .

#4. Compound predicates can be represented as a tree structure, having its nodes associated by logical connectives (and, or, not, implication, double-implication) and the successive branches related to lower hierarchical level predicates (simple or compound). The root of the tree corresponds to the main compound predicate and leaves are simple predicates.

## Fuzzy logic predicate model

TFS (Thematic Fuzzy System) software has been developed using MATLAB® to design and optimize a Fuzzy logic predicate model to assess the pollution vulnerability of groundwater in a study area. It tackles Fuzzy Logic concepts by means of a friendly graphical user interface.

TFS consists of three main stages:

### Stage 1. Selection of variables and source of data

Variable selection was performed based on two aspects: previous hydrogeological knowledge of the study area and available information of soil. There are two variables most directly related to the vulnerability to pollution:

1. Water table depth (m).
2. Ease of the unsaturated zone in order to favors the infiltration of contaminants. This is composed of the percentage of organic matter in soil, the percentage of clay in the soil and topographic slope of the terrain.

Data of water table depth were obtained from previous studies (Lima, Zeloya, & Massone, 2011); topographic slope from Digital terrain model and cartography (National Institute of Geography of Argentina (IGN) and Shuttle Radar Terrain Mission (SRTM)). Finally, organic matter in soil and soil texture from National Institute of Agricultural Technology-INTA, map of soils.

## **Stage 2. Determination of the fuzzy predicate tree and membership functions**

For the tree design, a predicate tree structure must be provided. The root is the main predicate to evaluate, and leaves are the simple predicates. Simple predicates are intended to be evaluated by data. Composed predicates are characterized by a logical operator (and, or, not, implication, double implication) and associated to simple predicates that act as arguments for that operator. The degree of truth of the simple predicates can be obtained by membership functions (Triangular, Trapezoidal, Gaussian, Sigmoid).

The next linguistic predicates were evaluated in the proposed model:

1.“The groundwater  $x$  is vulnerable when the aquifer is shallow and the unsaturated zone allows the infiltration of pollutants”.

2.“The unsaturated zone allows the infiltration of pollutants when it is found that the slope is low, the unsaturated zone does not contain clay neither organic matter”.

Formally:

$V(x)$  = “The groundwater  $x$  is vulnerable when the aquifer is shallow or the unsaturated zone allows the infiltration of pollutants.”

$$V(x) = S(x) \text{ or } P(x)$$

where:

$S(x)$  = “The aquifer is shallow.”  $P(x)$  = “The unsaturated zone allows the infiltration of pollutants.”

The  $P(x)$  predicate can be disaggregated using three simple predicates, as:

$$P(x) = L(x) \text{ and } [C(x) \text{ or } M(x)]$$

where:

$L(x)$  = "The slope is low."  $C(x)$  = "The unsaturated zone does not contain clay."  $M(x)$  = "The unsaturated zone does not contain organic matter."

The following predicates were considered:

"The aquifer is shallow"  $S(x)$ . It was considered that if the water table depth is between 0 to 2 meters then the worst condition is presented, because any pollutant discharge into surface rapidly reaches groundwater. Between 2 and 5 meters the negative potentiality decreases rapidly, while between 5 and 15 meters it gradually loses significance since the greater depth allows time for the existence of chemical or biological degradation of the pollutant. Depths greater than 18 meters were considered the less harmful (Aller, Bennett, Lehr, & Petty, 1987).

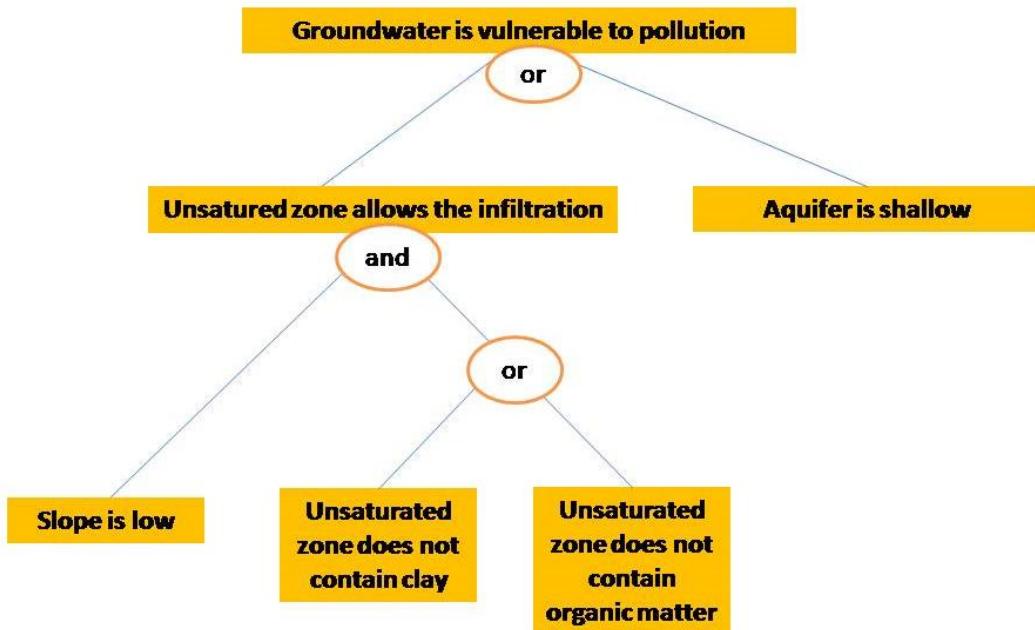
"The slope is low"  $L(x)$ . The worst situation occurs when the slope is less than 2% slope. Since this value is gradually increasing, the runoff exceeds the infiltration. Slope values greater than 18% are considered less dangerous situation (Aller, Bennett, Lehr, & Petty, 1987).

"The unsaturated zone does not contain clay"  $C(x)$ . Values between 0 and 10% are considered as the worst situation; from 10% presence of clay is likely to appear delay phenomena, each of them acting increasingly important to a value of 30% of clay. The presence of more than 30% is considered the less dangerous situation (Gao, Maguhn, Spitzauer, & Kettrup, 1998).

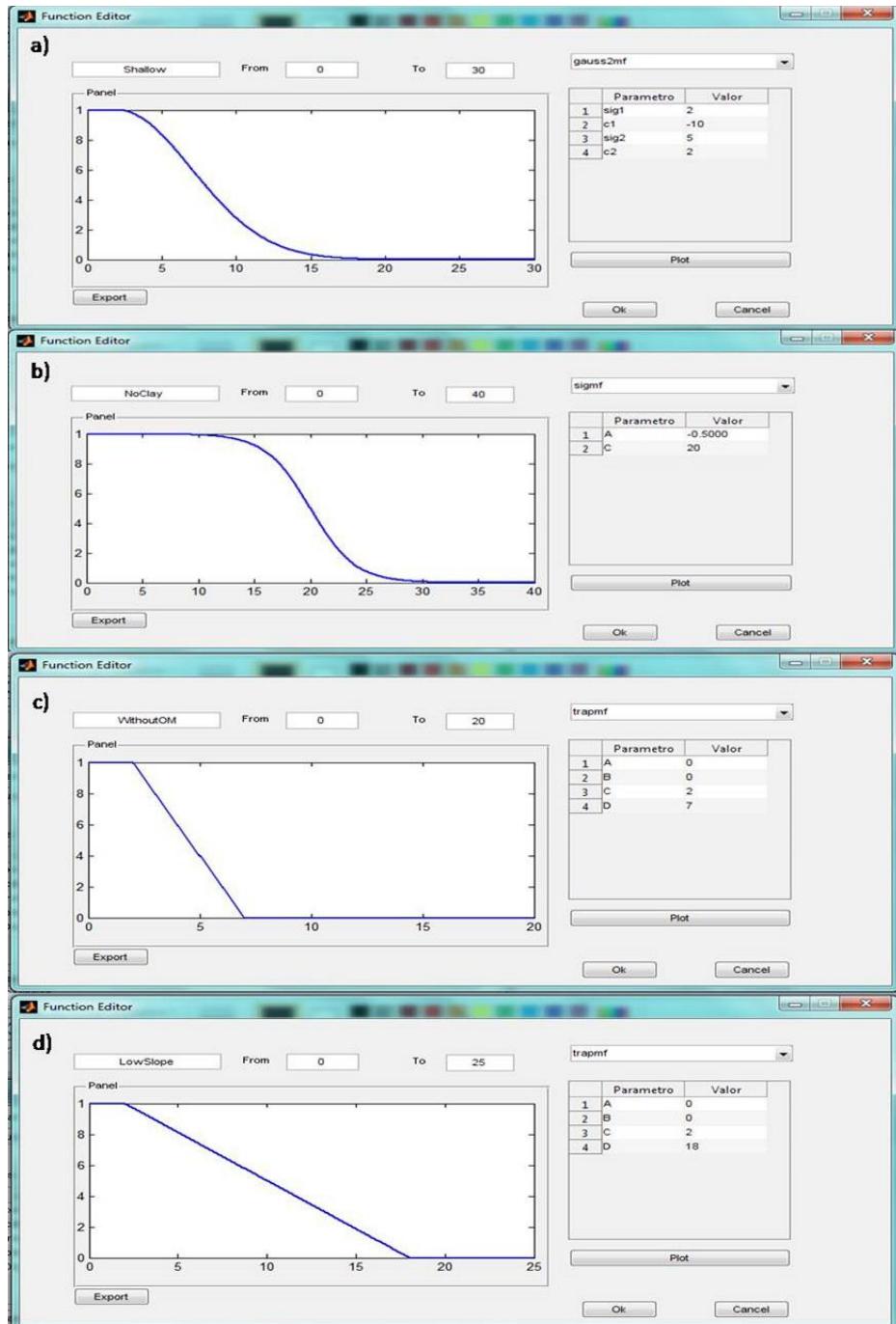
"The unsaturated zone does not contain organic matter"  $M(x)$ . The worst situation was considered for values less than 2%. From that value to 7% the delay processes manifested being gradually more significant. Values of organic matter of more than 7% are considered the less hazardous (Gao, Maguhn, Spitzauer, & Kettrup, 1998).

Based on the previous stage, a fuzzy predicate tree was developed (Figure 2) and membership functions were defined (Figure 3). Shape selection and parameterization of membership functions is a heuristic and iterative process guided mainly by expert knowledge. The function type chosen were Double Gaussian for the "The aquifer is shallow", Sigmoid for "The unsaturated zone does not contain clay", and Trapezoidal for "The unsaturated zone does not contain organic matter" and for "The slope is low". It allowed a wide range of values to take the maximum value and then to descend gradually. Depending on the function type, a different number of parameters is required and their interpretation changes. Function parameters indicate the decay speed and positions of breaking points for Double Gaussian functions (for the right and left side, Figure 3, a). They determine the slope and the value for 0.5 degree of truth for Sigmoid function (Figure 3, b) and they

indicate the four breaking points for Trapezoidal functions (Figure 3, c,d).



**Figure 2.** Fuzzy predicate tree for groundwater pollution vulnerability assessment. Leaves of the tree are evaluated by membership functions and upper branches are obtained by operating with the degrees of truth.



**Figure 3.** Membership functions for groundwater pollution vulnerability assessment. a) Double Gaussian for the "The aquifer is shallow", b)

Sigmoid for “The unsaturated zone does not contain clay”, c)  
Trapezoidal for “The unsaturated zone does not contain organic matter”  
and d) Trapezoidal for “The slope is low”.

### **Stage 3. Processing and exportation to Geographic Information System**

TFS allows specification and numerical evaluation of a fuzzy predicate tree. Input variables are equidimensional matrixes coming from maps in raster format. Output (answer) is a matrix with the same dimensions. The final map (output matrix) shows the degree of truth for the main predicate, for each pixel. This degree of truth (indicating the relative groundwater pollution vulnerability) is represented using a color scale in the map. The software allows exporting as a map file to a Geographic Information System which converts ASCII to raster format. A spatial cell resolution of 100 m × 100 m was used. All GIS information was projected in Argentine Gauss Krüger system, zone 6 (Campo Incháuspe Datum). Table 2 shows the main differences between the methods proposed.

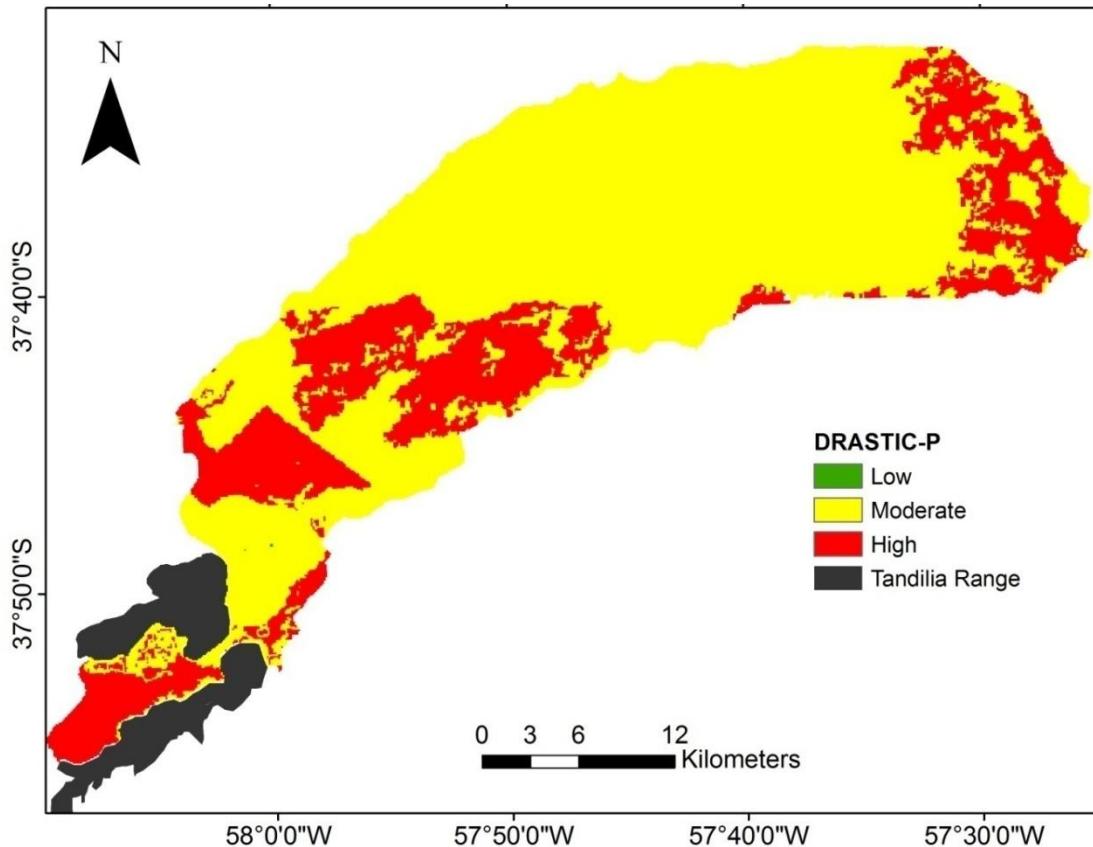
**Table 2.** Main differences between DRASTIC model and Thematic Fuzzy System.

	<b>DRASTIC model</b>	<b>Thematic Fuzzy System</b>
<b>Method</b>	Boolean logic	Fuzzy logic predicate model
<b>Parameters</b>	Seven parameters	Four parameters
<b>Presentation of results</b>	Discrete, classification in categories.	Continuous data
<b>Semantic implication of tags</b>	High: "higher restriction" Moderate: uncertainty Low: "higher level of permission"	Results through tags degree of truth, with less semantic implication.
<b>Greater difficulty of the method</b>	Territorialization of the variables	Define predicates and membership function
<b>Greater advantage of the method</b>	Methodology widely used and tested internationally	Greater discrimination of the territory in degree of truth of the main predicate

## Results

## **Groundwater pollution vulnerability assessment by DRASTIC model**

The groundwater vulnerability map using the DRASTIC-P model shows a high homogeneity of results: for instance, more than 70 % of the area is classified as having moderate vulnerability (Figure 4 and Table 3). DRASTIC-P map indicate that approximately, all of the highest and lower parts of the Dulce Stream Basin, except a narrow strip in the highest, fall under the high vulnerability classification.



**Figure 4.** Groundwater vulnerability map according to original DRASTIC-P model in the Dulce Stream Basin.

**Table 3.** Vulnerability categories and their areas.

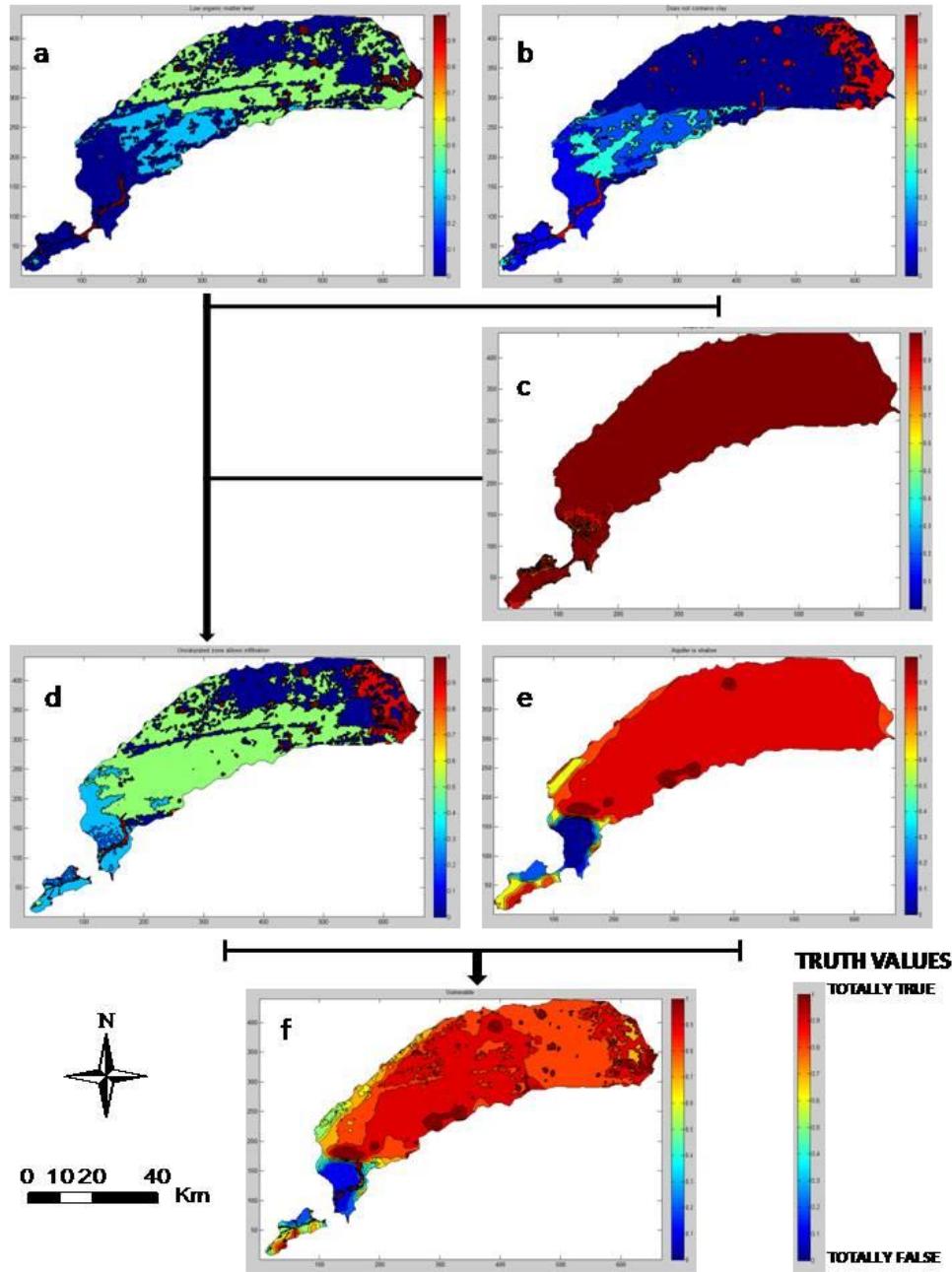
			<b>Dulce Stream Basin</b>	
<b>Methodology</b>	<b>Rank</b>	<b>Category</b>	<b>Area (Sq.km)</b>	<b>% Area</b>
DRASTIC-P	< 120	Low	6.09	0.62
	120-160	Moderate	733.9	74.52

	160-180	High	244.64	24.85
--	---------	------	--------	-------

## **Groundwater pollution vulnerability assessment by TFS model**

The fuzzy membership functions provide an explicit mathematical expression for testing an observation's degree of affinity for the concept represented by fuzzy terms. Fuzzy truth values in TFS range from 0 (totally false, or no evidence) to 1 (totally true, or full evidence). Results in terms of truth values for the overarching predicate "groundwater is vulnerable" are described below. Figure 5 shows the partial products of the entire evaluation process; from viewing this composite, it is possible to see the various contributions to overall groundwater pollution vulnerability. A summarize of the results of the partial products are mentioned immediately below:

*Simple predicate  $S(x)$  = "The aquifer is shallow."*



**Figure 5.** Composite of all partial product evaluations leading to the full assessment of groundwater pollution vulnerability for the Dulce Stream Basin: a)  $M(x)$ : "The unsaturated zone does not contain organic

matter”; b)  $C(x)$ : “The unsaturated zone does not contain clay”; c)  $L(x)$ : “The slope is low”; d)  $P(x)$ : “The unsaturated zone allows the infiltration of pollutants”; e)  $S(x)$ : “The aquifer is shallow”, and f)  $V(x)$ : “The groundwater is vulnerable”.

Throughout the middle and lower basin, evaluation of water table depth showed high to very high truth values for predicate  $S(x)$ , conducting to high groundwater pollution vulnerability. In contrast, results in the upper portion of the study area were low truth values showing a low to very low contribution to groundwater pollution vulnerability from groundwater condition. This is consistent with the geomorphology of the study area, gently sloping plain in the middle and lower basin and hills in the upper basin. Evaluation of water table depth in the upper portion had low to very low contribution to groundwater pollution vulnerability due to a high thickness of the vadose zone ( $> 20$  m).

*Simple predicate  $P(x)$*

= “*The unsaturated zone allows the infiltration of pollutants.*”

The unsaturated zone condition is composed of the evaluations of slope, clay and organic matter content. The upper basin showed small truth values for the predicate  $P(x)$ . On the other hand, the middle basin displayed moderate values of truth in large part of the area, while the lower portion was mixed in truth values showing low and high evidence

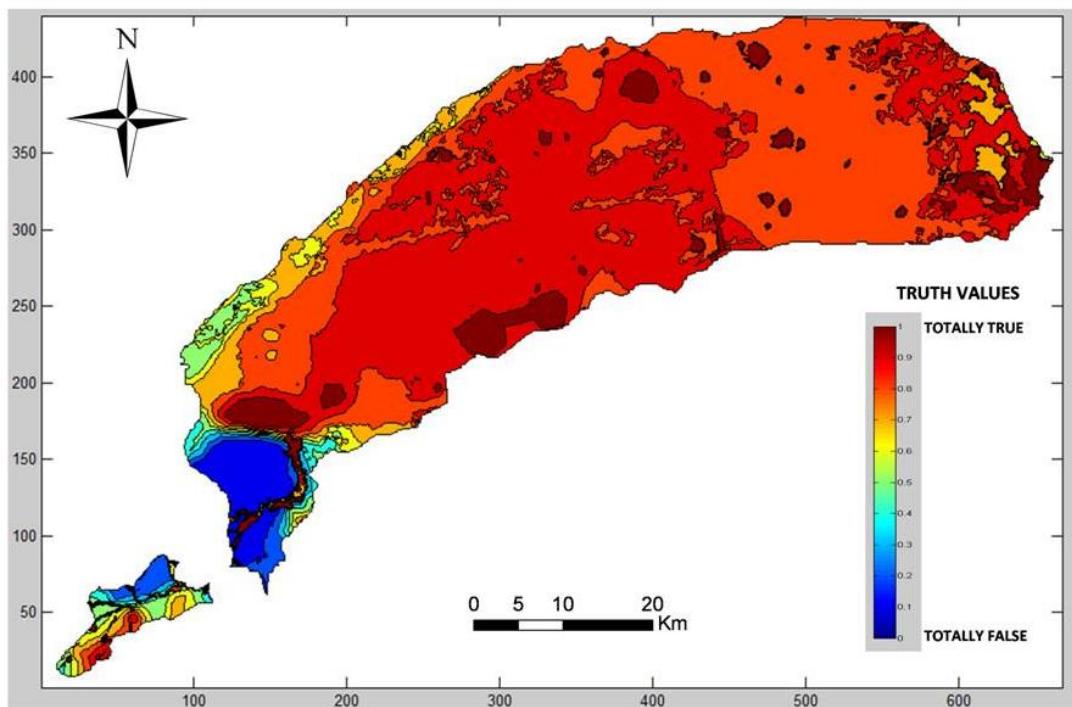
(Figure 5, d). Considering the secondary topics, the slope in the most part of the area presented low values ( $< 1^\circ$ ), therefore it displayed conditions that conduct to a low surface run off and favor water infiltration, being the worst condition for groundwater pollution vulnerability. Related to clay, the upper and middle basin presented small truth values for the predicate  $C(x)$ , while the lower basin showed high truth values. It is due to that appropriate soil media characteristics in the upper basin, mainly clay loam texture, contribute to low groundwater pollution vulnerability. While the lower portion had especially high evidence for contributing to groundwater pollution vulnerability since the sandy loam soil texture dominate this sector. Regarding organic matter content in the unsaturated zone, the upper basin displayed very low truth values for the predicate  $M(x)$ . However, the middle and lower basin presented low and moderate truth values. The presence of loam to clay loam soil textures in the upper basin and sandy soil texture in the low basin explain these obtained results for the predicates  $C(x)$  and  $M(x)$ .

*Overarching predicate  $V(x)$*

= "The groundwater  $x$  is vulnerable when the aquifer is shallow or the unsaturated zone allows the infiltration of pollutants."

The final map of the groundwater pollution vulnerability for Dulce Stream Basin (Figure 6) evidenced pronounced differences in groundwater pollution vulnerability between the different portions of the study area. Generally, low truth values for the predicate  $V(x)$  was detected in the upper basin. On the contrary, the middle and lower

basin presents high to very high truth values for the groundwater vulnerability. This map is the result of the partial products of the entire evaluation process previously described.



**Figure 6.** Groundwater pollution vulnerability fuzzy map obtained for Dulce Stream Basin.

## Discussion

One of the limitations of the traditional methods for the groundwater vulnerability assessment in plain areas is that it shows a high homogeneity of results. Many plain areas with unconfined aquifers present homogeneity in most of the parameters involving vulnerability assessment (especially in the case of the traditional GODS or DRASTIC methods), mainly at local and regional scales. Therefore traditional assessment methods of groundwater vulnerability present results whose homogeneity makes decision-making altogether difficult. These decisions may be about land use restrictions, monitoring plans, environmental impact assessment, or other aquifer protection strategies. Consequently, the homogeneity of results in the lower categories of vulnerability (even though it makes decision-making easier) may lead to excessive confidence, leading to a rejection of protection measures or decisions taken with scarce attention to prevention (Massone, Quiroz Londoño, & Martínez, 2010). With reference to the vulnerability assessment through DRASTIC method in the Dulce Stream Basin, Figure 4 showed that the category of "moderate vulnerability" implies more than 70% of the area. This label has a high degree of uncertainty, since the meaning of this category is not accurately defined. On the other hand, the final fuzzy map proposed for the Dulce Stream Basin identified the middle and lower basin as areas with high and very high truth values for the main predicate "Groundwater is vulnerable", thus, these sectors are defined as the main areas of greatest vulnerability of groundwater in the basin. The model obtained from fuzzy logic is more restrictive than the DRASTIC method,

since the portions of the area where DRASTIC evidence “moderate vulnerability”, the logic model shows high and very high vulnerability.

The TFS developed to assess the groundwater pollution vulnerability allowed improve the problem of homogeneity of the used hydrogeological variables in plain areas. The fuzzy logic model provides a framework for processing linguistic knowledge and its corresponding data through membership functions for groundwater pollution vulnerability assessment.

## Conclusion

Results in the fuzzy logic model showed a continuous transition from low to high truth values for the main predicate “Groundwater is vulnerable”, which is in fact fuzzy nature of groundwater vulnerability to contamination. In this regard, the TFS generates a continuous vulnerability function unlike of the ordinary methods of groundwater pollution vulnerability assessment, in fact it could be a pronounced advantage over the traditional methods. With a comparison between fuzzy model and ordinary DRASTIC models, it was found that generally, in the ordinary DRASTIC model, the areas covered by classes have a more uniform distribution between the categories compared with fuzzy

model and in terms of mapping, ordinary DRASTIC has a high homogeneity in the vulnerability map compared with fuzzy model which all of these issues are as a result of the nature of Boolean logic applied in structure of DRASTIC method.

In the implementation of planning and water resource management these spatial models can help describe the aquifer system, provide knowledge-based formulation of possible actions, simulate consequences or actions of decision possibilities, and assist in the formulation of implementation strategies. Spatial decision situations are often complex, multidisciplinary, and usually involve many stakeholders. It is important relevant information concerning the issue must be acquired and organized to support problem analysis. This study showed that fuzzy rule-based models, such as the TFS, are more efficient computer-base tools for decision-makers in the water resources management due to high discrimination of the territory, producing successful results using fewer variables than other classic approaches.

### Acknowledgments

One of the authors (AB) is indebted to the Consejo Nacional de InvestigacionesCientíficas y Técnicas (CONICET) for fellowship support.

### References

Aher, P., Adinarayana, J., & Gorantiwar, S. (2013). Prioritization of watersheds using multi-criteria evaluation through fuzzy analytical

hierarchy process. *AgricEngInt: CIGR Journal*, 15(1), 11.

Recovered from <http://www.cigrjournal.org>

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., & Petty, R. (1987). *Drastic: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. (EPA/600/2-85/018). Washington, DC, USA: Environmental Protection Agency.

Auge, M. (2004). *Vulnerabilidad de acuíferos: conceptos y métodos*. RedIRIS. Red Académica y Científica de España. Recovered from <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html>

Bardossy, A., & Disse, M. (1993). Fuzzy rule-based models for infiltration. *Water Resources Research*, 29(2), 373-382.

Barreto-Neto, A., & De Souza, C. R.F. (February, 2008). Application of fuzzy logic to the evaluation of runoff in a tropical watershed. *Environmental Modelling & Software*, 23(2), 244-253.

Civita, M. (1994). *Contamination vulnerability mapping of the aquifer: Theory and practice*. Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale. Italy: Pitagora.

Chowdary, V. M., Rao, N. H., & Sarma, P. B. S. (2005). Decision support framework for assessment of non-pointsource pollution of groundwater in large irrigation projects. *Agricultural Water Management*, 75(3), 194-225.

Dalla-Salda, L., & Iñiguez, R. M. (1979). "La Tinta", Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires (La Tinta, Precambrian and Paleozoic in Buenos Aires) (pp. 539-550). VII Congreso Geológico Argentino I, Neuquén, Argentina.

- Dixon, B., Scott, H. D., Dixon, J. C., & Steele, K. F. (2002). Prediction of aquifer vulnerability to pesticides using fuzzy rule-based models at the regional scale. *Physical Geography*, 23, 130-153.
- Dixon, B. (2005). Groundwater vulnerability mapping: AGIS and fuzzy rule based integrated tool. *Applied Geography*, 25, 327-347.
- Liu, K.F.-R., & Yu, C.-W. (2009) Integrating case-based and fuzzy reasoning to qualitatively predict risk in an environmental impact assessment review. *Environmental Modelling & Software*, 24(10) 1241-1251.
- Foster, S. (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: Van Duijvenbooden, W., & Van Waegeningh, H. G. (eds.). *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants* (pp. 69-86). The Hague, The Netherlands: Committee on Hydrological Research.
- Frind, E., Molson, J., & Rudolph, D. (2006). Well vulnerability: A quantitative approach for source water protection. *Groundwater*, 44(5), 732-742.
- Gao, J. P., Maguhn, J., Spitzauer, P., & Kettrup, A. (1998). Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelseweiher Pond (Southern Germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. *Water Resources*, 32(5), 1662-1672.
- Gharibi, H., Mahvi, A., Nabizadeh, R., Arabalibeik, H., Yunesian, M., & Sowlat, M. (2012) A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic. *Journal of Environmental Management*, 112 (87-95).

Gogu, R., & Dassargues, A. (2000). Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overly and index methods. *Environmental Geology*, 39(6), 549-559.

Gogu, R., Hallet, V., & Dassargues, A. (2003). Comparison of aquifer vulnerability assessment techniques. Application to the Néblon River basin (Belgium). *Environmental Geology*, 44, 881-892.

Guertin, D. P., Fiedler, R. H., Miller, S. N., & Goodrich, D. C. (2000). Fuzzy logic for watershed assessment. In: *Proceedings of the ASCE Conference on Science and Technology for the New Millennium: Watershed Management 2000*, Fort Collins, June 21e24, 2000.

Iribarne, O. (2001). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas* (p. 320). Mar del Plata, Argentina: Editorial Martín.

Lima, M. L., Zelaya, K., & Massone, H. (2011). Groundwater vulnerability assessment combining the drastic and Dyna-Clue Model in the Argentine pampas. *Environmental Management*, 47(5), 828-839.

Marchese, H., & Di Paola, E. (1975) Reinterpretación estratigráfica de la perforación Punta Mogotes N°1, Provincia de Buenos Aires (Stratigraphic interpretation of the well in Punta Mogotes N°1, Province of Buenos Aires). *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 30(1), 17-44.

Massone, H., Tomas, M., & Farenga, M. (2005). *Una aproximación geológica a la planificación de usos del territorio utilizando técnicas*

*SIG. Balcarce (Argentina) como estudio de caso. XVI Congreso Geológico Argentino, Actas V, La Plata, Argentina.*

Massone, H., Quiroz-Londoño, M., & Martínez, D. (2010). Enhanced groundwater vulnerability assessment in geological homogeneous areas: A case study from Argentine Pampas. *Hydrogeology Journal*, 18(2), 371-379.

Mohammadi, K., Niknam, R., & Majd, V. J. (2009). Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: A case study in Tehran-Karaj aquifer, Iran. *Environmental Geology*, 58, 437-446.

Nobre, R. C. M., Rotunno-Filho, O. C., Mansur, W. J., Nobre, M. M. M., & Cosenza, C. A. N. (December, 2007). Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94(3-4), 277-292.

Prato, T. (September, 2005). A fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. *Ecological Modelling*, 187(2-3), 361-368.

Popescu, I. C., Gardin, N., Brouyere, S., & Dassargues, A. (2008). Groundwater vulnerability assessment using physically-based modelling: From challenges to pragmatic solutions. Calibration and Reliability in Groundwater Modelling: Credibility of Modelling *Proceedings of ModelCARE 2007 Conference*, Denmark, September 2007, IAHS Publ. 320.

Quiroz Londoño, O., Martínez, D., Massone, H., Bocanegra, E., & Ferrante, A. (2006). *Hidrogeología del área intersetana bonaerense: cuencas de los arroyos El Moro, Tamangueyú y Seco*.

VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea y Expoagua2006, Asunción, Paraguay.

Reynolds, K. M., Jensen, M., Andreasen, J., & Goodman, I. (2000). Knowledge-based assessment of watershed condition. *Computers and Electronics in Agriculture*, 27, 315-333.

Sala, J. (1975). Recursos Hídricos. *Relatorio VI Congreso Geológico Argentino*. (pp. 169-194). Buenos Aires, Argentina.

Scannapieco, D., Naddeo, V., Zarra, T., & Belgiorno, V. (October, 2012). River water quality assessment: A comparison of binary- and fuzzy logic-based approaches. *Ecological Engineering*, 47, 2012, 132-140.

Umar, R., Ahmed, I., & Alam, F. (2009). Mapping groundwater vulnerable zones using modified DRASTIC approach of an alluvial aquifer in parts of central Ganga plain, western Uttar Pradesh. *Journal of the Geological Society of India*, 73, 193-201.

Uricchio, V. F., Giordano, R., & Lopez, N. (2004). A fuzzy knowledge-based decision support system for groundwater pollution risk evaluation. *Journal of Environmental Management*, 73(3), 189-197.

UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2012). *World's groundwater resources are suffering from poor governance*. UNESCO Natural Sciences Sector News. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

- US EPA, US Environmental Protection Agency. (1985). *Technical support document for water quality-based toxics control*. Washington, DC, USA: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Van Stempvoort, D., Ewert, L., & Wassenaar, L. (1993). Aquifer vulnerability index (AVI): AGI compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal*, 18, 25-37.
- Vrba, J., & Zaporozec, A. (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability* international association of hydrogeologists. Vol. 16. Hannover, Germany: Verlag Heinz Heise.
- Waterman, D. A. (1986). *A guide to expert systems*. Boston, USA: Addison-Wesley.
- Zadeh, L. T. (1965). Fuzzy sets. *Inform Control*, 8, 338-353.
- Zadeh, L. A. (1975). The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning. Part II. *Information Science*, 8, 301-357.
- Zadeh, L. A. (1976). The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning. Part III. *Information Sciences*, 9, 43-80.
- Zadeh, L. A. (1992). Knowledge representation in fuzzy logic. In: Yager, R.R., & Zadeh, L.A. (eds.). *An introduction to fuzzy logic applications in intelligent systems* 8 (pp. 1-25). Boston, USA: Kluwer Academic.

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-04

Artículos

## **Contribución del estrato arbustivo a los flujos de agua y CO<sub>2</sub> de un matorral subtropical en el Noroeste de México**

### **Understory contribution to water vapor and CO<sub>2</sub> fluxes from a subtropical shrubland in northwestern Mexico**

Martha L. Vargas Terminel<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8365-5528>

Enrico A. Yépez<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4746-573X>

Tonantzin Tarin<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5125-579X>

Carlos A. Robles Zazueta<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8384-4708>

Jaime Garatuza Payán<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2357-910X>

Julio C. Rodríguez<sup>6</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9143-9198>

Christopher J. Watts<sup>7</sup>

Enrique R. Vivoni<sup>8</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2659-9459>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Ciudad Obregón, Sonora, México,  
vargastml@gmail.com

<sup>2</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Ciudad Obregón, Sonora, México,  
enrico.yepez@itson.edu.mx

<sup>3</sup>University of Delaware, Department of Plant and Soil Sciences, Newark, USA, tonantzin.tarin@gmail.com

<sup>4</sup>University of Nottingham, Division of Plant and Crop Sciences, Sutton Bonington, Leicestershire, UK, carlos.robleszazueta@nottingham.ac.uk

<sup>5</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Ciudad Obregón, México,  
jaime.garatuza@itson.edu.mx

<sup>6</sup>Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería, Hermosillo, México, jcrod@guayacan.uson.mx

<sup>7</sup>Universidad de Sonora, Departamento de Física, Hermosillo, México,  
cwatts@correo.fisica.uson.mx

<sup>8</sup>Arizona State University, School of Earth and Space Exploration, School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Tempe, USA, vivoni@asu.edu

Autor para correspondencia: Enrico A. Yépez,  
enrico.yepez@itson.edu.mx

## Resumen

La productividad neta del ecosistema y evapotranspiración (ET) de los ecosistemas áridos y subtropicales es poco entendida por la escasez de mediciones de flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua. Todavía las contribuciones relativas a los flujos en los diferentes estratos (p. ej., sotobosque) han sido pobremente analizadas. Este estudio estima ET y los flujos de CO<sub>2</sub> en un estrato arbustivo con presencia de *Mimosa distachya* de un matorral subtropical, en relación con estimaciones netas de la ET y el flujo de CO<sub>2</sub> del ecosistema, determinado con la técnica de covarianza de vórtices. Se tomaron lecturas instantáneas de ET y del intercambio de CO<sub>2</sub> en cuatro parcelas durante distintos periodos durante el día (9, 11, 14 y 18 horas), usando una cámara estática (16.4 m<sup>3</sup>), equipada con un analizador de gases infrarrojo de rápida respuesta. La variación de flujos durante los períodos de medición se usó para integrar la magnitud del flujo durante el día. Se presentó gran variación en los flujos durante julio y septiembre, donde hubo más ganancia de CO<sub>2</sub> de la atmósfera hacia el ecosistema, con un intercambio neto de CO<sub>2</sub> de  $-1.35 \pm 1.93 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $-1.15 \pm 0.74 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , para cada mes, respectivamente, lo cual indica que la fotosíntesis fue más alta que la respiración en este estrato. En un periodo seco durante agosto, el flujo de CO<sub>2</sub> fue de  $-0.85 \pm 0.73 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Durante estos períodos, el ET fue de  $3.63 \pm 0.15 \text{ mm d}^{-1}$  en julio;  $2.71 \pm 0.08 \text{ mm d}^{-1}$  en agosto, y  $1.59 \pm 0.5 \text{ mm d}^{-1}$  en septiembre. Comparando estos resultados con los flujos netos de vapor de agua y CO<sub>2</sub> del ecosistema, se encontró que el estrato arbustivo aporta entre 17 y 21% a los flujos de CO<sub>2</sub> y de 25 a 39% en los flujos de vapor de agua durante el monzón de Norteamérica.

**Palabras clave:** biogeociencias, ecohidrología, sotobosque, evapotranspiración, intercambio neto de CO<sub>2</sub>, *Mimosa distachya*.

## Abstract

The net ecosystem production and evapotranspiration (ET) of arid and subtropical ecosystems is poorly understood by the lack of measurements of CO<sub>2</sub> and water vapor fluxes. Moreover, the contributions related to the fluxes in the different strata (*i.e.* understory) have been poorly studied. The present investigation estimates ET and CO<sub>2</sub> fluxes of a shrubby understory with the presence of *Mimosa distachya* from a subtropical shrubland in relation to the net estimates of ecosystem ET and net CO<sub>2</sub> fluxes determined with the eddy covariance technique. Instantaneous ET and CO<sub>2</sub> exchange measurements were carried in four plots for different time periods during the day (9, 11, 14 and 18 hours) using a static chamber (16.4 m<sup>3</sup>) coupled with a fast response infrared gas analyzer. The variation of the fluxes during diurnal cycles was used to integrate the magnitude of the flux during the daylight hours. There was great variation in the understory fluxes, during July and September where there was more CO<sub>2</sub> gain from the atmosphere towards the ecosystem with a net CO<sub>2</sub> exchange of  $-1.35 \pm 1.93 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  and  $-1.15 \pm 0.74 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectively, indicating that photosynthesis was higher than respiration in this stratum. In a dry period during August the CO<sub>2</sub> flux was  $-0.85 \pm 0.73 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . During these periods, ET was  $3.63 \pm 0.15 \text{ mm d}^{-1}$  in July;  $2.71 \pm 0.08 \text{ mm d}^{-1}$  in August, and  $1.59 \pm 0.5 \text{ mm d}^{-1}$  in September. Comparing these results with the total ecosystem ET and the net CO<sub>2</sub>

exchange, it was found that the understory contributes with 17 and 21% to CO<sub>2</sub> fluxes and from 25 to 39% in water vapor fluxes during the North American Monsoon.

**Keywords:** Biogeosciences, ecohydrology, understory, evapotranspiration, net CO<sub>2</sub> exchange, *Mimosa distachya*.

Recibido: 29/08/2019

Aceptado: 22/01/2020

## Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren alrededor de 40% de la superficie terrestre (Shaw, Huxman, & Lund, 2005). Tales ecosistemas han tomado un interés importante en el estudio del ciclo global del carbono (C) debido a la complejidad de procesos funcionales dinámicos que intervienen para definir su productividad; representan hasta 30% de la productividad primaria neta, almacenan alrededor de 15% del contenido de C orgánico en el suelo y controlan el almacenamiento de CO<sub>2</sub> en ecosistemas terrestres a nivel global (Schlesinger & Bernhardt, 2013; Poulter *et al.*, 2014; Ahlström *et al.*, 2015); y están limitados por la

disponibilidad de agua, siendo la precipitación el factor principal que regula su productividad (Biederman *et al.*, 2017). Los regímenes de lluvia en estos ecosistemas son estacionales; los eventos de precipitación se presentan en forma de “pulsos intermitentes” (Ehleringer, 2001; Huxman *et al.*, 2004), haciendo que sus procesos biogeoquímicos tengan respuestas altamente sensibles a la intensidad y frecuencia en la precipitación (Austin *et al.*, 2004; Verduzco *et al.*, 2015); ello provoca que la actividad ecofisiológica de la vegetación y los organismos presentes del suelo sea muy dinámica y difícil de predecir (Vargas *et al.*, 2013; Biederman *et al.*, 2016).

El balance de C y H<sub>2</sub>O en ecosistemas terrestres está delimitado por el intercambio de elementos y energía, el cual se da por medio de la asimilación de CO<sub>2</sub> a través del proceso la fotosíntesis (PPB, productividad primaria bruta) y la emisión de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera por medio de la respiración del ecosistema ( $R_{\text{eco}}$ ). Este intercambio de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el ecosistema comprende el balance neto de PPB y  $R_{\text{eco}}$  siendo conocido como intercambio neto del ecosistema (*Net Ecosystem Exchange*, NEE por sus siglas en inglés), el cual es una aproximación robusta de la productividad neta del ecosistema ( $PNE = -NEE$ ) (Chapin, Matson, & Vitousek, 2011; Grace, Mitchard, & Gloor, 2014).

El intercambio de elementos y energía entre el ecosistema y la atmósfera se ha medido por diferentes técnicas, pero a escala de ecosistema, la más utilizada es la covarianza de vórtices (EC, *Eddy Covariance*; Baldocchi, 2008). Sin embargo, esta técnica tiene limitaciones para representar flujos en distintos estratos del ecosistema, pues asume una extensión de terreno grande y homogénea, y no

distingue entre los diferentes estratos del ecosistema (p. ej., sotobosque y microbiota del suelo). Por tanto, las contribuciones relativas a los flujos ecosistémicos del dosel y sotobosque no se conocen ampliamente (Scott *et al.*, 2003). Se ha encontrado que debido a las condiciones que presenta el sotobosque, como una velocidad del viento baja, gran heterogeneidad y turbulencia intermitente, provoca que las mediciones de EC sean inconsistentes. Las cámaras estáticas son herramientas adecuadas para estudios de dinámica de intercambio de gases a escalas pequeñas con amplia variabilidad espacial (Angell, Svejcar, Bates, Saliendra, & Johnson, 2001; Yépez *et al.*, 2005) y presentan una relación aceptable con la técnica de covarianza de vórtices (Angell & Svejcar, 1999; Czóbel *et al.*, 2005; Wohlfahrt, Fenstermaker, & Arnone III, 2008).

Debido a la estructura del sotobosque, que consiste en un mosaico de patrones heterogéneos, muy común en las zonas áridas y semiáridas (Loik, Breshears, Lauenroth, & Belnap, 2004), el uso de cámaras estáticas es recomendable para detectar los efectos de la vegetación y el cambio de uso de suelo en los flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua (Delgado-Balbuena *et al.*, 2013). Escasas investigaciones han cuantificado la evapotranspiración y los flujos de CO<sub>2</sub> a escalas intermedias o en compartimentos específicos de los ecosistemas (Scott *et al.*, 2003). Sin embargo, se ha observado que en ecosistemas áridos y semiáridos el sotobosque o estratos inferiores pueden contribuir hasta con un 44% de los flujos netos de C (Misson *et al.*, 2007) y hasta 62% de la ET en un bosque de mezquite (Yépez *et al.*, 2007).

Debido a que con cámaras estáticas de intercambio de gases es posible cuantificar estos flujos ecosistémicos (Arnone & Obrist, 2003;

Jasoni, Smith, & Arnone, 2005; Delgado-Balbuena *et al.*, 2013), en el presente estudio se midieron los flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua en un estrato arbustivo con presencia de *Mimosa distachya* en un matorral subtropical del noroeste de México, para estimar la contribución relativa a los flujos totales del ecosistema. Las hipótesis elaboradas por los autores proponen que este estrato arbustivo contribuye con un porcentaje significativo a los flujos totales de CO<sub>2</sub> y vapor de agua del ecosistema, además de que su contribución relativa varía en función de la disponibilidad de agua en suelo durante la temporada de lluvia.

## **Materiales y métodos**

### **Sitio de estudio**

El sitio de estudio es un matorral subtropical. Se encuentra en el municipio de Rayón, en la parte central del estado de Sonora, México (29.74° N, -110.54° O), a una altitud de ~632 msnm (Vivoni *et al.*, 2010). El clima de la zona es árido semicálido BSoh(x') de acuerdo con la clasificación de García (1998). Esta zona posee una marcada estacionalidad, influenciada

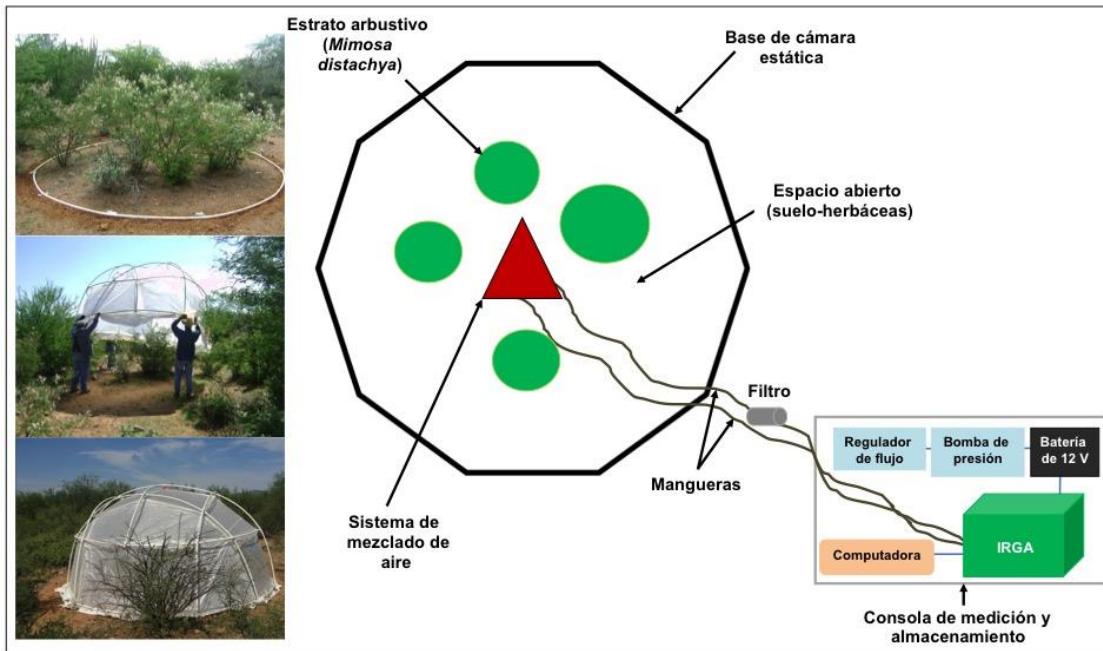
por el fenómeno del sistema del monzón de Norteamérica, lo que permite una activa temporada de lluvias durante el verano, lo que representa hasta 70% de la precipitación anual (Villarreal *et al.*, 2016). Los registros históricos reportan una temperatura promedio anual de 21.4 °C, con una precipitación media de 502 mm año<sup>-1</sup> durante el periodo 1974-2016 (CICESE, 2018). El sitio está equipado con un sistema de covarianza de vórtices (Balocchi *et al.*, 2001; Balocchi, 2008), que monitorea de manera continua el flujo de CO<sub>2</sub> y vapor de agua del matorral (Watts *et al.*, 2007). Los suelos son poco profundos (~1 m) y se clasifican como regosol-yermosol, con textura franco arenosa (de 0 a 30 cm) y arcilla arenosa (de 30 a 100 cm) (Verduzco *et al.*, 2018).

En su mayoría, la vegetación del sitio se caracteriza por especies micrófilas, con presencia de espinas y pérdida de hojas durante la temporada seca (Rzedowski, 2006). Presenta dos estratos definidos por: (1) un estrato arbóreo, dominado por las especies de *Prosopis velutina*, *Acacia cochliacantha* *Parkinsonia praecox* y consorcios de *Fouquieria macdougalii* con *Jatropha cordata*; y (2) un estrato arbustivo conformado por *Ambrosia cordifolia*, *Encelia farinosa*, *Lycium berlandieri* y una notable presencia de *Mimosa distachya* (Tarin *et al.*, 2014).

## **Intercambio neto de CO<sub>2</sub> (*NCE*) y evapotranspiración del estrato arbustivo (*ET<sub>arb</sub>*)**

Para fines del presente estudio se emplearon los términos de intercambio neto de CO<sub>2</sub> (*net CO<sub>2</sub> exchange*, *NCE* por sus siglas en inglés) y evapotranspiración del estrato arbustivo (*ET<sub>arb</sub>*) para referir al intercambio de CO<sub>2</sub> y al flujo de vapor de agua medido con la cámara estática. Se utilizarán los conceptos de intercambio neto del ecosistema (*net ecosystem exchange*, *NEE* por sus siglas en inglés) y evapotranspiración del ecosistema (*ET*) para hacer alusión al intercambio de CO<sub>2</sub> y flujo de vapor de agua proveniente de la técnica de covarianza de vórtices (*EC*).

Las mediciones del intercambio de gases se llevaron a cabo durante el verano de 2012, los días del año 199, 220-221 y 258-259, durante la temporada del monzón de Norteamérica. Los flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua se cuantificaron utilizando una cámara estática de intercambio de gases (domo), un método desarrollado y explicado detalladamente en Arnone y Obrist (2003). La cámara es una versión modificada de la cámara de 4.2 metros de diámetro fabricada por *Shelter Systems Inc.* (Menlo Park, CA, EUA). La cámara tiene una altura de 2.0 m, un peso de 30 kg, volumen de 16.4 m<sup>3</sup> y cubre un área de 12.25 m<sup>2</sup>. Su estructura se forma por una cubierta semitransparente y moderadamente translúcida de polietileno (PE), que permite el paso de 90% de la luz hacia el interior de la cámara (Arnone & Obrist, 2003). Se modificó la versión usada por Arnone y Obrist (2003), pues se construyó una base inferior para mayor soporte y sellado (Figura 1).



**Figura 1.** Diseño experimental para la medición de intercambio de gases con una cámara estática y diagrama del sistema de medición, control y almacenamiento.

Se seleccionaron cuatro parcelas experimentales que tuvieran *M. distachya* y un área foliar similar, la cual se determinó con un ceptómetro (Sun Scan SS1, Delta T Devices Ltd., Cambridge, UK) (Tabla 1). Las mediciones tuvieron una duración entre 120 y 140 segundos después de colocar la cámara a cada parcela experimental; terminada cada medición fue removida y aireada por varios minutos antes de ser puesta en otra parcela (Hamerlynck *et al.*, 2011). Se tomaron lecturas instantáneas de NCE y  $ET_{arb}$  en las parcelas experimentales en cuatro períodos del día (9, 11, 14 y 18 horas).

**Tabla 1.** Índice de área foliar para las parcelas experimentales en el estrato arbustivo del matorral subtropical.

Parcela	Promedio	Desviación estándar	Error estándar
1	0.6	0.30	0.12
2	0.6	0.32	0.11
3	0.8	0.46	0.16
4	0.9	0.77	0.27

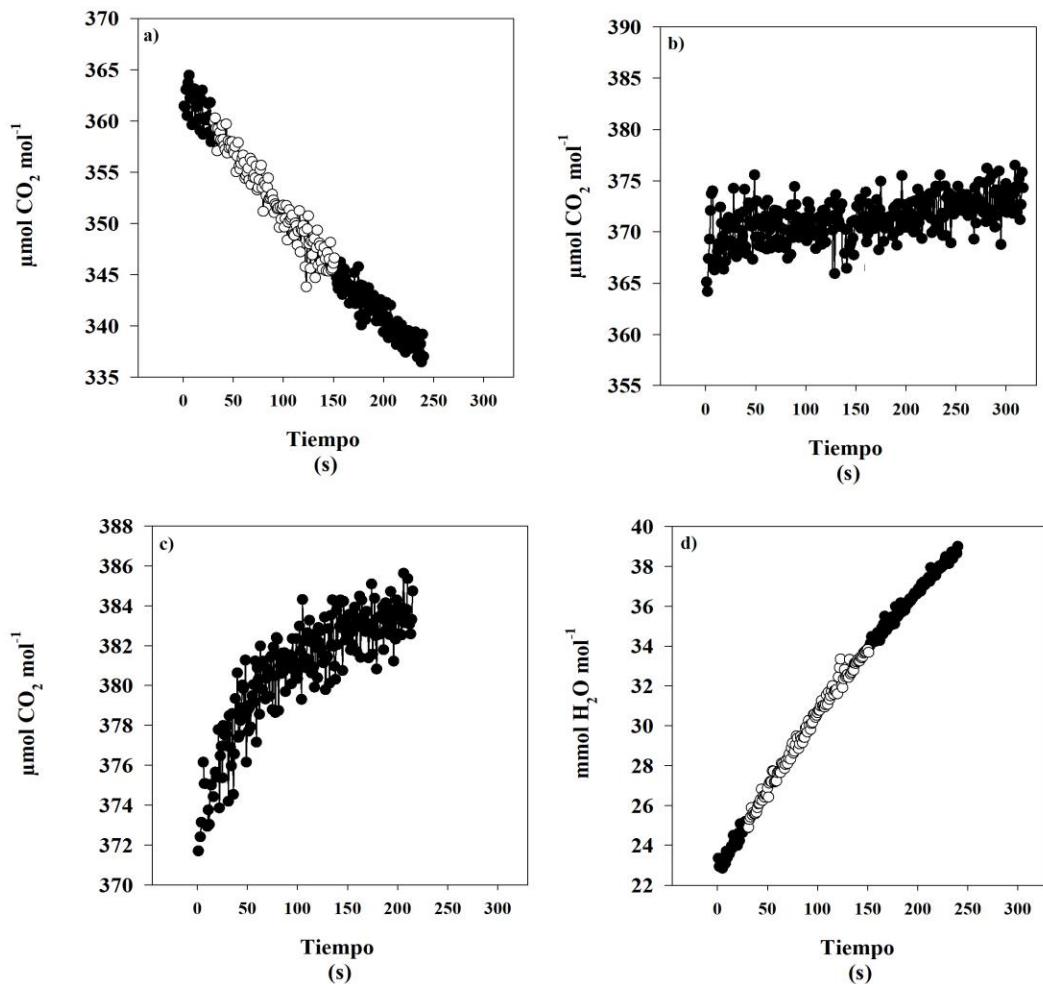
Antes de cada medición se estableció al centro de cada parcela un sistema de mezclado de aire formado por seis abanicos de 12 cm de diámetro, cuatro orientados en horizontal y dos de manera vertical para la homogeneización del aire dentro de la cámara. El aire dentro de la cámara estática fue circulado hacia un analizador de gases en infrarrojo (IRGA, LI-840, LI-COR Biosciences, Lincoln, NE, EUA) para determinar la concentración (cambio) de CO<sub>2</sub> y vapor de agua. Para esto se utilizó una bomba neumática (GAST, Benton Harbor, MI, EUA) para la circulación del aire hacia el IRGA; un regulador de flujo (*Dwyer Instruments, Inc., Michigan City, IN, EUA*) para circular el aire a 1 litro por minuto, y un filtro (Balston DFU, Haverhill, MA, EUA) para evitar el paso de impurezas hacia el IRGA. Los datos recolectados por el IRGA se almacenaron en una computadora portátil usando el software de adquisición de datos del *LI-840* (Figura 1).

## Cálculos de flujos con cámaras estáticas

El cálculo de  $NCE$  y  $ET_{arb}$  en cada parcela experimental se obtuvo mediante la ecuación de flujo para cámaras estáticas de Jasoni *et al.* (2005):

$$\frac{F = m \cdot V \cdot P}{A \cdot R \cdot T} \quad (1)$$

donde  $F$  es el flujo instantáneo neto de  $\text{CO}_2$  ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) o  $\text{H}_2\text{O}$  ( $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ );  $m$ , la razón de cambio de concentración de  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  con respecto al tiempo (p. ej., Figura 2);  $V$ , el volumen total de la cámara estática ( $\text{m}^3$ );  $P$ , la presión atmosférica (kPa);  $R$ , la constante de los gases ideales ( $8.3144 \text{ m}^3 \text{ Pa mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ );  $T$ , la temperatura promedio del aire durante la medición ( $K$ ), y  $A$  es el área de la cámara estática ( $\text{m}^2$ ).



**Figura 2.** Ejemplos de mediciones instantáneas de cambios en las concentraciones de  $\text{CO}_2$  y vapor de agua dentro de la cámara de un periodo de medición en una parcela experimental con presencia de *M. distachya*. El panel a) representa asimilación de  $\text{CO}_2$ ; b) compensación entre asimilación y emisión; c) emisión de  $\text{CO}_2$ , y d) salida de agua. La porción en color blanco son los 120 segundos considerados para el cálculo de *NCE* y  $ET_{\text{arb}}$ .

Durante cada medición,  $P$  se obtuvo del IRGA y la  $T$  con un termópar. Para tener la pendiente ( $m$ ) de cada medición se tomaron los datos del incremento de concentración de gases después de 30 s de iniciadas las mediciones, a fin de permitir la estabilización de las condiciones dentro de la cámara. En cada medición, los incrementos instantáneos de CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O se graficaron para determinar  $m$ ; con estas mediciones, pendientes negativas representan captura de CO<sub>2</sub> del ecosistema, mientras que pendientes positivas son emisión de CO<sub>2</sub> y vapor de agua ( $ET$ ) hacia la atmósfera (Figura 2).

Para integrar los flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua a escala diurna se siguió el procedimiento de Potts *et al.* (2006), donde los valores instantáneos de  $NCE$  y  $ET_{arb}$  de cada parcela se calcularon utilizando una curva de ajuste y la función de integración trapezoidal (*SigmaPlot v.12, Systat Software, Inc., Chicago, IL, EUA*).

## **Intercambio neto del ecosistema (NEE) y evapotranspiración (ET)**

La técnica de covarianza de vórtices (EC, por sus siglas en inglés) emplea mediciones de alta frecuencia (10 Hz) de la concentración de gases (p. ej., H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> o CH<sub>4</sub>) y la dirección del viento en tres dimensiones, lo cual permite estimar el intercambio vertical de energía y gases entre el

ecosistema y la atmósfera, con base en la turbulencia que ocurre en la atmósfera (Baldocchi, 2014; Aubinet, Vesala, & Papale, 2012). El flujo se define como la covarianza de la velocidad de las fluctuaciones verticales de la velocidad del viento y la concentración de CO<sub>2</sub> y agua, multiplicada por la densidad promedio del aire en un espacio de tiempo (Delgado-Balbuena *et al.*, 2019).

El sistema de covarianza de vórtices en el sitio de estudio consistió en un anemómetro sónico de tres dimensiones (CSAT3, *Campbell Scientific*, Logan, Utah, EUA) y un analizador de gases en infrarrojo de configuración abierta (LI-7500, LI-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska, EUA), que realizan las mediciones a 20 Hz y se colocaron a 6 m sobre la vegetación. Además, se midieron variables meteorológicas, que incluyeron humedad relativa y temperatura (HMP45D, *Vaisala*, Helsinki, Finland); precipitación (TR-525USW, *Texas Electronics*, Dallas, TX, EUA), y humedad de suelo (CS616, *Campbell Scientific*, Logan, UT, EUA). Los datos derivados del sistema de EC y de los sensores de meteorología se guardaron en una consola de control y almacenamiento de datos (CR5000, *Campbell Scientific*, Logan, Utah, EUA). A la postre, los datos se procesaron y promediaron a medias horas para obtener *NEE* y *ET* (Verduzco *et al.*, 2018). Estudios previos describen con mayor detalle la instrumentación del sistema de EC y los sensores meteorológicos en el sitio de estudio, así como el procesamiento y controles de calidad de datos de *NEE* y *ET* (Watts *et al.*, 2007; Vivoni *et al.*, 2010; Méndez-Barroso *et al.*, 2014; Tarin *et al.*, 2014).

Para representar los flujos diurnos de *NEE* y *ET*, y poder compararlos con las mediciones de *NCE* y *ET<sub>arb</sub>*, se realizó un promedio

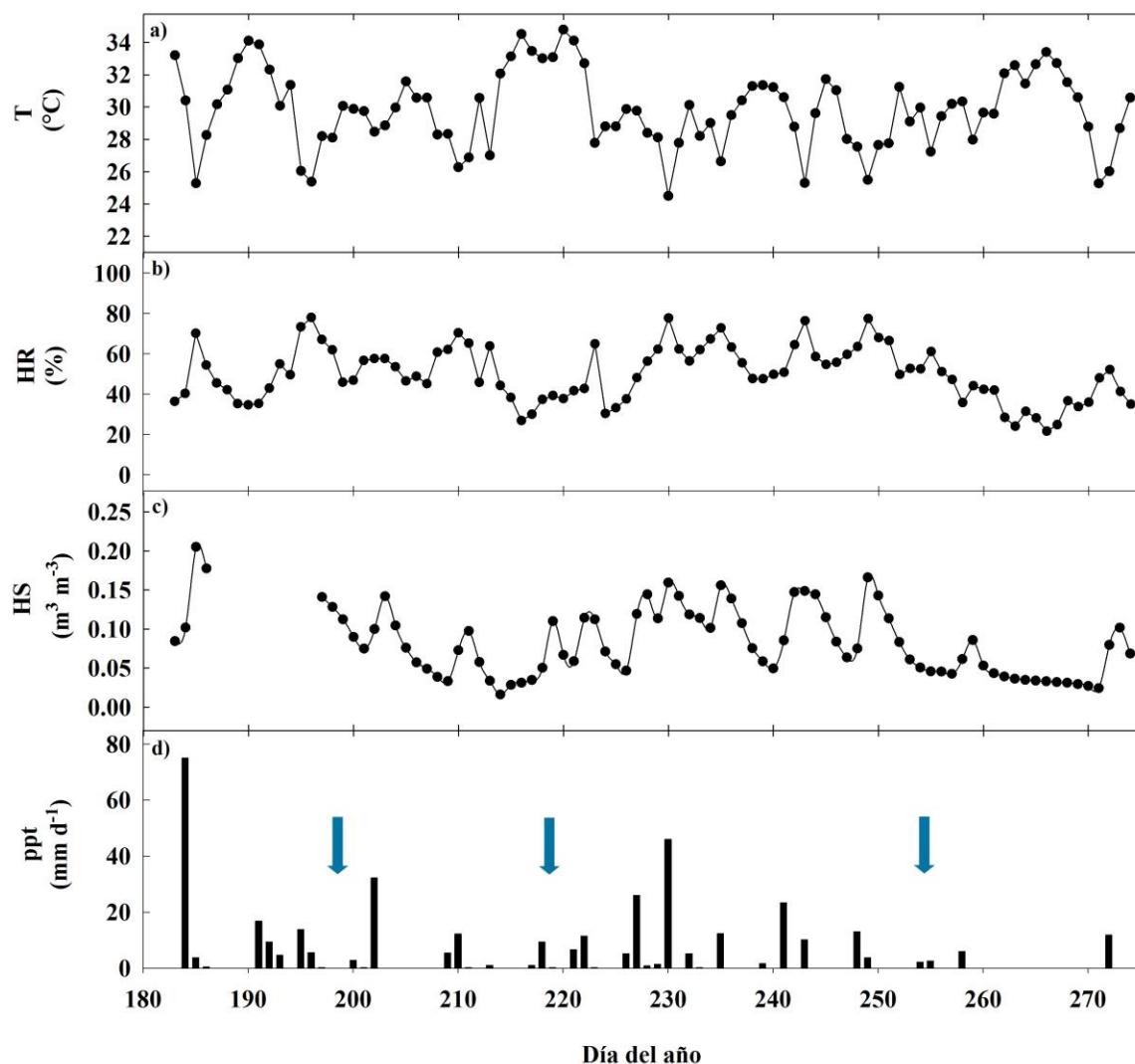
de siete días de las observaciones de *NEE* y *ET*, que incluyeron tres días previos de medición con la cámara estática, el día de medición y tres días posteriores.

## Resultados

### Condiciones ambientales

La Figura 3 muestra las variaciones de las condiciones meteorológicas durante el periodo de mediciones de flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua en el matorral subtropical de Rayón, Sonora, México. La temperatura varió entre 24.48 y 34.79 °C, mientras que HR mostró un comportamiento inverso a la temperatura, con valores entre 77.90 y 21.52%. Durante la época de lluvias en el sitio de estudio se registraron 39 eventos de precipitación, de los cuales, 62% fue mayor a 3 mm y el restante (39%) se trató de eventos menores a 3 mm, con periodos secos (intervalos entre los eventos de precipitación menores o iguales a cuatro días). Similar a HR, la humedad de suelo respondió a los patrones de precipitación. La humedad de suelo se incrementó con la presencia de lluvia y disminuyó

cuando terminaron los pulsos de precipitación; el valor más alto observado de humedad de suelo fue de  $0.20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  después de un evento de lluvia de más de 70 mm y el más bajo de  $0.01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ .

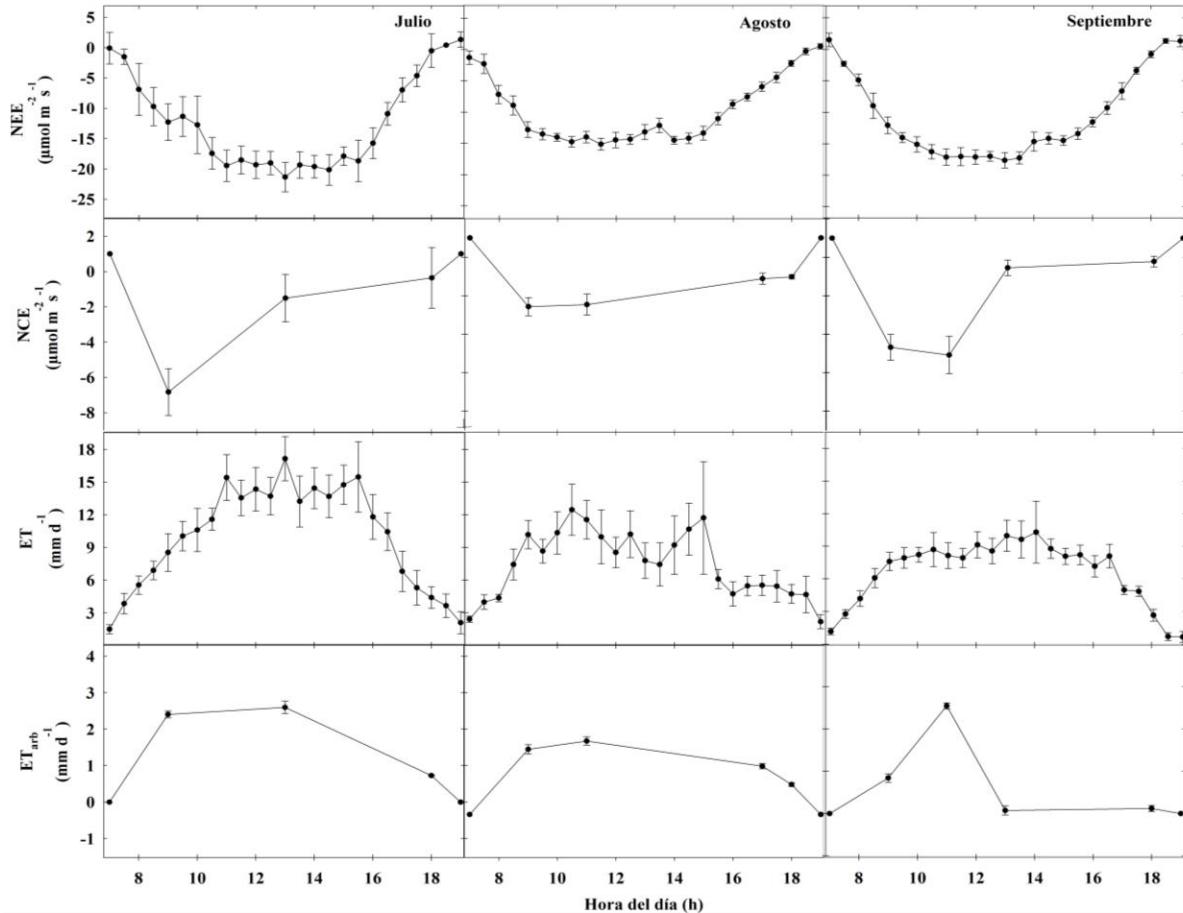


**Figura 3.** Micrometeorología diurna promedio para el periodo julio-septiembre de 2012: a) temperatura (T); b) humedad relativa (HR); c) humedad de suelo (HS), y d) precipitación (ppt). Las flechas indican los

días del año (199, 220-221 y 258-259) en que se efectuaron las mediciones de  $NCE$  y  $ET_{arb}$  con la cámara estática.

## **$NCE$ y flujo de vapor de agua en el estrato arbustivo**

La Figura 4 ilustra la magnitud y trayectoria de  $NCE$  y  $ET_{arb}$  durante un ciclo diurno en el verano de 2012. Los flujos promedio ( $n = 4$ ) máximos de  $NCE$  se detectaron a las 11:00 horas, con valores de  $-2.46 \pm 0.54$  y  $-5.08 \pm 0.96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , para los meses de agosto y septiembre, respectivamente, con excepción de julio, que mostró el valor más alto de  $NCE$  a las 9:00 con  $-6.83 \pm 1.32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Durante la tarde, los flujos promedio disminuyeron al rango de  $-0.35 \pm 1.72$ ,  $-1.02 \pm 0.10$  y  $-0.21 \pm 0.27 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Notablemente, se observa el mismo comportamiento de  $NCE$  con respecto a  $NEE$  durante los periodos diurnos, coincidiendo con sus valores máximos de asimilación de  $\text{CO}_2$  a las mismas horas del día.



**Figura 4.** Trayectoria diurna del intercambio neto de CO<sub>2</sub> (NCE) y evapotranspiración (ET<sub>arb</sub>) del estrato arbustivo con presencia de *M. distachya* y del intercambio neto del ecosistema (NEE) y evapotranspiración (ET) total del ecosistema determinado por covarianza de vórtices (EC) durante el periodo de estudio.

Por otra parte, el valor promedio de la ET<sub>arb</sub> a las 09:00 horas durante julio fue  $2.40 \pm 0.09$  mm d<sup>-1</sup>, mientras que en agosto mostró un valor de  $1.54 \pm 0.10$  mm d<sup>-1</sup>, y en septiembre de  $0.84 \pm 0.10$  mm d<sup>-1</sup>.

Los valores máximos de *ET* se observan entre las 11:00 y 14:00 horas, con valores de  $2.59 \pm 0.16$ ,  $1.73 \pm 0.09$ ,  $2.54 \pm 0.07 \text{ mm d}^{-1}$  para julio, agosto y septiembre, respectivamente, mostrando los valores mínimos a las 18:30 horas (en el rango de 0.07 a  $0.72 \text{ mm d}^{-1}$ ).

## Evapotranspiración e intercambio neto del ecosistema

La *ET* y el flujo de CO<sub>2</sub> del ecosistema —obtenidos con la técnica de EC— se muestran en la Figura 4. Los valores negativos de *NEE* comienzan alrededor de las 7:00 horas durante julio y agosto, con rangos entre -1.28 y -0.08  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ; mientras que en septiembre el ecosistema comienza a presentar ganancia de CO<sub>2</sub> a las 7:30 horas, con un valor de -2.23  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Estos valores se incrementan de manera continua y rápida hasta las 11:00 horas, aproximadamente, para los tres meses, mostrando valores máximos de asimilación de CO<sub>2</sub>, de -18.54, -15.14 y -17.12  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  para julio, agosto y septiembre. Durante la tarde, el ecosistema responde al decremento de la radiación solar, los valores negativos de CO<sub>2</sub> disminuyen a valores mínimos de -0.51, -0.29 y -3.37  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ .

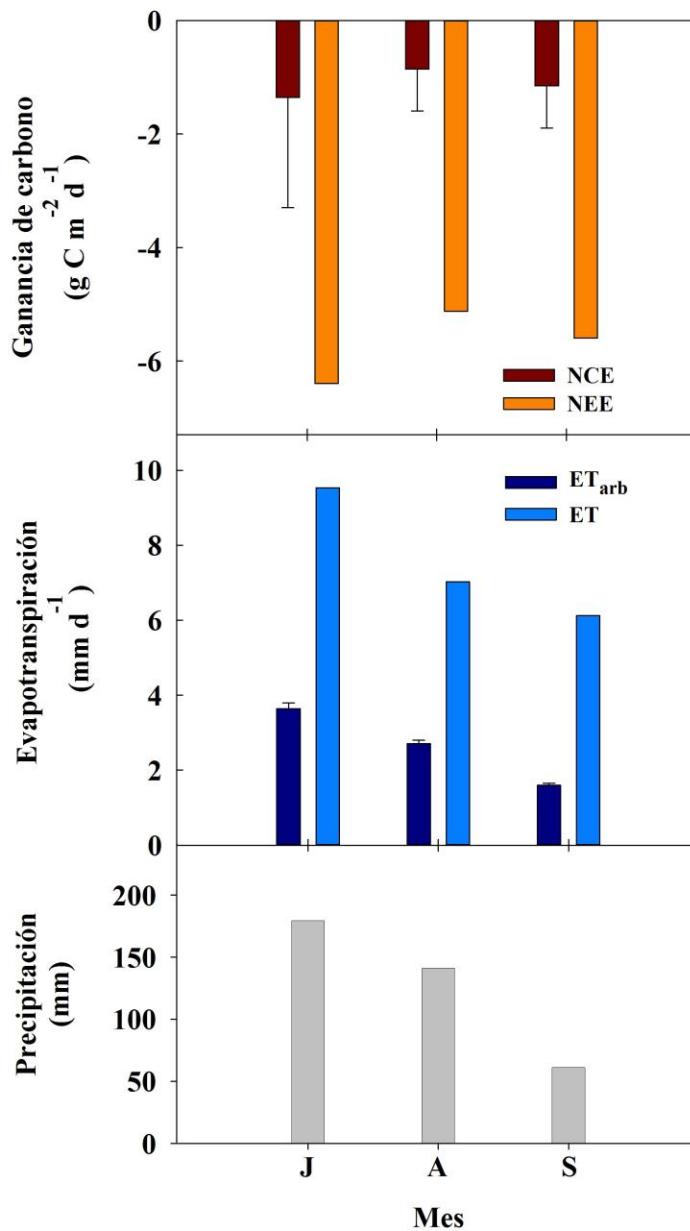
El intercambio de vapor de agua a nivel ecosistema comienza a las 6:30 horas con la disponibilidad de radiación solar y el aumento de temperatura. Durante el mes de julio hubo valores promedio entre 1.10

y  $17.14 \text{ mm d}^{-1}$ ; agosto mostró rangos de  $ET$  entre  $1.50$  y  $12.43 \text{ mm d}^{-1}$ . Los resultados medidos por  $EC$  indican que el mes de septiembre difiere de los anteriores; el inicio de la dinámica de los flujos de vapor de agua del ecosistema se da a las 7:00 horas y concluye el ciclo diurno para las 17:30 horas, mostrando un rango de valores entre  $1.13$  y  $10.27 \text{ mm d}^{-1}$ . Los valores de evapotranspiración no comienzan cercanos o iguales a cero debido a que las mediciones fueron sólo con disponibilidad de radiación solar.

## Dinámica de flujos integrados del estrato arbustivo y el ecosistema

El estrato arbustivo con presencia de la leguminosa *M. distachya* tiene una importante contribución a la dinámica de los flujos de  $\text{CO}_2$  y vapor de agua durante las horas luz en el matorral subtropical que estudiaron los autores. El estrato arbustivo presentó una gran variabilidad en los flujos diurnos totales, siendo julio y septiembre los meses de mayores ganancias de C, con valores de  $-1.3 \pm 1.93 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $-1.15.85 \pm 0.74 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, sugiriendo que durante estos periodos, la fotosíntesis fue más fuerte que la respiración en tal estrato. En agosto, cuando se presentó un periodo seco,  $NCE$  fue de  $-0.85 \pm 0.73 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , menor que los otros dos meses; la  $ET_{\text{arb}}$  de julio fue  $3.63 \pm 0.15 \text{ mm d}^{-1}$ .

<sup>1</sup>; mientras agosto presentó  $2.71 \pm 0.08 \text{ mm d}^{-1}$ , y septiembre con  $1.59 \pm 0.05 \text{ mm d}^{-1}$ . Cabe destacar que la variación en la evapotranspiración siguió el patrón de disponibilidad de agua, mostrando los flujos más bajos en septiembre (Figura 5).



**Figura 5.** Comparación de flujos de *NCE* y  $ET_{arb}$  y los flujos totales del ecosistema (*NEE* y *ET*) durante el periodo de estudio, en donde J = julio, A = agosto, S = septiembre.

La aportación al flujo de CO<sub>2</sub> y agua por parte del estrato arbustivo fue considerable. La contribución relativa del estrato arbustivo al flujo de CO<sub>2</sub> del ecosistema durante los días de estudio fue de 20 y 35% al flujo de agua. Los valores máximos de ganancia de CO<sub>2</sub> se observaron durante el mes de julio, tanto lo obtenido por la cámara estática como por el sistema de EC. Por otra parte, tanto con *NCE* y *NEE* variaron de acuerdo con la disponibilidad de humedad. La variación en *ET<sub>arb</sub>* y *ET* siguió el patrón de disponibilidad de agua en el suelo, mostrando los flujos más bajos en septiembre.

## Discusión

La dinámica de los flujos de H<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> es más activa durante la temporada de lluvias. Todavía se desconoce la contribución relativa del sotobosque o estratos inferiores del ecosistema. En el matorral se tiene un estrato arbustivo con presencia de la leguminosa *M. distachya*, por lo que la hipótesis planteada acerca de este arbusto tiene una importante contribución a la magnitud y dinámica de los flujos de agua y CO<sub>2</sub> en dicho ecosistema.

Existen metodologías que permiten medir los flujos de agua y CO<sub>2</sub>, separar los flujos a nivel del ecosistema y estrato arbustivo, como las

cámaras estáticas, las cuales son herramientas útiles para medir flujos de vapor de agua y CO<sub>2</sub> en los diferentes estratos de los ecosistemas y de parcelas experimentales (Arnone & Obrist, 2003; Yépez *et al.*, 2005).

El área cubierta por las cámaras estáticas incluye todos los componentes representativos del ecosistema, por lo que se elimina la necesidad de separar las mediciones de flujos en los espacios arbustivos (suelo *vs.* herbáceas), y el estrato arbustivo, un procedimiento necesario para las cámaras pequeñas usadas por Angell y Svejcar (1999) y Angell *et al.* (2001), además de permitir la replicación, lo que permite rigor estadístico (Yépez *et al.*, 2005).

También se ha demostrado que los métodos de cámaras estáticas tienen una relación consistente con los flujos estimados con la técnica de EC (Oechel *et al.*, 1998; Angell *et al.*, 2001; Wohlfahrt *et al.*, 2008), sin perder la representatividad del ecosistema.

Los resultados obtenidos por los autores muestran una dinámica y comportamiento variable de los flujos de CO<sub>2</sub> y vapor de agua en los períodos diurnos, prevaleciendo valores considerables de asimilación de CO<sub>2</sub> (Figura 4), lo que representa una contribución relativa de entre 17 y 21% del flujo neto del ecosistema (p. ej., *NEE*), mientras que la evapotranspiración del estrato arbustivo representó entre 25 y 39% del flujo total de la *ET* en el ecosistema. Esta respuesta sugiere que hubo suficiente humedad en el suelo durante la temporada del monzón para que *M. distachya* se mantuviera fisiológicamente activa, ya que la fotosíntesis durante las horas luz siempre fue dominante, a pesar de

presentar una depresión importante a partir del mediodía, lo que quizás limitó su contribución a los flujos ecosistémicos netos de CO<sub>2</sub> (Figura 4).

La actividad de los microorganismos del suelo probablemente también se vio influenciada por la disponibilidad de agua en el suelo para contribuir a la dinámica del intercambio de gases.

En las parcelas de estudio existe una presencia importante de costras biológicas del suelo, las cuales pudieron contribuir al intercambio neto de CO<sub>2</sub>. En el desierto de Mojave, Jasoni *et al.* (2005) atribuye que las tasas de asimilación más altas pudieron haber sido debido a la fotosíntesis de las comunidades autótrofas del suelo como las costras biológicas, que en condiciones óptimas de disponibilidad de agua y temperatura para realizar su actividad biológica pueden contribuir de manera significativa a la biogeoquímica del ecosistema (Delgado-Baquerizo, Maestre, & Gallardo, 2013).

La mayoría de los eventos de precipitación de los ecosistemas áridos y semiáridos son pulsos menores a 3 mm (Loik *et al.*, 2004), pulsos de lluvia pequeños para provocar una respuesta de la mayoría de las plantas, pero lo suficientemente grandes como para estimular una respuesta de las costras biológicas, que por lo general se encuentran de 1 a 2 mm de la superficie del suelo, entre la cubierta de la vegetación (Austin *et al.*, 2004). Así, sería plausible considerar una contribución importante de las costras biológicas del suelo a los flujos de C de este estrato arbustivo. Por ejemplo, en el sitio se presentaron, en promedio, intervalos de tres días entre cada evento de precipitación, donde 58% fue mayor a 3 mm (Figura 2). Tomando en cuenta que hubo presencia óptima de humedad en las

parcelas del estrato arbustivo con presencia de *M. distachya*, se tuvo un microambiente ideal para una alta actividad fisiológica de esta leguminosa y de las costras biológicas.

Los autores no tienen conocimiento acerca de estudios que proporcionen datos de los patrones diurnos de *NCE* y *ET* en estratos inferiores de ecosistemas, como el sotobosque en ecosistemas semiáridos. Sin embargo, la contribución relativa del estrato arbustivo con presencia de *M. distichya* es similar a reportes previos en varios ecosistemas, y en particular para zonas semiáridas (Misson *et al.*, 2007; Yépez, Scott, Cable, & Williams, 2007). De igual forma, es posible comparar nuestros valores de *NCE* (Figura 4) medidos con la cámara estática durante la temporada de lluvias con otros ecosistemas arbustivos. Por ejemplo, Jasoni *et al.* (2005) reporta valores máximos de asimilación diurnos de  $-1.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en el desierto de Mojave; mientras que Obrist, DeLucia, y Arnone, (2003), al igual que Prater, Obrist, Arnone III, y DeLucia (2006), reportan valores de  $-3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  y rangos de  $0.2\text{-}4.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , respectivamente, y Angell *et al.* (2001) mostraron valores de entre  $-7$  y  $-10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  dentro en la Gran Cuenca (*Great Basin*). En el contexto de las ganancias de C diurnas en pastizales y cultivos manejados se puede mencionar que lo reportado por Delgado-Balbuena *et al.* (2013) con rangos entre  $-0.1$  y  $-6 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  son similares a nuestras mediciones.

El intercambio neto de CO<sub>2</sub> del matorral subtropical, en los meses estudiados durante el monzón de Norteamérica, presenta niveles cercanos o similares a otros ecosistemas estacionales secos de México (Delgado-Balbuena *et al.*, 2019) y en particular de la región del monzón

de Norteamérica (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019). En general, los valores de ganancia de C son consistentes con otros ecosistemas áridos y semiáridos, pues la ganancia observada de  $-6.39 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  está en el rango de lo reportado para el desierto de Mojave, con  $-1.7 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Wohlfahrt *et al.*, 2008), y praderas semiáridas con valores entre  $-6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Zhao *et al.*, 2006) y  $-3.9 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Kato *et al.*, 2004).

## Conclusiones

La variabilidad de los flujos de vapor de agua y CO<sub>2</sub> en el ecosistema estuvo influenciada por la presencia de precipitaciones durante la temporada del monzón en el verano. El uso de cámaras estáticas (con área de 12.25 m<sup>2</sup> y volumen de 16.4 m<sup>3</sup>) es una herramienta útil para medir el intercambio de gases en los ecosistemas, que además permite estudiar la contribución relativa y variabilidad del intercambio de gases a escalas más pequeñas con amplia heterogeneidad espacial, sin perder la representatividad del ecosistema. Es importante hacer distinciones entre los diversos estratos que presentan los ecosistemas, ya que cada uno contribuye de manera diferente a las variaciones del intercambio de gases con la atmósfera. Los autores han demostrado que el estrato arbustivo contribuye de forma significativa a los flujos de vapor de agua y CO<sub>2</sub> del

ecosistema. Comparando los resultados estimados por la técnica de EC, se encontró que el estrato arbustivo con presencia de *M. distachya* representa una contribución importante y significativa al intercambio de CO<sub>2</sub> y agua en el ecosistema, ya que puede contribuir hasta con 20 y 35%, respectivamente.

Estudiar las contribuciones relativas de los estratos arbustivos y su dinámica hacia los flujos de vapor de agua y CO<sub>2</sub> permite entender y conocer la dinámica funcional de los ecosistemas áridos y semiáridos.

Es importante comprender y estudiar los flujos de vapor de agua y CO<sub>2</sub> relacionados con las precipitaciones debido a que se prevé que el cambio climático afectará los patrones de lluvia y, por lo tanto, se verá reflejado en la dinámica de los flujos de los ecosistemas.

### Agradecimientos

El presente trabajo fue posible gracias al financiamiento de los proyectos “Sistema de monitoreo eco-hidrológico para la adaptabilidad ante el cambio climático en el sur de Sonora”; al Cuerpo Académico de Ciencias del Agua, PROFAPI-ITSON, “Estimación de ET y sus componentes evaporación y transpiración en la región del Monzón Mexicano”, CONACYT CB-2009-01-132188, y “US-Mexico Border Water & Environmental Sustainability Training” NSF 1130254. MLVT contó con apoyo de CONACYT (542178) y del Programa de Fortalecimiento de la Calidad Educativa (SEP-PFCE 2019) para la preparación del manuscrito. Queremos agradecer a Marco Antonio González, Lucía Nevešćanin y Margarita Guerra por su

soporte durante las campañas de campo y a Tola Vargas por su compañía en la realización de este manuscrito.

## Referencias

- Ahlström, A., Raupach, M. R., Schurgers, G., Smith, B., Arneth, A., Jung, M., Reichstein, M., Canadell, J. G., Friedlingstein, P., Jain, A. K., Kato, E., Poulter, B., Sitch, S., Stocker, B. D., Viovy, N., Wang, Y. P., Wiltshire, A., Zaehle, S., & Zeng, N. (2015). The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO<sub>2</sub> sink. *Science*, 348(6237), 895-899. DOI: 10.1126/science.aaa1668
- Angell, R. F., Svejcar, T., Bates, J., Saliendra, N. Z., & Johnson, D. A. (2001). Bowen ratio and closed chamber carbon dioxide flux measurements over sagebrush steppe vegetation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108(2), 153-161. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(01\)00227-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(01)00227-1)
- Angell, R., & Svejcar, T. (1999). A chamber design for measuring net CO<sub>2</sub> exchange on rangeland. *Journal of Range Management*, 52(1), 27-31. DOI: 10.2307/4003488
- Arnone III, J. A., & Obrist, D. (2003). A large daylight geodesic dome for quantification of whole-ecosystem CO<sub>2</sub> and water vapour fluxes in arid shrublands. *Journal of Arid Environments*, 55(4), 629-643. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(02\)00291-4](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(02)00291-4)
- Aubinet, M., Vesala, T., & Papale, D. (Eds.). (2012). *Eddy covariance: A practical guide to measurement and data analysis*. Springer

Science & Business Media. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2351-1>

Austin, A. T., Yahdjian, L., Stark, J. M., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., Ravetta, D. A., & Schaeffer, S. M. (2004). Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141(2), 221-235. DOI: 10.1007/s00442-004-1519-1

Baldocchi, D. (2014). Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere—the state and future of the eddy covariance method. *Global change biology*, 20(12), 3600-3609. DOI: 10.1111/gcb.12649

Baldocchi, D. (2008). 'Breathing' of the terrestrial biosphere: Lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Australian Journal of Botany*, 56(1), 1-26. DOI: 10.1071/BT07151

Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., Anthoni, P., Bernhofer, C., Davis, K., Jose-Fuentes, R. E., Goldstein, A., Katul, G., Law, B., Lee, X., Malhi, Y., Meyers, T., Munger, W., Oechel, W., Paw, K. T., Pilegaard, K., Schmid, H. P., Valentini, R., Verma, S., Vesala, T., Wilson, K., & Wofsy, S. (2001). FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 82(11), 2415-2434. DOI: 10.1175/1520-0477(2001)082<2415:FANTTS>2.3.CO;2

Biederman, J. A., Scott, R. L., Bell, T. W., Bowling, D. R., Dore, S., Garatuza-Payán, J., Kolb, T. E., Krishnan, P., Kroccheck, D. J.,

Litvak, M. E., Maurer, G. E., Meyers, T. P., Oechel, W. C., Papuga, S. A., Ponce-Campos, G. E., Rodriguez, J. C., Smith, W. K., Vargas, R., Watts, C. J., Yépez, E. A., & Goulden, M. L. (2017). CO<sub>2</sub> exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology*, 23(10), 4204-4221. DOI: 10.1111/gcb.13686

Biedermaier, J. A., Scott, R. L., Goulden, M. L., Vargas, R., Litvak, M. E., Kolb, T. E., Yépez, E. A., Oechel, W. C., Blanken, P. D., Bell, T. W., Garatuza-Payán, J., Maurer, G. E., Dore, S., & Burns, S. P. (2016). Terrestrial carbon balance in a drier world: The effects of water availability in southwestern North America. *Global Change Biology*, 22(5), 1867-1879. DOI: 10.1111/gcb.13222

CICESE, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. (2018). *Base de Datos Climatológica Nacional (Sistema CLICOM)*. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>

Chapin, III, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York, USA: Springer. DOI: 10.1007/978-1-4419-9504-9

Czóbel, S., Fóti, S., Balogh, J., Nagy, Z., Bartha, S., & Tuba, Z. (2005). Chamber series and space-scale analysis of CO<sub>2</sub> gas-exchange in grassland vegetation: A novel approach. *Photosynthetica*, 43(2), 267-272. DOI:10.1007/s11099-005-0043-9.

Delgado-Balbuena, J., Yépez E. A., Paz-Pellat, P., Ángeles-Pérez, G., Aguirre-Gutiérrez, C., Alvarado-Barrientos, M. S., Arredondo, T., Ayala-Niño, F., Bullock, S. H., Castellanos, A. E., Cueva, A.,

Figueroa-Espinoza, B., Garatuza-Payán, J., González- del-Castillo, E., González-Sosa, E., Guevara-Escobar, A., Hinojo-Hinojo, C., Kyaw-Tha, P. U., Lizárraga-Celaya, C., Maya-Delgado, Y., Oechel, W., Pérez-Ruiz, E. R., Quesada-Avendaño, M., Robles- Zazueta, C. A., Rodríguez, J. C., Rojas-Robles, N. E., Tarin- Terrazas, T., Troyo-Diéguex, T., Uuh-Sonda, J., Vargas-Terminel, M. L., Vargas, R., Vega-Puga, M. G., Verduzco, V. S., Vivoni, E. R., & Watts, C. J. (2019). Flujos verticales de carbono en ecosistemas terrestres. En: Paz-Pellat, F., Hernández-Ayón, J. M., Sosa-Ávalos, R., & Velázquez-Rodríguez, A. S. (eds.). *Estado del ciclo del carbono: agenda azul y verde.* (716 p.). Texcoco, México: Programa Mexicano del Carbono.

Delgado-Balbuena, J., Arredondo, J. T., Loescher, H. W., Huber-Sannwald, E., Chavez-Aguilar, G., Luna-Luna, M., & Barretero-Hernandez, R. (2013). Differences in plant cover and species composition of semiarid grassland communities of Central Mexico and its effects on net ecosystem exchange. *Biogeosciences Discussions*, 9(106), 17099-17137. DOI: 10.5194/bg-10-4673-2013

Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. T., & Gallardo, A. (2013). Biological soil crusts increase the resistance of soil nitrogen dynamics to changes in temperatures in a semi-arid ecosystem. *Plant and Soil*, 366(1-2), 35-47. DOI: 10.1007/s11104-012-1404-3

Ehleringer, J. R. (2001). Productivity of deserts. In: *Terrestrial Global Productivity* (pp. 345-362). DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-012505290-0/50016-8>

García, E. (1998). *Climas (Clasificación de Köppen, modificada por García) Escala 1: 1 000 000*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Grace, J., Mitchard, E., & Gloor, E. (2014). Perturbations in the carbon budget of the tropics. *Global Change Biology*, 20(10), 3238-3255. DOI: 10.1111/gcb.12600

Hamerlynck, E. P., Scott, R. L., Moran, M. S., Schwander, A. M., Connor, E., & Huxman, T. E. (2011). Inter-and under-canopy soil water, leaf-level and whole-plant gas exchange dynamics of a semi-arid perennial C<sub>4</sub> grass. *Oecologia*, 165(1), 17-29. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1757-3>

Hinojo-Hinojo, C., Castellanos, A. E., Huxman, T., Rodríguez, J. C., Vargas, R., Romo-León, J. R., & Biederman, J. A. (2019). Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: Implications for ecosystem carbon and water fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 268, 269-278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.030>

Huxman, T. E., Cable, J. M., Ignace, D. D., Eilts, J. A., English, N. B., Weltzin, J., & Williams, D. G. (2004). Response of net ecosystem gas exchange to a simulated precipitation pulse in a semi-arid grassland: the role of native versus non-native grasses and soil texture. *Oecologia*, 141(2), 295-305. DOI: 10.1007/s00442-003-1389-y

Jasoni, R. L., Smith, S. D., & Arnone III, J. A. (2005). Net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in Mojave Desert shrublands during the eighth year of exposure to elevated CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology*, 11(5), 749-756. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.00948.x

Kato, T., Tang, Y., Gu, S., Cui, X., Hirota, M., Du, M., Li Y., Zhao X., & Oikawa, T. (2004). Carbon dioxide exchange between the atmosphere and an alpine meadow ecosystem on the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 124(1-2), 121-134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.12.008>

Loik, M. E., Breshears, D. D., Lauenroth, W. K., & Belnap, J. (2004). A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: Climatology and ecohydrology of the western USA. *Oecologia*, 141(2), 269-281. DOI: 10.1007/s00442-004-1570-y

Méndez- Barroso, L. A., Vivoni, E. R., Robles- Morua, A., Mascaro, G., Yépez, E. A., Rodríguez, J. C., Watts, C. J., Garatuza-Payán, J., & Saíz-Hernández, J. A. (2014). A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research*, 50(4), 3229-3252. DOI: 10.1002/2013WR014838

Misson, L., Baldocchi, D. D., Black, T. A., Blanken, P. D., Brunet, Y., Yuste, J. C., Dorsey, J. R., Falk, M., Granier, A., & Irvine, M. R. (2007). Partitioning forest carbon fluxes with overstory and understory eddy-covariance measurements: A synthesis based on FLUXNET data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 144(1-2), 14-31. DOI: 10.1016/j.agrformet.2007.01.006

Obrist, D., DeLucia, E. H., & Arnone, J. A. (2003). Consequences of wildfire on ecosystem CO<sub>2</sub> and water vapour fluxes in the Great Basin. *Global Change Biology*, 9(4), 563-574. DOI:<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00600.x>

Oechel, W. C., Vourlitis, G. L., Brooks, S., Crawford, T. L., & Dumas, E. (1998). Intercomparison among chamber, tower, and aircraft net CO<sub>2</sub> and energy fluxes measured during the Arctic System Science Land-Atmosphere-Ice Interactions (ARCSS-LAII) Flux Study. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 103(D22), 28993-29003. DOI: <https://doi.org/10.1029/1998JD200015>

Potts, D. L., Huxman, T. E., Cable, J. M., English, N. B., Ignace, D. D., Eilts, J. A., & Williams, D. G. (2006). Antecedent moisture and seasonal precipitation influence the response of canopy- scale carbon and water exchange to rainfall pulses in a semi- arid grassland. *New Phytologist*, 170(4), 849-860. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2006.01732.x

Poulter, B., Frank, D., Ciais, P., Myneni, R. B., Andela, N., Bi, J., Broquet, G., Canadell, J. G., Chevallier, F., Liu, Y. Y., Running, S. W., Sitch, S., & Van der Werf, G. R. (2014). Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature*, 509(7502), 600-603. DOI: 10.1038/nature13376

Prater, M. R., Obrist, D., Arnone III, J. A., & DeLucia, E. H. (2006). Net carbon exchange and evapotranspiration in postfire and intact sagebrush communities in the Great Basin. *Oecologia*, 146(4), 595-607. DOI: 10.1007/s00442-005-0231-0

Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1<sup>a</sup> ed.). México, DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de [https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Veg etacionMx\\_Cont.pdf](https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Veg etacionMx_Cont.pdf)

Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (3<sup>rd</sup> ed.). Academic Press. DOI: 10.1016/C2010-0-66291-2

Scott, R. L., Watts, C., Payán, J. G., Edwards, E., Goodrich, D. C., Williams, D., & Shuttleworth, W. J. (2003). The understory and overstory partitioning of energy and water fluxes in an open canopy, semiarid woodland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 114(3-4), 127-139. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00197-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00197-1)

Shaw, M. R., Huxman, T. E., & Lund, C. P. (2005). Modern and Future Semi-Arid and Arid Ecosystems. In: Baldwin I. T., Caldwell, M. M., Heldmaier, G., Jackson, R. B., Lange, O. L., Mooney, H. A., Schulze, E.-D., Sommer, U., Ehleringer, J. R. M., Dearing, D., & Cerling, T. E. (eds.). *A history of atmospheric CO<sub>2</sub> and its effects on plants, animals, and ecosystems. Ecological studies (analysis and synthesis)* (pp. 415-440). New York, USA: Springer. DOI: [https://doi.org/10.1007/0-387-27048-5\\_19](https://doi.org/10.1007/0-387-27048-5_19)

Tarin, T., Yépez, E. A., Garatuza-Payán, J., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Vivoni, E. R., & Méndez-Barroso, L. A. (2014). Partición de la evapotranspiración usando isótopos estables en estudios ecohidrológicos. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(3), 97-114.

Vargas, R., Sonnentag, O., Abramowitz, G., Carrara, A., Chen, J. M., Ciais, P., Correia, A., Keenan, T. F., Kobayashi, H., Ourcival, J.-M., Papale, D., Pearson, D., Pereira, J. S., Piao, S., Rambal, S., & Baldocchi, D. D. (2013). Drought influences the accuracy of simulated ecosystem fluxes: A model-data meta-analysis for Mediterranean oak woodlands. *Ecosystems*, 16(5), 749-764. DOI: 10.1007/s10021-013-9648-1

Verduzco, V. S., Garatuza-Payán, J., Yépez, E. A., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Robles- Morua, A., & Vivoni, E. R. (2015). Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(10), 2081-2094. DOI: 10.1002/2015JG003119

Verduzco, V. S., Vivoni, E. R., Yépez, E. A., Rodríguez, J. C., Watts, C. J., Tarin, T., Garatuza-Payán, J., Robles-Morua, A., & Ivanov, V. Y. (2018). Climate change impacts on net ecosystem productivity in a subtropical shrubland of Northwestern Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(2), 688-711. DOI: 10.1002/2017JG004361

Villarreal, S., Vargas, R., Yépez, E. A., Acosta, J. S., Castro, A., Escoto-Rodriguez, M., Lopez, E., Martínez-Osuna, J., Rodriguez, J. C., Smith, S. V., Vivoni, E. R., & Watts, C. J. (2016). Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water- limited shrublands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(2), 494-508. DOI: 10.1002/2015JG003169

Vivoni, E. R., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Garatuza-Payán, J., Méndez-Barroso, L. A., & Saiz-Hernández, J. A. (2010). Improved land-atmosphere relations through distributed footprint sampling in a subtropical scrubland during the North American monsoon. *Journal of Arid Environments*, 74(5), 579-584. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2009.09.031

Watts, C. J., Scott, R. L., Garatuza-Payán, J., Rodríguez, J. C., Prueger, J. H., Kustas, W. P., & Douglas, M. (2007). Changes in vegetation condition and surface fluxes during NAME 2004. *Journal of Climate*, 20(9), 1810-1820. DOI: 10.1175/JCLI4088.1

Wohlfahrt, G., Fenstermaker, L. F., & Arnone III, J. A. (2008). Large annual net ecosystem CO<sub>2</sub> uptake of a Mojave Desert ecosystem. *Global Change Biology*, 14(7), 1475-1487. DOI:10.1111/j.1365-2486.2008.01593.x

Yépez, E. A., Huxman, T. E., Ignace, D. D., English, N. B., Weltzin, J. F., Castellanos, A. E., & Williams, D. G. (2005). Dynamics of transpiration and evaporation following a moisture pulse in semiarid grassland: A chamber-based isotope method for partitioning flux components. *Agricultural and Forest Meteorology*, 132(3-4), 359-376. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.09.006>

Yépez, E. A., Scott, R. L., Cable, W. L., & Williams, D. G. (2007). Intraseasonal variation in water and carbon dioxide flux components in a semiarid riparian woodland. *Ecosystems*, 10(7), 1100-1115. DOI: 10.1007/s10021-007-9079-y

Zhao, L., Li, Y., Xu, S., Zhou, H., Gu, S., Yu, G., & Zhao, X. (2006). Diurnal, seasonal and annual variation in net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of an alpine shrubland on Qinghai-Tibetan plateau. *Global Change Biology*, 12(10), 1940-19. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01197.x

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-05

Artículos

## **Un nuevo criterio para la estimación de rugosidad compuesta en modelos hidráulicos**

## **A new criteria for estimating composite roughness on hydraulic models**

Humberto Marengo<sup>1</sup>

Álvaro A. Aldama<sup>2</sup>

Ignacio Romero<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Comisión Internacional de Límites y Aguas México-Estados Unidos, Ciudad Juárez, Chih., México, hmarengom@gmail.com

<sup>2</sup>Consultor independiente, Cuernavaca, México, alvaro.aldama@gmail.com

<sup>3</sup>Comisión Federal de Electricidad, Ciudad de México, México,  
ignacio.romero02@cfec.gob.mx

Autor para correspondencia: Humberto Marengo, hmarengom@gmail.com

### **Resumen**

La ingeniería práctica ha considerado a la ecuación de Colebrook-White (1939) como la más apropiada para estimar el coeficiente de fricción en un régimen turbulento de transición y los que presentan turbulencia completamente desarrollada. Debido a la dificultad que significa tener dicho coeficiente implícito en ella, se ha solucionado este hecho por parte de la profesión con diversos métodos numéricos para flujos que se presentan en conductos fabricados, en su mayoría con un solo material. En conducciones con más de dos materiales (donde se presentan rugosidades compuestas), algunos autores han desarrollado criterios que emplean otro tipo de soluciones, como la presentada por Elfman (2005), que se basa en el criterio de Nikuradse (1933). En este artículo se plantea un nuevo criterio que permite el cálculo de la rugosidad compuesta en túneles con sección baúl utilizando la ecuación de Colebrook. Se parte de la experimentación realizada por los autores, que se hizo para la construcción de diversas obras de desvío en presas mexicanas (El Cajón y La Yesca); se muestra la aplicación en los modelos hidráulicos que se construyeron; se concluyó que es una metodología más científica y aplicable para el diseño de este tipo de obras.

**Palabras clave:** rugosidad compuesta, modelos hidráulicos, ecuación de Colebrook.

## Abstract

Practical engineering has considered that implicit Colebrook-White equation (1939) has been the standard for estimating pipe friction factor in a fully developed turbulent regime in conductions manufactured with

one material. Due to the implicit character of the criteria, several authors have developed some criteria that use other kind of solutions like presented by Elfman (2005) who takes as basis Nikuradse criteria. In this study, a new methodology is proposed with basis in Colebrook equation for tunnels with composite roughness. Considering hydraulic models build by the authors for diversion works (El Cajón and La Yesca), the analysis is made, and is concluded that this Colebrook analysis is more scientific, and applicable to this kind of works.

**Keywords:** Compound roughness, Hydraulic Models, Colebrook equation.

Recibido: 23/05/2019

Aceptado: 18/02/2020

## Introducción

Esta investigación tiene como origen el análisis de riesgo de falla por desbordamiento del proyecto hidroeléctrico Aguamilpa realizado por Marengo (2006), donde se plantea que si los túneles de desvío se

hubieran construido con rugosidades compuestas, se habría alcanzado hasta un 50% más en la confiabilidad del funcionamiento hidráulico de la obra en conjunto. El concepto de rugosidades compuestas en este caso se define como el hecho de colocar una plantilla de concreto hidráulico en el piso y concreto lanzado en paredes y bóveda de los túneles de sección tipo baúl.

Al hacer una revisión del análisis de conducciones con base en rugosidades compuestas, se encontró que se mencionan en Chow (1959), USBR (1992), y en Yen (2002), quien hace un planteamiento teórico de la capa límite y la superficie de resistencia de las paredes del flujo; compara la energía de los coeficientes de resistencia con respecto al *momentum*; en cuanto a las rugosidades compuestas, menciona que hay 17 ecuaciones para su evaluación, en las que no está definido cuáles de éstas —con sus respectivas subsecciones en las que se dividen— son las más adecuadas ni qué fórmulas nuevas se pueden plantear con base en la mecánica de fluidos, y establece que debe ser investigado.

Considerando lo anterior, es necesario tomar en cuenta que la rugosidad en túneles excavados en roca sin revestimiento está gobernada por la estructura de la roca y la técnica con que se excavó el túnel (voladuras convencionales hacia aguas arriba o hacia aguas abajo, y hoy en día, con máquinas tuneleras, también llamadas TBM, por sus siglas en inglés). En algunas ocasiones, la estructura de la roca hace que la distribución de la rugosidad sea extremadamente irregular; sin embargo, si el macizo rocoso es denso y de buena calidad sin un fracturamiento frecuente de la roca, la rugosidad de los túneles puede ser uniforme a lo largo de su trayectoria, lo cual sucede en pocas ocasiones. De cualquier

modo, los túneles siempre presentarán irregularidades y protuberancias, con lo que la rugosidad de los mismos usualmente se considerará por lo menos como una “superficie ligeramente ondulada”.

Por esta razón es común que el cálculo de las pérdidas de carga en prototipos se haga por medio de las ecuaciones de Manning, Chezy y Colebrook; pero en opinión de Yen, no hay claridad ni ventajas teóricas de un coeficiente sobre otro, por lo que una comparación de los tres coeficientes en un problema específico puede ser muy útil.

Históricamente, la estimación del coeficiente de fricción  $\lambda$  tiene la ventaja de estar relacionada con el desarrollo de la mecánica de fluidos por parte de los científicos y en ocasiones es minimizado para aplicaciones prácticas por parte de los ingenieros, ya que la ecuación de Chezy —que es más simple— que la de Manning tiene la ventaja de ser constante en todos los casos de flujo turbulento.

Desde el punto de vista del diseño de túneles hidráulicos, en Noruega se han desarrollado estudios (Czarnota, 1986; Elfman, 2005), que caracterizan el flujo de agua con base en las ecuaciones de Nikuradse (1933), pretendiendo definir el comportamiento hidráulico de los túneles al considerar sólo la rugosidad de los mismos ( $K_s$ ); sin embargo, esto no es del todo válido, pues además de la propia rugosidad relativa para estimar las pérdidas de carga, también interviene el factor de fricción que representa las características del escurrimiento.

La principal dificultad de emplear la ecuación de Colebrook-White es que conlleva la estimación del factor de fricción de manera implícita, y entonces requiere de un proceso iterativo para su estimación. La solución de un problema necesita de una gran cantidad de cálculos y simulaciones

que no siempre resultan aplicables de forma sencilla. De hecho, el uso de la gráfica de Moody como alternativa elimina el requerimiento de las iteraciones; con todo, es una herramienta gráfica que no resulta conveniente para cálculos computacionales.

Para conocer el comportamiento hidráulico de los túneles con estas condiciones de rugosidad, tratando de encontrar la validación que se requiere, se construyeron modelos hidráulicos (Marengo, 2016) en los que para su estimación se partió del criterio propuesto por Elfman (2005), que como se señaló, toma como base las ecuaciones de Nikuradse, quien parte de adoptar como premisa que la velocidad máxima en las secciones estudiadas con sección baúl se presenta en el centro de las secciones analizadas, lo cual es aplicable sólo a tubos circulares, lo que se considera que no es del todo exacto si las secciones analizadas no poseen esta geometría.

Al aplicar la ecuación de Colebrook-White se ha identificado como aquello con más validez para conocer de una manera más asertiva el comportamiento del flujo en un régimen de transición y turbulento; en este artículo se desarrolla tal criterio, el cual permite estimar el comportamiento hidráulico de los túneles al operar como tubo lleno en modelos (que es poco frecuente en la literatura técnica), y se pretende validarla en los modelos hidráulicos estudiados, dejando para investigaciones futuras su comprobación en prototipos.

Con dicha perspectiva, este trabajo se presenta como sigue: primero se plantean las ecuaciones básicas que rigen el fenómeno, se comenta entonces el modelado hidráulico que se hizo considerando cuatro materiales diferentes y se introduce el nuevo criterio de análisis; se

comparan los resultados obtenidos para el caso acrílico-lija, acrílico-plástico y acrílico-carpeta, y por último se muestra un análisis de sensibilidad basado en el criterio de Bombardelli (2003), con lo que se emiten las conclusiones correspondientes.

## **Revisión de las ecuaciones de resistencia y coeficientes de rugosidad**

Al analizar el escurrimiento de fluidos en diferentes conducciones es conveniente aclarar la diferencia entre coeficiente de resistencia y coeficiente de rugosidad, los que, por lo general, de manera equivocada se consideran con la misma óptica. El coeficiente de rugosidad es una medida geométrica que refleja los desniveles de la frontera geométrica. Un coeficiente de resistencia es una medida que refleja el comportamiento dinámico del flujo en términos del *momentum* o la energía en la frontera de la conducción que transporta el fluido. En la mecánica de fluidos, el coeficiente de resistencia se considera como un fenómeno debido al *momentum* del flujo; en la ingeniería civil es usual que los coeficientes de resistencia sean tratados desde el punto de vista de la energía del flujo. Un análisis cuidadoso y detallado de ambos conceptos (Yen, 2002) establece que sólo pueden compararse para el caso de flujo uniforme y

permanente en canales o conductos prismáticos con paredes rígidas, como es el caso de los túneles que aquí se estudian.

La fuerza tractiva  $\tau$ , según Leopardi (2005) producida por un flujo entre dos secciones es proporcional al gradiente de energía  $I = \Delta h/L$  y es expresada como:

$$\tau = \gamma R I \quad (1)$$

Para el flujo turbulento se establece que  $\tau$  depende de la densidad  $\rho = \gamma/g$ , de la velocidad media  $V$ , el radio hidráulico  $R$  y la rugosidad absoluta  $K$ :

$$\tau = f(\rho, V, R, K) \quad (2)$$

Que es el teorema de Buckingham y se puede expresar como:

$$\tau = \frac{\lambda}{8} V^2 \quad (3)$$

Sustituyendo la Ecuación (3) en la Ecuación (1), el gradiente de energía se expresa como:

$$I = \frac{\lambda V^2}{g R} \quad (4)$$

La pérdida por fricción entre dos secciones puede expresarse y resolverse numéricamente con la ecuación del *momentum* ( $dh/ds$ ) +  $\Delta = 0$  , donde  $h$  es el trinomio de Bernoulli; en consecuencia, entre dos secciones:

$$Z_1 + h_1 + \alpha_1 V_1^2 / 2g = Z_2 + h_2 + \alpha_2 V_2^2 / 2g + \Delta \quad (5)$$

Donde los índices 1 y 2 especifican la sección considerada. De la Ecuación (3):

$$\lambda = \frac{8\tau}{\rho V^2} = \frac{8gRI}{\gamma V^2} \quad (6)$$

Con estas expresiones fue posible calcular los parámetros  $I$ ,  $\tau$ ,  $\gamma$  para los diferentes gastos estudiados en cada modelo.

Cuando se operan modelos hidráulicos, la mayoría cae en la zona de transición del Ábaco de Moody, por lo que los números de Reynolds estudiados son  $R_e > 25\,000$ . Por ello se utilizó el criterio de rugosidad de Colebrook (Yen, 2002), que se expresa como:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left( \frac{2Kc}{K_2 R} + \frac{K_3}{4Re\sqrt{\lambda}} \right) \quad (7)$$

Para un tubo circular, las constantes de la ecuación de Colebrook (Yen, 2002) son  $K_1 = 2.00$ ,  $K_2 = 14.83$ ,  $K_3 = 2.52$ , donde:

$$R_e = \frac{VR}{\nu}$$

$V$  = velocidad media de la sección transversal

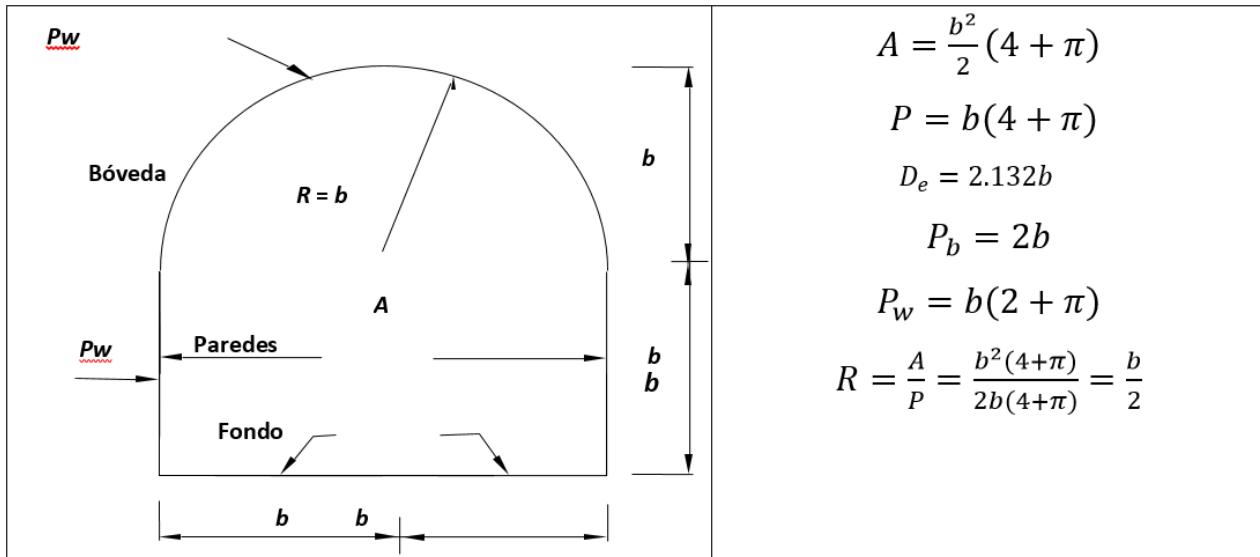
$R$  = radio hidráulico

$\nu$  = viscosidad cinemática del flujo.

En una sección baúl típica se considera que el radio hidráulico, (Figura 1,  $R = b / 2$ ):

$$R = \frac{A}{P} = \frac{b^2(4+\pi)}{b(4+\pi)} \quad (8)$$

$$\Rightarrow 4R_e = 4 \frac{Vb}{2\nu} = 2 \frac{Vb}{\nu}$$



**Figura 1.** Sección geométrica baúl típica.

La Ecuación (7), con el criterio de Colebrook, queda:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left( \frac{2Kc}{14.83R} + \frac{(2.52)^2}{4 \frac{Vb}{\nu} \sqrt{\lambda}} \right) \quad (9)$$

La Ecuación (9) se emplea para el análisis experimental, donde  $\nu$  es la viscosidad cinemática del flujo.

## Análisis de Aldama-Marengo

Las hipótesis del planteamiento son las siguientes:

1. La pendiente de fricción se calcula con la expresión de Colebrook (Ecuación (9)), donde el diámetro es sustituido por cuatro veces el radio hidráulico (Yen, 2002). Para todas las secciones, incluyendo paredes y bóveda, se tiene:

$$S_\lambda = \frac{\lambda V^2}{8gR_h} \quad (10)$$

$$S_{\lambda,b} = \frac{\lambda_b V^2}{8gR_{h,b}} \quad (11)$$

$$S_{\lambda,w} = \frac{\lambda_w V^2}{8gR_{h,w}} \quad (12)$$

2. Se considera que las pendientes de fricción en el fondo de la sección son iguales a las que se presentan en paredes y bóveda:

$$S_\lambda = S_{\lambda,b} = S_{\lambda,w} = \frac{\lambda V^2}{R_h} = \frac{\lambda_b V^2}{R_{h,b}} = \frac{\lambda_w V^2}{R_{h,w}} \quad (13)$$

3. Igualando las fuerzas, considerando que se tiene un flujo permanente y uniforme para la sección total del túnel, y sus zonas de influencia, se tiene que el esfuerzo cortante se expresa como:

$$\tau = \rho g R_h S_f \quad (14)$$

$$\tau_b = \rho g R_{h,b} S_{\lambda,b} \quad (15)$$

$$\tau_w = \rho g R_{h,w} S_{\lambda,w} \quad (16)$$

Combinando la Ecuación (14), Ecuación (15), Ecuación (16) y considerando la Ecuación (10), Ecuación (11) y Ecuación (12), se encuentra:

$$\tau = \rho \frac{\lambda V^2}{8} \quad (17)$$

$$\tau_b = \rho \frac{\lambda_b V_b^2}{8} \quad (18)$$

$$\tau_w = \rho \frac{\lambda_w V_w^2}{8} \quad (19)$$

4. La fuerza cortante total (por unidad de longitud) que actúa sobre el perímetro mojado es igual a las fuerzas cortantes del fondo y el contorno:

$$\lambda PV^2 = \lambda_b P_b V_b^2 + \lambda_w P_w V_w^2 \quad (20)$$

5. Aplicando la ecuación de Colebrook para toda la sección y las zonas de influencia del fondo y las paredes (incluyendo la bóveda) se obtiene:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left( \frac{KP}{14.83A} + \frac{\nu P}{1.59VA\sqrt{\lambda}} \right) \quad (21)$$

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_b}} = -2 \log \left( \frac{K_b P_b}{14.83A_b} + \frac{P_b \nu}{1.59A_b V_b \sqrt{\lambda_b}} \right) \quad (22)$$

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_w}} = -2 \log \left( \frac{K_w P_w}{14.83A_w} + \frac{P_w \nu}{1.59A_w V_w \sqrt{\lambda_w}} \right) \quad (23)$$

Nótese que esta hipótesis es aproximada, porque los coeficientes de la ecuación de Colebrook, que contienen los argumentos de las funciones logarítmicas en las ecuaciones anteriores, son estrictamente válidos para conductos de sección

circular. No obstante, expresiones similares para canales anchos contienen variaciones no significativas para dichos coeficientes (Yen, 2002), por lo que se supondrá que el efecto dominante de la geometría se absorbe a través del radio hidráulico.

6. El área total de la sección es la suma de sus áreas parciales:

$$A = A_b + A_w \quad (24)$$

En este análisis se define:

$$\alpha = \frac{A_b}{A} \Rightarrow 1 - \alpha = \frac{A_w}{A} \quad (25)$$

7. El perímetro mojado de la sección es la suma de los perímetros parciales del fondo y paredes:

$$P = P_b + P_w \quad (26)$$

También se define:

$$\beta = \frac{P_b}{P} \Rightarrow 1 - \beta = \frac{P_w}{P} \quad (27)$$

8. El gasto total que pasa por la sección es la suma de los gastos del fondo y paredes:

$$VA = V_b A_b + V_w A_w \quad (28)$$

Esta hipótesis representa el principio de conservación de masa.

9. El factor de fricción asociado con la sección total es igual a los factores de fricción parciales asociados con el fondo y paredes:

$$\lambda = \lambda_b \frac{P_b}{P} + \lambda_w \frac{P_w}{P} \quad (29)$$

Esta expresión es similar a la propuesta por Yen (1992) para la ecuación de Manning.

A partir de la Ecuación (13) y combinándola con la Ecuación (21) se obtiene:

$$V_b = \sqrt{\frac{A_b}{A} \frac{P}{P_b} \frac{\lambda}{\lambda_b}} V \quad (30)$$

$$V_w = \sqrt{\frac{A_w}{A} \frac{P}{P_w} \frac{\lambda}{\lambda_w}} V \quad (31)$$

Sustituyendo la Ecuación (30) y Ecuación (31) en la Ecuación (20) se obtiene:

$$P = \frac{A_b/P_b}{A} PP_b + \frac{A_w/P_w}{A} PP_w \quad (32)$$

Sustituyendo la Ecuación (25), Ecuación (27), Ecuación (30) y Ecuación (31) en la Ecuación (22) y Ecuación (23), y simplificando se llega a:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_b}} = -2 \log \left( \frac{\nu \beta^{3/2} P}{1.59V\alpha^{3/2} A \sqrt{\lambda}} + \frac{K_b \beta P}{14.83\alpha A} \right) \quad (33)$$

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_w}} = -2 \log \left( \frac{\nu(1-\beta)^{3/2} P}{1.59V(1-\alpha)^{3/2} A \sqrt{\lambda}} + \frac{K_w(1-\beta)P}{14.83(1-\alpha)A} \right) \quad (34)$$

Si la Ecuación (25), Ecuación (27), Ecuación (22) y Ecuación (23) se sustituyen en la Ecuación (28) se tiene:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = \frac{\alpha^{1/2}}{\beta^{1/2}} \frac{1}{\lambda_b^{1/2}} \alpha + \frac{(1-\alpha)^{1/2}}{(1-\beta)^{1/2}} \frac{\lambda^{1/2}}{\lambda_w^{1/2}} (1-\alpha) \quad (35)$$

Sustituyendo entonces la Ecuación (33) y Ecuación (34) en la Ecuación (35):

$$\lambda = \left\langle \frac{\alpha^{3/2}}{\beta^{1/2}} \left[ -2 \log \left( \frac{\nu \beta^{3/2} P}{1.59V\alpha^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_b \beta P}{14.83\alpha A} \right) \right] + \frac{(1-\alpha)^{3/2}}{(1-\beta)^{1/2}} \left\{ -2 \log \left( \frac{\nu(1-\beta)^{3/2} P}{1.59V(1-\alpha)^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_w(1-\beta)P}{14.83(1-\alpha)A} \right) \right\} \right\rangle^{-2} \quad (36)$$

Sustituyendo la Ecuación (33) y Ecuación (34) en la Ecuación (29):

$$\lambda = \frac{1}{4} \beta \left[ \log \left( \frac{\nu \beta^{3/2} P}{1.59V\alpha^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_b \beta P}{14.83\alpha A} \right) \right]^{-2} + \frac{1}{4} (1 - \beta) \left[ \log \left( \frac{\nu(1-\beta)^{3/2} P}{1.59V(1-\alpha)^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_w(1-\beta)P}{14.83(1-\alpha)A} \right) \right]^{-2} \quad (37)$$

Igualando la Ecuación (36) y Ecuación (37):

$$\frac{1}{4} \beta \left[ \log \left( \frac{\nu \beta^{3/2} P}{1.59V\alpha^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_b \beta P}{14.83\alpha A} \right) \right]^{-2} + \frac{1}{4} (1 - \beta) \left[ \log \left( \frac{\nu(1-\beta)^{3/2} P}{1.59V(1-\alpha)^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_w(1-\beta)P}{14.83(1-\alpha)A} \right) \right]^{-2} = \left\langle \frac{\alpha^{3/2}}{\beta^{1/2}} \left[ -2 \log \left( \frac{\nu \beta^{3/2} P}{1.59V\alpha^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_b \beta P}{14.83\alpha A} \right) \right] + \frac{(1-\alpha)^{3/2}}{(1-\beta)^{1/2}} \left\{ -2 \log \left( \frac{\nu(1-\beta)^{3/2} P}{1.59V(1-\alpha)^{3/2} A\sqrt{\lambda}} + \frac{K_w(1-\beta)P}{14.83(1-\alpha)A} \right) \right\} \right\rangle^{-2} \quad (38)$$

Sólo se tiene como incógnita el valor de  $\alpha$  y se puede resolver con algún método numérico. De hecho, se presentan dos casos de análisis:

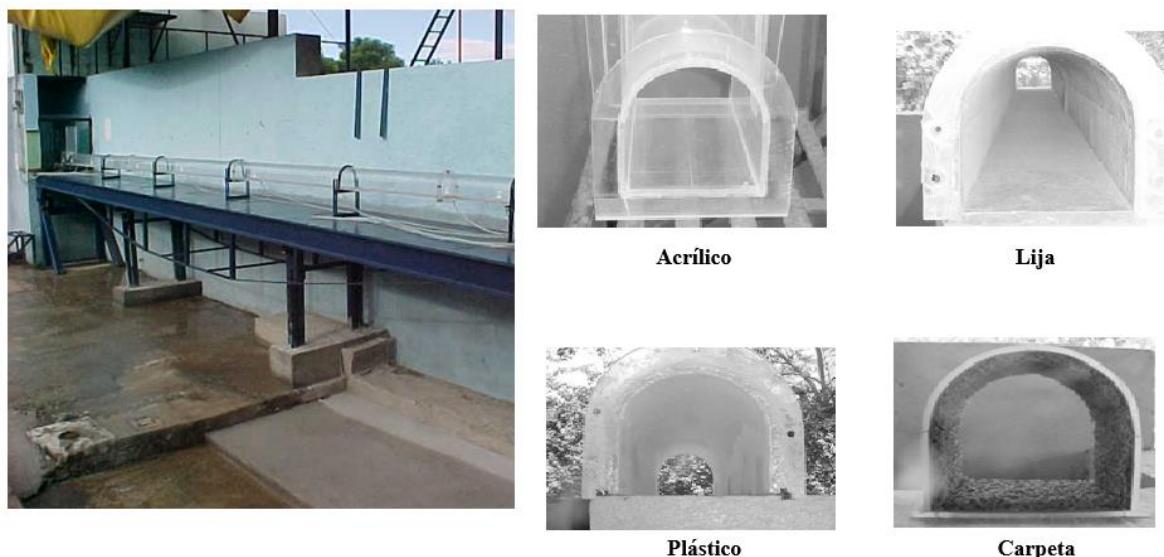
**Caso I.** Si se conoce el factor de rugosidad  $\lambda$  de manera experimental y además se sabe la rugosidad del fondo  $K_b$ , entonces se pueden calcular la rugosidad de las paredes y bóveda  $K_w$ . En este caso, también son incógnitas  $\lambda_w, \lambda_b, V_b, V_w, A_b, A_w, K_w$  y  $\alpha$ .

**Caso II.** Para un análisis específico se conocen la rugosidad absoluta del piso y paredes ( $K_b, K_w$ ) y se determinan los perímetros mojados ( $P_b, P_w$ ) a partir de la geometría de los túneles. En esta situación, las incógnitas son  $\lambda, \lambda_b, V_b, V_w, A_b, A_w, K_w, P_w$  y  $\alpha$ .

## Modelos hidráulicos con un material

Los autores de este artículo (Marengo, 2016) hicieron una experimentación con modelos que se construyeron para analizar el comportamiento del flujo de agua en túneles con rugosidad compuesta. Los materiales utilizados fueron acrílico, lija, plástico y carpeta.

El aparato experimental empleado para la modelación se muestra en la Figura 2. Los ensayos se hicieron con túneles que tienen un ancho de sección  $2b = 0.133$  m ( $D_e = 0.14179$  m); la pendiente es variable con 9 m de longitud. Las aristas de entrada y salida fueron redondeadas. Se modelaron diferentes gastos con cada uno de los materiales señalados, con el objeto de conocer sus propiedades hidráulicas en cada uno de ellos. Posteriormente se hizo la modelación con materiales combinados, utilizando el acrílico como material de fondo, y lija, plástico y carpeta en paredes y bóveda en cada uno de los túneles ensayados. En el análisis se consideró el criterio de similitud de Froude.



**Figura 2.** Aparato experimental y materiales utilizados.

Para determinar el gradiente hidráulico entre dos secciones de los túneles estudiados se usaron como mediciones del fenómeno físico las

cargas piezométricas en las secciones a distancia  $6D_e$  y  $28D_e$  de los túneles modelados ( $L_{1-2} = 3119$  m). De acuerdo con la geometría de las aristas de la entrada de los túneles hay un fuerte efecto de la mezcla agua -aire aguas arriba de la sección  $6D_e$ , así como aguas abajo de la sección  $28D_e$ , por lo que los estudios como tubo lleno se ubicaron en este tramo. Como mediciones propias del fenómeno físico, sólo se utilizaron las cargas piezométricas ya indicadas.

Los datos de entrada del modelo son los flujos asociados con cada una de las pendientes, las cargas piezométricas medidas y las rugosidades obtenidas para los modelos construidos con un solo material (Tabla 1), donde se indica el coeficiente de rugosidad  $K_{Cb}$  encontrado con el criterio de Colebrook, que se considera como valor verdadero en el estudio, y los obtenidos con las expresiones de Nikuradse (1933), Haland (1983) Churchill (1973) y Swamee (1976).

**Tabla 1.** Resultados de modelos con acrílico.

<b>S</b>	<b>Q</b> (m <sup>3</sup> /s)	<b>V</b> (m/s)	<b>4Re</b>	<b>λ</b> medido	Nikuradse	Haaland	Churchil	Swamee	<b>K<sub>cb</sub></b> medido
A1 0.0007	0.0214	1.355	180,648	0.01787	0.000090	0.000044	0.000075	0.000037	0.0000431
	0.0228	1.444	192,467	0.01785	0.000089	0.000046	0.000075	0.000040	0.0000456
	0.0245	1.552	206,817	0.01698	0.000072	0.000030	0.000058	0.000025	0.0000296
	0.0258	1.634	217,791	0.01766	0.000085	0.000047	0.000072	0.000041	0.0000469
	0.0196	1.241	165,454	0.01762	0.000084	0.000034	0.000068	0.000028	0.0000328
	0.0214	1.355	180,648	0.01697	0.000072	0.000024	0.000057	0.000019	0.0000316

	0.0229	1.450	193,311	0.01735	0.000079	0.000035	0.000065	0.000029	0.0000426
A2	0.0245	1.552	206,817	0.01664	0.000065	0.000024	0.000052	0.000019	0.0000289
0.001	0.0257	1.628	216,947	0.01744	0.000081	0.000042	0.000068	0.000036	0.0000482
	0.0228	1.444	191,102	0.01763	0.000081	0.000037	0.000066	0.000031	0.0000357
	0.0242	1.533	202,836	0.01800	0.000088	0.000047	0.000075	0.000041	0.0000468
A3	0.0261	1.653	218,761	0.01762	0.000080	0.000042	0.000068	0.000036	0.0000416
0.004	0.0275	1.741	230,495	0.01745	0.000077	0.000041	0.000065	0.000035	0.0000402
					0.000080	0.000037	0.000066	0.000031	0.0000387

Se reportan para las pendientes probadas A1-0.0007, A2-0.001 y A3-0.004; para cada uno de los gastos estudiados, la velocidad media  $V = Q/A$ , y el número de Reynolds utilizado ( $4Re$ ), que considera un valor de la viscosidad cinemática del agua con valor  $\nu = 0.000001 \text{ m}^2/\text{s}$ ; se obtiene el valor del coeficiente de rugosidad  $K_b$  para cada criterio y, como se señaló, el de Colebrook-White, el que se usa en la modelación teórica de la rugosidad compuesta para el material del fondo.

En la Tabla 2 se muestran los parámetros hidráulicos para la lija, con pendientes L1-0.001, L2-0.004 y L3-0.008. En cada caso se estimó la rugosidad absoluta evaluada con la ecuación de Colebrook-White  $K_{Cb}$ , que se reporta como valor medido.

**Tabla 2.** Resultados de modelos con lija.

$s$	$Q$ ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	$V$ ( $\text{m}/\text{s}$ )	$4Re$	$\Delta h$	$I$	$\lambda$ medido	$K_{Cb}$ medido

<b>L1</b> <b>0.001</b>	0.0170	1.0766	143 183	0.0457	0.0146	0.03294	0.000819
	0.0190	1.2032	160 028	0.0544	0.0174	0.03136	0.000697
	0.0200	1.2665	168 450	0.0649	0.0208	0.03378	0.000898
	0.0210	1.3299	176 873	0.0720	0.0230	0.03399	0.000919
	0.0230	1.4565	193 718	0.0816	0.0261	0.03208	0.000761
<b>L2</b> <b>0.004</b>	0.0190	1.2032	160 028	0.0603	0.0193	0.03149	0.000982
	0.0210	1.3299	176 873	0.0731	0.0234	0.03473	0.000962
	0.0220	1.3932	185 295	0.0804	0.0257	0.03447	0.000974
	0.0240	1.5199	202 140	0.0927	0.0296	0.03458	0.000879
<b>L3</b> <b>0.008</b>	0.0180	1.1399	151 605	0.0570	0.0182	0.0366	0.001157
	0.0200	1.2665	168 450	0.0665	0.0213	0.0346	0.000971
	0.0210	1.3299	176 873	0.0777	0.0249	0.0367	0.001172
	0.0230	1.4565	193 718	0.0837	0.0268	0.0329	0.000830
	0.0240	1.5199	202 140	0.0944	0.0302	0.0371	0.001215
<b>Media</b>							<b>0.000885</b>

La Tabla 3 muestra los parámetros hidráulicos para el plástico con pendientes L1-0.001, L2-0.004 y L3-0.008. En cada caso se estimó la rugosidad absoluta evaluada con la ecuación de Colebrook.

**Tabla 3.** Resultados de modelos con plástico.

<b>S</b>	<b>Q</b> (m <sup>3</sup> /s)	<b>V</b> (m/s)	<b>4Re</b>	<b>Δh</b>	<b>I</b>	<b>λ</b> medida	<b>Kcb</b> medido

P2 <b>0.001</b>	0.015	0.950	126 338	0.0420	0.01345	0.04156	0.001739
	0.017	1.077	143 183	0.0511	0.01636	0.03935	0.001488
	0.019	1.203	160 028	0.0612	0.01958	0.03772	0.001314
	0.020	1.267	168 450	0.0709	0.02267	0.03942	0.001495
	0.021	1.330	176 873	0.0420	0.02590	0.04084	0.001655
P3 <b>0.004</b>	0.018	1.140	151 605	0.0608	0.01468	0.03907	0.001456
	0.019	1.203	160 028	0.0698	0.01945	0.04022	0.001584
	0.021	1.330	176 873	0.0799	0.02232	0.03769	0.001310
	0.022	1.393	185 295	0.0868	0.02554	0.03733	0.001274
P4 <b>0.008</b>	0.016	1.013	134 760	0.0490	0.01568	0.03985	0.001542
	0.018	1.140	151 605	0.0597	0.01909	0.03833	0.001377
	0.019	1.203	160 028	0.0688	0.02200	0.03965	0.001520
	0.020	1.267	168 450	0.0880	0.02813	0.04576	0.002268
	0.022	1.393	185 295	0.0959	0.03068	0.04124	0.001702
<b>Media</b>							<b>0.001448</b>

La Tabla 4 muestra finalmente los parámetros hidráulicos para la carpeta con pendientes C1-0.001, C2-0.004 y C3-0.008.

**Tabla 4.** Resultados de modelos con carpeta.

<b>S</b>	<b>Q (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>V (m/s)</b>	<b>4Re</b>	<b>Δh</b>	<b>I</b>	<b>λ medido</b>	<b>K<sub>Cb</sub> medido</b>
<b>C2 0.001</b>	0.0097	0.614	81 698	0.041	0.01326	0.09173	0.011017

	0.0108	0.684	90 963	0.0533	0.01704	0.09504	0.011778
	0.0119	0.754	100 228	0.0639	0.02045	0.09395	0.011526
	0.0126	0.798	106 124	0.0735	0.02349	0.09628	0.012066
	0.0135	0.855	113 704	0.0831	0.02658	0.09491	0.011747
	0.0143	0.906	120 442	0.0949	0.03036	0.09659	0.012138
<b>C3 0.004</b>	0.0120	0.760	101 070	0.0688	0.02200	0.09940	0.012795
	0.0130	0.823	109 493	0.0810	0.02591	0.09975	0.012876
	0.0140	0.887	117 915	0.0890	0.02845	0.09446	0.011643
	0.0150	0.950	126 338	0.1002	0.03204	0.09267	0.011231
<b>C4 0.008</b>	0.0100	0.633	84 225	0.048	0.01531	0.09669	0.012851
	0.0115	0.728	96 859	0.060	0.01909	0.08664	0.011516
	0.0120	0.760	101 070	0.068	0.02181	0.09479	0.012599
	0.0135	0.855	113 704	0.080	0.02554	0.08196	0.010893
	0.0140	0.887	117 915	0.090	0.02863	0.08863	0.011780
	0.0145	0.918	122 127	0.099	0.03168	0.09386	0.012475
	0.0150	0.950	126 338	0.110	0.03513	0.10017	0.013313
<b>Media</b>							<b>0.00120</b>

Para este análisis, el número de Reynolds se reduce en comparación con los otros modelos estudiados, pero el efecto de la rugosidad es significativo y en el Ábaco de Moody estos modelos caen fuera de la zona de transición.

## **Aplicación y validación del nuevo criterio (Aldama-Marengo-Romero)**

Los resultados experimentales del modelo acrílico-lija se muestran en el Anexo I, donde se pueden observar en las tablas correspondientes los resultados de las pruebas de modelos hechas para cada material y para las combinaciones acrílico-lija, acrílico-plástico y acrílico-carpeta con pendientes  $S_1 = 0.001$ ,  $S_2 = 0.004$ ,  $S_3 = 0.008$ .

De las tablas elaboradas para el caso de acrílico-lija se obtuvieron los resultados de la rugosidad absoluta que, en cada caso como era de esperarse, muestran valores menores a los obtenidos sólo con el material de lija.

Los valores del número de Reynolds oscilan entre 140 000 y 203 000, cayendo claramente en la zona de transición. Se aplica entonces el criterio para el Caso I, y se obtiene el valor  $K_{CW}$  medio, que es el de la rugosidad absoluta, calculado en paredes y bóveda.

Para validar los modelos se sigue lo planteado para el Caso II, comentado líneas arriba. Se parte de conocer que en el piso  $K_b = 0.000387$  (promedio del criterio de Colebrook obtenido para el acrílico), y se trata de conocer o suponer las magnitudes de la rugosidad absoluta  $K_w$ , calculado de las paredes y bóveda del túnel analizado, lo que se hace

con los valores del coeficiente de rugosidad previamente calculados con el Caso I; entonces se pueden estimar los parámetros  $\lambda$ ,  $\lambda_b$ ,  $V_b$ ,  $V_w$ ,  $A_b$ ,  $A_w$ ,  $P_w$  y  $\alpha$ , lo que permite conocer el valor de  $K$  medio validado, que se muestra para fines comparativos en la Tabla 5.

**Tabla 5.** Resultados de los modelos experimentales acrílico-lija.

<b><i>s</i></b>	<b><i>Q</i> (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b><math>\lambda</math> medido</b>	<b><i>K<sub>CW</sub></i> medido en modelo</b>	<b><i>K<sub>CW</sub></i> calculado</b>	<b><math>\lambda</math> (validado)</b>	<b><i>K<sub>c</sub></i> medio (validado)</b>
<b>AL1 0.001</b>	0.01700	0.02716	0.000404	0.000697	0.02720	0.000423
	0.01900	0.02730	0.000418	0.000691	0.02732	0.000417
	0.02000	0.02737	0.000424	0.000706	0.02737	0.000424
	0.02200	0.02719	0.000417	0.000697	0.02712	0.000417
	0.02300	0.02884	0.000523	0.000904	0.02884	0.000523
<b>AL2 0.004</b>	0.01800	0.02943	0.000553	0.000948	0.02943	0.000553
	0.02000	0.02900	0.000528	0.000907	0.02906	0.000528
	0.02100	0.02858	0.000502	0.000859	0.02858	0.000502
	0.02200	0.02976	0.000584	0.001020	0.02974	0.000583
	0.02400	0.02788	0.000462	0.000788	0.02787	0.000462
<b>AL3 0.008</b>	0.01800	0.03346	0.000866	0.001326	0.03202	0.000745
	0.02000	0.03072	0.000650	0.001460	0.03271	0.000807
	0.02100	0.03214	0.000773	0.001375	0.03214	0.000773
	0.02300	0.03299	0.000836	0.001530	0.03298	0.000835
	0.02400	0.03234	0.000784	0.001429	0.03234	0.000784

Puede observarse que se obtiene una buena correlación entre los resultados obtenidos para el  $K_{CW}$  medido en el modelo y el  $K_{cw}$  medio validado.

Los resultados conseguidos permiten concluir que el modelo teórico es enteramente aplicable a un caso práctico. Se sigue el mismo procedimiento para la combinación acrílico-plástico, que permite comparar los valores medios y los validados, como se muestra en la Tabla 6.

**Tabla 6.** Resultados de los modelos experimentales acrílico-plástico.

<i>S</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	$\lambda$ medido	$K_{CW}$ medido en modelo	$K_{CW}$ calculado	$\lambda$ (validado)	$K_c$ medio (validado)
AP1 0.001	0.0160	0.033013	0.000822	0.001520	0.033309	0.000847
	0.0170	0.035227	0.001023	0.001880	0.035233	0.001023
	0.0190	0.034086	0.000923	0.001690	0.034086	0.000923
	0.0200	0.035409	0.001047	0.001947	0.035411	0.001047
	0.0210	0.035864	0.001092	0.002045	0.035865	0.001092
AP2 0.004	0.0170	0.035550	0.001053	0.001940	0.035547	0.001053
	0.0180	0.036900	0.001188	0.002220	0.03691	0.00187
	0.0200	0.034315	0.000946	0.001741	0.03431	0.000946
	0.0210	0.034604	0.000974	0.001841	0.034806	0.000992
	0.0230	0.038385	0.001350	0.002591	0.038387	0.00135
AP3 0.008	0.0180	0.035010	0.001005	0.001850	0.035013	0.001005
	0.0200	0.034333	0.000948	0.001744	0.034331	0.000947

	0.0210	0.035690	0.001075	0.002010	0.035656	0.001075
	0.0220	0.035933	0.001100	0.002067	0.035931	0.00110
	0.0240	0.035859	0.001096	0.002070	0.035866	0.001097

Para la pendiente AP-001, a partir del gasto  $Q = 0.020 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $V = 1.266 \text{ m/s}$ ,  $4Re = 168\,450$ ,  $\lambda = 0.035409$ . Considerando en la plantilla una rugosidad con valor  $K_b = 0.0000387 \text{ mm}$  se obtiene en el análisis un valor  $\alpha = 0.160$ , para el cual  $A_b = 0.0025$ ,  $A_w = 0.0133$ ,  $\lambda_b = 0.02049$ ,  $\lambda_w = 0.04126$ , y el resultado de la rugosidad para paredes y bóveda es  $K_w = 0.001947$ .

Debe señalarse que en los modelos estudiados con el material sólo del acrílico para un gasto similar, el coeficiente de rugosidad es de  $\lambda = 0.0177$ ; el incremento a un valor  $\lambda_b = 0.02049$  puede explicarse por la influencia de la rugosidad en las paredes y bóveda. Puede observarse que se obtiene una muy buena correlación entre  $K_{cw}$  medido en el modelo y el  $K_{cw\ medio}$  validado.

En la Tabla 7 se sigue el mismo procedimiento para los modelos acrílico-carpeta; es necesario notar que debido a la fuerte rugosidad que produce este material (carpeta), los números de Reynolds son uniformemente altos y el flujo se encuentra en una zona de turbulencia desarrollada por completo, a diferencia de los modelos anteriores, en los que se encuentran en zonas de transición e inicio de turbulencia desarrollada.

**Tabla 7.** Resultados de los modelos experimentales acrílico-carpeta.

<i>s</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	<i>4Re</i>	$\lambda$ medido	<i>K<sub>CW</sub></i> medido	<i>K<sub>CW</sub></i> calculado	$\lambda$ medido validado	<i>K<sub>c</sub></i> medio (validado)
AC1 0.001	0.0124	104 439	0.06909	0.00613	0.012240	0.06909	0.00613
	0.0136	114 546	0.07099	0.00651	0.013049	0.07099	0.00651
	0.0145	122 127	0.07158	0.00663	0.013320	0.07158	0.00663
	0.0154	129 707	0.07142	0.00660	0.01329	0.07142	0.00660
	0.0163	137 287	0.07086	0.00649	0.013093	0.07086	0.00649
AC2 0.004	0.0110	92 648	0.06955	0.00621	0.012351	0.06955	0.00621
	0.0120	101 070	0.07237	0.00678	0.013533	0.07237	0.00678
	0.0130	109 493	0.07458	0.00724	0.01448	0.07458	0.00724
	0.0140	117 915	0.07123	0.00656	0.01316	0.07123	0.00656
	0.0150	126 338	0.07084	0.00648	0.013042	0.07084	0.00648
AC3 0.008	0.0130	109 493	0.07200	0.00671	0.013428	0.07200	0.00671
	0.0140	117 915	0.07232	0.00678	0.013603	0.07232	0.00678
	0.0150	126 338	0.07283	0.00689	0.013848	0.07283	0.00689
	0.0160	134 760	0.07266	0.00685	0.013815	0.07266	0.00685
	0.0170	143 183	0.07161	0.006643	0.013417	0.07161	0.006643

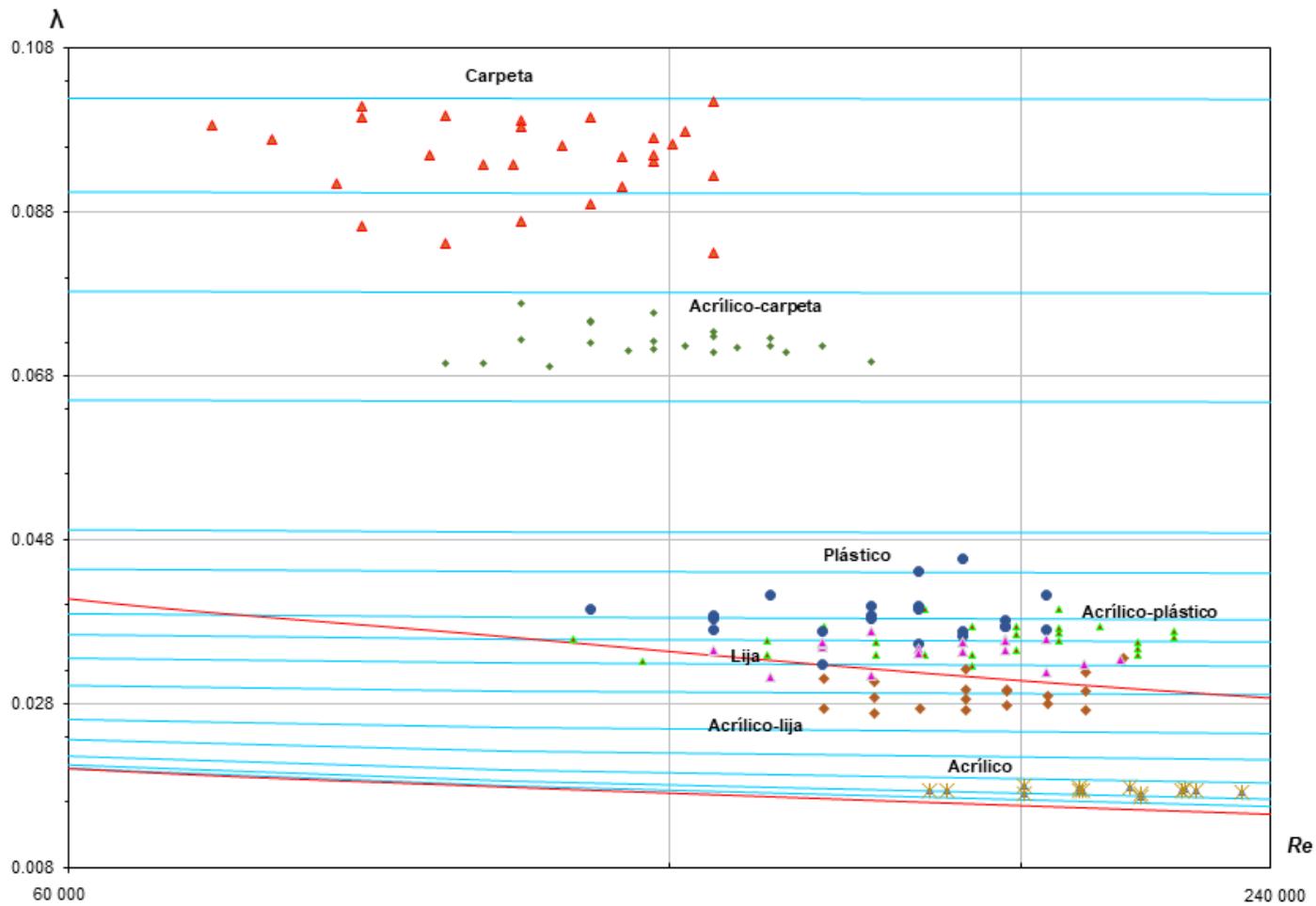
Cabe señalar que en los modelos estudiados con el material sólo del acrílico, el coeficiente de rugosidad es de  $\lambda = 0.0177$ ; el incremento a un valor  $\lambda_b = 0.02049$  puede explicarse por la influencia de la rugosidad en las paredes y bóveda.

Para la aplicación del Caso II, como se hizo para el caso anterior, se parte del valor del coeficiente de rugosidad en el piso ( $Kb = 0.000387$ ),

y se utilizan para su validación las magnitudes de la rugosidad absoluta  $K_w$  de las paredes y bóveda del túnel analizado con los valores de del coeficiente de rugosidad estimados con el Caso I.

En el Anexo I se muestran las tablas de cálculo que permiten obtener los resultados mostrados en la Tabla 5, Tabla 6 y Tabla 7.

Para visualizar los resultados obtenidos se preparó la Figura 3, que es el Ábaco de Moody, con un rango del número de Reynolds entre 60 000 y 600 000 se redujo a 240 000 donde se muestran los cálculos anteriores.

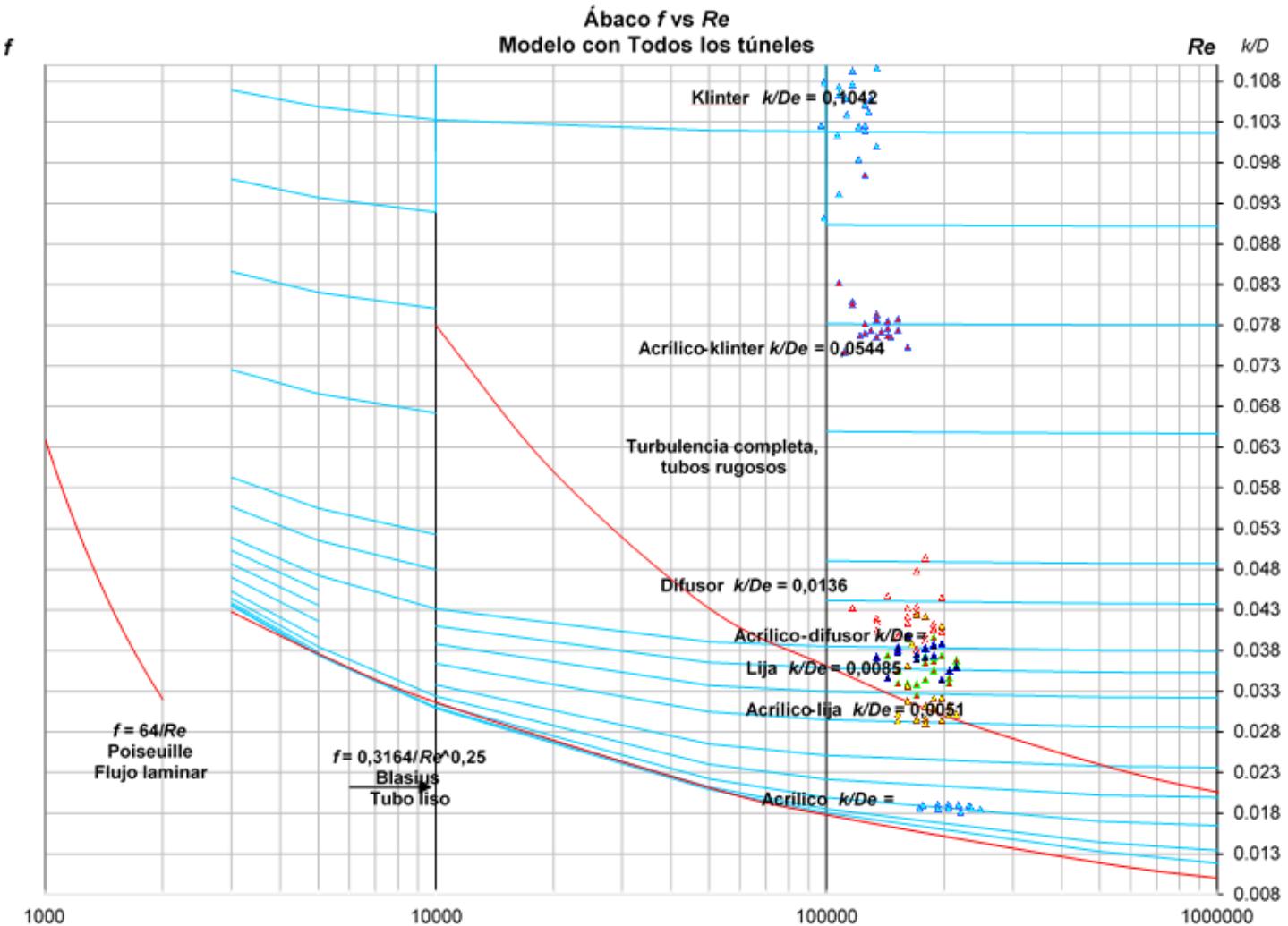


**Figura 3.** Ábaco de Moody con los estudios realizados en modelo y con la aplicación del nuevo criterio.

Con respecto a la Figura 3 se puede comentar lo siguiente:

1. Con el material del acrílico y lija, los experimentos caen en la zona de transición, así como los resultantes del modelo acrílico-lija con números de Reynolds que varían entre 140 000 y 203 000.
2. Los modelos correspondientes a plástico y acrílico-plástico caen en la zona de flujo turbulento y algunos resultados en la zona de transición. La variación del número de Reynolds ocurre en un rango de 126 000 a 202 000. La aplicación del nuevo criterio con la ecuación de Colebrook es plenamente aplicable a estos modelos.
3. Los modelos con carpeta y acrílico-carpeta caen sensiblemente en una zona de turbulencia desarrollada con números de Reynolds, que varían en un rango de 80 000 a 143 000. El criterio aplicable sin ningún problema en estos modelos puede ser el de Nikuradse.

La Figura 4 muestra el Ábaco de Moody ampliado, en el que se pueden apreciar con mayor detalle los resultados obtenidos.



**Figura 4.** Ábaco de Moody para todos los túneles estudiados.

## Análisis de sensibilidad del coeficiente $\lambda$

Las fuentes de error más comunes en esta experimentación fueron las lecturas de los piezómetros (que influyen en la pérdida de energía), y la medición de la carga en el vertedor triangular aguas abajo en el modelo (que se refleja en el gasto y en consecuencia, en la velocidad media).

Para sensibilizar el análisis de errores, se aplicó la expresión sugerida por Bombardelli (2003):

$$\frac{dC_R}{C_R} = \frac{\partial C_R}{\partial h_f} dh_f \frac{1}{C_R} + \frac{\partial C_R}{\partial V} dV \frac{1}{C_R} \quad (39)$$

A la ecuación de Darcy-Weisbach da como resultado:

$$\frac{d\lambda}{\lambda} = \frac{dh_f}{h_f} - 2 \frac{dV}{V} \quad (40)$$

En la Tabla 8 y Tabla 9 se muestran los valores obtenidos al aplicar la Ecuación (38) al coeficiente  $\lambda$ , considerando diferentes variaciones en los errores de la carga hidráulica medida y en la velocidad (2% $\Delta h$  y 3% $V$ ; 3% $\Delta h$  y 3% $V$ ; 3% $\Delta h$  y 4% $V$ ; 4% $\Delta h$  y 4% $V$ ; 4% $\Delta h$  y 5% $V$ ).

**Tabla 8.** Variación de los coeficientes de fricción al modificar en 2 y 3% la carga hidráulica y un 3% la velocidad.

Materiales ( $L = 3.127 \text{ m}$ )		Experimentales			Bombardelli, 2% $\Delta h$ y 3% $\Delta V$			Bombardelli, 3% $\Delta h$ y 3% $\Delta V$		
Rugosidad simple		$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx
Acrílico (A)		0.018	<b>0.019</b>	0.020	0.017	<b>0.019</b>	0.021	0.017	<b>0.019</b>	0.021
Lija (L)		0.032	<b>0.036</b>	0.040	0.033	<b>0.036</b>	0.039	0.033	<b>0.036</b>	0.039
Plástico (P)		0.036	<b>0.042</b>	0.049	0.039	<b>0.042</b>	0.045	0.038	<b>0.042</b>	0.046
Carpeta (C)		0.091	<b>0.104</b>	0.117	0.096	<b>0.104</b>	0.112	0.094	<b>0.104</b>	0.113
Rugosidad compuesta		$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx
Acrílico-lija (AL)		0.028	<b>0.032</b>	0.042	0.030	<b>0.032</b>	0.035	0.029	<b>0.032</b>	0.035
Acrílico-plástico (AP)		0.034	<b>0.038</b>	0.042	0.035	<b>0.038</b>	0.041	0.034	<b>0.038</b>	0.041
Acrílico-carpeta (AC)		0.073	<b>0.078</b>	0.096	0.072	<b>0.078</b>	0.085	0.071	<b>0.078</b>	0.085

**Tabla 9.** Variación de los coeficientes de fricción al variar en un 3 y 4% la carga, y en un 4 y 5% la velocidad.

Materiales ( $L = 3.127 \text{ m}$ ) rugosidad simple	Experimentales			Bombardelli, 3% $\Delta h$ y 4% $V$			Bombardelli, 4% $\Delta h$ y 4% $V$			Bombardelli, 4% $\Delta h$ y 5% $V$		
	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx
Acrílico (A)	0.018	<b>0.019</b>	0.020	0.017	<b>0.019</b>	0.021	0.017	<b>0.019</b>	0.021	0.016	<b>0.019</b>	0.022
Lija (L)	0.032	<b>0.036</b>	0.040	0.032	<b>0.036</b>	0.040	0.031	<b>0.036</b>	0.040	0.031	<b>0.036</b>	0.041
Plástico (P)	0.036	<b>0.042</b>	0.049	0.037	<b>0.042</b>	0.047	0.037	<b>0.042</b>	0.047	0.036	<b>0.042</b>	0.048
Carpeta (C)	0.091	<b>0.104</b>	0.117	0.092	<b>0.104</b>	0.115	0.091	<b>0.104</b>	0.116	0.089	<b>0.104</b>	0.116
Rugosidad compuesta	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx	$\lambda$ mín	$\lambda$ medio	$\lambda$ máx

Acrílico-lija (AL)	0.028	<b>0.032</b>	0.042	0.029	<b>0.032</b>	0.036	0.029	<b>0.032</b>	0.036	0.028	<b>0.032</b>	0.037
Acrílico-plástico (AP)	0.034	<b>0.038</b>	0.042	0.034	<b>0.038</b>	0.042	0.033	<b>0.038</b>	0.042	0.032	<b>0.038</b>	0.043
Acrílico-carpeta (AC)	0.073	<b>0.078</b>	0.096	0.070	<b>0.078</b>	0.087	0.069	<b>0.078</b>	0.088	0.067	<b>0.078</b>	0.089

La variación de la carga hidráulica entre 2 y 4% permite determinar que ésta no sea significativa en la estimación de los coeficientes de fricción calculados de forma teórica y los medidos de modo experimental.

La variación en la velocidad permite definir que la ecuación de Darcy se vuelva más sensible a la variación de la misma; pero en todos los casos, el cálculo teórico queda muy próximo al experimental, por lo que se valida el planteamiento teórico.

## Discusión de resultados

Los resultados obtenidos permiten destacar lo siguiente:

1. Se han obtenido con el nuevo modelo de Colebrook presentado en este artículo valores muy cercanos entre lo modelado y lo medido, particularmente en la zona de transición del análisis, ya que el modelo matemático propuesto toma en cuenta la variación de dicha zona, la cual se presenta con frecuencia en el diseño y la construcción de los modelos que se llevan a cabo en la práctica profesional.
2. Por lo general, las variaciones de dicha zona de transición —cuando se construyen modelos— no se consideran, y no se pueden establecer conclusiones importantes de la interpretación entre el modelo y el prototipo.
3. Es conveniente destacar que —en el funcionamiento de prototipos— mucho tiempo de su comportamiento sucede en dichas zonas de transición y es de fundamental importancia interpretar los fenómenos que se presentan en los modelos para prever que en el prototipo se presenten zonas de separación o fenómenos transitorios que afectan su comportamiento.
4. Es destacable considerar que desde un punto de vista científico, la aplicación de la ecuación de Colebrook es la más aceptada, y que el planteamiento aquí presentado le permite al diseñador acercarse a una interpretación más realista del comportamiento hidráulico del fenómeno, extrapolando a prototipo lo encontrado. La similitud obtenida entre lo medido y lo obtenido es la mejor dimensión para efectos comparativos del estudio.
5. Debe resaltarse que en la literatura técnica hay muy poco escrito sobre este tema. A partir de las ideas propuestas por el autor

(Marengo, 2006), en varios túneles de desvío en diversos proyectos del mundo se ha aplicado el concepto de “rugosidad compuesta”, aunque en prácticamente todos los casos se analizan los túneles con un comportamiento de turbulencia desarrollada por completo, por lo que se emplean las ecuaciones de Chezy o la de Manning, no la de Colebrook. Los resultados y el criterio en sí mejoran el estado del arte al aplicar conceptos que son poco o nada usados en la práctica profesional por la complejidad inherente del fenómeno estudiado y aportan para alcanzar un mejor conocimiento del mismo.

6. Sería conveniente instrumentar las obras de desvío en prototipo y retroalimentar algunas de las suposiciones hechas durante el desarrollo de este trabajo para conseguir retroalimentación de los estudios realizados.
7. Indudablemente habría que hacer análisis similares con 2D o 3D, para validar con lo obtenido el comportamiento real y los modelos físicos.

## Conclusiones

A partir del análisis efectuado se muestran las siguientes conclusiones:

Al comparar los resultados conseguidos con el nuevo modelo con los calculados de manera experimental se demuestra la validez de la comparación, al calcular los coeficientes de fricción  $\lambda_b$ ,  $\lambda_w$  y  $\lambda_c$  al aplicar el Caso I y los calculados con el Caso II.

- A partir de las condiciones de operación hidráulicas de los modelos probados, el coeficiente de fricción  $\lambda$ , calculado con la ecuación de Colebrook-White adaptada a la geometría de la sección baúl, resulta relevante para el análisis realizado.
- Dentro de los resultados importantes del estudio, los modelos realizados con el material del acrílico y el acrílico-lija caen claramente en la zona de transición del Ábaco de Moody.
- Los túneles probados con el material del plástico y acrílico-plástico caen en la frontera del flujo de transición y la zona de turbulencia de flujo completamente rugoso. El nuevo criterio continúa siendo de gran utilidad para su aplicación en este tipo de experimentos.
- Los túneles que se modelaron con la carpeta y el acrílico-carpeta caen por completo en la zona de turbulencia desarrollada, y entonces es indistinto emplear el nuevo criterio u otro, como el Nikuradse, o bien pueden usarse ecuaciones empíricas para su evaluación.

Dentro del trabajo experimental que debe realizarse más adelante, está el hecho de validar el empleo de los coeficientes de rugosidad estimados con un solo material (lija, plástico o carpeta), y la recomendación de que se obtenga para su uso en modelos de materiales combinados.

También necesitará validarse el criterio aquí empleado en túneles prototipo, lo que permitirá avanzar en el conocimiento de la mecánica de fluidos en materiales como el concreto hidráulico y el concreto lanzado, así como en la caracterización del flujo en túneles con rugosidad compuesta de gran tamaño.

Como resultado del análisis experimental efectuado, puede decirse que es posible agrupar las rugosidades absolutas por gastos y número de Reynolds, lo cual permite alcanzar mayor semejanza cinemática.

Puede concluirse que el análisis con la ecuación de Colebrook-White es un método más científico que el propuesto por Elfman con la ecuación de Nikuradse; se obtienen resultados más realistas y describe mejor los fenómenos estudiados desde el punto de vista de la mecánica de fluidos.

Sin duda será posible estudiar túneles con rugosidad compuesta aplicables a otras geometrías, como la herradura o circular.

## Anexo I

### **Tablas del cálculo de validación de los modelos experimentales**

En la Tabla I.1 se muestran los parámetros hidráulicos para los modelos medidos de acrílico-lija, con pendientes L1-0.001, L2-0.004 y L3-0.008. En cada caso se estimó la rugosidad absoluta evaluada con la ecuación de Colebrook  $K_C$ , que se reporta como valor medido.

**Tabla I.1.** Resultados de los modelos experimentales acrílico-lija con el valor de la rugosidad absoluta  $K_C$  medida en modelo.

<i>S</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	<i>V</i> (m/s)	<i>4Re</i>	<i>I</i>	$\tau$	$\lambda$ medido	$K_C$ medido
AL1 0.001	0.01700	1.08	143 506	0.01206	0.40113	0.02716	0.000404
	0.01900	1.20	160 389	0.01515	0.50365	0.02730	0.000418
	0.02000	1.27	168 830	0.01682	0.55943	0.02737	0.000424
	0.02200	1.39	185 713	0.02023	0.67251	0.02719	0.000417
	0.02300	1.46	194 155	0.02345	0.77955	0.02884	0.000523
AL2 0.004	0.01800	1.14	151 947	0.01466	0.48731	0.02943	0.000553
	0.02000	1.27	168 830	0.01783	0.59284	0.02900	0.000528
	0.02100	1.33	177 272	0.01937	0.64411	0.02858	0.000502
	0.02200	1.39	185 713	0.02214	0.73607	0.02976	0.000584
	0.02400	1.52	202 596	0.02468	0.82050	0.02788	0.000462
AL3 0.008	0.01800	1.14	151 947	0.01666	0.55397	0.03346	0.000866
	0.02000	1.27	168 830	0.01888	0.62785	0.03072	0.000650
	0.02100	1.33	177 272	0.02178	0.72434	0.03214	0.000773
	0.02300	1.46	194 155	0.02682	0.89169	0.03299	0.000836

	0.02400	1.52	202 596	0.02863	0.95200	0.03234	0.000784
--	---------	------	---------	---------	---------	---------	----------

En la Tabla I.2 se muestran los resultados de la aplicación del nuevo criterio para el Caso I con el material acrílico-lija.

**Tabla I.2.** Aplicación del Caso I con el nuevo criterio para estimar el  $K_{CW}$  calculado en paredes y bóveda del modelo acrílico-lija.

<i>S</i>	<i>Q</i> ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	$\lambda$ medido	<i>V</i> ( $\text{m}/\text{s}$ )	<i>4Re</i>	<i>A</i>	<i>A<sub>b</sub></i> ( $\text{m}^2$ )	<i>A<sub>w</sub></i> ( $\text{m}^2$ )	$\lambda b$	$\lambda w$	<i>K<sub>CW</sub></i> calculado
AL1 0.001	0.017	0.02720	1.077	143 183	0.202	0.0032	0.0126	0.01983	0.03007	0.000697
	0.019	0.027320	1.203	160 028	0.1999	0.0031	0.0127	0.01962	0.03029	0.000691
	0.020	0.027369	1.267	168 450	0.198	0.00310	0.0127	0.0195	0.03040	0.000706
	0.022	0.027191	1.393	185 295	0.197	0.00310	0.0127	0.0193	0.03027	0.000697
	0.023	0.028838	1.457	193 718	0.187	0.00290	0.0129	0.0194	0.03251	0.000904
AL2 0.004	0.018	0.029433	1.140	151 605	0.188	0.0030	0.0128	0.0202	0.03309	0.000948
	0.020	0.029004	1.267	168 450	0.188	0.0030	0.0128	0.0197	0.03261	0.000907
	0.021	0.028582	1.330	176 873	0.190	0.00280	0.0130	0.01956	0.03209	0.000859
	0.022	0.029761	1.393	185 295	0.183	0.00290	0.01290	0.01961	0.033371	0.001020
	0.024	0.027876	1.520	202 140	0.191	0.0030	0.0128	0.0192	0.031240	0.000788
AL3 0.008	0.018	0.032002	1.140	151 605	0.176	0.00280	0.0130	0.02032	0.03654	0.001326
	0.0200	0.03072	1.267	168 450	0.180	0.00280	0.0130	0.01993	0.034920	0.001460
	0.0210	0.032143	1.330	176 873	0.172	0.00270	0.0131	0.02002	0.03686	0.001375
	0.0230	0.032987	1.457	193 718	0.167	0.00260	0.0132	0.01992	0.03807	0.001530
	0.0240	0.032344	1.520	202 140	0.169	0.00270	0.01310	0.01976	0.037240	0.001429

En la Tabla I.3 se muestran los resultados de la aplicación del Caso II para el modelo acrílico-lija, con las pendientes AL1-0.001, AL2-0.004 y AL3-0.008; se encuentran los valores de la rugosidad absoluta  $K_C$  validado.

**Tabla I.3.** Valores del  $K_C$  validado para el modelo acrílico-lija.

$s$	$Q$ (m <sup>3</sup> /s)	$K_{Cw}$ calculado	$V$ (m/s)	$4Re$	$\alpha$	$A_b$ (m <sup>2</sup> )	$A_w$ (m <sup>2</sup> )	$\lambda b$	$\lambda w$	$\lambda$	$K_c$ medio (validado)
AL1 0.001	0.017	0.000697	1.077	143 183	0.202	0.0032	0.0126	0.0198	0.03044	0.02720	0.000423
	0.019	0.000691	1.203	160 028	0.1999	0.0031	0.0127	0.0196	0.03029	0.02732	0.000417
	0.020	0.000706	1.267	168 450	0.198	0.0031	0.0127	0.0195	0.03043	0.02737	0.000424
	0.022	0.000697	1.393	185 295	0.197	0.0031	0.0127	0.0193	0.03027	0.02712	0.000417
	0.023	0.000904	1.457	193 718	0.187	0.0029	0.0129	0.0194	0.03251	0.02884	0.000523
AL2 0.004	0.018	0.000948	1.140	151 605	0.188	0.0030	0.0128	0.0202	0.03309	0.02943	0.000553
	0.020	0.000907	1.267	168 450	0.188	0.0030	0.0128	0.0197	0.03261	0.02906	0.000528
	0.021	0.000859	1.330	176 873	0.190	0.0030	0.0128	0.0196	0.03209	0.02858	0.000502
	0.022	0.001020	1.393	185 295	0.183	0.0030	0.0128	0.0196	0.03369	0.02974	0.000583
	0.024	0.000788	1.520	202 140	0.191	0.0030	0.0128	0.0192	0.03124	0.02787	0.000462
AL3 0.008	0.018	0.001326	1.140	151 605	0.176	0.0028	0.0130	0.0203	0.03654	0.03202	0.000745
	0.020	0.001460	1.267	168 450	0.171	0.0027	0.0131	0.0202	0.03752	0.03271	0.000807
	0.0210	0.001375	1.330	176 873	0.172	0.0027	0.0131	0.0200	0.03686	0.03214	0.000773
	0.0230	0.001530	1.457	193 718	0.167	0.0026	0.0132	0.0199	0.03807	0.03298	0.000835
	0.0240	0.001429	1.520	202 140	0.169	0.0027	0.0131	0.0199	0.03724	0.03234	0.000784

De la misma manera, en la Tabla I.4 se muestran los valores del modelo acrílico-plástico, en el que en cada caso se estimó la rugosidad absoluta evaluada con la ecuación de Colebrook  $K_C$  medida, que se reporta como valor medido.

**Tabla I.4.** Resultados de los modelos experimentales acrílico-plástico con el valor de la rugosidad absoluta  $K_C$  medida en modelo.

<i>S</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	<i>V</i> (m/s)	<i>4Re</i>	<i>I</i>	$\tau$	$\lambda$ medida	$K_C$ medida
AP1 0.001	0.0160	1.01	134 760	0.01299	0.43186	0.033013	0.000822
	0.0170	1.08	143 183	0.01565	0.52023	0.035227	0.001023
	0.0190	1.20	160 028	0.01891	0.62879	0.034086	0.000923
	0.0200	1.27	168 450	0.02177	0.72377	0.035409	0.001047
	0.0210	1.33	176 873	0.02431	0.80820	0.035864	0.001092
AP2 0.004	0.0170	1.08	143 183	0.01579	0.52500	0.035550	0.001053
	0.0180	1.14	151 605	0.01837	0.61094	0.036900	0.001188
	0.0200	1.27	168 450	0.02109	0.70140	0.034315	0.000946
	0.0210	1.33	176 873	0.02345	0.77980	0.034604	0.000974
	0.0230	1.46	193 718	0.03121	1.03761	0.038385	0.001350
AP3 0.008	0.0180	1.14	151 605	0.01743	0.57964	0.035010	0.001005
	0.0200	1.27	168 450	0.02111	0.70176	0.034333	0.000948
	0.0210	1.33	176 873	0.02419	0.80429	0.035690	0.001075
	0.0220	1.39	185 295	0.02673	0.88872	0.035933	0.001100
	0.0240	1.52	202 140	0.03174	1.05547	0.035859	0.001096

En la Tabla I.5 se muestran los resultados de la aplicación del nuevo criterio para el Caso I con el material acrílico-plástico, donde se reporta el valor de **Kcw** calculado en muros y bóveda.

**Tabla I.5.** Aplicación del Caso I con el nuevo criterio para estimar el  $K_{cw}$  calculado en paredes y bóveda del modelo acrílico-plástico.

<i>s</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	$\lambda$	<i>V</i> (m/s)	<i>4Re</i>	<i>A</i>	<i>A<sub>b</sub></i> (m <sup>2</sup> )	<i>A<sub>w</sub></i> (m <sup>2</sup> )	$\lambda b$	$\lambda w$	<i>Kcw</i> calculado
AP1 0.001	0.016	0.033013	1.013	134 760	0.173	0.0027	0.0131	0.02074	0.0382	0.001520
	0.017	0.035227	1.076	143 183	0.164	0.0026	0.0132	0.02082	0.04083	0.001880
	0.019	0.034086	1.203	160 028	0.166	0.0026	0.0132	0.02045	0.03940	0.001690
	0.020	0.035409	1.266	168 450	0.160	0.0025	0.0133	0.02049	0.04120	0.001947
	0.021	0.035864	1.329	176 873	0.158	0.0025	0.0133	0.02041	0.04158	0.002045
AP2 0.004	0.017	0.035550	1.076	143 183	0.163	0.0026	0.0132	0.02085	0.04127	0.001940
	0.020	0.034315	1.266	168 450	0.164	0.0026	0.0132	0.02037	0.03974	0.001741
	0.021	0.034604	1.329	176 873	0.162	0.0025	0.0133	0.02029	0.04045	0.001841
	0.023	0.038385	1.456	193 718	0.148	0.0023	0.0135	0.02048	0.04535	0.002591
AP3 0.008	0.018	0.035010	1.139	151 605	0.164	0.0026	0.0135	0.02065	0.04060	0.001850
	0.020	0.034333	1.267	168 450	0.164	0.0026	0.0135	0.02037	0.03976	0.001744
	0.021	0.035690	1.330	176 873	0.158	0.0025	0.0133	0.02042	0.04163	0.002010
	0.022	0.035933	1.457	185 295	0.157	0.0025	0.0133	0.02032	0.04201	0.002067
	0.024	0.035859	1.520	202 140	0.156	0.0024	0.0134	0.02013	0.04198	0.002070

Para la pendiente AP-001, a partir del gasto  $Q=0.020$  m<sup>3</sup>/s,  $V = 1.266$  m/s;  $Re = 168\,450$ ;  $\lambda=0.035409$ . Considerando en la plantilla una rugosidad con valor  $K_b=0.0000387$ mm se obtiene en el análisis un valor

$\alpha=0.160$ , para el cual,  $A_b=0.0025$ ,  $A_w=0.0133$ ,  $\lambda_b=0.02049$ ,  $\lambda_w=0.04126$ , y el resultado de la rugosidad para paredes y bóveda es  $K_w= 0.001947$ .

Debe señalarse que, en los modelos estudiados con el material sólo del acrílico, el coeficiente de rugosidad es de  $\lambda=0.0177$ ; el incremento a un valor  $\lambda_b=0.02049$ , puede explicarse por la influencia de la rugosidad en las paredes y bóveda.

En la Tabla I.6 se muestran los resultados de la aplicación del Caso II para el modelo acrílico-plástico con las pendientes AP1-0.001, AP2-0.004, y AP3-0.008; se encuentran los valores del  $K_C$  validado.

**Tabla I.6.** Validación del criterio para el Caso II del modelo acrílico-plástico.

<i>s</i>	<i>Q</i> ( $m^3/s$ )	<i>K<sub>cw</sub></i> <i>calculado</i>	<i>V</i> ( $m/s$ )	<i>4Re</i>	$\alpha$	<i>A<sub>b</sub></i> ( $m^2$ )	<i>A<sub>w</sub></i> ( $m^2$ )	$\lambda b$	$\lambda w$	$\lambda$	<i>K<sub>c</sub></i> medio (validado)
AP1 0.001	0.016	0.001520	1.013	134 760	0.173	0.0027	0.0131	0.020744	0.038197	0.033309	0.000847
	0.017	0.001880	1.076	143 183	0.164	0.0026	0.0132	0.020823	0.040839	0.035233	0.001023
	0.019	0.001690	1.203	160 028	0.166	0.0026	0.0132	0.020451	0.039390	0.034086	0.000923
	0.020	0.001947	1.266	168 450	0.160	0.0025	0.0133	0.024850	0.041217	0.035411	0.001047
	0.021	0.002045	1.329	176 873	0.158	0.0025	0.0133	0.020408	0.04187	0.035865	0.001092
AP2 0.004	0.017	0.001940	1.076	143 183	0.163	0.0026	0.0132	0.020851	0.041264	0.035547	0.001053
	0.018	0.002220	1.139	151 605	0.157	0.0025	0.0133	0.020867	0.043137	0.03691	0.00187
	0.020	0.001741	1.266	168 450	0.164	0.0026	0.0132	0.020370	0.039738	0.03431	0.000946
	0.021	0.001841	1.329	176 873	0.162	0.0025	0.0132	0.020289	0.04053	0.034806	0.000992
	0.023	0.002591	1.456	193 718	0.148	0.0023	0.0135	0.020483	0.045337	0.038387	0.00135
AP3 0.008	0.018	0.001850	1.139	151 605	0.164	0.0026	0.0132	0.020654	0.040598	0.035013	0.001005
	0.020	0.001744	1.267	168 450	0.164	0.0026	0.0132	0.020369	0.039761	0.034331	0.000947
	0.021	0.002010	1.330	176 873	0.158	0.0025	0.0133	0.020416	0.041626	0.035656	0.001075
	0.022	0.002067	1.457	185 295	0.157	0.0025	0.0133	0.020316	0.042005	0.035931	0.00110
	0.024	0.002070	1.520	202 140	0.156	0.0024	0.0133	0.020125	0.041989	0.035866	0.001097

Análogamente, en la Tabla I.7 se muestran los resultados medidos en el modelo acrílico-carpeta con las pendientes AC1-0.001, AC2-0.004 y AC3-0.008.

**Tabla I.7.** Resultados de los valores medidos en forma experimental para el modelo acrílico-carpeta.

<i>s</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	<i>V</i> (m/s)	<i>4Re</i>	<i>I</i>	$\tau$	$\lambda$ medido	$K_C$ medido
AC1 0,001	0.0124	0.785	104 439	0.01633	0.54285	0.06909	0.00613
	0.0136	0.861	114 546	0.02018	0.67100	0.07099	0.00651
	0.0145	0.918	122 127	0.02313	0.76900	0.07158	0.00663
	0.0154	0.975	129 707	0.02603	0.86549	0.07142	0.00660
	0.0163	1.032	137 287	0.02893	0.96198	0.07086	0.00649
AC2 0,004	0.0110	0.697	92 648	0.01293	0.43001	0.06955	0.00621
	0.0120	0.760	101 070	0.01602	0.53254	0.07237	0.00678
	0.0130	0.823	109 493	0.01937	0.64411	0.07458	0.00724
	0.0140	0.887	117 915	0.02146	0.71346	0.07123	0.00656
	0.0150	0.950	126 338	0.02450	0.81447	0.07084	0.00648
AC3 0,008	0.0130	0.823	109 493	0.01870	0.62181	0.07200	0.00671
	0.0140	0.887	117 915	0.02178	0.72434	0.07232	0.00678
	0.0150	0.950	126 338	0.02519	0.83741	0.07283	0.00689
	0.0160	1.013	134 760	0.02859	0.95049	0.07266	0.00685
	0.0170	1.077	143 183	0.03181	1.05754	0.07161	0.006643

En la Tabla I.8 se muestran los resultados de la aplicación del nuevo criterio para el Caso I con el material acrílico-carpeta, donde se reporta el valor de  $K_{CW}$  calculado en muros y bóveda.

**Tabla I.8.** Aplicación del Caso I, con el nuevo criterio para el acrílico-carpeta.

<i>S</i>	<i>Q</i> (m <sup>3</sup> /s)	$\lambda$	<i>V</i> (m/s)	<i>4Re</i>	$\alpha$	<i>A<sub>b</sub></i> (m <sup>2</sup> )	<i>A<sub>w</sub></i> (m <sup>2</sup> )	$\lambda b$	$\lambda w$	<i>K<sub>CW</sub></i> calculado
<b>AC1</b> <b>0.001</b>	0.0124	0.06909	0.785	104 439	0.099	0.0015	0.0142	0.024693	0.08636	0.012240
	0.0136	0.07099	0.861	114 546	0.096	0.0015	0.0143	0.024503	0.08967	0.013049
	0.0145	0.07158	0.918	122 127	0.095	0.0015	0.0143	0.024310	0.08997	0.013320
	0.0154	0.07142	0.975	129 707	0.094	0.0015	0.0143	0.024160	0.08980	0.01329
	0.0163	0.07086	1.032	137 287	0.094	0.0015	0.0143	0.023950	0.08911	0.013093
<b>AC2</b> <b>0.004</b>	0.0110	0.06955	0.697	92 648	0.100	0.0016	0.0142	0.024731	0.08683	0.012351
	0.0120	0.07237	0.760	101 070	0.096	0.0015	0.0143	0.025020	0.090792	0.013533
	0.0130	0.07458	0.823	109 493	0.093	0.0015	0.0143	0.020488	0.093910	0.01448
	0.0140	0.07123	0.887	117 915	0.095	0.0015	0.0143	0.024473	0.089420	0.01316
	0.0150	0.07084	0.950	126 338	0.095	0.0015	0.0143	0.024191	0.088979	0.013042
<b>AC3</b> <b>0.008</b>	0.0130	0.07200	0.823	109 493	0.096	0.0015	0.0143	0.02467	0.090411	0.013428
	0.0140	0.07232	0.887	117 915	0.094	0.0015	0.0143	0.024531	0.09091	0.013603
	0.0150	0.07283	0.950	126 338	0.093	0.0015	0.0143	0.024325	0.01969	0.013848
	0.0160	0.07266	1.013	104 439	0.092	0.0014	0.0144	0.02416	0.09153	0.013815
	0.0170	0.07161	1.077	143 783	0.093	0.0015	0.0143	0.02386	0.09019	0.013417

En la Tabla I.9 se muestran los resultados de la aplicación del Caso II para el modelo acrílico-carpeta con las pendientes AC1-0.001, AC2-0.004 y AC3-0.008 donde se encuentran los valores del *K<sub>C</sub>* validado.

**Tabla I.9.** Validación del criterio para el Caso II del modelo acrílico-carpeta.

<i>s</i>	<i>Q</i> ( $m^3/s$ )	<i>K<sub>CW</sub></i> <i>calculado</i>	<i>V</i> ( $m/s$ )	<i>4Re</i>	$\alpha$	<i>A<sub>b</sub></i> ( $m^2$ )	<i>A<sub>w</sub></i> ( $m^2$ )	$\lambda b$	$\lambda w$	$\lambda$	<i>K<sub>c</sub></i> medio (validado)
AC1 0.001	0.0124	0.012240	0.785	104 439	0.099	0.0015	0.0142	0.024693	0.08636	0.06909	0.00613
	0.0136	0.013049	0.861	114 546	0.096	0.0015	0.0143	0.024503	0.08967	0.07099	0.00651
	0.0145	0.013320	0.918	122 127	0.095	0.0015	0.0143	0.024310	0.08997	0.07158	0.00663
	0.0154	0.01329	0.975	129 707	0.094	0.0015	0.0143	0.024160	0.08980	0.07142	0.00660
	0.0163	0.013093	1.032	137 287	0.094	0.0015	0.0143	0.023950	0.08911	0.07086	0.00649
AC2 0.004	0.0110	0.012351	0.697	92 648	0.100	0.0016	0.0142	0.024731	0.08683	0.06955	0.00621
	0.0120	0.013533	0.760	101 070	0.096	0.0015	0.0143	0.025020	0.090792	0.07237	0.00678
	0.0130	0.01448	0.823	109 493	0.093	0.0015	0.0143	0.020488	0.093910	0.07458	0.00724
	0.0140	0.01316	0.887	117 915	0.095	0.0015	0.0143	0.024473	0.089420	0.07123	0.00656
	0.0150	0.013042	0.950	126 338	0.095	0.0015	0.0143	0.024191	0.088979	0.07084	0.00648
AC3 0.008	0.0130	0.013428	0.823	109 493	0.096	0.0015	0.0143	0.02467	0.090411	0.07200	0.00671
	0.0140	0.013603	0.887	117 915	0.094	0.0015	0.0143	0.024531	0.09091	0.07232	0.00678
	0.0150	0.013848	0.950	126 338	0.093	0.0015	0.0143	0.024325	0.01969	0.07283	0.00689
	0.0160	0.013815	1.013	104 439	0.092	0.0014	0.0144	0.02416	0.09153	0.07266	0.00685
	0.0170	0.013417	1.077	143 783	0.093	0.0015	0.0143	0.02386	0.09019	0.07161	0.006643

Nota: los autores agradecen las amables sugerencias de los revisores anónimos.

#### Notación empleada:

*V* = velocidad media.

*V<sub>b</sub>* y *V<sub>w</sub>* = velocidad media en piso, paredes y bóveda.

$R$  = radio hidráulico.

$Re$  = número de Reynolds.

$\tau$  = esfuerzo cortante que ocasiona el flujo.

$g$  = aceleración de la gravedad.

$S$  = gradiente hidráulico.

$P_b$  y  $P_w$  = perímetro mojado del piso, paredes y bóveda.

$P$  = perímetro mojado.

$A_b$  y  $A_w$  = área hidráulica del piso, paredes y bóveda.

$A$  = área de la sección transversal.

$Q$  = gasto analizado.

$Q_b$  y  $Q_w$  = gasto analizado en el piso, paredes y bóveda.

$\rho$  = densidad del flujo.

$F$  = fuerza cortante total.

$\tau_b$  y  $\tau_w$  = esfuerzos cortantes en piso, paredes y bóveda.

$\Delta H_b$  y  $\Delta H_w$  = cargas piezométricas en piso, paredes y bóveda.

$K_b$  y  $K_w$  = coeficientes de rugosidad en piso, paredes y bóveda.

$\nu$  = viscosidad cinemática del flujo.

## Referencias

Bombardelli, F. A. (2003). Hydraulic design of large diameter pipes.

*Journal of Hydraulic Engineering*, 129(11), 785-793.

Chow, V. T. (1959). *Open channel hydraulics*. New York, USA: McGraw-Hill.

Churchill, S. (1973). Empirical expressions for the shear in turbulent flow in commercial pipes. *Journal of American Institute of Chemical*, 19(2), 375-376.

Colebrook, C. F. (1939). Turbulent flow in pipes with particular reference to the transition region between smooth and rough pipe laws. *Journal of the Institution of Civil Engineers*, 11(4), 133-156.

Czarnota, Z. (1986). *Hydraulics of rock tunnels*. Stockholm, Sweden: The Royal Institute of Technology.

Elfman, S. (2005). Hydropower tunnels: Estimation of head losses. *Dam Engineering*, 5(4), 256-264. Great Britain.

Haaland, S.E. «Simple and explicit formulas for the friction factor in turbulent pipe flow.» *Journal of Fluids Engineering* 105, nº 1 (1983): 89-90.

Leopardi, M. (2005). On roughness similarity of hydraulic models. *Journal of Hydraulic Research*, 42(33), 239-245.

Marengo-Mogollón, H. (2006). Case study: Dam safety during construction, lessons of the overtopping diversion works at Aguamilpa Dam. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(11), 1121-1127. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2006)132:11(1121)

Marengo-Mogollón, H. (2016). Composite roughness in hydraulic models. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 159-178.

Nikuradse, J. (1933). *Strömungsgesetze in rauhen Rohren*. Berlín, Deutschland: VDI-Verlag.

Nikuradse, J. (1933) *Strömungsgesetze in rauhenRohren*, VDI-Verlag, Berlín.

Swamee, P. A. (1976). Explicit equations for pipe-flow problems. *Journal of Hydraulics Division*, 102(5), 657-664.

USBR-US Bureau of Reclamation, 1992. *Friction factors for large conduits flowing full*. Boulder City (NV): USBR.

Yen, B. C. «Dimensionally homogeneous Mannings' formula.» *Journal of Hydraulic Engineering* 1, nº 128 (1992): 1326-1332.

Yen, C. B. (2002). Open channel flow resistance. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(20), 20-39. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:1(20)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-06

Artículos

## **Efectos del otorgamiento de derechos de agua en la disponibilidad de recursos hídricos en la cuenca del río Ñuble, Chile Centro Sur**

## **Effects of water rights allocation on water resources availability within the Ñuble River Basin, South Central Chile**

Iván Belmar<sup>1</sup>

Alfonso Fernández<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6825-0426>

Gianni Leal<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geografía, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, ivanbelmarvejar@gmail.com

<sup>2</sup>Departamento de Geografía & Mountain Geoscience Group, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, alfernandez@udec.cl

<sup>3</sup>Departamento de Geografía & Mountain Geoscience Group, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, glealparra@gmail.com

Autor para correspondencia: Alfonso Fernández, alfernandez@udec.cl

## Resumen

Se analiza la disponibilidad de agua para la constitución de derechos de aprovechamiento de la misma en la cuenca del río Ñuble, Chile, utilizando una metodología que evalúa el recurso en régimen natural, determina la demanda existente y genera un balance hídrico. Para el cálculo de la oferta hídrica se utilizaron registros de precipitación de la misión TRMM (por sus siglas en inglés, Misión de Medición de Precipitaciones Tropicales), a lo que se suman registros instrumentales de estaciones fluviométricas y pluviométricas. Para la demanda se realizó un análisis de la totalidad de los derechos concedidos en el área de estudio. Los resultados revelan la existencia de déficit hídrico. Específicamente, existe un sobreotorgamiento de derechos de agua entre los meses de octubre y mayo, con déficits de hasta  $7.8 \text{ m}^3/\text{s}$  para derechos de ejercicio permanente y  $63.7 \text{ m}^3/\text{s}$ , sumando los derechos de ejercicio eventual. Una mejora en el otorgamiento de derechos debiera contemplar estimaciones más confiables de balance hídrico, incorporando registros actualizados y validados de derechos de agua, y más estaciones hidrometeorológicas en cuencas de gran altitud. Además, se propone que es necesario que el Estado cuente con mayores atribuciones para una gestión eficiente del agua, en un escenario hidroclimático con sequías cada vez más recurrentes.

**Palabras clave:** derechos de agua, disponibilidad de agua, balance hídrico.

## Abstract

In this study, we analyze water availability for allocation of water rights in Ñuble River Basin, Chile. The methods include evaluation of the natural regime, determination of current water demand, and calculation of a water budget. Water availability was calculated using TRMM and instrumental records from rainfall and discharge gauges. Water demand was computed from a new inventory of water rights records developed for this study. Results reveal a hydrological deficit. More specifically, May and October showed the highest deficit, with 7.8 m<sup>3</sup>/s for permanent water rights and 63.7 m<sup>3</sup>/s for sporadic water rights. In order to reduce this deficit the method to allocate water right should include better estimations of hydrological balances by incorporating updated and validated water rights records and more hydrometeorological instrumentation in mountain watersheds. Furthermore, we assert that the government must play a bigger role in efficient water management, considering the present scenario of more frequent droughts.

**Keywords:** Water rights, water availability, hydrological balance.

Recibido: 02/09/2019

Aceptado: 18/02/2020

## Introducción

Desde el año 2010, una extensa región de Chile central ( $\sim 30^{\circ}$  S a  $39^{\circ}$  S) ha sufrido uno de sus períodos más secos y cálidos de los últimos cien años (CR2, 2015), con un déficit hídrico que ha impactado fuertemente actividades agrícolas, energéticas y de disponibilidad de agua para consumo humano (Garreaud *et al.*, 2017). Aunque se sabe que eventos de sequía han afectado esta región con regularidad (Muñoz *et al.*, 2016), existe una alta probabilidad de que una parte significativa de eventos de déficit sean consecuencia del cambio climático antrópico (Boisier, Rondanelli, Garreaud, & Muñoz, 2016). Ello sugiere que en el futuro estos eventos se pueden constituir en el régimen hídrico normal, exacerbando el déficit hídrico a través de la evaporación desde lagos, embalses y cultivos.

Lo expuesto en el párrafo anterior se relaciona directamente con el régimen hídrico natural, en que la precipitación (líquida y sólida) alimenta ríos y acuíferos y, por lo tanto, determina la oferta hídrica. Otro componente de esta problemática es la demanda hídrica. En Chile, el acceso al agua superficial se rige por el Código de Aguas de 1981. Este marco legal, encargado de normar los usos de los recursos hídricos, ha operado como fuente de derecho privado sobre el territorio, reforzando el uso productivo del recurso (Bolados, Henríquez, Ceruti, & Sánchez, 2017) y se guía por la teoría del libre mercado, asignando un rol subsidiario al Estado (Ugarte, 2003). El elemento que determina la facultad de disponer del recurso es el derecho de aprovechamiento de

agua (en adelante DdA), otorgado de forma gratuita, a perpetuidad; se puede separar del derecho de propiedad a la tierra (Budds, 2012; Bolados *et al.*, 2017) y ser transferido a través del mercado (Vergara, 2015; Costa, 2016). En este contexto, es relevante el concepto de DdA consuntivo, que según el artículo 13º del Código de Aguas de Chile (Ministerio de Justicia, 2018): “Son aquellos que facultan a su titular para consumir totalmente las aguas”.

En la actualidad, se discute una reforma a este código, donde se destaca la asignación de uso prioritario del agua para el consumo humano, la protección de áreas de importancia ambiental y el fortalecimiento de las atribuciones de la administración. Sin embargo, la propuesta de reforma tiene puntos críticos que están en discusión, como la afectación de la norma sobre los DdA vigentes, los plazos de concesiones, las extinciones de DdA, y la dificultad en la aplicación de caudales ecológicos (González, 2017).

Por otra parte, Vergara (2015) reconoce una notable debilidad del actual sistema chileno, donde todavía existe una gran proporción de DdA reconocidos, pero que no están inscritos ni regularizados en el registro de catastro público alguno. Lo anterior indica que el método de asignación del recurso es ineficiente debido a la incertidumbre en los datos (Bolados *et al.*, 2017), lo que puede generar errores en el otorgamiento de nuevos DdA, y repercutir de manera directa en la disponibilidad hídrica.

Una mejora en las bases de datos de DdA se traduciría en análisis de disponibilidad más precisos. Esto se hace indispensable en un

contexto de reforma, pues se busca que el estado resguarde la existencia de un caudal suficiente en las fuentes naturales, velando por sus funciones escénicas, paisajísticas, ambientales y sociales (González, 2017).

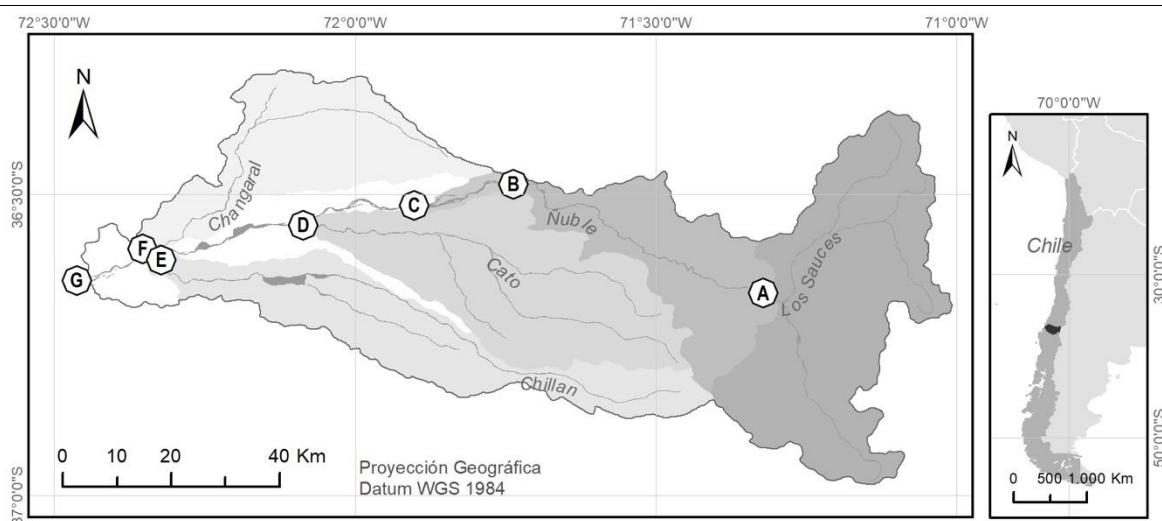
La presente investigación busca evaluar, con base en la información existente en fuentes de entidades públicas de Chile, la disponibilidad para la asignación de nuevos DdA consuntivos en la cuenca del río Ñuble, en Chile Centro Sur ( $36^{\circ}$  S). El análisis de los DdA indica que en algunos de ellos no están los registros de los expedientes de su constitución y, por tanto, no se tiene certeza de su existencia real (ver la sección de materiales y métodos). Este trabajo desarrolló una metodología que permitió incluir esos posibles DdA; de esta forma, se utilizaron dos escenarios de caudales de DdA: uno en que sólo se consideraron los DdA que contienen información verificada de caudales, y otro en que aquellos fueron analizados en conjunto con los DdA que no se tiene certeza de su constitución. Estos dos escenarios permitieron evaluar la sensibilidad de la cuenca del río Ñuble a una situación extrema, en que todos DdA consuntivos se utilizaran totalmente, considerando que un aumento del uso de agua frente a condiciones de escasez incremental puede generar conflictos (Valdés-Pineda *et al.*, 2014).

## Materiales y métodos



## Área de estudio

El área de estudio comprende la cuenca del río Ñuble, la cual posee un 38.6% del área total de la región en la que se emplaza (región de Ñuble). Sus principales actividades económicas son la agricultura y silvicultura (DGA, 2004b), y es aquí donde se sitúa la décimo segunda ciudad con más habitantes de Chile (unos 200 000 habitantes), la ciudad de Chillán (MINVU, 2002). Se ubica entre las coordenadas 36.29° y 37.33° de latitud sur y entre los 71° y 72.46° de longitud oeste, en la región de Ñuble, zona centro sur de Chile (Figura 1).



**Figura 1.** Área de estudio cuenca del río Ñuble, subcuenca y sus puntos de control. Las subcuenca se muestran como áreas con distintas tonalidades de grises y son identificadas por el nombre de su río.

El río Ñuble, con una longitud de 155 km, posee una cuenca hidrográfica de 5 097 km<sup>2</sup> (DGA, 2004b).

El sector oriental del área de estudio se emplaza en la cordillera de Los Andes y el sector occidental en la depresión intermedia, la cual es una franja del relieve chileno que, por su extensión como rasgo continuo, facilita el asentamiento de gran parte de la población (Universidad de Chile, s.f.).

Esta cuenca, influenciada por un clima mediterráneo, presenta al menos dos meses consecutivos del periodo estival con déficit hídrico, cuando es más demandado el recurso hídrico. En 1991, la cuenca presentaba un total de 1 119 canales, que servían para el riego de 562 km<sup>2</sup> (DGA, 2004b), equivalente al 11% de la superficie total de ésta.

El área de estudio se dividió en siete puntos de control, en los que se determinó su disponibilidad: las desembocaduras de los ríos Cato, Chillán, Changaral y Ñuble (D, E, F y G en la Figura 1), más tres puntos adicionales de interés en el río Ñuble (A, B y C en la Figura 1). Los puntos situados en las desembocaduras se seleccionaron debido a que son los afluentes más importantes (DGA, 2004b), y los puntos de interés del río Ñuble se escogieron porque presentan DdA con caudales concedidos de gran magnitud en sus subcuenca aportantes.

## Evaluación de disponibilidad hídrica

Para la evaluación hídrica se debe hacer un balance entre la oferta y la demanda de agua, lo que da como resultado la disponibilidad de caudales para la constitución de nuevos DdA en los puntos evaluados (DGA, 2008). Esto es evaluado tanto para DdA de ejercicio permanente como eventual. Por una parte, el artículo 17º del Código de Aguas de Chile (DFL, 2018) dice que los derechos de ejercicio permanente: "Son aquellos que facultan para usar el agua en la dotación que corresponda". Por otra parte, el artículo 18º menciona a los DdA de ejercicio eventual como aquellos que: "Sólo facultan para usar el agua en las épocas en que el caudal matriz tenga un sobrante después de abastecidos los derechos de ejercicio permanente".

## Oferta hídrica

Para realizar el análisis de disponibilidad es necesario estimar los recursos superficiales en régimen natural (DGA, 2004a), es decir, se

debe considerar el agua que pasaría por el punto si no tuviera ninguna extracción o intervención humana.

Para esto, se aplicó la metodología de transposición de cuencas por área y precipitación, pues tal procedimiento es lo que recomienda el Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos de la Dirección General de Aguas (DGA). Sin bien dicha metodología no es nueva, es recomendada y adecuada para los fines que busca este trabajo (DGA, 2008). Es una metodología que se utiliza para determinar caudales en cuencas no instrumentadas (Álvarez-Sevilla, Brown-Manrique, & del Cid-Colindres, 2017; Duitama, Moreno, & Zamudio, 2015), donde otros métodos, como la correlación caudal precipitación o el balance hídrico, son imposible de aplicar por la falta de datos. En efecto, dicha metodología estima el caudal en régimen natural que pasaría por un punto evaluado utilizando registros de estaciones fluviométricas patrón, las cuales corresponden a estaciones que, por la cercanía a los puntos por evaluar, la similitud con sus regímenes y por las nulas extracciones que poseen en sus subcuencas aportantes, se seleccionaron para determinar los caudales teóricos que pasarían por los puntos evaluados. Este método asume que el punto evaluado posee el mismo régimen de distribución de caudales que el de la estación patrón, y que la relación se establece con base en el tamaño de la subcuenca que conforma y a la precipitación media anual de ésta. La Ecuación (1) que describe el cálculo es la siguiente:

$$q_{ji} = \frac{Q_{ij} \times a \times p}{A \times P} \quad (1)$$

donde  $q_{ij}$ : caudal medio mensual a estimar para un mes  $i$  y una probabilidad de excedencia (en adelante PE)  $j$ ;  $Q_{ij}$ : caudal medio mensual de la cuenca patrón para un mes  $i$  (dato que proviene de registros existentes), y una PE  $j$ ;  $a$ : área drenada de la cuenca evaluada;  $p$ : precipitación media anual de la cuenca evaluada;  $A$ : área drenada de la cuenca patrón;  $P$ : precipitación media anual de la cuenca patrón. Para estimar el parámetro  $\alpha$  de cada subcuenca del río Ñuble, se delimitaron los límites de cuenca del río Ñuble y sus subcuencas (Figura 1) utilizando la herramienta *ArcHydro Tools* del software *ArcGIS 10.3* (ESRI, 2011). La base topográfica para este procedimiento fue el modelo digital de elevaciones SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), con una resolución espacial de 1 arco segundo (~ 30 metros). Este modelo se descargó de la plataforma web *Earth Explorer* del US Geological Survey (USGS, 2014). El producto descargado se procesó con el cálculo de precipitaciones y caudales que se detallan en los siguientes apartados.

La aplicación de la Ecuación (1) dio como resultado la oferta hídrica, es decir, los caudales medios mensuales en régimen natural a Q10PE, Q85PE y Q95PE de cada punto evaluado; esto es, caudal con probabilidad de excedencia de 10, 85 y 95%, respectivamente.

## Ajuste de precipitaciones

Para el análisis de la precipitación por cada subcuenca del área de estudio (Figura 1) es necesario la existencia de registros instrumentales. Sin embargo, según la Tabla 1, elaborada con los registros del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2, 2017), el área de estudio sólo contiene 24 estaciones pluviométricas, con un mínimo de 80% de datos durante el intervalo de análisis considerado de 1991 a 2016 (ver la subsección sobre estaciones fluviométricas patrón), las cuales poseen una distribución espacial que dificulta el estudio a la escala de subcuenca.

**Tabla 1.** Estaciones pluviométricas.

<b>Código</b>	<b>Nombre</b>	<b>Coordinadas</b>		<b>Años de Observación</b>		<b>Altitud (msnm)</b>	<b>Precipitación (mm/año)</b>
		<b>Oeste</b>	<b>Sur</b>	<b>Inicio</b>	<b>Fin</b>		
1	Nueva Aldea	72.4561°	36.6544°	1956	2016	32	963
2	Chillancito	72.4239°	36.7622°	1954	2016	56	1 013
3	Chillán Viejo	72.1267°	36.6319°	1977	2017	115	941
4	Ma. Dolores	72.4225°	37.4028°	1951	2017	120	1 009
5	San Agustín	72.3944°	36.4214°	1993	2016	138	866
6	Las Achiras	72.3661°	37.3806°	1964	2016	144	933
7	B. O'Higgins	72.04°	36.5872°	1950	2017	151	891
8	Millauquén	72.04°	36.3183°	1992	2016	152	861

9	Pemuco	72.1008°	36.9764°	1971	2016	200	1 140
10	Cholguán	72.0669°	37.1528°	1956	2016	230	1 247
11	San Manuel	71.6494°	36.3581°	1956	2017	270	1 470
12	Coihueco	71.7989°	36.6408°	1900	2016	314	1 392
13	Tucapel	71.9519°	37.2936°	1975	2016	342	1 469
14	Mayulermo	71.8944°	36.8189°	1992	2016	371	1 462
15	Digua	71.5481°	36.2558°	1947	2017	390	1 280
16	San Fabián	71.5247°	36.5836°	1956	2016	465	1 512
17	Trupán	71.8228°	37.2806°	1963	2016	474	1 625
18	Las Cruces	71.765°	37.1114°	1993	2016	476	1 782
19	Bullileo	71.4142°	36.285°	1930	2017	600	1 985
20	Caracol	71.395°	36.6511°	1900	2016	610	2 287
21	Caman	71.2989°	36.6731°	1992	2016	670	2 131
22	Diguillín	71.6425°	36.8686°	1900	2016	670	2 042
23	Fdo. Atacalco	71.5814°	36.9175°	1930	2016	740	2 131
24	Las Trancas	71.4792°	36.9108°	1961	2016	1 242	1 755

Por esta razón, se optó por utilizar un método de regionalización de la precipitación a datos instrumentales y satelitales. La Misión de Medición de Precipitaciones Tropicales (TRMM, por sus siglas en inglés) proporciona un producto de resolución espacial de 0.25° y con periodicidad mensual (NASA, 2015). Con estos datos mensuales en formato raster (grilla), obtenidos de la interfase web de la NASA, Giovanni (acrónimo del inglés para *Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center Interactive Online Visualization and*

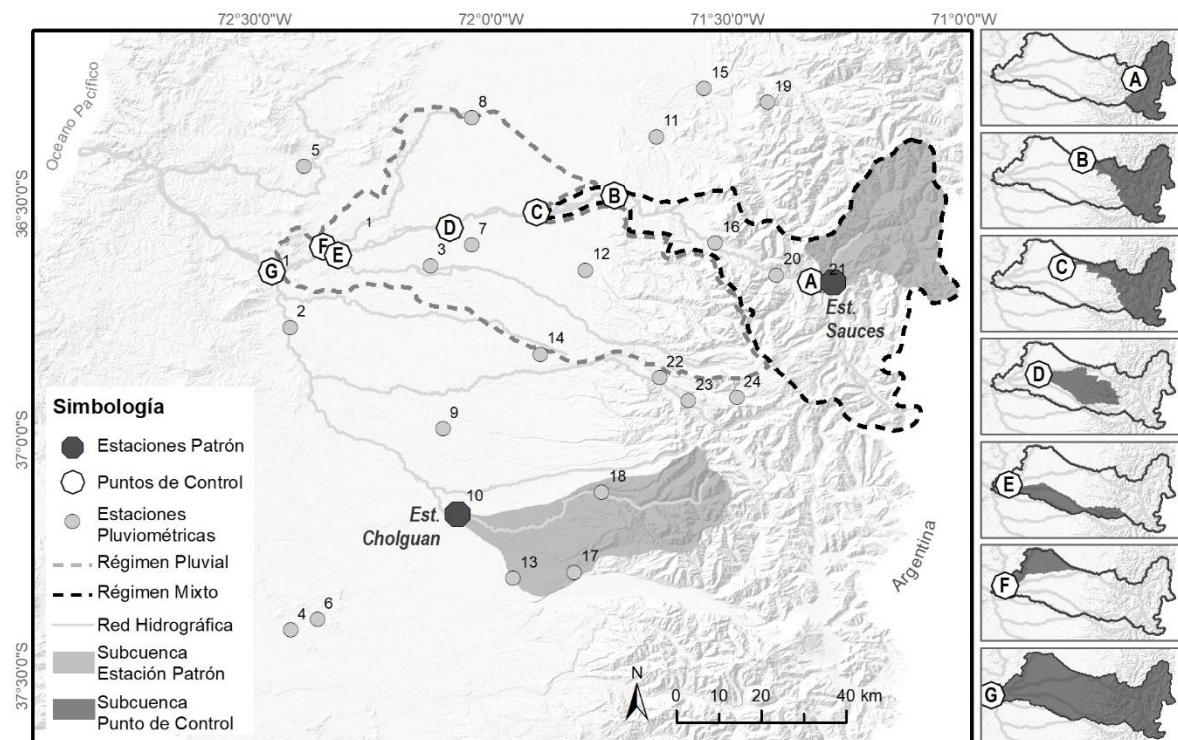
*Analysis Infrastructure*), que provee información de varios satélites para todas las zonas del mundo (NASA, 2017), se calcularon totales anuales para el periodo 1998-2017. Tales valores de precipitación se compararon con los registros de las estaciones pluviométricas presentadas en la Tabla 1, a fin de determinar el sesgo y ejecutar correcciones estadísticas, las cuales se llevaron a cabo mediante el método de corrección por regresión lineal (Canavos, 1998).

Por último, se determinó la precipitación media anual de cada subcuenca de estudio mediante el promedio de la precipitación de los pixeles del producto TRMM corregido que se localicen en cada subcuenca del río Ñuble. Esta precipitación se utilizó en la Ecuación (1) de transposición de cuencas.

## Estaciones fluviométricas patrón

Con base en el estudio de la DGA (2004b), para el análisis hidrológico se utilizaron dos estaciones con un régimen cercano al natural, que fueron obtenidas del Banco Nacional de Aguas (DGA, 2017a): (a) estación Sauces, para las subcuenca cordilleranas, pues presentan régimen mixto (códigos A, B, C y G en la Figura 2); y (b) estación Cholguán, a fin de determinar la disponibilidad en subcuenca con régimen pluvial (códigos D, E, F y G en la Figura 2). Estos casos se consideraron de

régimen natural, porque aguas arriba de su ubicación, dichas estaciones no registran extracciones de caudal.



**Figura 2.** Estaciones, puntos y regímenes del área de estudio. En el panel principal se puede apreciar la localización de las cuencas patrón del estero Cholguán y estero Sauces en relación con la cuenca del río Ñuble. Los paneles de los costados identifican las subcuencas asociadas con cada punto de control.

Un caso especial se da con el código G, la desembocadura del río Ñuble, pues como muestran la Tabla 2 y Figura 2, posee un régimen pluvial y mixto (pluvio-nival). Es por ello que este punto utilizó como

patrón a las dos estaciones del área de estudio. La zona de régimen mixto del punto G se consideró como la subcuenca del punto C, que se utilizó como patrón en la estación Sauces. El resto de la cuenca se consideró como la zona de régimen pluvial, la cual utilizó como patrón a la estación Cholguán.

**Tabla 2.** Ubicación y regímenes de estaciones y puntos evaluados.

Fuente: elaboración propia con base en datos de DGA (2004) y DGA (2017a).

Código		Ubicación	Coordenadas		Altitud (msnm)	Régimen
			S	W		
Estación Patrón	Sauces	Río Sauces antes junta con Ñuble	36.666°	71.274°	700	Mixto
	Cholguán	Río Itata en Cholguán	37.157°	72.068°	225	Pluvial
Punto evaluado	A	Ñuble alto	36.664°	71.322°	655	Mixto
	B	Ñuble medio	36.483°	71.737°	288	Mixto
	C	Nuble medio	36.519°	71.902°	191	Mixto
	D	Desembocadura río Cato	36.552°	72.086°	114	Pluvial
	E	Desembocadura río Chillán	36.601°	72.332°	53	Pluvial
	F	Desembocadura río Changaral	36.601°	72.344°	49	Pluvial
	G	Desembocadura río Ñuble	36.643°	72.462°	27	Mixto / Pluvial

Se utilizaron las series de tiempo de los caudales medios mensuales de los últimos 25 años, es decir, a partir del año hidrológico de 1991-92 a 2016-17. El inicio del periodo se seleccionó debido a que

presentó características normales de precipitación, pues según datos de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2018), el fenómeno de El Niño en esa fecha no poseía valores extremos.

Se obtuvieron las probabilidades de excedencia (PE) de cada mes utilizando el *software* de análisis estadístico *FRECwin*, el cual determina dichas PE para cinco distribuciones de frecuencia de caudales (Weibull, Normal, Log-Normal, Gumbel, Gamma) y mediante el test de *chi cuadrada* se estimó la de mejor ajuste en cada caso, con el fin de obtener los caudales medios mensuales Q10PE, Q85PE y Q95PE (DGA, 2004a).

## Demanda hídrica

Para el cálculo de la demanda se analizaron los DdA otorgados en el área de estudio, pues el caudal disponible depende de la diferencia entre el caudal existente en el río, menos los derechos que deben ser respetados y la demanda ambiental (DGA, 2008).

Se realizó un análisis de la totalidad de los DdA registrados hasta marzo de 2017 tanto en el Catastro Público de Aguas (CPA) obtenidos de la DGA (2017b), el cual corresponde a la base de datos oficial de DdA (DGA, 2008), como en una base de datos interna del Centro de Información de Recursos Hídricos (CIRH). El registro del CIRH

corresponde a DdA solicitados, pero no necesariamente constituidos u otorgados por la DGA. En otras palabras, el dato de caudales de los DdA incluidos en esta base de datos es menos confiable. Para subsanar el problema anterior, se hizo una revisión de la totalidad de expedientes de DdA de la base CIRH, con el objetivo de verificar el estado de constitución y el caudal otorgado.

Se encontraron 833 DdA en el área de estudio. Se eliminaron 101 DdA por no estar constituidos en litros por segundo, así como otros 88 DdA, porque se comprobó mediante la revisión de su expediente que su constitución fue denegada. En consecuencia, se utilizaron 644 DdA para el análisis.

Se detectó que no existen registros de algunos expedientes presentes en la base CIRH. Debido a lo anterior, se generaron dos escenarios con distintas distribuciones de caudales. El objetivo de esto fue evaluar cómo la inexactitud de una base de datos puede afectar la disponibilidad hídrica.

- Escenario 1: se consideraron los caudales de los DdA de la base oficial CPA y aquellos de la base CIRH que mediante la revisión de su expediente se verificaron.
- Escenario 2: se consideraron los caudales de los DdA del escenario 1, sumado a aquellos de la base CIRH en que su expediente no pudo ser encontrado, por lo que no se tiene certeza de su constitución.

Al obtener la totalidad de los caudales del área se hizo la suma de éstos en cada subcuenca, lo cual permitió conocer los valores de la demanda hídrica para cada escenario planteado.

## Balance hídrico

Se efectuó el balance hídrico de los puntos evaluados según la norma establecida por la DGA (2008). El caudal disponible de ejercicio permanente ( $Q_{\text{permanente}}$ ), corresponde al caudal con PE de 85% (Q85PE), menos el caudal ecológico ( $Q_{\text{ecológico}}$ ), menos el caudal de DdA de ejercicio permanente ya constituidos ( $Q_{cp}$ ) según la Ecuación (2):

$$Q_{\text{permanente}} = Q85PE - Q_{\text{ecológico}} - Q_{cp} \quad (2)$$

A su vez, el caudal ecológico se considera como 50% del caudal con probabilidad de excedencia de 95% (50Q95PE), con las restricciones mencionadas en el Decreto N° 71 (Ministerio del Medio Ambiente, 2015), y que se indican a continuación:

- Para los meses en que el  $50Q95PE$  es menor al caudal determinado para 20% del caudal medio anual ( $20Qma$ ), el caudal ecológico será  $50Q95PE$ .
- Para los meses en que  $50Q95PE$  es mayor que el caudal determinado para  $20Qma$ , el caudal ecológico será  $20Qma$ .

Para los caudales disponibles de ejercicio eventual ( $Q_{eventual}$ ), se utilizaron según la Ecuación (3), el  $Q10PE$  menos el  $Q85PE$ , menos el caudal de DdA de ejercicio eventual ya constituidos ( $Q_{ce}$ ), menos el posible déficit de recursos de ejercicio permanente ( $Q_{dp}$ ) que se genere del análisis de disponibilidad (DGA, 2008). Así:

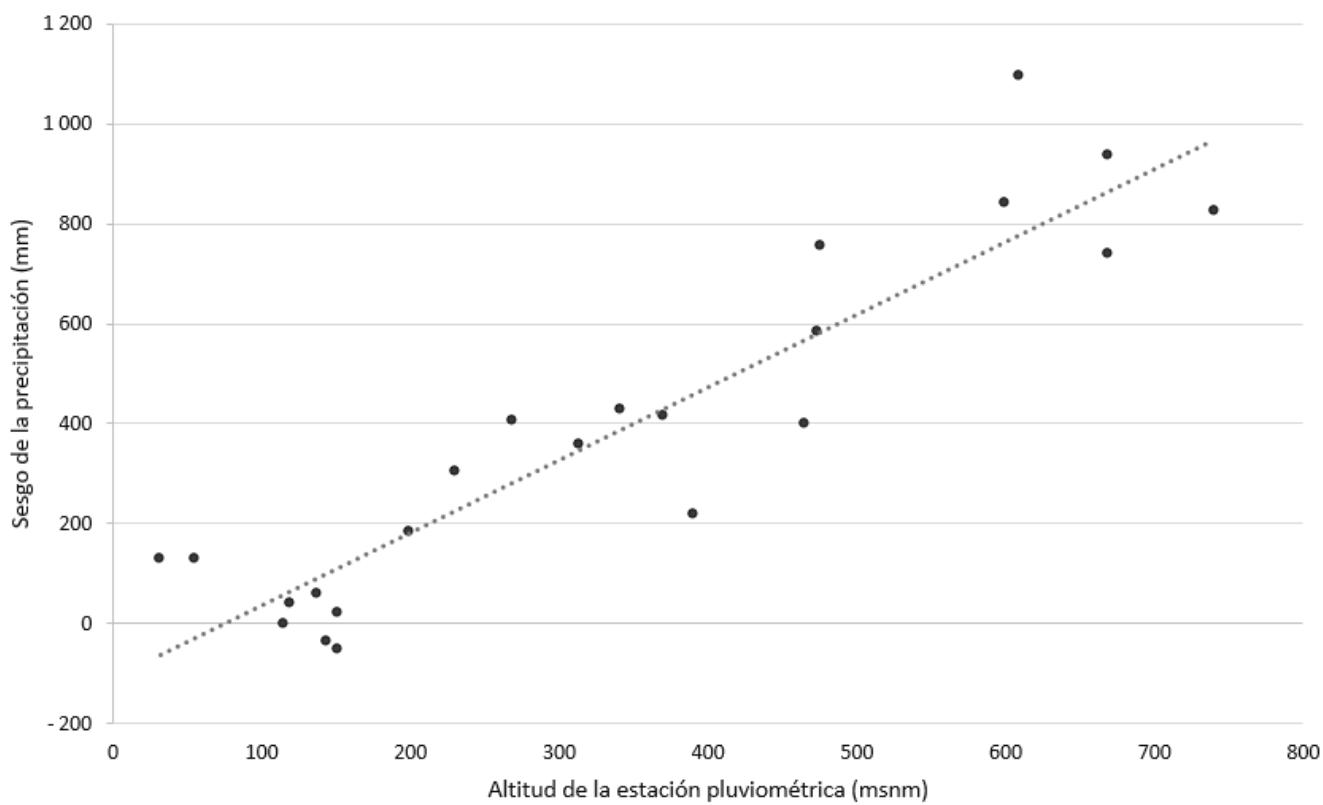
$$Q_{eventual} = Q10PE - Q85PE - Q_{ce} - Q_{dp} \quad (3)$$

## Resultados

### Determinación de precipitaciones

El sesgo entre las precipitaciones del TRMM y las observaciones instrumentales alcanzó diferencias de hasta 91.5%. Dado que la distribución espacial de las estaciones es irregular, se optó por utilizar el TRMM para producir mapas de precipitación. Sin embargo, la comparación entre la precipitación de TRMM y las estaciones entregó un sesgo de 33.9%. Para reducir este sesgo se realizó una corrección de los montos de cada celda del TRMM que cubren el área de estudio.

Se encontró una relación entre la altitud de la estación y el sesgo de precipitaciones presente con respecto al TRMM, ya que como se observa en la Figura 3, a mayor altitud de la estación se genera mayor sesgo. Debido a esto, se ejecutó una corrección a partir de un modelo de regresión lineal entre las variables mencionadas. Al incluir en el modelo a la estación Las Trancas (Tabla 1), se obtuvo un  $R^2$  (Ecuación (5)) bajo, por lo que se optó por eliminarla de este cálculo. La estación Las Trancas es la más alta del área de estudio y está situada en una zona encajonada, donde gran parte de la precipitación invernal corresponde a nieve, a diferencia del resto de las estaciones de la zona, que se localizan bajo la línea de nieve determinada para cuencas de esa región (Stehr & Aguayo, 2017). Ya que TRMM sólo estima precipitación líquida, es muy posible que la falta de correlación se pueda explicar por esto. Así, se obtuvo un modelo que explica un 84% de la varianza.



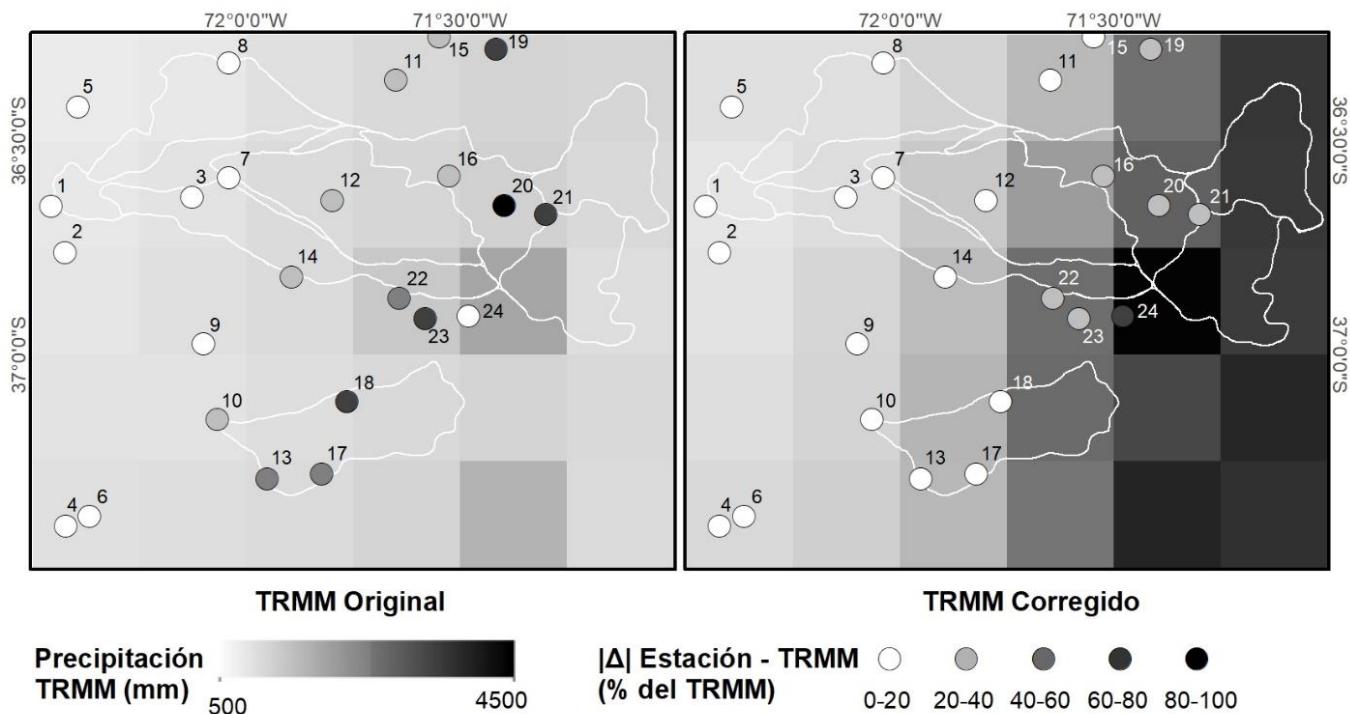
**Figura 3.** Modelo de regresión lineal.

A continuación, la Ecuación (4) de ajuste de la Figura 3:

$$y = 1.454x - 108.18 - R^2 = 0.8433 \quad (4)$$

Con la Ecuación (4) se obtuvieron los valores del sesgo que debería tener cada celda, según la altitud que posee. Estos valores se adicionaron al TRMM, logrando un ajuste que generó un sesgo promedio de un 14.8%; con esto, el sesgo se redujo a menos de la mitad del

original. Por otro lado, cabe destacar que si bien en algunas estaciones de baja altitud el sesgo aumentó, en aquellas de mayor elevación la disminución fue muy notoria. Lo anterior se observa en la Figura 4, que muestra la distribución de las precipitaciones. El número presente corresponde al código de las estaciones (Tabla 1).



**Figura 4.** Precipitación TRMM y sesgos con estaciones pluviométricas.

A partir del modelo corregido, se calculó la precipitación media anual de las subcuenca de estudio y de las estaciones patrón, las cuales se muestran en la Tabla 3, junto con el área correspondiente a cada una. El punto G\* atañe a la zona de régimen pluvial de la cuenca

del río Ñuble que, sumado al punto C, da como resultado el área completa de esta cuenca (ver Figura 2 y Tabla 2).

**Tabla 3.** Área y precipitación por subcuenca.

	Estación patrón		Punto evaluado						
	Sauces	Cholguán	A	B	C	D	E	F	G*
Área (km <sup>2</sup> )	607	839	1 257	1 879	1 929	1 015	779	705	2 958
Precipitación (mm/año)	3 534	2 176	3 667	3 357	3 303	1 838	1 739	1 002	1 487

## Oferta hídrica

Mediante la trasposición de cuencas se obtuvieron los caudales en régimen natural presentes en la Tabla 4. Los puntos ubicados sobre el río Ñuble son los que presentaron mayor caudal, destacando la desembocadura de éste con valores sobre los 150 m<sup>3</sup>/s a 85PE.

**Tabla 4.** Puntos evaluados con Q10PE, Q85PE y Q95PE por meses. Las distribuciones de probabilidad que se ajustaron mejor a cada lugar y mes se representan con tonos de grises, con su leyenda incluida al fondo de la tabla.

Código	PE	Caudal (m³/s)												
		Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	
Sauces	10	16	62	97	72	79	74	75	71	46	23	13	11	
	85	4	6	21	26	22	32	33	27	14	6	4	4	
	95	3	3	14	19	16	25	23	15	5	4	3	3	
Cholguán	10	25	94	134	133	118	94	68	40	29	23	24	21	
	85	10	9	38	36	36	36	25	21	16	14	14	12	
	95	8	5	23	11	15	28	18	18	13	13	12	11	
A	10	34	133	209	154	170	159	161	152	100	49	29	23	
	85	9	13	44	56	48	69	72	57	29	14	10	8	
	95	6	7	29	41	34	55	49	32	11	9	7	6	
B	10	47	182	286	211	233	218	220	209	136	66	39	31	
	85	12	18	61	77	65	94	98	78	40	19	13	11	
	95	8	10	40	56	47	75	66	44	15	12	9	8	
C	10	48	184	289	214	236	220	223	211	138	67	40	32	
	85	12	19	61	78	66	95	99	79	40	19	13	11	
	95	8	10	41	56	47	76	67	45	15	12	9	8	
D	10	26	96	137	136	121	96	69	41	29	23	24	22	
	85	10	9	39	37	37	37	25	21	17	15	14	13	
	95	8	5	23	11	15	29	19	18	13	13	12	11	
E	10	19	70	99	99	88	70	50	30	21	17	18	16	
	85	8	7	28	27	27	27	18	16	12	11	10	9	
	95	6	4	17	8	11	21	14	13	10	10	9	8	
F	10	10	36	52	51	46	36	26	15	11	9	9	8	

	85	4	3	15	14	14	14	10	8	6	6	5	5
	95	3	2	9	4	6	11	7	7	5	5	5	4
G	10	109	410	611	533	520	447	385	307	207	122	97	82
	85	37	40	152	165	153	183	159	130	79	53	46	41
	95	27	22	95	83	82	143	111	88	46	44	39	34
	Leyenda												
	Distribución	Gamma		Lognormal		Normal		Gumbel					

Además, a partir de los  $Q_{ma}$  de las estaciones, mediante el uso de la Ecuación (1) (transposición de cuencas), se calcularon los  $Q_{ma}$  de los puntos evaluados (Tabla 5). Se observa una gran diferencia entre el río Ñuble y los demás, ya que, por ejemplo, la desembocadura del río Changaral (F) sólo posee alrededor del 8% del caudal del río Ñuble (G).

**Tabla 5.** Caudal medio anual ( $Q_{ma}$ ) por puntos evaluados.

	Estación patrón		Punto evaluado						
	Sauces	Cholguán	A	B	C	D	E	F	G
Caudal medio anual ( $m^3/s$ )	31.8	41.3	68.3	93.4	94.4	42.3	30.7	16	194

## Demanda hídrica

La distribución de caudales entre derechos de ejercicio permanente y eventual tuvo diferencias. Por un lado, los derechos permanentes poseen una distribución más homogénea durante todos los meses del año, es decir, los caudales otorgados no tienen mucha variabilidad mensual. Por otro lado, los derechos eventuales sí poseen gran variabilidad, alcanzando diferencias de hasta 134 m<sup>3</sup>/s (Tabla 6) entre los meses de invierno y verano, en donde el caudal otorgado es mucho mayor en invierno.

**Tabla 6.** Caudal otorgado por subcuenca de puntos evaluados.

Derechos	Punto	Caudal (m <sup>3</sup> /s)											
		Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar
Permanentes (escenario 1)	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	B	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5
	C	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9
	D	6.2	6.9	7	7	7	6.9	6.3	6.2	6.2	6.2	6.2	6.2
	E	4.4	7.4	7.5	7.5	7.5	7.5	4.5	4.5	4.4	4.2	4.4	4.4
	F	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
	G	25.7	29.4	29.5	29.5	29.5	29.5	25.9	25.8	25.8	25.6	25.7	25.7
Permanentes (escenario 2)	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	B	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3
	C	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5	14.5
	D	7.1	7.7	7.8	7.8	7.8	7.8	7.2	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1
	E	5.4	8.4	8.4	8.4	8.4	8.4	5.4	5.4	5.4	5.2	5.4	5.4

	F	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
Eventuales (escenario 1 y 2)	G	30.9	34.6	34.7	34.7	34.7	34.7	31.1	31	30.9	30.7	30.9	30.9
	A	19	69.9	111.8	71.1	54.4	56.7	83.1	149.6	86.6	19	19	19
	B	63.3	114.2	156	115.4	98.6	100.9	127.3	193.9	130.8	63.3	63.3	63.3
	C	63.3	114.2	156	115.4	98.6	100.9	127.3	193.9	130.8	63.3	63.3	63.3
	D	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0
	E	1.3	6.5	15.9	19.3	14.7	12.9	6.3	4	2	0.7	0.7	0.7
	F	0	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	0	0	0	0	0	0
	G	64.6	123.1	174.2	137	115.6	116.1	133.6	198	132.9	63.9	63.9	63.9

El escenario 2 da cuenta de que la inexactitud de una base de datos puede generar diferencias de caudales otorgados de hasta 5.2 m<sup>3</sup>/s. Este es el caso del Punto G, que posee caudales permanentes verificados que oscilan entre 25 y 30 m<sup>3</sup>/s (escenario 1), mientras que si se consideran los DdA que no pudieron ser verificados (escenario 2), se alcanzan caudales concedidos de hasta 34.7 m<sup>3</sup>/s.

## Balance hídrico

El balance hecho arrojó resultados similares en ambos escenarios, existiendo déficit entre los meses de octubre a mayo, por lo que en un año seco no se podría satisfacer el ejercicio de la totalidad de los DdA.

La Tabla 7 presenta la disponibilidad en los puntos evaluados. En negativo se presentan los caudales sobreotorgados, donde la demanda es mayor que la oferta hídrica. Además, se presentan con el símbolo \* aquellos caudales que pasaron de estar en calidad de disponibles en el escenario 1, a sobreotorgados en el escenario 2.

**Tabla 7.** Disponibilidad de caudal por punto evaluado.

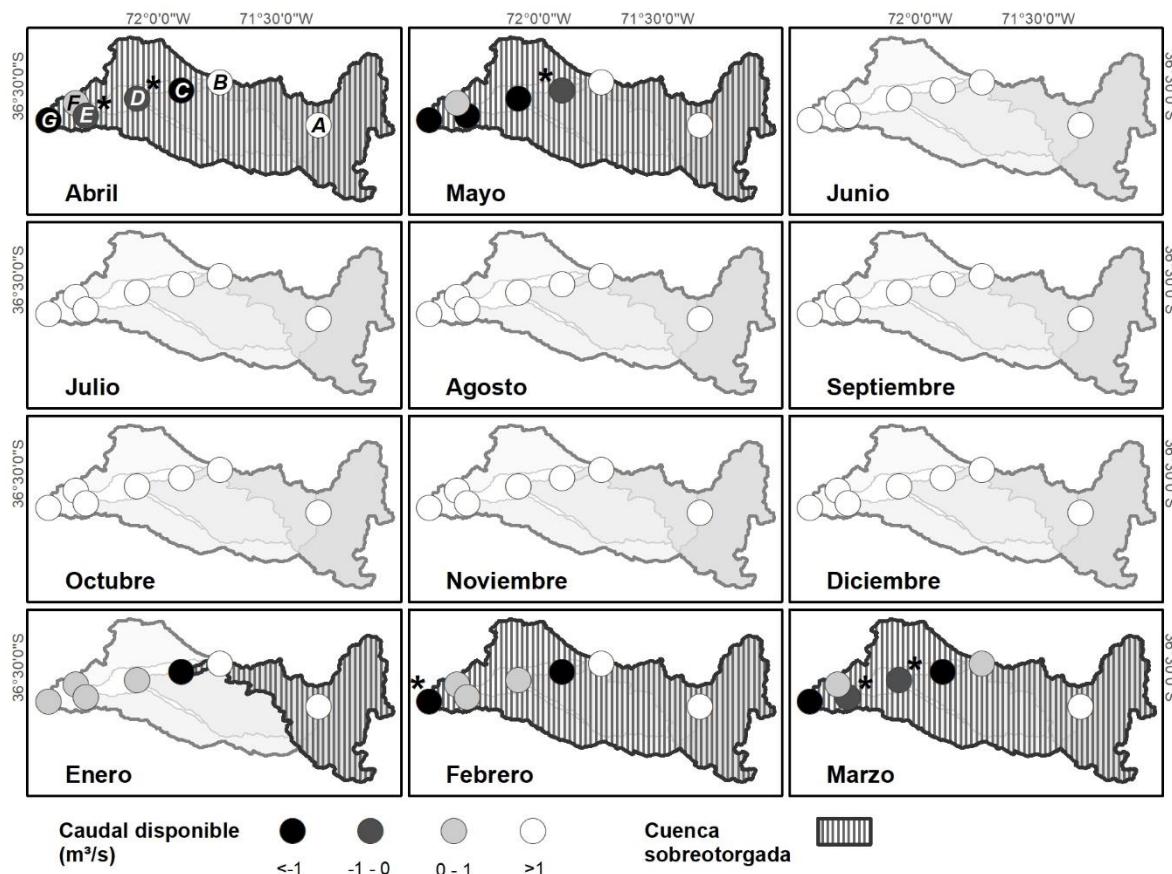
Disponibilidad	Punto	Caudal ( $m^3/s$ )												
		Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	
Permanentes	Escenario 1	A	5.6	9.8	30.7	42.6	33.9	55.3	58.3	43.7	23.8	9.1	6.2	5.2
		B	2.1	7.9	36.4	52.9	40.9	70.1	74.3	54.2	27.1	6.9	3	1.5
		C	-5.1	0.7*	29.5	46.1	34	63.6	67.7	47.5	20.1	-0.3	-4.3	-5.7
		D	0.3*	-0.3	23.3	24.6	22.5	21.6	10.7	6.8	3.8	1.8	1.6	0.8*
		E	0.3*	-2.6	14.5	15.4	14	13.3	7.9	5	2.8	1.6	1.3	0.6*
		F	1.3	1.3	10.3	10.8	10	9.6	5.3	3.8	2.6	1.9	1.8	1.5
		G	-2.6	-0.3	84.1	97.1	84.6	114.2	94.8	65.2	30.6	5.9	1.3*	-2.2
	Escenario 2	A	5.6	9.7	30.6	42.6	33.9	55.3	58.3	43.6	23.8	9.1	6.2	5.1
		B	1.4	7.1	35.7	52.1	40.1	69.4	73.5	53.5	26.3	6.2	2.2	0.8
		C	-6.7	-1*	27.9	44.5	32.4	61.9	66.1	45.9	18.4	-1.9	-5.9	-7.4
		D	-0.6*	-1.1	22.4	23.7	21.7	20.8	9.8	5.9	2.9	1	0.8	-0.1*

		E	-0.7*	-3.6	13.5	14.5	13	12.3	6.9	4	1.8	0.6	0.3	-0.3*
		F	0.4	0.4	9.3	9.8	9	8.7	4.3	2.8	1.7	0.9	0.8	0.5
		G	-7.8	-5.5	78.9	91.9	79.4	109.1	89.6	60	25.5	0.8	-3.9*	-7.4
Eventuales	Escenario 1	A	6.8	49.4	53.1	27	68.5	33.7	5.9	-54.6	-16.2	16	0	-4.2
		B	-27.8	49.2	69.7	19	69.6	22.8	-5.5	-63.7	-34.5	-15.3	-37.2	-42.9
		C	-32.6	50.8	71.9	20.3	71.3	24	-4.3	-62.4	-33.5	-15.1	-41.2	-48.4
		D	15.5	86.5	97.8	98.5	83.7	59	43.6	19.3	12.6	8.5	10.1	9
		E	9.9	53.9	55.2	52.2	46.1	30	25.4	10.1	7.2	5.5	6.7	5.9
		F	5.9	30.7	34.9	35.1	29.5	20.2	16.5	7.3	4.8	3.2	3.8	3.4
		G	5.1*	246. 4	284. 5	230. 9	251.7	148.2	92.3	-20.9	-5.6	4.6	-13.8	-24.3
Eventuales	Escenario 2	A	6.8	49.4	53.1	27	68.5	33.7	5.9	-54.6	-16.2	16	0	-4.2
		B	-27.8	49.2	69.7	19	69.6	22.8	-5.5	-63.7	-34.5	-15.3	-37.2	-42.9
		C	-34.2	49.9	71.9	20.3	71.3	24	-4.3	-62.4	-33.5	-16.8	-42.8	-50.1
		D	14.9	85.6	97.8	98.5	83.7	59	43.6	19.3	12.6	8.5	10.1	8.9
		E	9.3	53	55.2	52.2	46.1	30	25.4	10.1	7.2	5.5	6.7	5.6
		F	5.9	30.7	34.9	35.1	29.5	20.2	16.5	7.3	4.8	3.2	3.8	3.4
		G	-0.1*	241. 2	284. 5	230. 9	251.7	148.2	92.3	-20.9	-5.6	4.6	-17.7	-29.4

El planteamiento del escenario 2, si bien no significa gran diferencia con respecto al 1, en ciertos puntos genera un sobreotorgamiento que en el primer escenario no existía, principalmente en derechos de ejercicio permanente. El cambio más drástico es en el punto G en el mes de febrero, donde en el escenario 1 hay

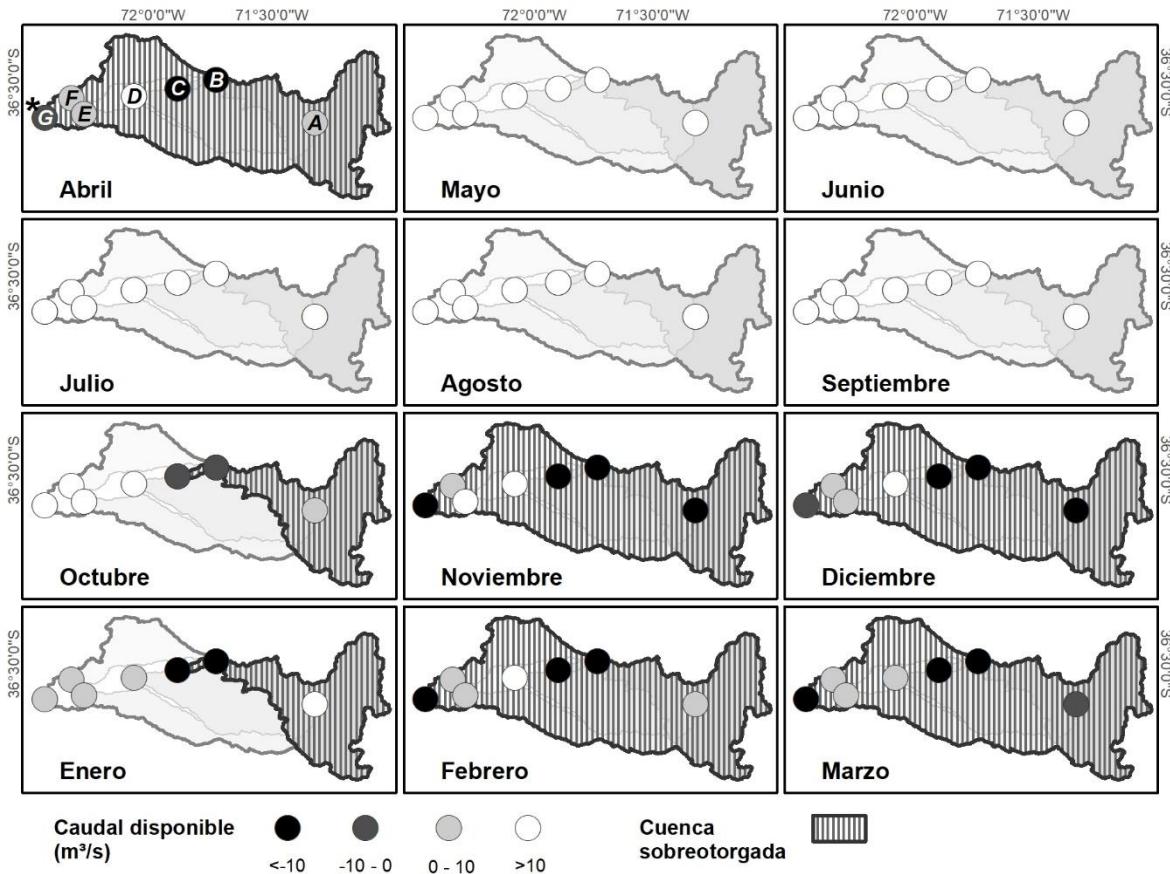
disponibilidad de  $1.3 \text{ m}^3/\text{s}$  y en el escenario 2 se produce un déficit de  $3.9 \text{ m}^3/\text{s}$ . Esta situación también se genera en los ríos Cato y Chillán (puntos D y E) durante los meses de marzo y abril, donde en el escenario 1 existe disponibilidad de más de  $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$  y en el escenario 2 el recurso se ve agotado, con un déficit de hasta  $0.7 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Los principales déficits para el caso de los derechos permanentes, considerando sólo el escenario 2, se observan en los puntos C y G, entre los meses de enero a mayo (Tabla 7 y Figura 5), con máximos que superan los  $7 \text{ m}^3/\text{s}$ .



**Figura 5.** Disponibilidad de caudal permanente para el escenario 2.

Al considerar la disponibilidad global de la cuenca del río Ñuble, se puede identificar al punto G como el más crítico, pues genera la caducidad de su área aportante. Esto es indicado por el área achurada de la Figura 6, en la que se observa que de febrero a mayo está sobreotorgada la cuenca, ya que a pesar de que existe disponibilidad aguas arriba (puntos A, B y F), debe ser preservada para la satisfacción de los derechos existentes aguas abajo, lo cual impide la constitución de nuevos DdA. Además, en el mes de enero, la subcuenca del punto C está sobreotorgada, por lo que en ésta tampoco se pueden constituir más derechos, a diferencia de los puntos ubicados aguas abajo (D, E, F y G), en que sí existe disponibilidad.



**Figura 6.** Disponibilidad de caudal eventual para el escenario 2.

La Figura 6 presenta una situación similar, pero abarca más meses, en donde la cuenca del río Ñuble se ve escasa desde noviembre hasta abril, sin considerar el mes de enero; el área del punto C está en igual situación en los meses de enero y octubre.

Los principales déficits para el caso de los derechos eventuales en el escenario 2 ocurren en los puntos B y C, entre los meses de octubre y abril, con máximos mayores a 60 m<sup>3</sup>/s, en el mes de noviembre (Tabla 7 y Figura 6). Por otro lado, los puntos D, E y F poseen una

disponibilidad local del recurso hídrico durante todo el año; pero aun así, en ciertos meses no se pueden otorgar derechos a causa del déficit existente aguas abajo.

Por lo tanto, los resultados indican que existe un sobreotorgamiento del recurso en meses de verano, tanto en el escenario 1, que incluyó todos los posibles derechos otorgados, como en el escenario 2, que consideró sólo los DdA que figuran en los registros DGA y CIRH como verificados y constituidos.

## Discusión

La evaluación de la disponibilidad hídrica para la constitución de DdA en la cuenca del río Ñuble arrojó como resultado un contexto de sobreotorgamiento del recurso, en que no existe disponibilidad para DdA de ejercicio permanente desde febrero hasta mayo, y para DdA de ejercicio eventual en noviembre, diciembre, febrero, marzo y abril. El punto causante del sobreotorgamiento corresponde a la desembocadura del río Ñuble, el cual deja agotada toda la cuenca. Además, se observa un déficit en la parte alta de la cuenca en octubre y enero.

Estos hallazgos ponen en evidencia las ineficiencias de un sistema de concesión de derechos que ha producido una agudización del estrés

hídrico y destrucción irreversible de cuencas en muchas regiones donde el recurso es escaso (Larraín, 2006).

La DGA no ha podido cumplir con su función de fiscalizar y catastrar los DdA (Bolados *et al.*, 2017), provocando equivocaciones en el otorgamiento de DdA, lo cual se agrava en un contexto de cambio hacia un nuevo escenario hidrológico en que la existencia de episodios de sequía es cada vez más frecuente en la zona central de Chile (Muñoz *et al.*, 2016).

Los problemas asociados con las dificultades en el control del sobreotorgamiento de DdA y la posibilidad de aumento en la demanda de agua pueden impactar con mayor fuerza en la disponibilidad de agua en el futuro, considerando las tendencias hidroclimáticas documentadas para las últimas décadas y las proyecciones. Evidencias de un nuevo escenario hidroclimático se documentan en el retroceso general de glaciares y aumento de la altitud de la línea de equilibrio (Carrasco, Osorio, & Casassa, 2008); disminución de las precipitaciones (Urrutia-Jalabert, González, González-Reyes, Lara, & Garreaud, 2018); caudales por debajo del promedio (Fernández *et al.*, 2018; Barría, Peel, Walsh, & Muñoz, 2017), y la megasequía que comenzó en 2010 (CR2, 2015). De hecho, ha sido la sequía continua más larga de la que se tenga registro instrumental y la que ha llegado más al sur ( $\sim 38^{\circ}\text{S}$ ), con un déficit anual de lluvia que va de un 25 a 45% (Garreaud *et al.*, 2017). Sin embargo, es importante destacar que dicha sequía meteorológica no necesariamente se transforma en una hidrológica, pues ésta depende de factores específicos de cada cuenca, en especial cobertura vegetal, tipos de suelo y morfometría (Fernandez *et al.*, 2018). Las proyecciones

climáticas basadas en modelos indican una reducción en la precipitación media anual y un aumento en la temperatura del aire de la superficie hacia finales del siglo XXI para la zona centro sur de Chile (Garreaud *et al.*, 2017; Stehr, Debels, Arumi, Alcayaga, & Romero, 2010). En estudios realizados en la cuenca del río Bío Bío (~ 37° S a 38° S), Barría *et al.* (2017) prevén reducciones de escorrentía en zonas con clima mediterráneo y, en particular, en cuencas de gran elevación de Chile. Por su parte, Stehr *et al.* (2010) indicaron que se producirá una reducción en la magnitud de los caudales medios mensuales y anuales, siendo tal variación mayor en las épocas de primavera y verano. En consecuencia, se prevé que este tipo de escenarios continúe en el futuro (Quintana & Aceituno, 2012), presentando mayor recurrencia de sequías (Bosier, Rondanelli, Garreaud, & Muñoz, 2016). Tal escenario podría intensificar problemas de acceso al recurso, pues la principal fuente de abastecimiento hídrico del centro sur de Chile corresponde a cursos de agua superficial, cuya recarga depende de las precipitaciones (Aguayo, Stehr, & Link, 2016). Una adecuada consideración de los potenciales impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos debiera constituir un requisito previo para emprender cualquier proyecto de largo plazo que esté relacionado con el uso de dichos recursos, para así poder adoptar aquellas estrategias de gestión más apropiadas, evitar efectos ambientales adversos, y conflictos entre los distintos usuarios (Stehr *et al.*, 2010). De este modo, una reforma al Código de Aguas chileno debiera instituir una forma de asignación de derechos y su caducidad, estableciendo la gestión integrada de las cuencas hidrológicas y su institucionalidad. La idea es que el Estado cuente con

mayores herramientas legales para detener la sobreexplotación del agua.

El resultado de este estudio se une a varios artículos y reportes gubernamentales que sugieren un problema generalizado del abastecimiento del recurso desde el norte al centro sur de Chile. Los resultados ponen a la cuenca del río Ñuble al nivel de lo observado en cuencas con clima mediterráneo del centro de Chile, con precipitaciones concentradas en el invierno austral, y con una media anual que oscila entre 100 y 500 mm en el Valle Central (Viale & Garreaud, 2015). Son los casos de las cuencas de los ríos La Ligua y Petorca (~ 32° S) como uno de los más emblemáticos (Budds, 2012). Estas cuencas han sido calificadas como críticas debido a su vulnerabilidad ante la variabilidad hidrológica, en especial sequías. Según el estudio de disponibilidad realizado por la DGA (2006), las cuencas tenían los recursos permanentes agotados, y los eventuales sólo disponibles desde abril hasta noviembre. Por otra parte, Bolados *et al.* (2017) mencionaron que esta situación ya se producía desde la década de 1990 sobre aguas superficiales, y desde 2000 sobre aguas subterráneas, generando consecuencias socioeconómicas y desgaste ambiental. Al inicio de la década de 2000, las cuencas de los ríos Aconcagua (~32° S a 33° S) (DGA, 2004c) y Maipo (~ 33° S a 34° S) (DGA, 2003) tampoco contaban con recursos disponibles durante todo el año para constituir nuevos DdA en ciertas secciones. Esto era corroborado en la práctica con el hecho de que, en los años secos, los ríos debían entrar en turno, no pudiendo las asociaciones de canalistas captar la totalidad del derecho que les correspondía.

Más al sur de los ejemplos anteriores, donde las precipitaciones tienden a ser mayores, la disponibilidad también es mayor. Por ejemplo, se tiene el caso de la cuenca del río Maule ( $\sim 35^\circ$  S a  $36^\circ$  S), que se encuentra sobreotorgado en ciertas secciones, principalmente entre los meses de noviembre y abril tanto para DdA permanentes como eventuales (DGA, 2005). Incluso se observan situaciones similares al sur del área de estudio ( $\sim 38^\circ$  S), donde el clima cambia a templado con influencia mediterránea. La precipitación media anual aumenta a 1 000-1 500 mm, con mayor frecuencia de episodios de precipitación durante el verano, relativo a las regiones localizadas más al norte (Viale & Garreaud, 2015). En esta zona se pueden mencionar estudios como el del río Laja ( $\sim 37^\circ$  S) (DGA, 2000); río Imperial ( $\sim 37^\circ$  S a  $39^\circ$  S) (DGA, 2001), y río Quepe ( $\sim 38^\circ$  S) (DGA, 2004a), los cuales, en ciertos tramos y sobre todo en verano, poseen sobreotorgamiento de DdA permanentes. En el caso de DdA eventuales, la disponibilidad observada es superior.

De todas formas, es necesario tener en cuenta que estos estudios no son recientes, por lo que una actualización probablemente revelaría mayores sobreotorgamientos. En general, los resultados obtenidos del estudio concuerdan con los ejemplos mostrados y tienen características similares a aquellas cuencas ubicadas entre los límites de las zonas con clima mediterráneo y templado. La disponibilidad de invierno se explica por las mayores precipitaciones de la zona, y el sobreotorgamiento del verano se define por la disminución de precipitaciones frente a la demanda que se mantiene constante.

## Conclusiones

La evaluación de la disponibilidad hídrica es una herramienta importante para conocer el estado de una cuenca que en un futuro próximo podría desarrollar conflictos debido a la constante disminución de caudales. La generación de políticas públicas enfocadas en una gestión más eficiente del recurso hídrico permitiría evitar tal situación.

Utilizando una metodología que mezcló datos instrumentales y satelitales, se logró identificar sobreotorgamiento de DdA en varios sectores de la cuenca del río Ñuble. Se detectó que el caudal otorgado es mayor al disponible para el ejercicio de DdA consuntivos durante el verano, lo cual condiciona la disponibilidad para otorgar nuevos derechos en la totalidad de la cuenca. En general, el centro de Chile está siendo afectado por estas problemáticas. Su origen se debe tanto a causas climáticas como a la ineficiente gestión; además de la existencia de un marco legal que, guiado por la teoría del libre mercado, no ha podido generar herramientas para la preservación del recurso y garantizar su acceso a la totalidad de la población. La falta de bases de datos confiables, tanto de DdA como de registros hidrológicos instrumentales, son problemas que la administración debiera solucionar

para ejecutar estudios más confiables. Ese problema con las bases de datos dificulta, por ahora, poder discriminar cuantitativamente entre la sensibilidad de los caudales a los sobreotorgamientos de DdA *versus* aquella derivada de cambios climáticos regionales que afectan los regímenes pluviométricos.

En cuencas ya sobreotorgadas, una reforma debería proponer medidas que permitan la redistribución de los DdA existentes de la forma más equitativa posible, quitando DdA que no se utilizan de manera productiva, proponiendo medidas que admitan la preservación de la calidad escénica, y desarrollando herramientas para solucionar conflictos de usuarios. Asimismo, los resultados de este trabajo sugieren problemas en el procedimiento administrativo para otorgar DdA. En efecto, es necesario una base de datos actualizada de todos los DdA concedidos, para clarificar las demandas existentes; también se deben mejorar las estimaciones de caudales en estado natural, aumentando la dotación de estaciones pluviométricas y fluviométricas, para contar con registros más confiables.

Así, en el contexto hídrico actual, este problema debería ser abordado de mejor manera por la legislación y, por lo tanto, un cambio del Código de Aguas podría dar soluciones, para abarcar aspectos como la naturaleza de los derechos de agua y el cambio climático.

Por último, el cambio climático, factor que contribuye a la disminución de la oferta hídrica, requiere ser tratado con más atención. Es necesario adaptarse a las nuevas condiciones existentes; por ejemplo, a través de un uso más eficiente del agua, considerándola

como un bien escaso, implementando tecnologías que permitan la reducción de su consumo.

## Referencias

- Aguayo, M., Stehr, A., & Link, O. (2016). Respuesta hidrológica de una cuenca de meso escala frente a futuros escenarios de expansión forestal. *Revista de Geografía Norte Grande*, (65), 197-214. DOI: doi.org/10.4067/S0718-34022016000300010
- Álvarez-Sevilla, I., Brown-Manrique, O., & Del Cid-Colindres, E. (2017). Estimación de variables hidrológicas mediante modelos de regresión en la cuenca del río Suchiate, Guatemala. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 26(3), 22-29. Recuperado de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2071-00542017000300003&lng=es&tIlg=es](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2071-00542017000300003&lng=es&tIlg=es)
- Barría, P., Peel, M. C., Walsh, K. J., & Muñoz, A. (2017). The first 300-year streamflow reconstruction of a high-elevation river in Chile using tree rings. *International Journal of Climatology*, 38(1), 436-451. DOI: doi.org/10.1002/joc.5186
- Budds, J. (2012). La demanda, evaluación y asignación del agua en el contexto de escasez: un análisis del ciclo hidrosocial del valle del río La Ligua, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 52, 167-184. DOI: doi.org/10.4067/S0718-34022012000200010
- Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile.

*Geophysical Research Letters*, 43(1), 413-421. DOI:  
[doi.org/10.1002/2015GL067265](https://doi.org/10.1002/2015GL067265)

Bolados, P., Henríquez, F., Ceruti, C., & Sánchez, A. (2017). La eco-geopolítica del agua: una propuesta desde los territorios en las luchas por la recuperación del agua en la provincia de Petorca (zona central de Chile). *Revista Rupturas*, 8(1), 159-191. Recuperado de <https://investiga.uned.ac.cr/revistas/index.php/rupturas/article/view/1977>

Canavos, G. C. (1988). *Probabilidad y estadística. Aplicaciones y métodos*. México, DF, México: McGraw-Hill/Interamericana de México. Recuperado de [https://www.academia.edu/31905164/PROBABILIDAD\\_Y\\_ESTAD%C3%8DSTICA.\\_Aplicaciones\\_y\\_m%C3%A9todos.\\_George\\_C.\\_Canavos.pdf](https://www.academia.edu/31905164/PROBABILIDAD_Y_ESTAD%C3%8DSTICA._Aplicaciones_y_m%C3%A9todos._George_C._Canavos.pdf)

Carrasco, J. F., Osorio, R., & Casassa, G. (2008). Secular trend of the equilibrium-line altitude on the western side of the southern Andes, derived from radiosonde and surface observations. *Journal of Glaciology*, 54(186), 538-550. DOI: [doi.org/10.3189/002214308785837002](https://doi.org/10.3189/002214308785837002)

Costa, E. (2016). Diagnóstico para un cambio: los dilemas de la regulación de las aguas en Chile. *Revista Chilena de Derecho*, 43(1), 335-354. Recuperado de [https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-34372016000100014&script=sci\\_arttext&tlang=en](https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-34372016000100014&script=sci_arttext&tlang=en)

CR2, Centro de Ciencias del Clima y la Resiliencia. (2015). *Informe a la Nación. La megasequía 2010-2015: una lección para el futuro.*

Recuperado de

<http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/136717/Megasequia-2010-2015.pdf?sequence=1>

CR2, Centro de Ciencias del Clima y la Resiliencia. (2017). *Explorador climático (CR)*<sup>2</sup>. Recuperado de <http://explorador.cr2.cl/>

DGA, Dirección General de Aguas. (2000). *Estudio de disponibilidad cuenca del río Laja (S.I.T. Nº 70). VIII Región, Chile.* Santiago, Chile: Unidad Técnica de la Dirección General de Aguas.

DGA, Dirección General de Aguas. (2001). *Plan director para la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Imperial (S.I.T. Nº 74).* Santiago, Chile: Ayala, Cabrera y Asociados Ltda. Ingenieros Consultores.

Recuperado de

[http://documentos.dga.cl/ADM4187\\_v1.pdf](http://documentos.dga.cl/ADM4187_v1.pdf)

DGA, Dirección General de Aguas. (2003). *Evaluación de los recursos hídricos superficiales en la cuenca del río Maipo (S.D.T. Nº 145).* Santiago, Chile: Departamento de Administración de Recursos Hídricos.

Recuperado de

<http://documentos.dga.cl/ADM2976texto.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2004a). *Análisis de disponibilidad recursos hídricos superficiales cuenca río Quepe (S.D.T. Nº 175).* Santiago, Chile: Departamento de Administración de Recursos.

Recuperado de <http://documentos.dga.cl/SUP4215.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2004b). *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Itata.* Santiago, Chile: Recuperado de <http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Itata.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2004c). *Evaluación de los recursos hídricos superficiales en la cuenca del río Aconcagua* (S.D.T. Nº 165). Santiago, Chile: Departamento de Administración de Recursos Hídricos. Recuperado de <http://documentos.dga.cl/SUP3099.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2005). *Evaluación de los recursos hídricos superficiales de la cuenca del río Maule* (S.D.T. Nº 197). Santiago, Chile: Departamento de Administración de Recursos Hídricos. Recuperado de <http://documentos.dga.cl/SUP4377.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2006). *Evaluación de los recursos hídricos superficiales de las cuencas de los ríos Petorca y La Ligua V<sup>a</sup> Región* (S.D.T. Nº 226). Santiago, Chile: Departamento de Administración de Recursos Hídricos. Recuperado de <http://documentos.dga.cl/SUP4496.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2008). *Manual de normas y procedimientos para la administración de recursos hídricos* (S.I.T. Nº 156). Santiago, Chile: Departamento de Administración de Recursos Hídricos. Recuperado de <http://documentos.dga.cl/ADM5016.pdf>

DGA, Dirección General de Aguas. (2017a). *Banco Nacional de Aguas*. Santiago, Chile. Recuperado de <http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes>

DGA, Dirección General de Aguas. (2017b). *Derechos de agua*. Santiago, Chile. Recuperado de <http://derechosdeagua.dga.cl/index.php>

Duitama, F. D., Moreno, L. M., & Zamudio, E. (2015). Estimación de caudales en la cuenca media del río Magdalena empleando el método de transposición de caudales. *Revista Tekhne*, 12(1), 39-48. Recuperado de <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/tekhne/article/view/10440>

ESRI, Environmental Systems Research Institute. (2011). *Arc Hydro Tools Overview*. Esri Water Resources Team. Recuperado de [http://downloads.esri.com/blogs/hydro/ah2/arc\\_hydro\\_tools\\_2\\_0\\_overview.pdf](http://downloads.esri.com/blogs/hydro/ah2/arc_hydro_tools_2_0_overview.pdf)

Fernández, A., Muñoz, A., González-Reyes, Á., Aguilera-Betti, I., Toledo, I., Puchi, P., Sauchyn, D., Crespo, S., Frene, C., Mundo, I., González, M., & Vignola, R. (2018). Dendrohydrology and water resources management in south-central Chile: lessons from the Río Imperial streamflow reconstruction. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(5), 2921-2935. DOI: doi.org/10.5194/hess-22-2921-2018

Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The

2010–2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6307-6327. DOI: doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017

González, P. (2017). *Proyecto de Ley que Reforma el Código de Aguas: Tramitación y Principales Modificaciones. Asesoría técnica parlamentaria*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile/ BCN. Departamento de Estudios, Extensión y Publicaciones. Recuperado de  
[https://www.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/24620/2/PL\\_Reforma\\_el\\_C%C3%B3digo\\_de\\_Aguas.pdf](https://www.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/24620/2/PL_Reforma_el_C%C3%B3digo_de_Aguas.pdf)

Larraín, S. (2006). El agua en Chile: entre los derechos humanos y las reglas del mercado. *Polis. Revista Latinoamericana*, (14). Recuperado de <http://journals.openedition.org/polis/5091>

Ministerio de Justicia. (2018). *Decreto con Fuerza de Ley. Código de Aguas de 1981*. Recuperado de  
<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=5605>

Ministerio del Medio Ambiente. (2015). *Decreto 71. Reglamento para la determinación del caudal ecológico mínimo*. Recuperado de  
<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1073494&idVersion=2015-01-15>

MINVU, Ministerio de Vivienda y Urbanismo. (2002). *Observatorio Urbano*. Santiago, Chile. Recuperado de  
[http://observatoriourbano.minvu.cl/indurb/wp\\_indicadores.asp](http://observatoriourbano.minvu.cl/indurb/wp_indicadores.asp)

Muñoz, A. A., González-Reyes, A., Lara, A., Sauchyn, D., Christie, D., Puchi, P., Urrutia-Jalabert, R., Toledo-Guerrero, I., Aguilera-Betti, I., Mundo, I., Sheppard, P. R., Stahle, D., Villalba, R., Szejner, P., LeQuesne, C., & Vanstone, J. (2016). Streamflow variability in the Chilean Temperate-Mediterranean climate transition (35° S-42° S) during the last 400 years inferred from tree-ring records. *Climate Dynamics*, 47(12), 4051-4066. DOI: [doi.org/10.1007/s00382-016-3068-9](https://doi.org/10.1007/s00382-016-3068-9)

NASA, National Aeronautics and Space Administration. (2015). *Mirador*. Recuperado de

[https://mirador.gsfc.nasa.gov/collections/TRMM\\_3B43\\_\\_007.shtml](https://mirador.gsfc.nasa.gov/collections/TRMM_3B43__007.shtml)

NASA, National Aeronautics and Space Administration. (2017). *Giovanni*. Recuperado de <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2018). *Climate Prediction Center*. Recuperado de [http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php)

Quintana, J. M., & Aceituno, P. (2012). Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43° S. *Atmósfera*, 25(1), 1-22. Recuperado de [www.scielo.org.mx/pdf/atm/v25n1/v25n1a1.pdf](http://www.scielo.org.mx/pdf/atm/v25n1/v25n1a1.pdf)

Stehr, A., & Aguayo, M. (2017) Snow cover dynamics in Andean watersheds of Chile (32.0-39.5° S) during the years 2000-2016. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(10), 5111-5126. doi.org/10.5194/hess-21-5111-2017

Stehr, A., Debels, P., Arumi, J. L., Alcayaga, H., & Romero, F. (2010). Modelación de la respuesta hidrológica al cambio climático: experiencias de dos cuencas de la zona centro-sur de Chile. *Tecnología y ciencias del agua*, 1(4), 37-58. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2007-24222010000400002](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222010000400002)

Ugarte, P. (2003). *Derecho de aprovechamiento de aguas. Análisis histórico, extensión y alcance en la legislación vigente* (Memoria de grado). Santiago, Chile: Universidad de Chile, Departamento de Derecho Económico. Recuperado de [http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/115224/de-ugarte\\_p.pdf?sequence=1](http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/115224/de-ugarte_p.pdf?sequence=1)

Universidad de Chile. (s.f.). *Universidad de Chile*. Santiago, Chile. Recuperado de <http://www.uchile.cl/portal/presentacion/la-u-y-chile/acerca-de-chile/8069/relieves-de-chile>

Urrutia-Jalabert, R., González, M. E., González-Reyes, A., Lara, A., & Garreaud, R. (2018). Climate variability and forest fires in central and South-Central Chile. *Ecosphere*, 9(4), 1-17. DOI: [doi.org/10.1002/ecs2.2171](https://doi.org/10.1002/ecs2.2171)

USGS, US Geological Survey. (2014). *EarthExplorer*. Recuperado de <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., García-Chevesich, P., Valdés, J. B., Olivares, C., Vera, M., Balocchi, F., Pérez, F., Vallejos, C., Fuentes, R., Abarza, A., & Helwig, B. (2014). Water Governance in Chile: Availability, Management and Climate Change. *Journal of*

*Hydrology* 519, 2538-2567. Recuperado de  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.016>

Vergara, A. (2015). Modelo y mercado de derechos de aguas en Chile: elementos configuradores. En: Urteaga, P., & Verona, A. (eds.). *Cinco años de la ley de recursos hídricos en el Perú. Segundas Jornadas de Derecho de Aguas* (pp. 293-306). Recuperado de <http://vergarablanco.cl/2015-modelo-mercado-derecho-aguas-chile-elementos-configuradores/>

Viale, M., & Garreaud, R. (2015). Orographic effects of the subtropical and extratropical Andes on upwind precipitating clouds. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(10), 4962-4974. DOI: [doi.org/10.1002/2014JD023014](https://doi.org/10.1002/2014JD023014)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-07

Articles

## **Groundwater quality and associated health risks in flood affected public schools: A case study of district Sanghar, Pakistan**

## **Calidad del agua subterránea y riesgos de salud asociados en las escuelas públicas afectadas por inundaciones: un estudio de caso del distrito Sanghar, Pakistán**

Muhammad Sarfraz<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6871-5964>

Nargis Sultana<sup>2</sup>

Muhammad Ilyas Tariq<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Pakistan Council of Research in Water Resources, MoST, Sargodha, Pakistan, Department of Chemistry, University of Sargodha, Sargodha, Pakistan, sarfrazzed@gmail.com

<sup>2</sup>Department of Chemistry, University of Sargodha, Sargodha, Pakistan, nargissultana1@yahoo.co.uk

<sup>3</sup>Department of Chemistry, University of Sargodha, Sargodha, Pakistan, tariqmi2000@yahoo.com

Corresponding author: Muhammad Sarfraz, sarfrazzed@gmail.com

## Abstract

Drinking water quality is of vital importance for the healthy life of a community especially if consumer is a teenager. In order to compare groundwater profile of flooded area (FA) and non-flooded area (NFA) of district Sanghar, 120 water samples from public schools were collected and investigated for physico-chemical parameters, essential metals, trace elements and microbiological indicators. Analysis data revealed that 47% samples in FA were contaminated with *faecal coliform* bacteria as compared to only 8.3% in NFA. On the other hand, chemical indicators like TDS, Ca, Na, K, SO<sub>4</sub>, Mg and hardness were higher in FA. Comparison of trace elements content with WHO guidelines revealed that concentration of Fe, As and Zn was higher in 66.7%, 31.7% and 13.3% water samples, respectively in FA whereas content of these elements was also on higher side in 3.3%, 23.3% and 1.7% samples in NFA, respectively. Health risk assessment due to high concentration of Fe, As and Zn showed that As HRI>1, for children in 35 and 23% water samples in FA and NFA, respectively.

**Keywords:** Contamination, potable water, risk assessment, Sindh, trace metals.

## Resumen

La calidad del agua potable es de vital importancia para la vida saludable de una comunidad, especialmente si el consumidor es un adolescente. Para comparar el perfil de las aguas subterráneas del área inundada (FA) y el área no inundada (NFA) del distrito de Sanghar, se recolectaron e investigaron 120 muestras de agua de escuelas públicas para determinar parámetros fisicoquímicos, metales esenciales, oligoelementos e indicadores microbiológicos. Los datos del análisis

revelaron que 47% de las muestras en FA estaba contaminada con bacterias coliformes fecales en comparación con sólo 8.3% en NFA. Por otro lado, los indicadores químicos como TDS, Ca, Na, K, SO<sub>4</sub>, Mg y dureza fueron más altos en FA. La comparación del contenido de elementos traza con las pautas de la OMS reveló que la concentración de Fe, As y Zn fue mayor en 66.7, 31.7 y 13.3% de muestras de agua, respectivamente, en FA, mientras que el contenido de estos elementos también estuvo en el lado superior en 3.3, 23.3 y 1.7% de muestras en NFA, respectivamente. La evaluación del riesgo para la salud debido a la alta concentración de Fe, As y Zn mostró que As HRI > 1, para niños en 35 y 23% de muestras de agua en FA y NFA, respectivamente.

**Palabras clave:** contaminación, agua portátil, evaluación de riesgos, Sindh, trazas de metales.

Received: 10/08/2018

Accepted: 23/02/2020

## Introduction

According to an estimate, about 70% of people rely on groundwater for their drinking and other household use in Pakistan (Malik, Azam, & Saboor, 2010). In general, quality of groundwater varies from one place

to another, sometimes depending upon seasonal changes, the nature of soil, rocks and surfaces through which water flows (Thivya, Chidambaram, Thilagavathi, Nepolian, & Adithya, 2014). During flood or rainy season, surface water carrying various types of wastes, chemicals, minerals and other pollutants makes its way to groundwater. This mixing or seepage of polluted surface water into groundwater causes contamination of groundwater sources and aquifer. Consumption of this polluted water contribute to about 80% of waterborne diseases such as hepatitis, diarrhea, dental caries, oral hygiene and anemia in children (Memon, Soomro, Akhtar, & Memon, 2011). A study conducted by Djaouda *et al.* (2014) showed possible contamination of well water by human wastes from the traditional latrines system, and animal manure. A number of other studies have also been documented on severe contamination of drinking water sources with hazardous pathogenic bacteria like *Shigella sp.*, *V. cholerae*, *P. aeruginosa*, *Salmonella*, and *S. aureus* in different areas of Pakistan caused by recent floods, which have resulted diseases like diarrhea, typhoid fever, cholera, dysentery, food poisoning, gastroenteritis, and other serious infections (Baig, Xu, & Khan, 2012; Khan, Ali, Ullah, & Ayaz, 2013; Saeed & Attaullah, 2014). Women and children are more prone to waterborne diseases and it is estimated that in developing countries, 1.7 million deaths per year which include 90% children are attributed to diarrheal disease due to lack of safe drinking water (WHO, 2004). A study conducted in Charsadda district of KPK, Pakistan revealed that faecal contamination of drinking water was the reason behind the occurrence of a number of waterborne diseases in the region (Khan *et al.*, 2013).

Although major ions and elements present in drinking water are essential nutrients for humans, however, beyond certain limit these

pose serious health hazards. Higher concentrations of SO<sub>4</sub> with Mg and Na impair water taste and have a laxative effect. Similarly, it has been investigated that high concentrations of Na may increase blood pressure (Azizullah, Khattak, Richter, & Häder, 2011). Trace elements if ingested in excess can cause serious health implications depending upon nature and quantity of the metal ingested. Therefore, it is important to investigate potential health impacts associated with various water contaminants. Estimation of heavy metals concentration and health risk assessment have been carried out in various studies which revealed that overall all of these metals in excess concentration are toxic (Venkatramanan, Chung, Kim, Prasanna, & Hamm, 2015). About 200 million people around the world are at the health risk of As poisoning due to intake of As rich water (Rahman, Naidu, & Bhattacharya, 2009a). A large number of other investigations have also been carried out to evaluate physicochemical and microbiological quality of drinking water and possible health risks. Most of water samples analyzed in these studies were found unfit for human consumption on grounds of either chemical and/or microbiological contamination (Oyem, Oyem, & Usese, 2015; Alamgir, Khan, Schilling, Shaukat, & Shahab, 2016; Mohsin, Safdar, Asghar, & Jamal, 2013; Sarfraz, Sultana, Jamil, & Ashraf, 2016; Sarfraz, Sultana, & Jamil, 2018a; Sarfraz, Sultana, & Tariq, 2018b).

Rain and flood water carry out and mix human and animal's faecal wastes to groundwater which may carry pathogens and ultimately contaminates the water sources in the region. Besides this, pollutants from fertilizers, industrial wastes, metallic elements due to corrosion or decay of metallic infrastructure and other chemical constitutes make their route to groundwater. All these occurrences cause contamination of groundwater sources with different types of

pollutants. Hence, we have designed our project to evaluate potable groundwater quality in flooded area (FA) and non-flooded area (NFA) of district Sanghar, Pakistan, by performing physico-chemical and microbial investigations. Health risk assessment of all water samples collected from 120 public schools situated in rural areas of both FA and NFA locations was also carried out to understand risks associated with human consumption of this water.

## **Materials and methods**

### **Study area**

Sanghar, one of the largest district of Sindh province is located at 26° 02' 00" N and 71° 11' 36" E. This district is almost located in the centre of Sindh and is bounded by India on east side. Heavy rains in 2016 and overflowing water of river Sindh flooded a large area of Sanghar, Pakistan, causing damage to infrastructure, agricultural land and farmland in rural areas of this district. In rural areas of the district Sanghar, drinking water in public schools is available directly from various groundwater sources including hand pumps and motor pumps without any further water treatment. Water samples from available groundwater sources of public schools located in 120 villages (60 FA

and 60 NFA) were collected and analyzed for various water quality parameters. From each site, three water samples were collected in clean poly propylene bottles (600 ml) for evaluation of physico-chemical, trace elements and aesthetic parameters whereas water samples for microbiological analysis were collected in sterilized bottles (250 ml) and stored in ice box. Water samples for As and NO<sub>3</sub> were preserved with HNO<sub>3</sub> and boric acid solutions respectively.



## Physico-chemical analysis

Aesthetic and physical parameters like color, taste, electrical conductivity (EC), turbidity and pH were recorded at the sampling site using respective field testing instrument. All other water quality

parameters were recorded in laboratory. Briefly, titrimetric analysis was carried out against ethylene diamine tetraacetate (EDTA) for estimation of Ca, Mg and hardness, silver nitrate ( $\text{AgNO}_3$ ) for chloride determination and HCl solution for estimation of alkalinity. UV-VIS spectrophotometer was used for analysis of  $\text{NO}_3$  and  $\text{SO}_4$  by taking absorbance at 220 and 450 nm respectively. Analysis of Na and K was achieved by using flame photometer and other trace elements like Fe, Zn and As were analyzed on atomic absorption spectrophotometer (AAS). APHA standard methods for examination of water and wastewater were employed to conduct analysis and calculation of results after proper calibration and standardization of instruments (APHA, 2005).

## Microbiological analysis

Water samples were subject to analysis of total *coliforms* and *faecal coliform* by using membrane filtration method (USEPA, 2002). Each water sample (100 ml) was filtered using 0.45  $\mu\text{m}$  paper filters and these filters were placed on mENDO and mFC agar and plates were incubated aerobically. Typical *coliform* colonies having pink to dark red color with metallic sheen and *faecal coliform* colonies having blue color were counted after incubation for 24 h at 35 °C and 45 °C, respectively.

## Reagent and instrumentation

All chemicals and reagent used for the study were of analytical grade and calibration of all instruments was done prior to analysis. Instruments and methods employed for evaluation of chemical parameters includes Jenway, 350 pH meter EU, HANNA HI 99300 Italy EC meter, Louibond PC<sub>H</sub>63739 Germany turbidity meter, Ca, Mg, Cl, alkalinity and hardness by titration method. Na and K on Flame Photometer Italy, Analysis of SO<sub>4</sub>, Fe and NO<sub>3</sub> were performed on Optizen 2120 UV Plus Spectrophotometer, Mecasy Co. Ltd. Korea. Atomic absorption spectrophotometer was used for analysis of As and Zn. TDS was calculated by addition of cations and anions and *coliform* and *faecal coliform* by membrane filtration assembly.

## Health risk assessment

Chronic daily intake (CDI) and health risk index (HRI) of trace metals was calculated by using the equation given below (Shah, Ara, Muhammad, Khan, & Tariq, 2012):

$$\text{ChronicDailyIntake (CDI)} = \frac{Mc \times Lw}{Wb}$$

where  $M_c$  ( $\mu\text{g/l}$ ) is the metal concentration in water while  $L_w$  ( $\text{l/day}$ ) is daily water intake that is considered as 1 L/day and 2 L/day for child and adult respectively, and  $W_b$  (kg) is body weight that is assumed as 32.7 kg for child and 72 kg for adult (Khan, Rehman, Khan, Khan, & Shah, 2010). To address chronic health problems, the health risk index was calculated by using below equation:

$$\text{Health Risk Index (HRI)} = \frac{CDI}{RfD} \times 0.001$$

where CDI is chronic daily intake; RfD is the reference dose for oral toxicity which is 0.0003, 0.7 and 0.3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  for As, Fe and Zn respectively and HRI is measured health risk index, and 0.001 is the conversion factor for downscaling the reference dose (RfD) from mg to  $\mu\text{g}$ .  $HRI < 1$  will be the limit for safe mode of water consumption.

## Results and discussion

Water samples from 120 public schools were subject to investigation for physico-chemical water quality parameters (color, odor, pH, EC, turbidity, Cl, alkalinity,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  and TDS), essential metals (Ca, Mg, Na and K) and trace elements (Fe, Zn and As) in comparison to WHO

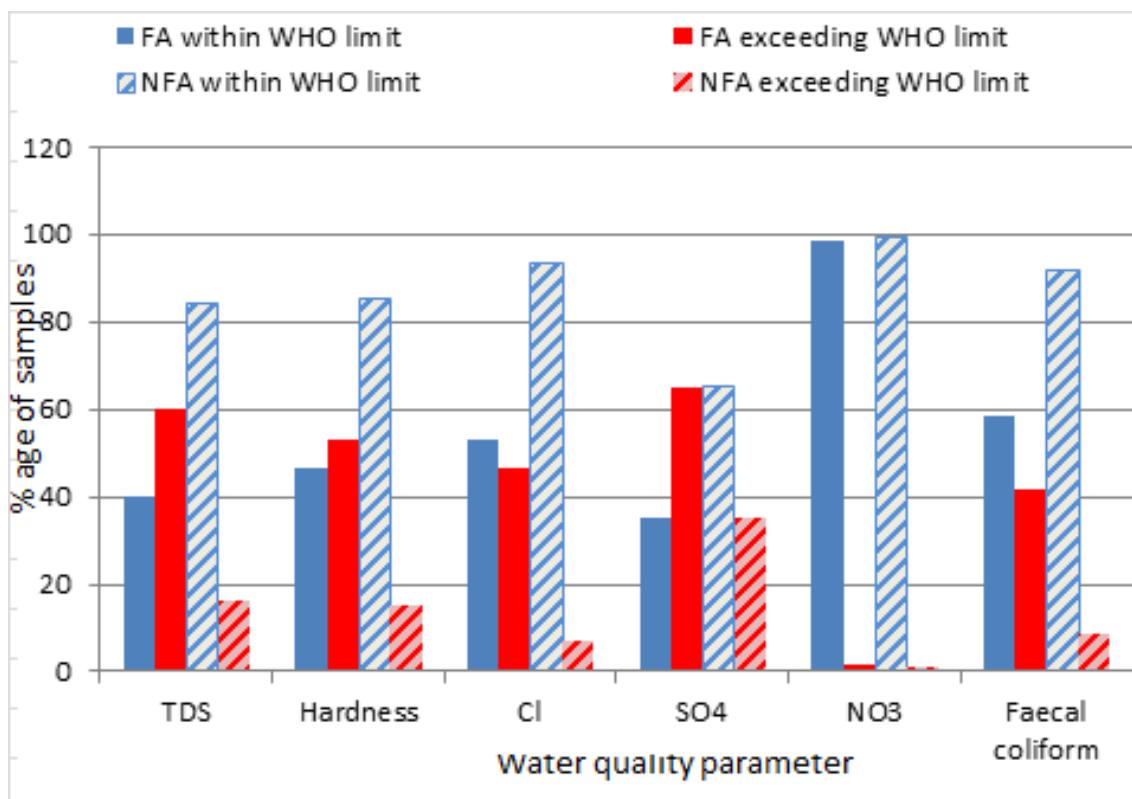
guidelines. Analysis results of all water samples are presented in Table 1, Table 2, and Figure 1 and Figure 2. Microbiological analysis of all water samples was also carried out to assess *coliform* and *faecal coliform* organisms.

**Table 1.** Presentation of chemical parameters in FA and NFA samples.

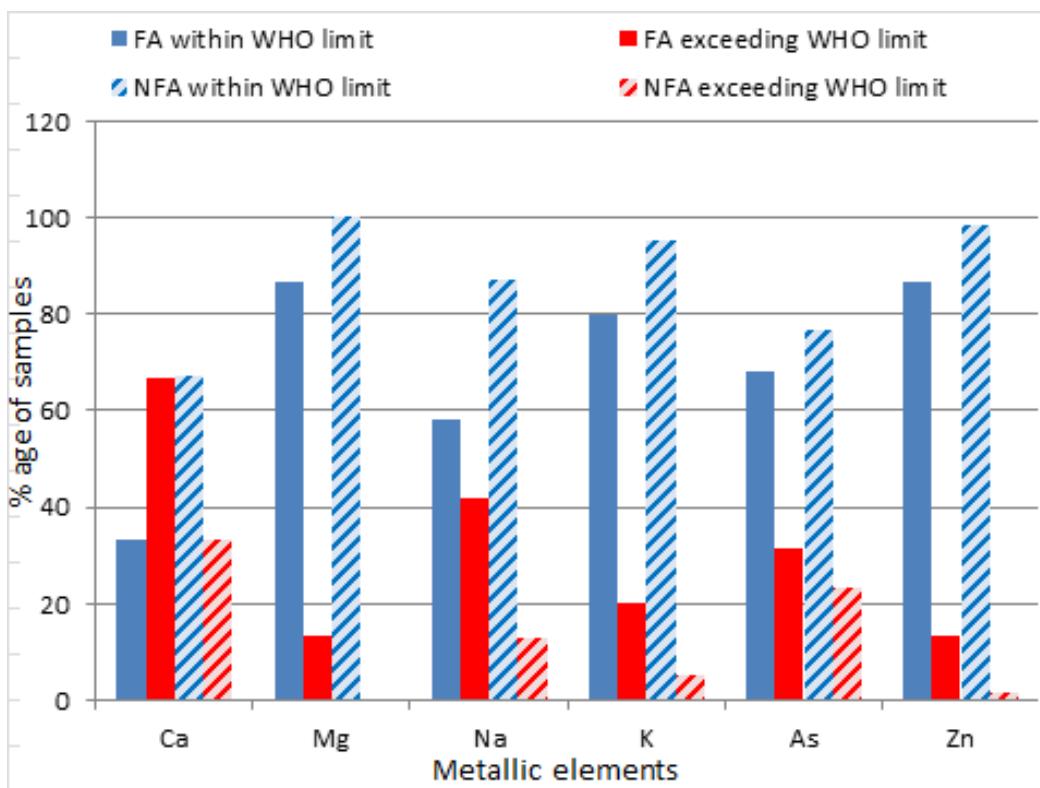
Parameters		Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Fe (mg/l)	As (mg/l)	Zn (mg/l)
FA	<b>Min.</b>	8	12.15	26	1	0.1	0.7	0.3
	<b>Max.</b>	416	315.9	1000	55	2	18.5	4.2
	<b>Mean</b>	116.2	84.3	275.5	10.1	0.5	7.5	1.69
NFA	<b>Min.</b>	8	9.72	27	3	0.1	0.45	0.3
	<b>Max.</b>	176	97.2	410	68	0.4	22.5	3.2
	<b>Mean</b>	63.1	35.3	124.9	7.5	0.2	5.7	1.26

**Table 2.** Presentation of metallic elements in FA and NFA samples.

Parameters		Ec (µS/cm)	Hard. (mg/l)	TDS (mg/l)	SO <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	Cl (mg/l)	Alkal. (mg/l)
FA	<b>Min.</b>	478	80	242.1	28	0.0	31.5	110
	<b>Max.</b>	6 335	2 100	3 996.7	1 230	10.5	1 575	560
	<b>Mean</b>	2 324.8	638	1 473.1	397.2	1.2	406.7	295.5
NFA	<b>Min.</b>	391	60	232.6	26	0.0	24.5	100
	<b>Max.</b>	5152	760	1 500.4	542	4.9	427	420
	<b>Mean</b>	1 410.3	304.9	699.5	211.5	0.5	105.8	248.9



**Figure 1.** Comparison of water samples results in FA and NFA.



**Figure 2.** Comparison of water quality indicators in FA and NFA.

## Physico-chemical investigation

Physical and aesthetic parameters including color, taste and turbidity of most of the water samples were not objectionable with the exception of a few having saline taste. Turbidity of water samples ranged from 0.2-3.5 NTU which was in agreement to WHO permissible limit of 5 NTU. Measurement of pH value (7.02-8.37) was also within WHO permissible limits of 6.5-8.5.

EC is the measure of ions concentration, their mobility in water

and is an indication of dissolved ionizable solids. In present study EC ranged from 478-6335  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in FA and 391-5152  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in NFA samples which indicated that FA have higher level of ionic concentration due to excessive dissolve solids. Alkalinity is also an important parameter of water quality. Mean value of alkalinity in FA and NFA samples was 295.5 and 248.9 mg/l, respectively. Chloride are present naturally in water, but higher content may incorporate saline taste, create problems in throat and digestive system along with causing corrosion (Khan *et al.*, 2000). Chloride varied from 31.5-1575 and 24.5-427 mg/l in FA and NFA samples, respectively.

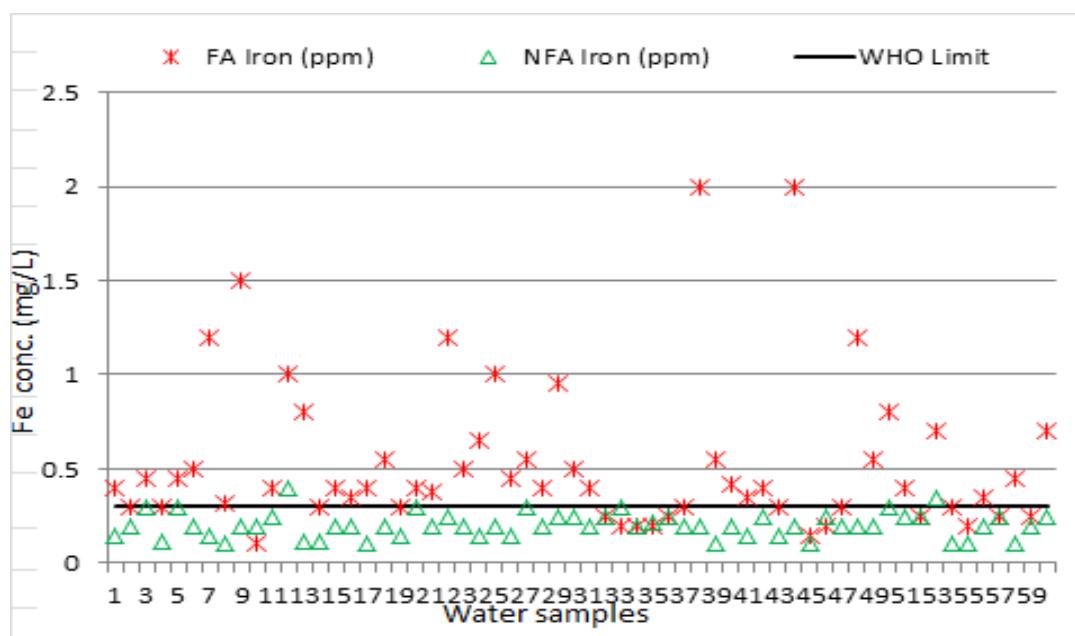
In FA,  $\text{SO}_4$  varied from 28 to 1230 mg/l and overall 65% water samples were having high concentration of  $\text{SO}_4$  as compared to WHO permissible limit whereas in NFA 35% samples were having  $\text{SO}_4$  content on higher side. Total hardness is combination of Ca, Mg, Fe, Cl and  $\text{SO}_4$  concentrations and its high level may instigate heart diseases in residents (Jamshidzadeh & Mirbagheri, 2011). Analysis data revealed that 53 and 15% sites in FA and NFA, respectively carried hardness higher than WHO guideline value of 500 mg/l. Total dissolved solids (TDS) indicate the ability of water to dissolve a wide range of minerals and salts such as salts of Na, K, Ca, Cl,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , Mg and bicarbonates etc. Findings of the present study showed that 60 and 16% water samples in FA and NFA, respectively have high value of TDS than WHO permissible limit of 1000 mg/l. Taste, hardness, corrosion properties and tendency to incrustation are associated with high TDS values in drinking water (WHO, 2004).

## Essential metals

Present data indicated that 20 and 5% water samples possessed K concentration higher than WHO guideline limit in FA and NFA, respectively. Potassium is an important micronutrient for living organisms which plays an important role in the metabolism process of animals. But, excess amount of K in the drinking water may lead towards nervous and digestive systems disorder. In FA samples Na ranged from 26-1 000 mg/l whereas in NFA samples it varied from 27 to 410 mg/l. Overall 42 and 13% water samples in FA and NFA, respectively were having high Na content. The high concentration of Na impart taste to the water and make it unfit for drinking purpose and leads to cardiovascular diseases, hypertension and high blood pressure (Azizullah *et al.*, 2011). Calcium being the basic structural component of teeth, bones and soft tissues is involved in different metabolic processes of the body. Calcium content in analyzed samples varied from very low (8 mg/l) to very high (416 mg/l) and in total 66.3 and 33% water samples have high level of Ca in FA and NFA, respectively. Magnesium is also an important essential element required by body for cardiac and vascular functions. Analysis data showed that Mg in only 13% FA water samples was higher than guideline value.

## Trace elements

It is believed that due to interactions of hydrological cycle and the biosphere and geosphere, the groundwater sources used for drinking purpose generally contain natural organic matter (NOM) but during rainy season and floods its amount increases much more in surface and groundwater which changes organoleptic characteristics of water like taste, smell and color. Due to presence of NOM in water, oxidation of iron is inhibited by reducing it from  $\text{Fe}^{+3}$  to  $\text{Fe}^{+2}$ , and as a result iron content in water is increased. Furthermore, literature supported the increase in concentration of iron due to anthropogenic activities and land run off, as elevated concentration of iron was observed during monsoon and rainy seasons (Idoko, 2010). Present study showed high level of iron in FA as 66.7% watersamples were having Fe value greater than permissible limit (Figure 3).



**Figure 3.** Comparison of Fe content in FA and NFA with WHO GVs.

Normally, drinking water seldom contains Zn above 0.1 mg/L.

Concentration of Zn higher than 3 mg/l (as ZnSO<sub>4</sub>) can impart an undesirable astringent taste to water. In present study, Zn content was higher in 13.3 and 1.7% water samples in FA and NFA, respectively. High concentration of Zn may be attributed to galvanized plumbing material usually used for boring purpose. Arsenic contamination of drinking water is a severe public health issue for Pakistan like other South Asian countries. Present study showed that 31.7 and 23.3% water samples possessed higher As in FA and NFA, respectively. It is well documented that dermatological symptoms such as melanosis (change pigmentation) and keratosis (rough, dry, papular skin lesions) have been identified in people who are exposed to chronic As poisoning through drinking water (Rahman, Ng, & Naidu 2009b).

## Microbiological monitoring

Microbial analysis data revealed that 41.7 and 8.3% water samples in FA and NFA, respectively have been contaminated with *faecal coliform* micro-organism which shows high level of contamination in FA schools (Figure 1). Saeed and Attaullah (2014) reported that drinking water was highly polluted with *total coliforms* and *fecal coliforms* in flood-affected areas of Charsadda and Nowshera (Saeed & Attaullah, 2014).

## Health risk assessment

Chronic daily intake (CDI) and health risk index (HRI) (chronic and carcinogenic effects) is calculated on the basis of As and other trace elements' concentration in drinking water (Kavcar, Sofuođlu, & Sofuođlu, 2009). In present study, health risk assessment due to high concentration of As, Fe and Zn in groundwater was carried out by measuring CDI and HRI values as shown in Table 3.

**Table 3.** Presentation of metallic elements in FA and NFA samples.

		As		Fe		Zn	
		FA	NFA	FA	NFA	FA	NFA
	<b>Mean</b>	0.116	0.089	0.008	0.003	0.026	0.019
<b>CDI</b>	<b>Min.</b>	0.021	0.014	0.003	0.003	0.009	0.009
	<b>Max.</b>	0.566	0.688	0.061	0.012	0.128	0.098
	<b>Mean</b>	0.388	0.297	1.17E-05	4.51E-06	8.68E-05	6.45E-05
<b>HRI</b>	<b>Min.</b>	0.071	0.046	4.37E-06	4.37E-06	3.06E-05	3.06E-05
	<b>Max.</b>	1.886	2.294	8.74E-05	1.75E-05	4.28E-04	3.26E-04

Calculated CDI value for As, Fe and Zn in FA and NFA samples ranged from 0.021-0.566 & 0.014-0.688, 0.003-0.061 & 0.003-0.012 and 0.009-0.128 & 0.009-0.098  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ , respectively. HRI value for As ranged from 0.071-1.886 and 0.046-2.294 for FA and NFA, respectively and overall 35% water samples in FA and 23% in NFA have HRI > 1. HRI for Fe and Zn were less than 1 in both FA and NFA samples. HRI calculations showed that trace elements in groundwater of public schools of district Sanghar were found in order of As > Zn > Fe.

Groundwater samples having HRI > 1 highlight future consumer's health risk associated with intake of this water for drinking purpose. Literature shows high to very high carcinogenic and non-carcinogenic health risk for adults and children associated with elevated As concentration in drinking water and its correlation with Fe and other heavy metals (Van Halem *et al.*, 2010).

## Conclusion

Physico-chemical and microbiological analysis revealed that there was high level of microbial contamination in public schools of District Sanghar as 47% water samples were loaded with *faecal coliform* bacteria which may pose serious health threat to the healthy lives of young students. The study also showed that a large number of sampling sites were polluted with physico-chemical parameters like Ca, hardness, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub>, As, Fe and TDS. Net result of present study is that most of the waterborne diseases prevailing in the flooded region are due to consumption of contaminated water. A concrete policy should be devised to address post-flood environmental effects on life and human health so that safety from hazardous effects associated with bacterial contamination and elevated concentration of toxic components may be ensured.

## Acknowledgements

The authors of this paper acknowledge the efforts of PCRWR, Sargodha staff for their cooperation in water analysis.

## Conflict of interest

There is no conflict of interest among the authors.

## References

- Alamgir, A., Khan, M. A., Schilling, J., Shaukat, S. S., & Shahab, S. (2016). Assessment of groundwater quality in the coastal area of Sindh province, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-13.
- APHA, American Public Health Association. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21<sup>st</sup> ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Azizullah, A., Khattak, M. N. K., Richter, P., & Häder, D. P. (2011). Water pollution in Pakistan and its impact on public health-a review. *Environment International*, 37, 479-497.
- Baig, S., Xu, X., & Khan, R. (2012). Microbial water quality risks to public health: Potable water assessment for a flood-affected town in northern Pakistan. *Rural and Remote Health*, 12, 3-2.
- Djaouda, M., Njiné, T., Liang, S., Menye, D. E., Gaké, B., Togouet, S. H. Z., & Nola, M. (2014). Bacteriological quality of well waters in Garoua, North Cameroon. *Water Quality, Exposure and Health*, 6, 161-176.

- Idoko, O. M. (2010). Seasonal variation in iron in rural groundwater of Benue State, Middle Belt, Nigeria. *Pakistan Journal of Nutrition*, 9, 892-895.
- Jamshidzadeh, Z., & Mirbagheri, S. (2011). Evaluation of groundwater quantity and quality in the Kashan Basin, Central Iran. *Desalination*, 270, 23-30.
- Kavcar, P., Sofuoğlu, A., & Sofuoğlu, S. C. (2009). A health risk assessment for exposure to trace metals via drinking water ingestion pathway. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 216-227.
- Khan, A., Haq, I., Khan, W., Akif, M., Khan, M., & Riaz, M. (2000). Quality characteristics of potable water of Mardan city (Pakistan) and surrounding areas. *Journal of Chemical Society of Pakistan*, 22, 87-93.
- Khan, F. A., Ali, J., Ullah, R., & Ayaz, S. (2013). Bacteriological quality assessment of drinking water available at the flood affected areas of Peshawar. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 95, 1448-1454.
- Khan, S., Rehman, S., Khan, A. Z., Khan, M. A., & Shah, M. T. (2010). Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73, 1820-1827.
- Khan, S., Shahnaz, M., Jehan, N., Rehman, S., Shah, M. T., & Din, I. (2013). Drinking water quality and human health risk in Charsadda district, Pakistan. *Journal of Cleaner Production*, 60, 93-101.
- Malik, M. A., Azam, E. M., & Saboor, A. (2010). *Water quality status of*

- Upper KPK and Northern Areas of Pakistan* (Report No. 142). Peshawar, Pakistan: Water Resources Research Center, Peshawar, Ministry of Science and Technology.
- Memon, M., Soomro, M. S., Akhtar, M. S., & Memon, K. S. (2011). Drinking water quality assessment in Southern Sindh (Pakistan). *Environmental Monitoring and Assessment*, 177, 39-50.
- Mohsin, M., Safdar, S., Asghar, F., & Jamal, F. (2013). Assessment of drinking water quality and its impact on residents health in Bahawalpur City. *International Journal of Humanities and Social Science*, 3, 114-128.
- Oyem, H. H., Oyem, I. M., & Usese, A. I. (2015). Iron, manganese, cadmium, chromium, zinc and arsenic groundwater contents of Agbor and Owa communities of Nigeria. *Springer Plus*, 4, 104.
- Rahman, M. M., Naidu, R., & Bhattacharya, P. (2009a). Arsenic contamination in groundwater in the Southeast Asia region. *Environmental Geochemistry and Health*, 31, 9-21.
- Rahman, M. M., Ng, J. C., & Naidu, R. (2009b). Chronic exposure of arsenic via drinking water and its adverse health impacts on humans. *Environmental Geochemistry and Health*, 31, 189-200.
- Saeed, T. U., & Attaullah, H. (2014). Impact of extreme floods on groundwater quality (in Pakistan). *British Journal of Environment and Climate Change*, 4, 133.
- Sarfraz, M., Sultana, N., Jamil, M., & Ashraf, R. (2016). Investigation of portable groundwater quality and health risk assessment of selected trace metals in flood affected areas of district Rajanpur, Pakistan. *Journal of Environment & Analytical Chemistry*, 3, 183.
- Sarfraz, M., Sultana, N., & Jamil, M. (2018a). Groundwater quality and

health risk assessment in rural areas of district Jaffarabad, Baluchistan (Pakistan). *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry*, 19(1), 129-135.

Sarfraz, M., Sultana, N., & Tariq, M. I. (2018b). Assessment of groundwater quality and associated health risks in rural areas of Sindh (Pakistan). *Studia Ubb Chemia*, 63(1), 125-136.

Shah, M., Ara, J., Muhammad, S., Khan, S., & Tariq, S. (2012). Health risk assessment via surface water and sub-surface water consumption in the mafic and ultramafic terrain, Mohmand agency, Northern Pakistan. *Journal of Geochemical Exploration*, 118, 60-67.

Thivya, C., Chidambaram, S., Thilagavathi, R., Nepolian, M., & Adithya, V. (2014). Evaluation of drinking water quality index (DWQI) and its seasonal variations in hard rock aquifers of Madurai district, Tamilnadu. *International Journal of Advanced Geosciences*, 2, 48-52.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2002). *Method 1603: Escherichia coli (E. coli) in water by membrane filtration using modified membrane-thermotolerant Escherichia coli agar (modified mTEC)*. Recovered from [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method\\_1603\\_2009.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_1603_2009.pdf)

Van Halem, D., Olivero, S., De Vet, W., Verberk, J., Amy, G., & van Dijk, J. (2010). Subsurface iron and arsenic removal for shallow tube well drinking water supply in rural Bangladesh. *Water Research*, 4, 5761-5769.

Venkatramanan, S., Chung, S., Kim, T., Prasanna, M., & Hamm, S. (2015). Assessment and distribution of metals contamination in

groundwater: A case study of Busan City, Korea. *Water Quality, Exposure and Health*, 7, 219-225.

WHO, World Health Organization. (2004). Guidelines for drinking-water quality: recommendations, World Health Organization, Geneva.

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-08

Artículos

## **Revisión de sistemas de telemetría en ríos: propuesta para el río Magdalena, Barranquilla, Colombia**

### **Review of telemetry systems in rivers: Proposal for the Magdalena River, Barranquilla, Colombia**

Yuleisy Núñez-Blanco<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5821-3258>

Elkin Ramírez-Cerpa<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6634-5170>

Andrés Sánchez-Comas<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4280-8070>

<sup>1</sup>Departamento de Civil y Ambiental, Universidad de la Costa CUC, Barranquilla, Colombia, [ynunez2@cuc.edu.co](mailto:ynunez2@cuc.edu.co)

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias de la Computación y Electrónica, Universidad de la Costa CUC, Barranquilla, Colombia, [eramirez1@cuc.edu.co](mailto:eramirez1@cuc.edu.co)

<sup>3</sup>Departamento de Gestión Industrial, Agroindustrial y Operaciones, Universidad de la Costa CUC, Barranquilla, Colombia, [asanchez@cuc.edu.co](mailto:asanchez@cuc.edu.co)

Autora para correspondencia: Yuleisy Núñez-Blanco,  
ynunez2@cuc.edu.co

## Resumen

La aplicación de tecnologías para la caracterización físico-química en ríos es necesaria para estandarizar las metodologías, obtener resultados precisos y valorar el estado ambiental de las aguas superficiales. Actualmente, en Colombia, la toma de muestras de parámetros de calidad de agua en ríos es efectuada por técnicos de campo, para luego realizar el análisis en los laboratorios, lo cual necesita de organización logística, que demanda considerables recursos financieros y tiempo. El río Magdalena es uno de los cuerpos de agua más importantes del país por el alto tráfico marítimo comercial, fuente de potabilización y vertimiento de aguas tratadas; es necesario aplicar tecnologías para la caracterización físico-química y obtener resultados precisos de valoración del estado ambiental de las aguas superficiales de dicho cuerpo de agua. Con el fin de definir una propuesta de arquitectura para un sistema de telemetría de calidad de agua para el río Magdalena, se hizo una revisión bibliográfica, para identificar las variables más importantes de monitoreo de parámetros de calidad de agua en ríos y se relacionaron con tecnologías usadas para tales fines, como, por ejemplo, casos aplicados.

**Palabras clave:** telemetría, tecnología, calidad de agua, agua superficial, río Magdalena.

## Abstract

The application of technologies for physical-chemical characterization in rivers is necessary to standardize the methodologies, obtain accurate results and assess the environmental status of surface waters. Currently, in Colombia, the taking of samples of water quality parameters in rivers, is regularly done by field technicians, to then perform the analysis in the laboratories, which needs logistics organization that requires considerable financial resources and time. The Magdalena River, being one of the most important bodies of water in the country due to the high commercial maritime traffic, source of purification and discharge of treated water, begins to be necessary to apply technologies for physical-chemical characterization and obtain precise results to evaluate the environmental status of surface waters in real-time. Aiming to build a proposal for an architecture of a Water Quality Telemetry System for the Magdalena River, a literature review was conducted. The study identified the most important variables to monitor water quality parameters in rivers and related them to the technologies used for such purposes based on applied cases.

**Keywords:** Telemetry, technology, water quality, surface water, Magdalena River.

Recibido: 24/04/2019

Aceptado: 23/02/2020

## Introducción

Los ríos son un complejo sistema de agua con movimiento natural, constituido a partir de las variaciones climáticas y distintas formaciones geológicas que, por medio de numerosas transformaciones hidrológicas, geomorfológicas y edáficas han generado una gran variedad de ecosistemas que se interrelacionan de manera espacial y temporal (Martínez & Pinilla, 2017). Son de gran importancia para la evolución de los pueblos y civilizaciones, y conllevan intereses políticos, sociales y económicos. Pero hoy en día, factores como la diversidad geográfica, el clima y las actividades antrópicas son patrones que han incrementado su vulnerabilidad, propiciando inseguridad en el mundo por las afectaciones que puedan resultar (Aguirre, Piraneque, & Cruz, 2018).

Teniendo en cuenta que los ríos brindan diferentes beneficios para las actividades cotidianas, el ser humano se ha visto en la necesidad de usar la tecnología como medio para monitorear el estado en tiempo real de los mismos. Los sensores remotos *in situ* son unas de las principales tecnologías utilizadas para el control y monitoreo constante del agua, como los sensores de nivel, que permiten alertar sobre posibles inundaciones (Prafanto & Budiman, 2018); son útiles para investigaciones en fuerzas navales (Raimondi, Trapanese, Franzitta, & Viola, 2015). En el campo académico, los datos de los sensores se usan para caracterizar el estado del clima de una determinada región mediante el análisis estadístico de éstos (Ramírez-Cerpa, Acosta-Coll, & Vélez-Zapata, 2017). Por otro lado, también se utiliza la tecnología para verificar la calidad del agua (Ding, Li, Lin, & Wang, 2016) tanto para certificar sus diferentes usos como para comprobar el cumplimiento de parámetros de calidad en vertimientos hacia los ríos (Liu, Chen, Gao, & Chen, 2011). De igual forma, sirve para preservar el estado de especies de plantas y animales (Beatty *et al.*, 2018).

El río Magdalena es uno de los más importantes de Colombia. Es fuente de alimento para los pueblos de sus alrededores a través de la pesca, también se aprovecha como medio de transporte y comunicaciones, debido a que es una vía de acceso hacia los lugares adyacentes al mismo; a esto se suma su belleza, que sirve como atractivo para turistas nacionales y extranjeros por sus llamativos paisajes (Vilardy, 2015). En el río Magdalena se llevaron a cabo diferentes estudios de calidad de agua para determinar su estado (Restrepo *et al.*, 2015); sin embargo, al revisar la literatura existente, fue evidente que gran parte de

éstos fueron en laboratorios y pocos los llevados a cabo con sensores remotos. No obstante, en la revisión se encontraron trabajos sobre telemetría en cuerpos de agua similares.

El presente estudio tiene como finalidad proponer una arquitectura para un sistema de telemetría de calidad de agua para el río Magdalena, en el tramo circundante de la ciudad de Barranquilla, Colombia. Para esto se revisó la literatura con base en dos objetivos: el primero, para identificar investigaciones realizadas en ríos en los que hayan empleado tecnologías de sensores remotos, con el propósito de identificar tipos de tecnología, así como características y parámetros de medición de interés para tales cuerpos de agua. El segundo objetivo buscó recopilar estudios de calidad de agua sobre este tipo de cuerpos hídricos en el mundo y sobre el río Magdalena, para definir las principales variables de interés.

La investigación desarrollada fue de tipo descriptiva, pues se expresan las características de investigaciones previas, las tecnologías utilizadas y segmentadas en estudios internacionales y colombianos. La revisión sistemática de la literatura se realizó siguiendo la metodología de Sánchez-Comas, Neira, y Cabello (2016). Se consultaron diversas fuentes de información para definir los conceptos clave relacionados con la temática de telemetría en ríos y definir así las cadenas de búsqueda, con las cuales se consultaron bases de datos especializadas de donde se seleccionaron de la literatura documentos de tipo científico, así como memorias publicadas durante seis años (2013-2018) tanto en español como en inglés. Los documentos elegidos debían cumplir con los siguientes criterios de inclusión: 1) exponer algún estudio de parámetros

de calidad de agua; 2) el estudio de calidad de agua usaba tecnologías y metodologías de monitoreo remoto. Asimismo, se descartaron documentos que tenían algunos de los siguientes criterios de exclusión: 1) propuestas metodológicas o conceptuales de estudios de gestión ambiental del uso de agua; 2) análisis comparativos de rendimiento de tecnologías utilizadas en la medición de calidad de agua, ya fueran de laboratorio o con sistemas de telemetrías.

## **Estudios internacionales de calidad de agua y telemetría**

Una de las principales necesidades de las comunidades o asentamientos humanos es el agua. Las actividades económicas dependen de este recurso, y uno de los índices que afectan dichas actividades es la calidad del agua. Tavakoly, Monazami, Rezayi, Tajfard y Borgheiour (2018) midieron y realizaron un análisis de multiparámetros físico-químicos, concluyendo que las fuentes antrópicas y los procesos naturales aumentan las concentraciones de nutrientes, afectando la calidad del agua en determinados asentamientos en Malasia, cerca de Kuala Lumpur. Investigaciones de Hatami (2018) incluyeron como parámetros de

medición *in situ* los siguientes: salinidad del agua, temperatura, oxígeno disuelto, pH y turbidez, para determinar un protocolo unificado de entendimiento entre científicos, y los gestores de recursos en cuanto a las causas y efectos de las aguas residuales en los ecosistemas; este desarrollo se realizó basado en la región del norte de Victoria, Australia. Otro trabajo desarrollado sobre la cuenca del río Guayas, en Ecuador (Damanik-Ambarita *et al.*, 2018), relaciona el impacto ecológico y la medición de la calidad de agua con los métodos para cuantificar el impacto del uso del suelo.

El río Mesta es un afluente que recorre Bulgaria y la frontera con Grecia. A pesar de encontrarse relativamente en buen estado, es objeto de estudio (Georgieva, Gartsianova, Ivanova, & Vladimirova, 2018), pues se ubica en un área rodeada de industrias, granjas agrícolas y asentamientos; esta investigación recomienda un listado de acciones de control y prevención de aguas residuales. De igual manera, las actividades antrópicas son objetivo de estudio (Chen & Lu, 2014), en este caso, para el manejo eficiente de los recursos hídricos para el sistema de monitoreo del río Cao-E, en China.

Por otro lado, en diferentes investigaciones (Alves *et al.*, 2014; Mustapha, Aris, Juahir, Ramli, & Kura, 2013; Naddeo, Scannapieco, Zarra, & Belgiorno, 2013; Panda, Sundaray, Rath, Nayak, & Bhatta, 2006) resalta la preocupación de gobiernos, organizaciones y entidades locales por monitorear el estado de los ríos y estuarios debido a que son uno de los principales recursos hídricos de las ciudades. Se usan diversas técnicas de muestreo en estos estudios y se obtiene una conclusión estadística con

respecto a la cantidad permitida de cada variable tanto física como química. Dichos estudios posibilitan, en gran medida, regular la calidad del agua cercana en las urbes grandes o pequeñas.

Desde un enfoque tecnológico, la telemetría es un aspecto importante para la aplicación de aquellos métodos de análisis estadísticos que permiten la evaluación de la calidad del agua y la vida acuática. En Grecia, exactamente dentro de un área minera, se realizó un estudio (Sfikas, Angelidis, & Petridis, 2015) que utiliza un sistema de telemetría con sensores multiparámetros para desarrollar una metodología que identifica incidentes de contaminación potencial. En el río Zarqa de Jordania, debido al crecimiento poblacional en la zona, se usa un sistema de telemetría (Al-Omari, Al-houri, & Al-Weshah, 2013) que realiza el seguimiento de las aguas residuales tratadas en dos estaciones de monitoreo.

En conjunto con los análisis estadísticos de los datos, estos sistemas de telemetría han sido una herramienta clave para el seguimiento o trazabilidad de diversas especies marinas, y se ha demostrado en distintas investigaciones (Turnure, Grothues, & Able, 2014; Kraus, Secor, & Wingate, 2015; Tétard *et al.*, 2016), que primordialmente emplearon técnicas de telemetría acústica pasiva, y además monitorearon otros parámetros relacionados con la calidad del agua, como el oxígeno o la temperatura.

Para los autores, esta investigación se ubica en tales sistemas de telemetría y manejo de datos en favor del monitoreo de la calidad del

agua. A continuación se dará una muestra de las principales investigaciones encontradas en el ámbito nacional al respecto.

## **Estudios colombianos de calidad de agua y telemetría**

Los recursos hídricos desempeñan un papel importante en todos los sectores económicos, como agricultura, ganadería, actividades industriales y recreación, entre otras. La disponibilidad y calidad del agua superficial se ha deteriorado debido a factores como la industrialización, aumento demográfico y consumo desenfrenado. La calidad es el reto más importante para la gestión de dicho recurso, pues se clasifica de acuerdo con el grado de contaminación y pureza, además de que se evalúan las características químicas, físicas y biológicas, causando que su evaluación, análisis y distribución sean tareas complejas (Pérez, Nardini, & Galindo, 2018). Sin embargo, en el ámbito nacional, algunas investigaciones han evaluado distintas alternativas tecnológicas apropiadas para brindar la caracterización precisa de la calidad del agua del país.

Por ejemplo, Velásquez-Villada y Donoso (2016), en el proyecto GOLDFISH-Detección de la contaminación del recurso agua en países en

desarrollo mediante redes de sensores, concluyeron que las comunicaciones desde áreas remotas pueden ser de interés, pero siguen siendo un problema en Colombia. En este proyecto se trabajó con la plataforma *Raspberry Pi* para integrar todos sus componentes, y en el desarrollo de tecnología de sensores, módulos de comunicación, plataforma de administración y monitoreo central, así como en algoritmos de comunicación. En la extensión del proyecto se agregó una tecnología de generación de energía y una aplicación de localizador de contaminantes. El proyecto GOLDFISH se diseñó para detectar la contaminación del río con algunos sensores integrados y para enviar estos datos a un *Gateway* (GW) en la orilla del río. El GW envía los datos del sensor a la estación central de administración y monitoreo (MMS), a través de una VPN por una red móvil. La comunicación entre los nodos en el río y la GW se logró por medio del estándar IEEE 802.11b *Wi-Fi*, con una antena flotante, incorporada en el diseño del nodo del sensor. El GW tenía capacidades de comunicación 2G/3G y envió los datos del sensor a través de canales. Una vez que el MMS tuvo los datos del sensor podría mostrar anomalías o alarmas para niveles de contaminantes que superan lo esperado. El sistema fue probado en Europa y Colombia. Sin embargo, para las pruebas en Colombia, el sistema tuvo fallas de comunicación. La comunicación del GW al MMS no funcionó. Había una antena celular cerca del sitio de prueba, pero el rendimiento de los datos varió entre 20 y 95 kbps, y de 450 ms a 2.12 s para llegar a un servidor en Bogotá DC (100 km del sitio de prueba). Además, la VPN al MMS tuvo que ser creada con un servidor en Varsovia. Después de dos días de pruebas, esta parte de comunicación del proyecto (GW a MMS) no funcionó. Debido a ello, los

autores buscaron una solución de conectividad en un sitio remoto, cerca de un río, conectando una red de sensores inalámbricos (WSN, por sus siglas en inglés) para el control de la contaminación. Por lo tanto, se sugirieron las redes tolerantes al retardo.

Además de GOLDFISH, Barreto, Barrera y Benavides (1999) realizaron un estudio multidisciplinario del Golfo de Morrosquillo, entre Punta Rada, y Tolú e Isla Fuerte, en el cual se concluyó que los sensores remotos para hacer cartografía y monitoreos en aguas tropicales son mejores sobre otras técnicas *in situ*, porque suministran la información de manera rápida, con gran cobertura y acceso en áreas difíciles. Sin embargo, el empleo de sensores remotos para ecosistemas marinos en zonas tropicales presenta algunas limitaciones y desventajas, principalmente con la interface aire-agua, situación que se puede presentar también en ríos.

Por su parte, en el estudio de Ardila-León y Quintero-Delgado (2013) se usaron técnicas de teledetección y sistema de información geográfica para conocer la cantidad de área inundada provocada por el río Soapaga; se empleó una relación con la herramienta *Resolution Merge* y con ayuda del software *Erdas Imagine* 2010. Sin embargo, no fue posible conocer el área inundable, porque la topografía de la zona tiene pendientes, lo cual permitió que el agua se seca rápidamente.

En otro ejemplo, Forero-Bernal, Zabala-Parra y Boada-Rodríguez (2017) usaron figuras de Radarsat 2 y Landsat para determinar índice de perturbación antrópica por medio de los siguientes indicadores: demografía, flora y fauna, y variación del cauce. Esto permitió evaluar los

cambios en el espacio y tiempo en las áreas afectadas a causa de las actividades antrópicas. Se concluyó que dicha cuenca tiene mayor ocurrencia humana en sitios urbanos e industriales, porque es importante contar con una buena planificación y gestión del territorio.

Por su parte, en la cuenca del río Oquia, localizado entre los municipios de Tolima, Ibagué, Coello y Piedras, Oviedo-Machado y Reinoso-Flórez (2018) estudiaron 19 puntos, que fueron georreferenciados con el *GPS Garmin etrex*. Estos puntos se categorizaron según tramos equilibrados (sitios sin o con baja actividad humana, protegidos), y tramos desequilibrados o contaminados (sitios afectados por actividades agropecuarias o vertimiento de aguas residuales, residuos u otras actividades). En ellos, se tomaron muestras *in situ* y se determinó la temperatura y conductividad del agua con un equipo portátil (*Schott Handylab multi12/Set*). Por último, se concluyó que la composición de la biota en el río se altera por factores ambientales, calidad del agua y su movimiento.

Otro caso es el de Gómez y Dalence (2014). Este estudio fue más específico, utilizó los sólidos suspendidos totales (SST) como variable para la caracterización del agua, haciendo uso de una imagen de resolución de 1.6 metros, multiespectral del satélite *GeoEye*. A partir del modelo, resultó que la imagen de satélite *GeoEye* es adecuada para la estimación del parámetro SST, utilizando bandas del espectro visible e infrarrojo cercano, donde se obtuvo un coeficiente de correlación y determinación con valor de 0.9. Sin embargo, al ser un modelo empírico, es aplicable sólo a la zona de estudio, donde es necesario que se

profundice en la investigación de los límites permisibles del modelo (inferior y superior) para poder aplicarlo de manera confiable.

Por su parte, Caicedo-Carrascal (2008), con ayuda de técnicas de teledetección, estima variables meteorológicas para aplicar y mejorar simulación a un cuerpo de agua. Para ello, usó datos medidos por satélites, porque ofrecen mejor rendimiento. Se tomó el pronóstico de las afluencias al embalse de Betania en el departamento del Huila, con puntos de control en las estaciones hidrológicas de Paicol y Puente Balseadero. Se empleó un modelo matemático aglutinado, las Combinaciones Lineales Adaptativamente Óptimas-CLAO y el modelo distribuido *MIKE SHE*, que integra en su estructura los diferentes procesos del ciclo hidrológico.

En Barranquilla, Colombia, Cama-Pinto *et al.* (2016) usaron tecnología en un cuerpo de agua del río Magdalena. Básicamente muestran el diseño de una estructura de red de sensores inalámbricos o WSN (*Wireless Sensor Network*) para monitorear en tiempo real variables atmosféricas, las cuales ayudan para desarrollar alertas de posibles inundaciones repentinas o, conocidos coloquialmente, “arroyos”, a causa de las precipitaciones en un corto tiempo. Para el diseño de la estructura se valoró el área de estudio y también se desarrolló una aplicación web móvil que utiliza el lenguaje unificado de modelado (UML), que muestra con exactitud y en tiempo real un mapa de las calles de la ciudad, y la categorización del arroyo en diferentes tramos por donde curse.

## Parámetros de la calidad del agua

El análisis de las variables físicas para la calidad de agua en ríos es de gran importancia para mitigar los impactos de contaminación de dicho ecosistema. Los nuevos sistemas de industrialización, producción y consumo, provenientes de actividades como minería, ganadería y actividades recreativas, entre otras, influyen con gran impacto sobre los efluentes. La calidad del agua ha sido clasificada históricamente a través de la evaluación de variables físicas, como transparencia y nutrientes. Además, el enriquecimiento de nutrientes puede conducir al desarrollo de eutrofización, proliferación de algas tóxicas, y síntomas adversos o secundarios. Estos síntomas adversos tienen efectos negativos en los ecosistemas acuáticos, como hipoxia, agotamiento de oxígeno, turbidez y, en última instancia, causan alta mortalidad de organismos acuáticos (Hatami, 2018).

Por lo tanto, en los últimos años se hicieron investigaciones en ríos donde se tiene en cuenta el comportamiento de parámetros en tiempo real que indiquen la calidad del agua, en especial por su aspecto biológico y físico, con el fin de tomar decisiones estratégicas para contribuir a la gestión ambiental. Esto se lleva a cabo por medio de métodos analíticos, que tienen grandes ventajas.

Los indicadores biológicos se implementaron para examinar el impacto de los contaminantes antrópicos. Éstos muestran la capacidad de los factores estresantes para causar efectos adversos en el medio ambiente, además de que responden a las presiones ambientales, cambiando su abundancia, diversidad y estructuras histológicas (Tavakoly *et al.*, 2018).

Los índices físicos son casi exactos, fáciles de diferenciar, verificar y correlacionar. Sin embargo, sus resultados producen datos específicos y de corto alcance temporal (Martínez & Pinilla, 2017).

La toma de muestra en campo demanda tiempo, gastos económicos, al igual que las dificultades logísticas que conlleva trasladarse a zonas de difícil acceso, entre otros factores; esto limita la posibilidad de tomar datos y realizar el monitoreo para conocer el comportamiento de los cuerpos de agua en una determinada región. Por tanto, a partir de los sensores remotos es posible medir la radiación solar reflejada por los cuerpos de agua en varias longitudes de onda, lo que permite correlacionar esta información con algunos de los parámetros de calidad de agua tradicionalmente medidos. Lo anterior es posible debido a las propiedades ópticas o de reflectancia del agua, que dependen de la concentración y características de los sedimentos suspendidos, la materia orgánica disuelta y el fitoplancton existente en ésta (Gómez & Dalence, 2014).

Un ejemplo se observa en el estudio de Sfikas *et al.* (2015), donde se realizó una medición continua de la calidad del agua utilizando una unidad de sensor multiparamétrico (Watertool II-Terramentor, EEIG).

Este sistema comprende una sonda que contiene elementos de medida (electrodos y sensores), protegidos por una robusta carcasa metálica cilíndrica. El sistema incluye componentes adicionales para la recolección de datos y transferencia, incluyendo digitalización y control/almacenamiento, así como una unidad de transferencia de datos. Tal dispositivo puede ser utilizado para la medición simultánea de hasta 15 parámetros fisicoquímicos. En este estudio se monitorearon los siguientes seis parámetros: temperatura, conductividad, pH, iones nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), iones de cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) e iones sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Estos parámetros fisicoquímicos particulares se consideraron como representativos de las características de la calidad del agua.

Por su parte, para desarrollar información sobre las condiciones del hábitat se realizó un muestreo en la bahía de Chesapeake, EUA. En cada evento de prospección de telemetría se registraron perfiles verticales de temperatura del agua, salinidad y oxígeno disuelto, utilizando una sonda de parámetros múltiples marca YSI, modelo V6290-V2, con sensor óptico y barómetro interno en cada intersección de la rejilla. Los datos de calidad del agua se resumieron en intervalos de medio metro para los análisis posteriores, que arrojaron  $n = 6\,194$  mediciones de la calidad del agua resueltas en profundidad (Kraus *et al.*, 2015).

Para adquirir una distribución detallada de la calidad del agua de los accidentes de contaminación de la superficie de la misma, Ma, Meng, Zhou, Wang y Shi (2018) estudiaron varios nodos de sensores para monitorearla; contenedores no tripulados y estaciones de servicio equipadas con múltiples sensores de calidad del agua, incluidos los

sensores de espectrometría UV-visible; sensores de conductividad; pH, y oxígeno disuelto. En cada punto de monitoreo se utilizó una unidad de muestreo para transferir automáticamente muestras de agua desde el agua de la superficie a su recinto exterior.

En la Tabla 1 se muestran los parámetros físicos que de acuerdo con el Plan Hídrico Nacional de Colombia deben monitorearse y llevarse a cabo vía remota, con el fin de conocer las condiciones reales del recurso agua y llevar un control de la misma. Cada parámetro establece su concepto e importancia descrita por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

**Tabla 1.** Parámetros de calidad de agua (IDEAM, 2014).

Parámetro	Concepto
Temperatura	Las lecturas de temperatura se utilizan en distintos estudios, como el cálculo de alcalinidad, calcio, salinidad y saturación, y en diversas experiencias de laboratorio. En estudios del clima, cuerpos de agua y calidad de aire, las temperaturas a menudo se requieren. Ya que es una variable que puede tener gran impacto ecológico
Conductividad	La conductividad es una característica propia del agua y otras sustancias líquidas para conocer la capacidad de conducir la corriente eléctrica. Este dominio

	depende de la concentración, contenido de iones, temperatura, movimiento y valencia de los electrones
Oxígeno disuelto	El oxígeno disuelto (OD) es esencial para que los microorganismos aerobios puedan respirar; cabe resaltar que el oxígeno es poco soluble en el agua, por tanto puede estar presente en un gas soluble, en la presión ejercida en la atmósfera, en la pureza y temperatura del agua. La concentración de OD en afluentes naturales depende de la demanda bioquímica de los organismos y de las propiedades fisicoquímicas del mismo
pH	El pH es la concentración de ión hidrógeno. Se usa para conocer la magnitud alcalina o ácida de una solución. Se analiza la actividad potenciométrica de los iones hidrógeno por el uso de un electrodo de referencia o de vidrio, o combinado
Turbidez	La turbiedad en el agua es causada por suspensión de materia como sedimentos, arenas, materia orgánica e inorgánica, y microorganismos. Su propiedad se basa en la óptica que causa la luz al ser dispersada y absorbida en un flujo. A mayor turbiedad, mayor dispersión de la luz. El tamaño, forma e índice de las partículas afecta las propiedades de dispersión de la luz de la suspensión y esto es difícil de relacionar
Alcalinidad	La alcalinidad en el agua pretende equilibrar los ácidos, sumando las bases; el dato medido puede variar con respecto al pH

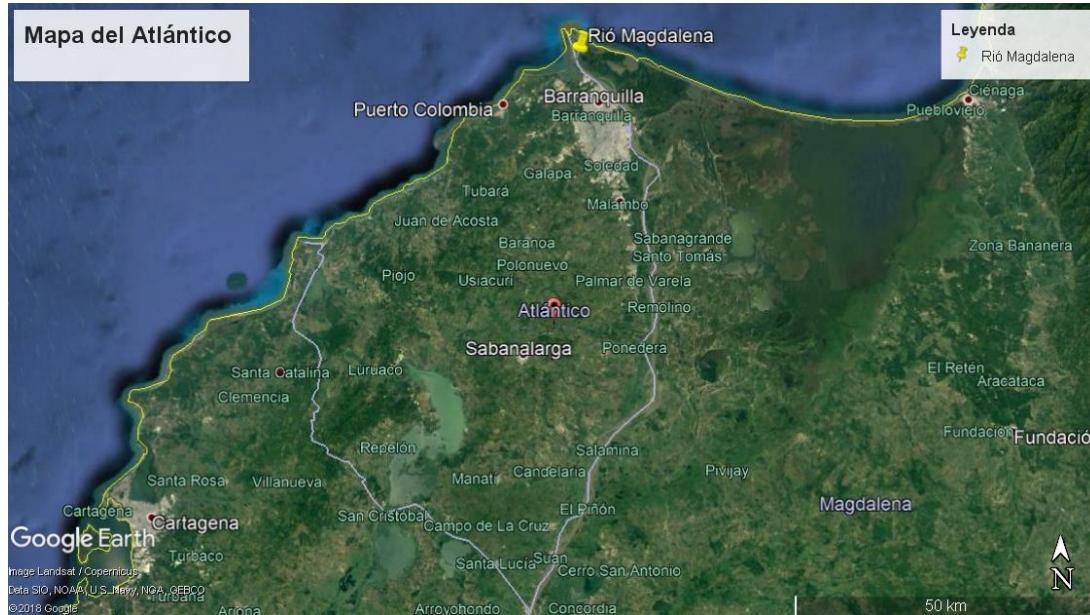
Sólidos suspendidos totales	Las aguas superficiales contienen distintos tipos de sólidos: suspendidos, disueltos y sedimentables; globalmente causan diferentes problemas de color, olor, sabor y salud, a menos que sean extraídos mediante métodos químicos y físicos
-----------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

## Caracterización del río Magdalena

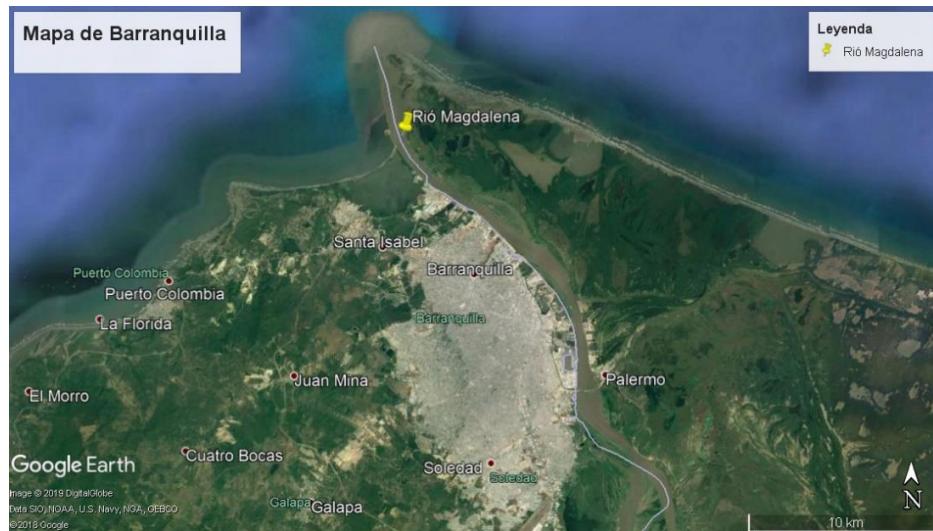
El río Magdalena es un complejo sistema de agua con movimiento natural, constituido a partir de las variaciones climáticas y las distintas formaciones geológicas. Por medio de numerosas transformaciones hidrológicas, geomorfológicas y edáficas se ha generado una gran variedad de ecosistemas que se interrelacionan en el tiempo y en el espacio, principalmente por el agua que transcurre desde su nacimiento hasta la desembocadura. Gracias a su profundidad, el río Magdalena es reconocido como una macrounidad territorial. Comprende 24% del territorio del país; 77% de los colombianos viven en las zonas aledañas al río y en la que se desarrollan las principales actividades de la economía (Vilardy, 2015). Es navegable desde Honda hasta su boca en el Mar Caribe, y su principal afluente es el río Cauca; produce cerca del 85% del

producto interno bruto nacional (PIB). El río Magdalena es considerado el más importante de Colombia, aunque no es el más largo (Martínez & Pinilla, 2017). Una de las ciudades cercanas al río es Barranquilla, la capital del Departamento del Atlántico en Colombia.

La ciudad de Barranquilla, Colombia, se localiza en las coordenadas 10° 59' 16" de latitud, al norte del ecuador, y en longitud a 74° 47' 20" al oeste del meridiano de Greenwich, tomando como referencia la Plaza de la Paz. Como se observa en la Figura 1 y Figura 2, la ciudad se encuentra cerca del río Magdalena, por lo que se toma como punto de referencia en este escrito y tal como se describe en Angulo (2017), tiene una ubicación privilegiada para emplear diversos estudios socioeconómicos.



**Figura 1.** Departamento del Atlántico (Google Maps, s.f., a).



**Figura 2.** Ciudad de Barranquilla (Google Maps, s.f., b).

El río Magdalena posee las siguientes características: tiene una longitud de 1.528 km, con un caudal de  $7\ 095\ m^3/s^{-1}$ . La lámina de agua tiene una pendiente entre  $1.2 \times 10^{-5}$  y  $6.3 \times 10^{-5}$ . El ancho del río varía entre 500 a 750 m, y alcanza una profundidad de 9 metros en promedio. La velocidad del río maneja rangos entre 0.26 a 2.16  $m^3/s^{-1}$  (Torres, Ramírez-León, Rodríguez, Tejera, & Vásquez, 2015). La Figura 3 muestra una imagen del río Magdalena.



**Figura 3.** Imagen del río Magdalena, tomada el 20-04-2019  
(Barranquilla, Colombia).

El gobierno nacional pretende obtener beneficios económicos para todos los sectores del país, por lo que ha concedido iniciar obras de carácter logístico para que se permita la entrada y salida de mercancía, evitando los problemas de dragado, como se evidencia en la Figura 4. Lo anterior generará dinamismo en el sector, impulsando la creación de nuevos proyectos.



**Figura 4.** Imagen del puente Pumarejo, tomada el 20-04-2019  
(Barranquilla, Colombia).

## Tecnologías de telemetría

Una parte de los estudios tratados en esta revisión utilizan muestras de los ríos o cuerpos de agua, y luego tratan estas muestras en laboratorios especializados. Parte de los parámetros de medición no necesitan traslado hacia los laboratorios; es en este punto donde son útiles los sistemas de telemetría, pues pueden basarse en diversas tecnologías de

telecomunicaciones, y los más importantes lo hacen en sistemas de radares y redes de sensores inalámbricas (WSN). En este apartado se describirán cómo están conformadas las WSN y las ventajas que ofrecen a partir de la revisión de la literatura.

Una red de sensores se conforma por sensores, nodos sensores, nodo Gateway, estación base e infraestructura de la red inalámbrica establecida para la comunicación entre los componentes (Mahmoud, 2013). Cada uno cumple con una función específica. A partir de esta lectura, es posible conocer algunos sin profundizar en conceptos técnicos.

Una red de sensores realiza lecturas de distintos tipos de sensores que permiten monitorear diversos tipos de parámetros. En el estudio, Pant, Verma y Dhuliya (2017) relacionan una muestra de diferentes sensores y su parámetro de medida. En la Tabla 2 se muestra el resumen.

**Tabla 2.** Sensores utilizados en telemetría (Pant *et al.*, 2017)

Parámetro	Sensor	Medida instrumental
Temperatura	Detector de temperatura resistivo (RTD), termocupla y termistor	Resistencia, voltaje
Turbidez, intensidad lumínica o señal óptica	Fotodiodo, fototransistor, sensor infrarrojo, CCD sensor	Corriente
Flujo de agua	Transductores, sensor de efecto Hall	Voltaje, corriente
Flujo de aire	Anemómetro	Voltaje, corriente

Posición	Ultrasonido, GPS, infrarrojo, inclinómetro	Voltaje, corriente
Movimiento/aceleración/vibración	Acelerómetro/giroscopio/sensor fotoeléctrico	Capacitancia, voltaje, corriente
Fuerza/presión	Galga extensiométrica, piezoelectrónico de cristal, piezómetro, barómetro, diafragma capacitivo, celdas piezo-resistivas, entre otros	Resistencia, voltaje, corriente
Humedad	Sensor de humedad dieléctrica; en algunos casos, este sensor está integrado con el sensor de temperatura	Voltaje, corriente
Acústico	Resonador piezoelectrónico, micrófono	Voltaje, corriente
Radiación	Detector de ionización, contadores de Geiger-Mueller	Voltaje, corriente
Químico	Sensor de pH, sensores electroquímicos, sensores de gas infrarrojo	Voltaje, corriente

Una de las ventajas de utilizar la WSN es conocer el estado de algún parámetro o variable de manera remota, para poder tomar acciones rápidas; por ejemplo, activar alguna alerta de inundación. En un estudio de Singh, Gusain, Mishra, Gupta y Das (2018), utilizaron sensores de temperatura en distintos puntos del río Basin, en India, para analizar

posibles riesgos de inundación por el deshielo de la nieve en las montañas; otra investigación sobre el río Basin (Zhou *et al.*, 2018), estudió la reducción en tiempo real de las aguas subterráneas de esta cuenca. Khan, Alam, Shahid y Suud (2017) también utilizaron las WSN para prevenir inundaciones y enviar alertas sobre formación huracanes.

Uno de los sectores industriales que está alcanzando un gran auge de las WSN es la acuicultura. Shetty, Pai y Pai (2018) usaron la estructura de una WSN para recopilar información de parámetros del agua que influyen sobre la actividad económica, específicamente al cultivo de algunas especies de plantas y animales de agua cálida. Una aplicación posterior pensada para este trabajo fue extender la aplicación de Internet de las cosas (IoT, por sus siglas en inglés), para mejorar la comodidad del usuario y potenciar las ventajas del monitoreo de los dispositivos. Otra investigación donde se integra WSN con IoT es en la de Alahi, Pereira-Ishak, Mukhopadhyay y Burkitt (2018), que monitorea la concentración de nitratos en el agua en tiempo real.

La mayoría de estas redes utiliza el enfoque y los protocolos de comunicaciones adoptados en Zigbee, como se menciona en Viswanathan, Sai Shibu, Rao y Ramesh (2017); Guaman, Astudillo-Salinas, Vazquez-Rodas, Minchala y Placencia (2018); Samijayani, Sulisty, Wulansari, Mujadin y Rahmatia (2018), y se pueden utilizar en conjunto con otros protocolos, como los adoptados para redes de baja potencia y área amplia (LoRa, por sus siglas en inglés), muy útiles para el uso del IoT.

En el trabajo de Shen, Sun, Dang, Zou y Wang (2018) se utiliza la WSN como instrumento para el desarrollo de un algoritmo que permite mejorar la vigilancia de niveles de contaminación en ríos y distintos cuerpos de agua.

## Sistema de telemetría

Teniendo en cuenta los estudios descritos en los apartados anteriores, en esta sección se describe una propuesta inicial de los dispositivos que pueden ser utilizados en un sistema de telemetría. Cabe destacar que se tomaron en cuenta las características del río Magdalena ya descritas para elaborar las siguientes métricas:

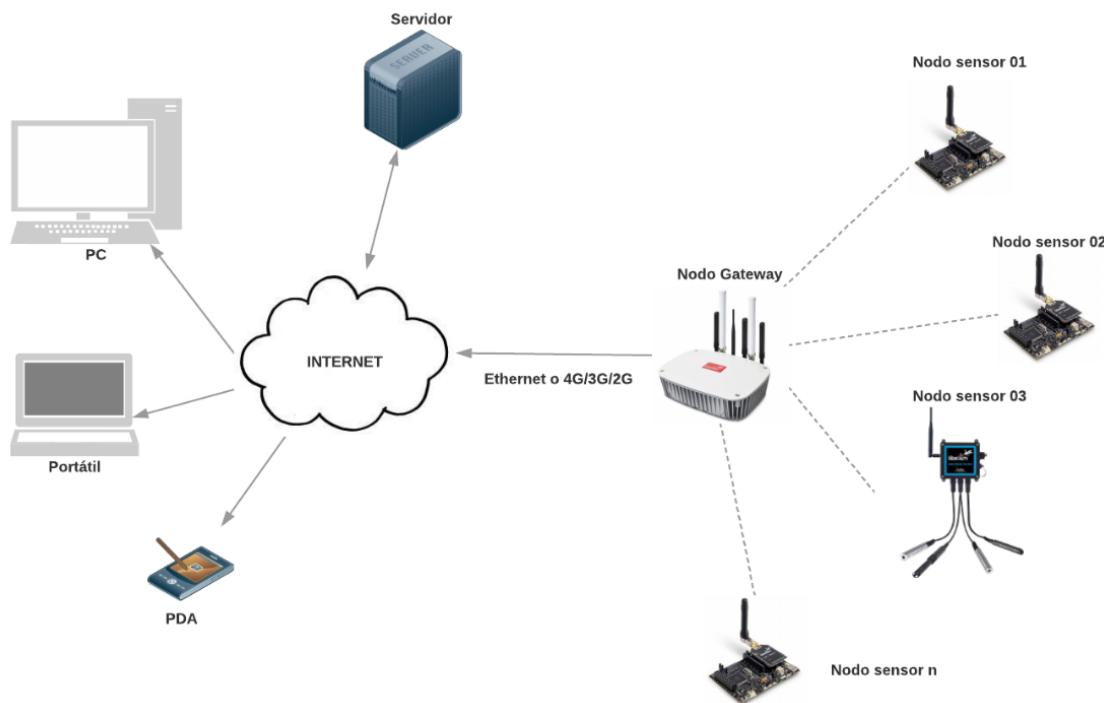
- **Costo:** la propuesta del sistema WSN reduce costos en comparación con el uso de los equipos en un laboratorio debido al costo que implica el traslado de muestras, mantenimiento y mano de obra en técnicos para el análisis en los laboratorios. Por otro lado, los sistemas de telemetría de WSN son conocidos en el campo de investigación como sistemas de bajo costo (Jin, Ma, Lv, Lou, & Wei, 2010; Kamble & Vatti, 2015), en

comparación con el costo asociado con el uso de radares meteorológicos ubicados en estaciones meteorológicas gubernamentales.

- Conectividad: el tipo de tecnología de comunicaciones es relevante para saber qué equipos se pueden interconectar al sistema; en otros términos, la frecuencia de operación de los dispositivos.
- Alcance de transmisión: teniendo en cuenta las dimensiones del río, es de vital importancia cubrir la distancia mínima del ancho de éste (500 m).
- Suministro de energía eléctrica: se requiere una fuente de alimentación independiente de la red eléctrica por la ubicación en el río; por ende, es indispensable el uso de paneles solares para tener mayor tiempo de autonomía.
- Escalabilidad: las WSN permiten interconectar gran cantidad de sensores y nodos sensores en cada uno de estos nodos, esto es de gran importancia al momento de expandir la red a más puntos de medición.
- Topología: inicialmente, la WSN puede interconectarse en una red tipo *estrella* o *árbol* en caso de que se requiera extender los puntos de medición, es decir, agregar más nodos sensores lejanos del nodo Gateway.

La Figura 5 es un ejemplo de arquitectura de red del sistema de telemetría, que consiste en una red tipo *estrella* entre el nodo Gateway y los nodos sensor; no obstante, como se mencionó en la métrica de topología, para cubrir mayor extensión, si se desea, es necesario interconectar nodos sensores en una topología de *árbol*. Por otro lado, el dispositivo Gateway permite opciones de comunicación con el acceso a

Internet mediante cableado (*ethernet*) o con el uso de alguna red de telefonía celular 4G, 3G o 2G.



**Figura 5.** Arquitectura de red del sistema de telemetría. (Fuente: elaboración propia).

La Tabla 3 describe algunas opciones que ofrecen distintos fabricantes.

**Tabla 3.** Nodos sensores de algunos fabricantes.

Fabricante	Dispositivo	Parámetros	Frecuencia de operación	Alcance máximo	Suministro de energía	Autonomía máxima
CSIRO ICT Center	Fleck3	Temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, pH, turbidez, alcalinidad y SS, entre otros	2.4 GHz, 915 MHz	1 500 m	Baterías y paneles solares	-
Crossbow (MEMSIC en la actualidad)	eKo	Temperatura y humedad del suelo, temperatura y humedad relativa del ambiente, radiación solar, precipitación, presión barométrica, velocidad y dirección del viento	2.4 GHz	De 150 a 3 200 m	Baterías y paneles solares	Cinco años, tres meses sin sol
Libelium	Wasp mote Smart Water	Temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, pH, turbidez,	2.4 GHz, 868/900 MHz	7-24 40 km	Baterías y paneles solares	Un año

		alcalinidad y sólidos suspendidos, entre otros				
--	--	------------------------------------------------	--	--	--	--

Dentro de las opciones, la más completa hasta el momento es la solución de Libelium debido a que puede hacer uso de otros sensores en caso de necesitar cambiar el enfoque de la aplicación. Este fabricante ofrece soluciones integrales para la agricultura, salud, domótica, calidad de aire, logística y otras concernientes a la industria. Para el caso de este estudio, el dispositivo Waspmove Smart Water de Libelium permite medir los parámetros seleccionados mediante los sensores presentados (Tabla 4).

**Tabla 4.** Sensores para medición de calidad de agua.

Nombre del sensor	Parámetros	Unidad	Rango	Resolución	Exactitud
Aqualabo OPTOD	Temperatura	Grados Celsius	De 0.00 a + 50.00 °C	0.01 °C	± 0.5 °C
		% saturación	De 0.0 a 200.0 % SAT	0.1	± 1 %
		mg/l	De 0.00 a 20.00 mg/l	0.01	± 0.1 mg/L
		ppm	De 0.00 a 20.00 ppm	0.01	± 0.1 ppm

	Temperatura	Grados Celsius	De 0.00 a + 50.00 °C	0.01 °C	± 0.5 °C
Aqualabo C4E	Conductividad	µS/cm	Cuatro rangos a elegir (o automático): 0-200.0 µS/cm 0-2 000 µS/cm 0.00-20.00 mS/cm 0.0-200.0 mS/cm Automático	0.01 a 1 Según el rango	± 1% Rango completo
	Salinidad	PPT = g/kg	De 5 a 60 g/kg	0.01 a 1 Según el rango	± 1% Rango completo
	Temperatura	Grados Celsius	De 0.00 a + 50.00 °C	0.01 °C	± 0.5 °C
Aqualabo NTU	Nefelométrico turbiedad	NTU	De 0 a 4 000 NTU Cuatro rangos para elegir Parámetros 1 y 2 (o automático): - Rango 1: 0/50 NTU (FNU) - Rango 2: 0/200 NTU (FNU) - Rango 3: 0/1000 NTU	0,01 a 1 NTU - mg/L	± < 5% lleno distancia Rango 1: ± 2.5 NTU Rango 2: ± 10NTU Rango 3: ± 50 NTU Rango 4:

			(FNU) - Rango 4: 0/4000  NTU  (FNU) -Automático		FNU ± 200 NTU
	FNU (1 FNU = 1 NTU)		Mismos rangos que el parámetro anterior		
	SS (sólidos suspendidos)	mg/L	De 0 a 4 500 mg/l		
Aqualabo PHEHT	Temperatura	Grados Celsius	De 0.00 a + 50.00 °C	0.01 °C	± 0.5 °C
	pH	pH	De 0.00 a 14.00 pH	0.01 pH	± 0.1 pH
	pH	mV	-	-	-

El uso de estos sensores permite abarcar las mediciones necesarias de parámetros de calidad de agua descritos en apartados anteriores. Cada nodo sensor conecta tres sondas (sensores); por ende, si es necesario el uso de los cuatro en un mismo punto, se debe colocar un nodo sensor adicional.

## Conclusiones

Es un hecho que el uso de la telemetría como herramienta de obtención de parámetros de calidad de agua en tiempo real está empezando a desafiar la forma de realizar este tipo de mediciones en ríos.

La importancia de la telemetría para el monitoreo de los parámetros de calidad de agua propiciará una regulación en el uso actual o futuro del recurso hídrico, garantizando un control y cumplimiento con las legislaciones o políticas nacionales e internacionales.

De igual manera, la telemetría contribuirá a que se mantenga actualizada la información de carácter físico y biótico del agua, permitiendo así evaluar la magnitud de los cambios que resulten en el entorno, en tiempos adecuados para tomar acciones pertinentes.

A través de una revisión de la literatura científica se pudieron determinar tecnologías para la medición de los principales parámetros físico-químicos de agua en ríos que, en conjunto con parámetros de interés para la calidad de agua definidos por la normatividad colombiana, permitieron determinar una propuesta de arquitectura para un sistema de telemetría para el río Magdalena en Barranquilla, Colombia, en que además se propone un listado potencial de nodos sensores basado en

criterios de conectividad, alcance de transmisión, suministro de energía eléctrica, escalabilidad, topología.

El análisis de la literatura permitió identificar el uso de sensores remotos como una de las principales tecnologías de telemetría, con ésta se identificaron los diferentes sensores utilizados, el sistema de procesamiento de la información y arquitectura de red de los sensores usados en casos de telemetría para calidad de agua en ríos. La solución tecnológica presentada por el fabricante Libelium ofrece las prestaciones necesarias en cuanto a escalabilidad del sistema y compatibilidad con los sensores mencionados en este escrito.

A partir de los resultados del presente estudio, se espera iniciar el despliegue de proyectos de implementación o desarrollo de prototipos de telemetría para la medición de parámetros de calidad de agua sobre el río Magdalena o cualquier otro que se relacione con sus características.

Cabe señalar la importancia de trabajos futuros que comparen los diferentes sistemas de telemetría ofrecidos por los fabricantes para la medición de parámetros de calidad de agua con respecto a la fiabilidad del sistema y confiabilidad de los datos corriendo experimentos y pruebas reales. La ejecución de estas pruebas de rendimiento será preponderante para identificar factores e indicadores del prototipo de medición, proyectando a *posteriori* el despliegue de un sistema de telemetría para la medición de calidad de agua en ríos.

## Agradecimientos

Los autores desean expresar sus agradecimientos a Elías González Vallejo por la toma de las fotos aéreas para el presente trabajo: río Magdalena (Figura 3) y Puente Pumarejo (Figura 4).

## Referencias

- Aguirre, S. E., Piraneque, N. V., & Cruz, R. K. (2018). Sustancias naturales: alternativa para el tratamiento de agua del río Magdalena en Palermo, Colombia. *Información Tecnológica*, 29(3), 59-70. Recuperado de <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000300059>
- Al-Omari, A., Al-Houri, Z., & Al-Weshah, R. (2013). Impact of the as samra wastewater treatment plant upgrade on the water quality (COD, electrical conductivity, TP, TN) of the Zarqa River. *Water Science and Technology*, 67(7), 1455-1464. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/wst.2013.686>
- Alahi, E. E., Pereira-Ishak, N., Mukhopadhyay, S., & Burkitt, L. (2018). An Internet-of-things enabled smart sensing system for nitrate monitoring. *IEEE Internet of Things Journal*, 5(6), 4662. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/JIOT.2018.2809669>
- Alves, R. I. S., Sampaio, C. F., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J. L., & Segura-Muñoz, S. I. (2014). Metal concentrations in surface water and sediments from Pardo River, Brazil: Human health risks. *Environmental Research*, 133, 149-155. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.05.012>

Angulo, J. (2017). Barranquilla's water distribution system: A first detailed description. *Procedia Engineering*, 186(5), 12-19. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.202>

Ardila-León, J. F., & Quintero-Delgado, Ó. Y. (2013). Aplicación de la teledetección y los sistemas de información geográfica en la interpretación de zonas inundables. Caso de estudio: río Soapaga, sector Paz de Río, Boyacá. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 23(2), 55. Recuperado de <https://doi.org/10.18359/rcin.223>

Barreto, M., Barrera, R., & Benavides, J. (1999). *Una aplicación de sensores remotos y SIG como contribución al manejo integrado de zonas costeras*. Punta Rada-Tolú, Colombia: Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica (CIAF).

Beatty, S. J., Tweedley, J. R., Cottingham, A., Ryan, T., Williams, J., Lynch, K., & Morgan, D. L. (2018). Entrapment of an estuarine fish associated with a coastal surge barrier can increase the risk of mass mortalities. *Ecological Engineering*, 122, 229-240. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.009>

Caicedo-Carrascal, F. (2008). *Asimilación de precipitación estimada por imágenes de satélite en modelos hidrológicos aglutinados y distribuidos, caso de estudio afluentes al embalse de Betania*. Huila, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana.

Cama-Pinto, A., Acosta-Coll, M., Piñeres-Espitia, G., Caicedo-Ortiz, J., Zamora-Musa, R., & Sepúlveda-Ojeda, J. (2016). Diseño de una red de sensores inalámbricos para la monitorización de inundaciones repentinas en la ciudad de Barranquilla, Colombia. *Ingeniare. Revista*

*Chilena de Ingeniería*, 24(4), 581-599. Recuperado de <https://doi.org/10.4067/s0718-33052016000400005>

Chen, J., & Lu, J. (2014). Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in East China. *Plos One*, 9(8), 1-12. Recuperado de <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102714>

Damanik-Ambarita, M., Boets, P., Nguyen-Thi, H. T, Eurie-Forio, M. A., Everaert, G., Lock, K., Musonge, P. L. S., Suhareva, N., Bennetsen, E., Gobeyn, S., Ho, T. L., Dominguez-Granda, L., & Goethals, P. L. M. (2018). Impact assessment of local land use on ecological water quality of the Guayas river basin (Ecuador). *Ecological Informatics*, 48(August), 226-237. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.08.009>

Ding, H., Li, R. R., Lin, H., & Wang, X. (2016). *Monitoring and evaluation on water quality of Hun River based on Landsat satellite data*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/PIERS.2016.7734699>

Forero-Bernal, C. A., Zabala-Parra, P. A., & Boada-Rodríguez, A. (2017). Análisis espacio-temporal de la incidencia antrópica en la cuenca del río Cauca, en el departamento del Valle. *Perspectiva Geográfica*, 22(1), 127-146. Recuperado de <https://doi.org/10.19053/01233769.5861>

Georgieva, S., Gartsianova, K., Ivanova, V., & Vladimirova, L. (2018). Assessment of physical-chemical characteristics of surface water from key sites of the Mesta River: State and environmental implications. *Euroinvent ICIR 2018*, 374. Recuperado de

<https://doi.org/10.1088/1757-899X/374/1/012093>

Gómez, D. J. L., & Dalence, M. S. J. (2014). Determinación del parámetro sólidos suspendidos totales (SST) mediante imágenes de sensores ópticos en un tramo de la cuenca media del río Bogotá. *Revista UD y La Geomática*, (9), 19-27. Recuperado de <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.udgeo.2014.9.a02> y <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/UDGeo/article/view/7943/10942>

Google Maps. (s.f., a). *Mapa de Barranquilla*. Recuperado de <https://earth.google.com/web/@10.98381195,-74.81801753,104.21639152a,22832.34162584d,35y,0h,0t,0r>

Google Maps. (s.f., b). *Mapa del Departamento de Atlántico*. Recuperado de <https://earth.google.com/web/@10.98381195,-74.81801753,104.21639152a,22832.34162584d,35y,0h,0t,0r>

Guaman, J., Astudillo-Salinas, F., Vázquez-Rodas, A., Minchala, L. I., & Placencia, S. (2018). *Water level monitoring system based on LoPy4 microcontroller with LoRa technology*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/INTERCON.2018.8526436>

Hatami, R. (2018). Development of a protocol for environmental impact studies using causal modelling. *Water Research*, 138, 206-223. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.034>

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2014). *Análisis físico químicos de aguas-métodos de análisis*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios

Ambientales.

- Jin, N., Ma, R., Lv, Y., Lou, X., & Wei, Q. (2010). *A novel design of water environment monitoring system based on WSN*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/ICCDA.2010.5541305>
- Kamble, P. R., & Vatti, R. A. (2015). *Structural health monitoring of river bridges using wireless sensor*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/PERVASIVE.2015.7086979>
- Khan, T. A., Alam, M., Shahid, Z., & Suud, M. M. (2017). *Prior investigation for flash floods and hurricanes, concise capsulization of hydrological technologies and instrumentation: A survey*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/ICETSS.2017.8324170>
- Kraus, R. T., Secor, D. H., & Wingate, R. L. (2015). Testing the thermal-niche oxygen-squeeze hypothesis for estuarine striped bass. *Environmental Biology of Fishes*, 98(10), 2083-2092. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0431-3>
- Liu, L., Chen, L., Gao, P., & Chen, G. (2011). *Study on water quality assessment of urban river*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/CDCIEM.2011.522>
- Ma, J., Meng, F., Zhou, Y., Wang, Y., & Shi, P. (2018). *Intelligent water pollution source identification and localization in wireless sensor networks*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/IMCEC.2018.8469723>
- Mahmoud, K. H. (2013). *Data collection and processing from distributed system of wireless sensors* (tesis de maestría). Masaryk University, Faculty of Informatics, Brno, Chequia.

- Martínez, I., & Pinilla, G. (2017). Índice de estado limnológico fluvial para los ríos de la cuenca alta del río Chicamocha, Boyacá-Colombia. *Revista Luna Azul*, 46(46), 125-144. Recuperado de <https://doi.org/10.17151/luz.2018.46.8> y <https://www.redalyc.org/jatsRepo/3217/321759619008/html/index.html>
- Mustapha, A., Aris, A. Z., Juahir, H., Ramlji, M. F., & Kura, N. U. (2013). River water quality assessment using environmental techniques: Case study of Jakara River Basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5630-5644. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1542-z>
- Naddeo, V., Scannapieco, D., Zarra, T., & Belgiorno, V. (2013). River water quality assessment: Implementation of non-parametric tests for sampling frequency optimization. *Land Use Policy*, 30(1), 197-205. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.03.013>
- Oviedo-Machado, N., & Reinoso-Flórez, G. (2018). Aspectos ecológicos de larvas de *Chironomidae* (Diptera) del río Opia (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*, 44(1), 101. Recuperado de <https://doi.org/10.25100/socolen.v44i1.6546>
- Panda, U., Sundaray, S., Rath, P., Nayak, B., & Bhatta, D. (2006). Application of factor and cluster analysis for characterization of river and estuarine water systems. A case study: Mahanadi River (India). *Journal of Hydrology*, 331(3-4), 434-445. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.029>

- Pant, D., Verma, S., & Dhuliya, P. (2017). *A study on disaster detection and management using WSN in Himalayan region of Uttarakhand.* Recuperado de <https://doi.org/10.1109/ICACCAF.2017.8344703>
- Pérez, J. I., Nardini, G. A., & Galindo, A. A. (2018). Comparative analysis of water quality indices applied to the Ranchería River, La Guajira-Colombia. *Información Tecnológica*, 29(3), 47-58. Recuperado de <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000300047>
- Prafanto, A., & Budiman, E. (2018). A WaterLevel Detection: IoT Platform Based on Wireless Sensor Network. *Proceedings - 2nd East Indonesia Conference on Computer and Information Technology: Internet of Things for Industry, EIConCIT 2018*, 46–49. <https://doi.org/10.1109/EIConCIT.2018.8878559>
- Raimondi, F. M., Trapanese, M., Franzitta, V., & Viola, A. (2015). *A innovative monitoring underwaterbuoy systems (MUnBuS) for marine and rivers installation with IR-Cam, instrumental telemetry and acoustic data acquisition Capability.* Recuperado de <https://doi.org/10.1109/OCEANS-Genova.2015.7271600>
- Ramírez-Cerpa, E., Acosta-Coll, M., & Vélez-Zapata, J. (2017). Análisis de condiciones climatológicas de precipitaciones de corto plazo en zonas urbanas: caso de estudio Barranquilla, Colombia. *Idesia (Arica)*, 35(2). Recuperado de <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292017005000023>
- Restrepo, J. C., Schrottke, K., Traini, C., Ortíz, J. C., Orejarena, A., Otero, L., & Mariaga, L. (2015). Sediment transport and geomorphological

change in a high-discharge tropical delta (Magdalena River, Colombia): Insights from a period of intense change and human intervention (1990-2010). *Journal of Coastal Research*, 319, 575-589. Recuperado de <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-14-00263.1>

Samijayani, O. N., Sulistya, F. G., Wulansari, M. T., Mujadin, A., & Rahmatia, S. (2018). *Wireless sensor network for pH and turbidity of river water monitoring.* Recuperado de <https://doi.org/10.1063/1.5080038>

Sánchez-Comas, A., Neira, D., & Cabello, J. J. (2016). Marcos aplicados a la gestión de calidad. Una revisión sistemática de la literatura. *Espacios*, 37(9), 17.

Sfikas, A., Angelidis, P., & Petridis, D. (2015). A statistical approach for identification of potential pollution incidents due to lignite mining activity in a surface water stream. *Desalination and Water Treatment*, 57(40), 18606-18618. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1100559>

Shen, S., Sun, L., Dang, Y., Zou, Z., & Wang, R. (2018). Node localization based on improved PSO and mobile nodes for environmental monitoring WSNs. *International Journal of Wireless Information Networks*, 25(4), 470-479. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10776-018-0414-3>

Shetty, S., Pai, R. M., & Pai, M. M. M. (2018). Design and implementation of aquaculture resource planning using underwater sensor wireless network. *Cogent Engineering*, 5(1), 1-23. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/23311916.2018.1542576>

- Singh, D. K., Gusain, H. S., Mishra, V., Gupta, N., & Das, R. K. (2018). Automated mapping of snow/ice surface temperature using Landsat-8 data in Beas River Basin, India, and validation with wireless sensor network data. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(6). Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3497-3>
- Tavakoly, S. S. B., Monazami, G., Rezayi, M., Tajfard, M., & Borgheiour, H. (2018). Application of water quality indices for evaluating water quality and anthropogenic impact assessment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 3001-3012. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1894-5>
- Tétard, S., Feunteun, E., Bultel, E., Gadais, R., Bégout, M. L., Trancart, T., & Lasne, E. (2016). Poor oxic conditions in a large estuary reduce connectivity from marine to freshwater habitats of a diadromous fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 216-226. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.010>
- Torres, B. F., Ramírez-León, H., Rodríguez, C. C., Tejera, G. M. P., & Vásquez, J. M. C (2015). Validación de un modelo hidrodinámico y calidad del agua para el río Magdalena, en el tramo adyacente a Barranquilla, Colombia. *Hidrobiológica*, 25(1), 7-23. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1750-2659.2010.00186.x>
- Turnure, J. T., Grothues, T. M., & Able, K. W. (2014). Seasonal residency of adult weakfish (*Cynoscion regalis*) in a small temperate estuary based on acoustic telemetry: A local perspective of a coast wide phenomenon. *Environmental Biology of Fishes*, 98(5), 1207-1221. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0353-5>

Velásquez-Villada, C., & Donoso, Y. (2016). Delay/disruption tolerant network-based message forwarding for a river pollution monitoring wireless sensor network application. *Sensors*, 16(4), 436. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/s16040436>

Vilardy, S. P. (2015). Dinámicas complejas del río Magdalena: necesidad de un marco integral de gestión de la resiliencia ante el cambio climático. En: Becerra, R. M. (ed.). *¿Para dónde va el Río Magdalena? Riesgos sociales, ambientales y económicos del proyecto de navegabilidad* (pp. 1-15). Bogotá, Colombia: Friedrich-Ebert-Stiftung en Colombia (Fescol).

Viswanathan, A., Sai Shibu, N. B., Rao, S. N., & Ramesh, M. V. (2017). *Security challenges in the integration of IoT with WSN for smart grid applications.* Recuperado de <https://doi.org/10.1109/ICCIC.2017.8524233>

Zhou, Q., Chen, C., Zhang, G., Chen, H., Chen, D., Yan, Y., Shen, J., & Zhou, R. (2018). Real-time management of groundwater resources based on wireless sensors networks. *Journal of Sensor and Actuator Networks*, 7(1), 4. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/jsan7010004>

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-09

Notas

**Modelo hidrológico distribuido con imágenes GPM-  
IMERG en la cuenca del río Huaynamota, Nayarit,  
México**

**Distributed hydrologic model using GPM-IMERG images  
in the Huaynamota River Watershed, Nayarit, México**

José Alberto Espinosa-López<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0392-6004>

Laura Alicia Ibáñez-Castillo<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9287-655X>

Ramón Arteaga-Ramírez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9459-3588>

José Mauricio Galeana-Pizaña<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3623-6851>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México,  
[alberto.espinosa.74@gmail.com](mailto:alberto.espinosa.74@gmail.com)

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México, [libacas@gmail.com](mailto:libacas@gmail.com)

<sup>3</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México,  
[arteagar@correo.chapingo.mx](mailto:arteagar@correo.chapingo.mx)

<sup>4</sup>Centro de Investigación en Geografía y Geomática “Ing. Jorge L. Tamayo”, Centro de Investigación en Ciencias de Información Espacial A. C. del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Ciudad de México, México, geomauricio23@gmail.com

Autora para correspondencia: Laura Alicia Ibáñez-Castillo,  
[libacas@gmail.com](mailto:libacas@gmail.com)

## Resumen

En México es necesaria la explotación y el control de los recursos hídricos, ya sea para cubrir las diversas carestías o para protegerse del daño causado por eventos extremos. Esta investigación tuvo como objetivo modelar y calibrar los hidrogramas de una cuenca, calculados con datos de lluvia y medidos con imágenes de satélite *GPM-IMERG* en la cuenca del río Huaynamota, México, así como comparar los resultados con un modelo hidrológico alimentado con datos de lluvia de estaciones meteorológicas automáticas. Esta investigación se realizó en un tributario de la cuenca del río Huaynamota, el cual es parte de la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago. La cuenca se ubica en los estados de Zacatecas, Durango, Jalisco y Nayarit. Para el análisis de los hidrogramas a la salida de la cuenca se evaluaron eventos de lluvia máximos ocurridos en los períodos del 21 al 26 de julio de 2016, del 14 al 24 de agosto de 2017, y del 1° al 16 de septiembre de 2017. El modelo se desarrolló en *HEC-HMS*, con base en métodos como el

número de curva de escurrimiento y el hidrograma unitario de Clark. La comparación de los hidrogramas medidos y aparentados mostró un buen ajuste de lo simulado con la realidad. En la mayoría de los eventos modelados, el coeficiente de Nash-Sutcliffe fue mayor a 0.5, que se considera aceptable. Se concluyó que la modelación hidrológica a partir de imágenes de satélites meteorológicos es una buena opción para su implementación en regiones donde se carece de datos de lluvia horaria medida con instrumentos en tierra.

**Palabras clave:** imagen de satélite para lluvia *GPM-IMERG*, hidrograma unitario de Clark, modelo distribuido, modelo agregado.

## Abstract

In Mexico, it is necessary to exploit water resources to cover different needs and to control them to prevent damage caused by extreme events. The objective of this study was to model and calibrate hydrographs calculated with rainfall data measured with GPM-IMERG satellite images in the Huaynamota River Watershed and compare the results with a hydrological model fed rainfall data from automated meteorological stations. The research was conducted in a tributary of the Huaynamota River, which is part of the Lerma-Chapala-Santiago hydrological region. The watershed is located in the states of Zacatecas, Durango, Jalisco and Nayarit. For analysis of the hydrographs at the basin outlet, maximum rainfall events occurring in the periods July 21 to 26, 2016, August 14 to 24, 2017, and September 1 to 16, 2017, were evaluated. The model was developed in HEC-HMS, using methods such

as the runoff curve number and the Clark unit hydrograph. Comparison of the measured and simulated hydrographs showed good fit of the simulation with reality. In most of the modeled events, the Nash-Sutcliffe coefficient was above 0.5, which is considered acceptable. We concluded that hydrological modeling using satellite meteorological images is a good option that can be implemented in regions where hourly rainfall data gauged with land instruments are not available.

**Keywords:** Rainfall GPM-IMERG satellite images, Clark unit hydrograph, distributed model, lumped model.

Recibido: 07/02/2019

Aceptado: 02/12/2019

## Introducción

La comprensión del comportamiento físico de las tormentas es de gran importancia para la solución a diversos problemas asociados con la precipitación, como inundaciones, predicción del clima, agricultura, física de las nubes, etcétera (Ioannidou, Kalogiros, & Stavrakis, 2016). La

escasez de datos de lluvia horaria es un problema que enfrentan los hidrólogos en la modelación de cuencas con fines de pronóstico. La confianza de los resultados de la modelación depende en gran medida de la disponibilidad de la información meteorológica e hidrométrica para calibrar y validar un modelo hidrológico (Magaña-Hernández, Ba, & Guerra-Cobián, 2013). Además, si los datos requeridos son horarios y se tienen exigencias en cuanto a su distribución espacial, la complejidad de tenerlos crece, porque requiere una capacidad de datos temporal y espacial.

Méndez-Antonio *et al.* (2013) señalan que tecnologías como el radar y satélites meteorológicos tienen la capacidad para estimar la variabilidad espacial de la precipitación en tiempo real, lo cual es muy útil en modelaciones hidrológicas. Con el apoyo de aplicaciones SIG (Sistema de Información Geográfica) es posible generar información con poca variabilidad temporal al momento del evento.

Con los avances en los sistemas computacionales y el lanzamiento de diferentes misiones espaciales, se ha desarrollado una gran variedad de productos, cuya finalidad es monitorear los cambios físicos en la atmósfera y superficie terrestre; esto ha permitido un desarrollo importante en diferentes áreas de la teledetección (Olivera & Maidment, 1999).

Los datos de precipitación provenientes de imágenes de satélite están uniformemente distribuidos en el espacio, lo que las convierte en una alternativa para la modelación hidrológica (Zubieta, Getirana, Espinoza, Lavado-Casimiro, & Aragon, 2017).

Estos productos reducen las limitaciones en la adquisición y disposición de datos, haciendo posible la implementación de modelos distribuidos, los cuales consideran la variabilidad espacial de las características físicas de la cuenca y la precipitación, dividiendo la cuenca en microcuenca o celdas (Méndez-Antonio, Soto-Cortés, Rivera-Trejo, & Caetano, 2014).

De acuerdo con Méndez-Antonio *et al.* (2014), una de las ventajas de estos modelos es que permiten el análisis de distintos elementos que influyen en la respuesta hidrológica, como la vegetación y el uso de suelo, generando la posibilidad de obtener los caudales en diferentes puntos de la cuenca; ello es posible pues la variación espacial de la precipitación, infiltración, pérdidas y escurrimiento están explícitamente considerados, mientras que en los modelos agregados, tales variaciones son promediadas o ignoradas.

Algunas desventajas de los modelos agregados, según Vieux (2004), son las siguientes: a) derivar los parámetros a escala de subcuenca es complicado, pues el escurrimiento no está disponible en cada salida; b) la precisión del cálculo de caudales resulta afectada por el número de subcuenca; c) se ignoran o promedian las variaciones de las propiedades en las subcuenca.

El objetivo de este trabajo fue simular los caudales en la cuenca del río Huaynamota, México, mediante el método hidrograma unitario modificado de Clark (ModClark) integrado en *HEC-HMS*, alimentado con precipitación estimada a partir de imágenes del satélite *Global Precipitation Measurement GPM* (IMERG), así como calibrar y validar el

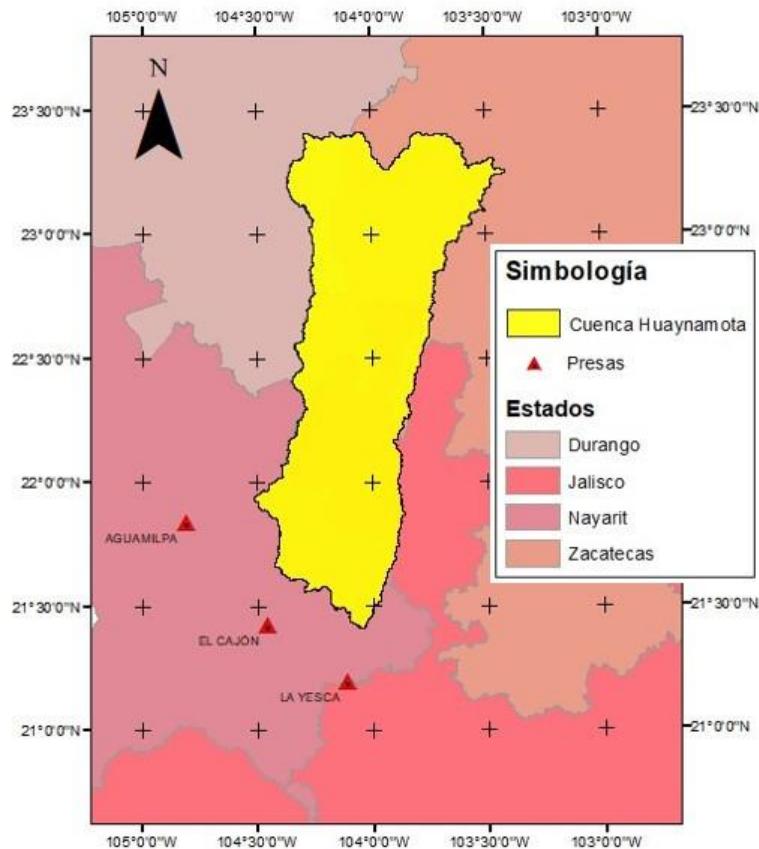
modelo. En la siguiente sección se presentarán explicaciones detalladas de las opciones de cálculo de *HEC-HMS*.

## Materiales y métodos

### Zona de estudio

La cuenca del río Huaynamota —hasta la estación hidrométrica Chapalagana— forma parte de la Región Hidrológica 12 Lerma-Chapala-Santiago, que abarca parte de los estados de Zacatecas, Durango, Nayarit y Jalisco. Se ubica entre las longitudes oeste  $104^{\circ} 35'$  y  $103^{\circ} 20'$ , y latitud norte  $23^{\circ} 25'$  y  $21^{\circ} 23'$ . La cuenca cubre una superficie de 12 080 km<sup>2</sup> hasta la estación de aforo Chapalagana (Figura 1). Este estudio se acota a la cuenca del río Atengo, también conocido como río Chapalagana, un tributario del río Huaynamota; el río Huaynamota tiene dos tributarios principales: los ríos Jesús María y Atengo. Aguas abajo, el río Huaynamota se une al río Santiago, hasta que este último desemboca en el océano Pacífico, en la población Santiago Ixquintla,

Nayarit. La cuenca fue delimitada con *HEC-GeoHMS 10.1* (en plataforma *ArcMap 10.3*), a partir del modelo digital de elevaciones (INEGI, 2017c), con resolución de 15 m; el rango de elevaciones va de 2 500 a 220 m. La pendiente media de la cuenca es de 28%; la pendiente del río es de 0.68%; tiene un tiempo de concentración de 38 horas. En promedio, llueven anualmente 600 mm, concentrándose la lluvia en los meses de julio a octubre. La cuenca aporta escurrimientos a la presa Aguamilpa, ubicada cerca de 29 km aguas abajo de la estación de aforo Chapalagana, que es la salida de la cuenca bajo estudio.



**Figura 1.** Ubicación de la cuenca del río Huaynamota hasta la estación Chapalagana.

## Fuentes de información

La adquisición de las imágenes *GPM* (IMERG) GIS está disponible de forma abierta en <https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/gpm>; estas imágenes tienen una resolución espacial de  $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ , con una temporalidad de 30 minutos (Huffman *et al.*, 2017).

Los datos hidrométricos de la estación Chapalagana y de precipitación de las EMAS (Tabla 1), ambos datos horarios, fueron obtenidos por la Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2018).

**Tabla 1.** Estaciones meteorológicas automáticas en la cuenca del río Huaynamota hasta la estación Chapalagana.

Administrador	Nombre	Longitud	Latitud
CFE	Florida	-103.6036°	22.6864°
CFE	Platanitos	-104.063°	22.5680°
CFE	Bolaños	-103.7833°	21.8250°

CFE	Jesús María	-104.5160°	22.2550°
CFE	Chapalagana	-104.5080°	21.9450°

---

Para la construcción del mapa digital ráster, que muestra la variación espacial del número de curva de escurrimiento (CN), se utilizó el conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), escala 1:250 000 serie V, 2011-2012 (INEGI, 2017a), y del conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250,000 serie II, 2002-2007 (INEGI, 2017b).

## Procedimiento

La función de producción de escurrimiento, derivada del método de número de curva de escurrimiento (CN) del Servicio de Conservación de Suelos, desarrollado por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos, es uno de los métodos más utilizados debido a su sencillez para la estimación de la precipitación en exceso como una función de la precipitación acumulada, tipo de suelo, vegetación y humedad antecedente (Ponce & Hawkins, 1996).

El procedimiento se basa en la ecuación de balance hídrico y en dos hipótesis fundamentales de acuerdo con Sithara (2015). La primera establece que la relación entre el volumen de escurrimiento directo y el escurrimiento potencial máximo correspondiente a una superficie impermeable es igual a la relación entre la infiltración real y la infiltración potencial máxima. La segunda hipótesis establece que la infiltración inicial es una fracción de la retención potencial. La Ecuación (1), Ecuación (2) y Ecuación (3) representan las hipótesis mencionadas anteriormente:

$$P = I_a + F + Q \quad (1)$$

$$\frac{Q}{P-I_a} = \frac{F}{S} \quad (2)$$

$$I_a = \lambda S \quad (3)$$

Donde  $Q$  = escurrimiento directo o precipitación efectiva (mm);  $P$  = precipitación total (mm);  $I_a$  = abstracciones iniciales (mm);  $F$  = infiltración acumulada excluyendo  $I_a$ ;  $S$  = retención o infiltración potencial máxima (mm). Para aplicaciones prácticas, se supone  $I_a = 0.2 S$ .

Como abstracciones iniciales se consideran cinco categorías según Ponce y Hawkins (1996): (1) intercepción por el follaje de la vegetación; (2) intercepción en embalses; (3) infiltración al subsuelo; (4) evaporación de cuerpos de agua y del mismo suelo, y (5) evapotranspiración de la vegetación.

Combinando la Ecuación (1) y la Ecuación (2) se tiene:

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a + S)} \quad (4)$$

Sustituyendo  $I_a = 0.2 S$  en la Ecuación (4):

$$Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{(P + 0.8S)} \quad (5)$$

Donde  $Q = 0$  para  $P \leq 0.2 S$ ;  $S$ , en términos de CN, se representa con la Ecuación (6):

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (6)$$

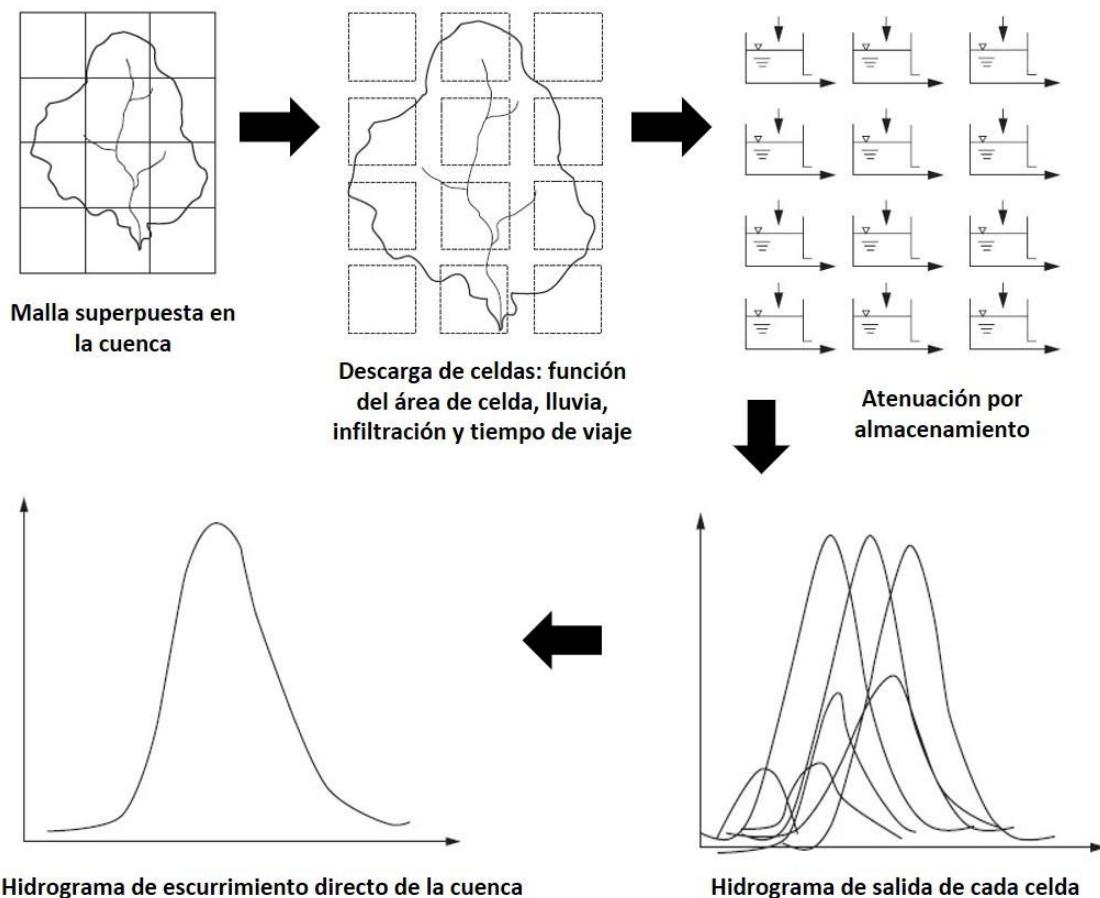
Donde  $CN$  = número de curva de escurrimiento. Para darse una idea del rango de variación de los valores de  $CN$ ; un  $CN = 98$  representa

una superficie impermeable, y un  $CN = 30$  es para suelos permeables y altas tasas de infiltración (USACE, 2000).

La función de transferencia del escurrimiento se realiza con el método del hidrograma unitario modificado de Clark. De acuerdo con Kull y Feldman (1998), el método consiste en transitar el escurrimiento producido en cada celda hasta la salida de la cuenca después de transcurrir un intervalo de tiempo igual al recorrido desde la celda hasta la salida (Ecuación (7)):

$$t_{celda} = tc \left( \frac{d_{celda}}{d_{máx}} \right) \quad (7)$$

Donde  $t_{celda}$  es el tiempo de viaje de la celda en horas;  $t_c$ , el tiempo de concentración de la cuenca en horas;  $d_{celda}$ , la distancia de viaje de una celda hasta la salida de la cuenca en metros, y  $d_{máx}$  es la distancia de viaje para la celda que está más distante de la salida. Los resultados de cada celda se combinan para producir el hidrograma final, como se muestra conceptualmente en la Figura 2.



**Figura 2.** Modelo conceptual hidrograma unitario modificado de Clark (Kull & Feldman, 1998).

Para el cálculo del hidrograma producido en la cuenca, el método ModClark requiere la estimación de los parámetros tiempo de concentración ( $t_c$ ) y coeficiente de almacenamiento ( $R$ ).

Según McCuen, Wong y Rawls (1984), existen dos definiciones aceptadas para el tiempo de concentración ( $t_c$ ). En la primera,  $t_c$  está definido como el tiempo que requiere una gota de agua en llegar del

punto más alejado de la cuenca hasta la salida de ésta. En la segunda, el  $t_c$  se basa en el hietograma de la tormenta y el hidrograma; el tiempo de concentración es el tiempo entre el centro de masa de la lluvia en exceso y el punto de inflexión en la recesión del hidrograma del escurrimiento directo. En la investigación se usó la ecuación de Kirpich expresada en la Ecuación (8) (Chow, Maidment, & Mays, 1988):

$$t_c = 0.000325 \frac{L^{0.77}}{S^{0.385}} \quad (8)$$

Donde  $t_c$  es el tiempo de concentración en  $h$ ;  $L$ , la longitud del cauce principal de la cuenca en  $m$ , y  $S$  es la pendiente del cauce principal ( $m/m$ ).

El coeficiente de almacenamiento se estima desde un hidrograma observado. Representa la razón entre el volumen bajo del hidrograma después del segundo punto de inflexión (curva de recesión) y el valor del gasto en este punto USACE, (1982). La Ecuación (9) estima tal coeficiente:

$$R = \frac{\int_{PI}^{\infty} Q(t) dt}{Q_{PI}} \quad (9)$$

Donde  $R$  es el coeficiente de almacenamiento;  $\int_{P_I}^{\infty} Q(t)$ , el volumen bajo el hidrograma después del segundo punto de inflexión, y  $Q_{P_I}$  es el valor en el punto de inflexión.

La literatura indica que el coeficiente de almacenamiento  $R$  es  $c$  veces el tiempo de concentración, como se indica en la Ecuación (10):

$$R = c \times t_c \quad (10)$$

Domínguez *et al.* (2008) indican que  $c$  puede ser igual a 0.6; la *US Army Corps of Engineers*, citada por Magaña-Hernández *et al.* (2013), recomienda que  $c$  sea igual a 0.8. En este trabajo se calculó con  $0.75 \cdot t_c$ , pues generó mejores resultados en el proceso de calibración.

El tránsito de los escurrimientos se hizo con el método Muskingum, con la siguiente ecuación:

$$S = K[xI] + (1 - x)O \quad (11)$$

La Ecuación (11) es una relación entre el almacenamiento ( $S$ ), las entradas ( $I$ ) y las salidas ( $O$ ) del tramo en análisis (Bedient, Huber, & Vieux, 2013), donde  $S$  es el almacenamiento en el tramo de corriente;  $I$ , el caudal de entrada;  $O$ , el caudal de salida;  $K$ , la constante de tiempo de recorrido del tramo de corriente; y  $x$  es un factor de peso que

relaciona las entradas y salidas del almacenamiento en el tramo de corriente.

Para la evaluación del modelo se usaron dos medidores: el coeficiente eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash & Sutcliffe, 1970) y la raíz del cuadrado medio del error (RSME) (Vargas-Castañeda, Ibáñez-Castillo, & Arteaga-Ramírez, 2015):

$$NSE = 1 - \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_{med})^2} \right] \quad (12)$$

$$RSME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2} \quad (13)$$

Donde  $Y^{obs}$  es el valor observado;  $Y^{sim}$ , el dato simulado, y  $Y^{media}$  es la media de los datos observados.

El coeficiente de NSE evalúa la magnitud de la varianza residual entre los datos observados y modelados (Ecuación (12)). El coeficiente varía de  $-\infty$  a 1; si  $NSE = 1$ , el valor es óptimo; entre 0 y 1 es aceptable; para valores  $\leq 0$  se considera a la media como mejor predictor que el valor simulado, considerando inaceptable el desempeño del modelo. Moriasi *et al.* (2007) proponen los rangos en NSE en la Tabla 2.

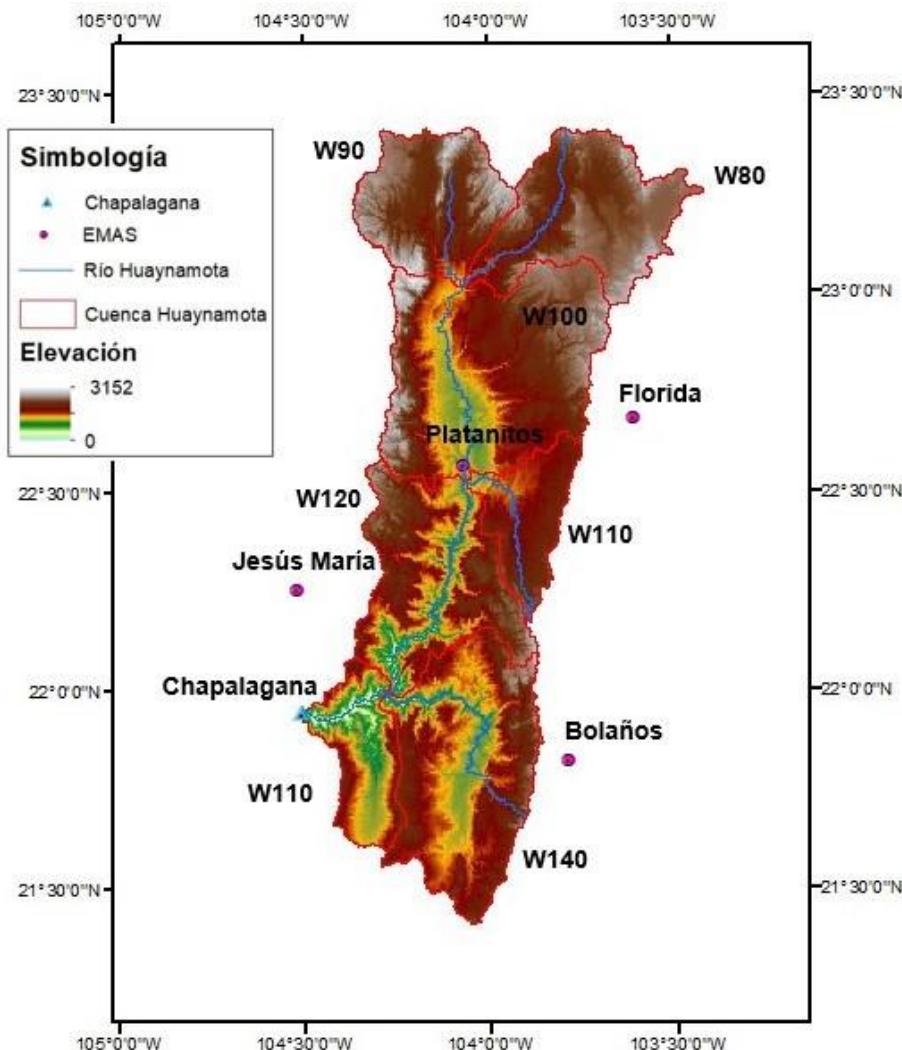
**Tabla 2.** Criterios de evaluación de los modelos hidrológicos empleando el índice de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE).

Intervalo	Clasificación
NSE < 0.5	Insatisfactorio
0.5 < NSE < 0.65	Satisfactorio
0.65 < NSE < 0.75	Bueno
0.75 < NSE < 1.0	Muy bueno

El coeficiente RSME (Ecuación (13)) mide el error medio en términos absolutos entre lo observado y simulado, y tiene las unidades de los caudales de los hidrogramas que se comparan, en este caso  $\text{m}^3/\text{s}$ .

Para la implementación del modelo fue necesario lo siguiente:

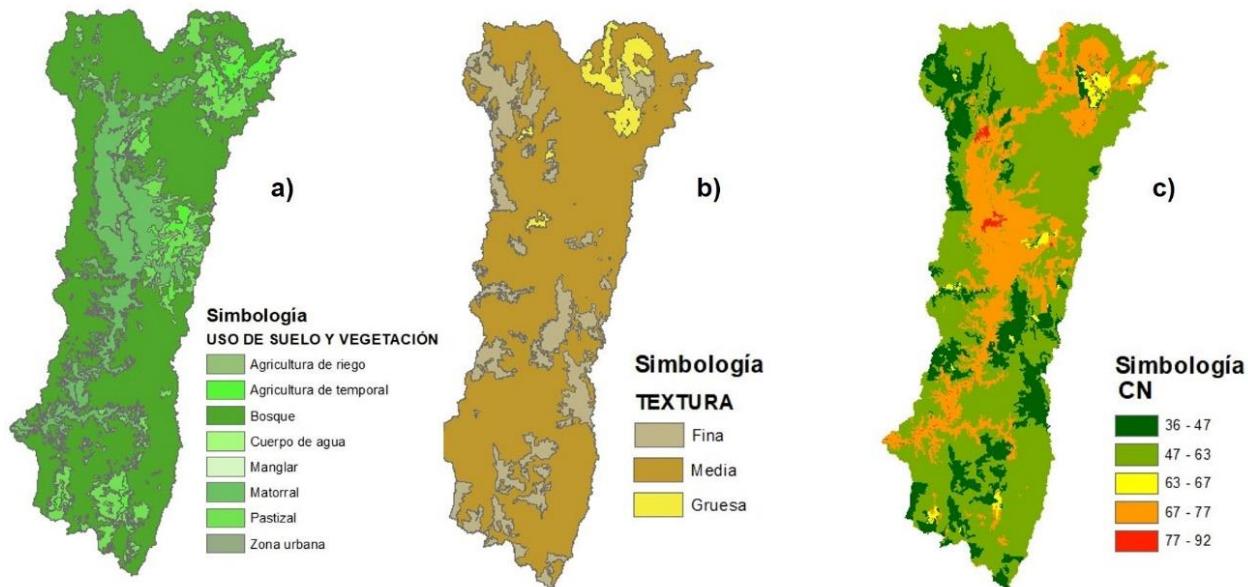
Se determinaron las características fisiográficas (Figura 3) a partir de un modelo digital de elevación (MDE) descargado del continuo de elevaciones mexicano 3.0 (CEM 3.0), que está a una resolución de 15 m; los productos fueron la delimitación de la cuenca y subcuenca, identificación del cauce principal y los parámetros fisiográficos mediante la extensión *HEC-GeoHMS*, distribuida de forma gratuita por USACE (2013) para *ArcMap 10.3*.



**Figura 3.** Subcuencas del río Huaynamota hasta la estación Chapalagana en Nayarit.

La variación espacial del número de curva de escurrimiento CN (Figura 4), se determinó con las capas vectoriales de edafología serie II, y uso de suelo y vegetación serie V del INEGI (2017a), con el

procedimiento propuesto por USACE (2013) en *HEC-GeoHMS* para *ArcMap 10.3*.



**Figura 4.** a) Uso de suelo y vegetación; b) tipo de textura; c) número de curva en la cuenca del río Huaynamota.

## El proceso de calibración del modelo hidrológico en *HEC-HMS* versión 4.2

Los caudales observados pueden utilizarse para optimizar el funcionamiento del modelo por medio de la estimación o mejora de los valores de los parámetros. El proceso de optimización empieza con valores iniciales de los parámetros y éstos se ajustan para que los resultados simulados se aproximen a los caudales observados y sea lo más certero posible. *HEC-HMS* versión 4.2 usa dos algoritmos de búsqueda de los parámetros que minimizan esa diferencia o error; tales algoritmos parten del valor inicial que se les da hasta encontrar el valor óptimo. El objetivo de ese algoritmo de búsqueda es minimizar la diferencia entre valores observados y simulados. Si los hidrogramas observados y simulados fueron totalmente idénticos, ese error o diferencia sería cero.

**Algoritmo de búsqueda:** los dos algoritmos de búsqueda que puede usar el *HEC-HMS* versión 4.2 son el método del gradiente univariado, y de Nelder y Mead (USACE, 2015). El gradiente univariado evalúa y ajusta un parámetro, mientras que el resto los deja constantes. El método de Nelder y Mead usa un algoritmo simplex, para evaluar todos los parámetros de manera simultánea y determina qué parámetro ajustar. *HEC-HMS* usa por *default* el método del gradiente univariado.

**Función objetivo:** la función objetivo mide la bondad de ajuste entre los caudales calculados y observados. *HEC-HMS* 4.2 da la opción de entre ocho funciones objetivos diferentes (USACE, 2015): (1) función de error RMSE, que calcula la raíz del cuadrado medio del error; (2) función de error RMSE ponderada, que es parecida a la función objetivo anterior, con la diferencia de que le da más peso a los caudales que

están por arriba de la media y menos peso a los caudales debajo de la media; el manual de usuario *HEC-HMS* no da detalles de qué tanto es ese peso ponderado; (3) función de error RMSE aplicado a los logaritmos de caudales para hacer énfasis en las diferencias de caudales pequeños y grandes; (4) la función suma del cuadrado de los residuales SSR da mayor peso a errores grandes que pequeños; (5) la función suma de los residuales absolutos da peso igual a los errores grandes y pequeños; (6) la función de porcentaje de error en el caudal máximo sólo da énfasis a ese valor; (7) la función de error del volumen ignora caudales máximos o consideraciones del momento real en que ocurren los caudales, en favor de sólo considerar optimizar volumen; (8) la función tiempo de ocurrencia da mayor énfasis a los errores que ocurren al final y menos a los que ocurren al principio, lo cual favorece una etapa de “calentamiento” del modelo. El *HEC-HMS*, por *default* elige la función #2, aquella que da mayor importancia a no equivocarse al momento de calcular los caudales que están por arriba de la media.

**Calibración de este modelo:** este trabajo se realizó en *HEC-HMS* versión 4.2; se usó como algoritmo de búsqueda del valor óptimo el método del gradiente univariado y la función objetivo que se consideró fue la que da mayor penalización al equivocarse en calcular un caudal por arriba de la media. Esta última elección fue porque se espera que el modelo sea útil para pronóstico de avenidas, a fin de alertar a poblaciones, y dicha alerta es mayor con caudales arriba de la media. El modelo *HEC-HMS* informó como coeficientes de ajuste a la raíz del cuadrado medio del error (RSME) y el coeficiente de Nash-Sutcliffe.

(NS). El usuario tiene la opción de generar de manera automática y otorgarle al *HMS* un grupo de parámetros a optimizar; por ejemplo, primero todos los números de curva de escurrimiento por subcuenca; los tiempos de retraso; los tiempos de concentración, o todos los parámetros de tránsito en cauces, etcétera. Incluso por prueba y error, adicionar un parámetro y ver qué tan sensible es la función objetivo a tales cambios. En este trabajo se hicieron varias pruebas (por prueba y error), sumando parámetros y observando cuán sensible se comportaba el proceso de optimización, ya que *HEC-HMS*, para cada parámetro optimizado, reporta lo que se llama *objective function sensitivity*. La literatura informa que de los modelos hidrológicos superficiales, uno de los parámetros más sensibles es el número de curva de escurrimiento (Moriasi *et al.*, 2007), cuestión que se pudo comprobar; sin embargo, se partió de un valor de NC, obtenido a partir del tipo de suelo y cobertura vegetal, y sólo se permitió que dicho parámetro variara hasta  $\pm 20\%$  al momento de calibrar. El otro parámetro que se determinó con sensibilidad fue al coeficiente de almacenamiento *R* (Ecuación (10)), el cual es *c* veces el tiempo de concentración. Se probaron valores entre 0.6 y 0.75, tal como lo reporta la literatura (Domínguez *et al.*, 2008; Magaña-Hernández *et al.*, 2013), y se obtuvo mejor respuesta a que el valor de *c* fuera de 0.75. Se probaron los parámetros de tránsito de avenida en cauces con Muskingum, *K* y *x*, pero no hubo mejora notable en la disminución del error entre los caudales observados y simulados. No se deseó elegir el modo automático de calibración *HEC-HMS*, porque

modifica notablemente los parámetros hidrológicos de manera arbitraria con tal de forzar el ajuste entre lo observado y simulado.

En resumen, se exponen tres comentarios finales acerca del procedimiento:

- Se corrieron dos modelos hidrológicos en el ambiente del software *HEC-HMS* versión 4.2: (1) un modelo hidrológico agregado con HU de Clark original, con información meteorológica horaria proveniente de las EMA de CFE; (2) un modelo hidrológico distribuido con el HU de Clark modificado, con la información meteorológica horaria derivada de las imágenes de satélite *GPM-IMERG*. Ambos modelos usaron la metodología de número de curva de escurrimiento para calcular láminas escurridas; ambos modelos hicieron el tránsito de avenidas en cauces con el método de Muskingum.
- En la construcción de la base de datos de lluvia, provenientes de imágenes de satélite, se generaron series de tiempo con las imágenes *GPM-IMERG* para cada evento seleccionado. El preproceso de las imágenes se realizó en *ArcMap*, para después convertirlas al formato \*.dss, con la herramienta *asc2dssGrid.exe* (USACE, 2016), incluido en la extensión *HEC-GeoHMS*.
- Los eventos de lluvia considerados en la modelación fueron tres: (1) del 21 al 26 de julio de 2016; (2) del 14 al 24 de agosto de 2017; (3) del 1 al 16 de septiembre de 2017. En estas fechas se tuvieron disponibles los datos de imágenes de satélite de lluvia

*GPM-IMERG y los datos horarios de lluvia y caudal de las EMA de la Comisión Federal de Electricidad.*

## Resultados

La Tabla 3 muestran los resultados de los modelos hidrológicos ejecutados tanto con la información de EMA de CFE como la corrida con datos de lluvia de las imágenes de satélite. Además, se observa que los mejores resultados se consiguen a partir de aquellos modelos hidrológicos alimentados de forma directa con la lluvia registrada por las EMA de la CFE. Los modelos hidrológicos alimentados con datos de lluvia estimados de imágenes de satélite presentan menor ajuste, medido tanto con índice de eficiencia de Nash, NSE, como con la raíz del cuadrado medio del error (RSME). Es probable que los datos de imágenes no hayan sido calibrados por la NASA con información tan detallada, en forma temporal y espacial, como lo es la de la CFE; pero cabe recordar que la CFE, a diferencia del Servicio Meteorológico Nacional, no tiene abiertos sus datos al público. Sin embargo, hay lugares de México donde no hay datos de EMA de CFE o del SMN distribuidos espacialmente de la manera deseada o ni siquiera existen.

Las imágenes de la NASA son una alternativa para desarrollar modelos hidrológicos. Además de los tres eventos modelados en este trabajo, sólo el del 21 al 26 de julio del 2016 presentó un ajuste pobre, medido con el índice de eficiencia de Nash, NSE y también medido con RSME.

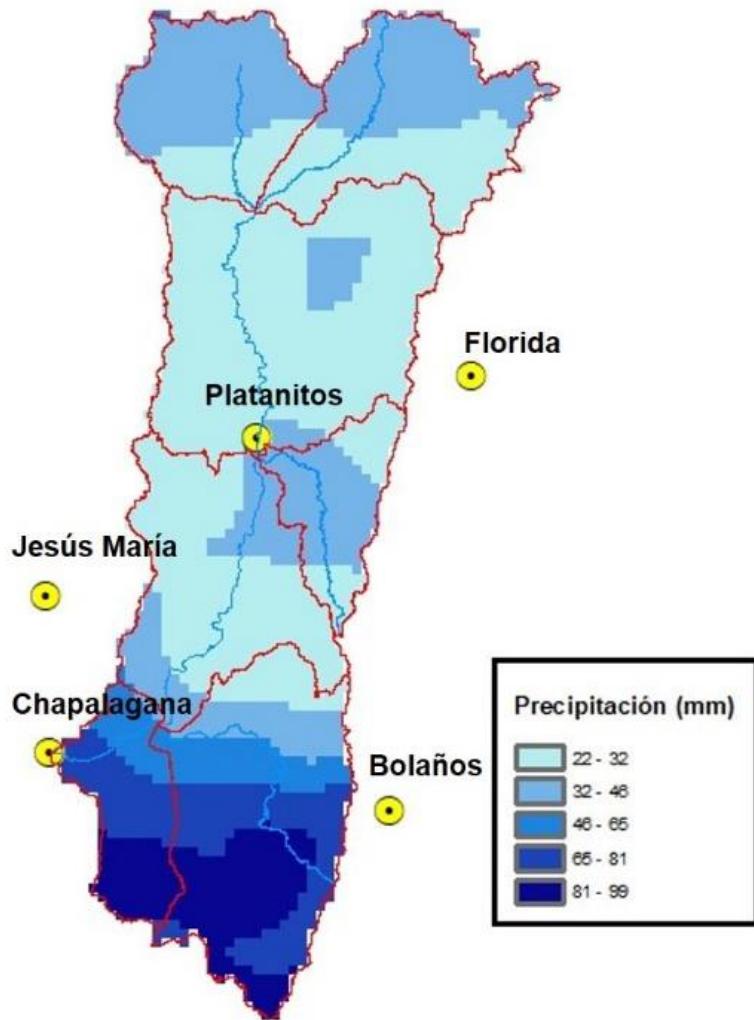
**Tabla 3.** Resultados de los modelos hidrológicos calibrados.

Fecha del evento	Fuente datos	Qcalc ( $m^3 s^{-1}$ )	Qobs ( $m^3 s^{-1}$ )	Vcalc (mm)	Vobs (mm)	RSME ( $m^3 s^{-1}$ )	NSE
<b>lluvia</b>							
Del 21 al 26 de julio de 2016	EMA	440.2	641.9	4.52	3.73	73.0	0.625
Imágenes de satélite							
Del 14 al 24 de agosto de 2017	EMA	439.5	465.9	5.06	5.18	23.0	0.932
Imágenes de satélite							
Del 1º al 16 de septiembre de 2017	EMA	624.7	1171.0	32.44	35.22	186.7	0.567

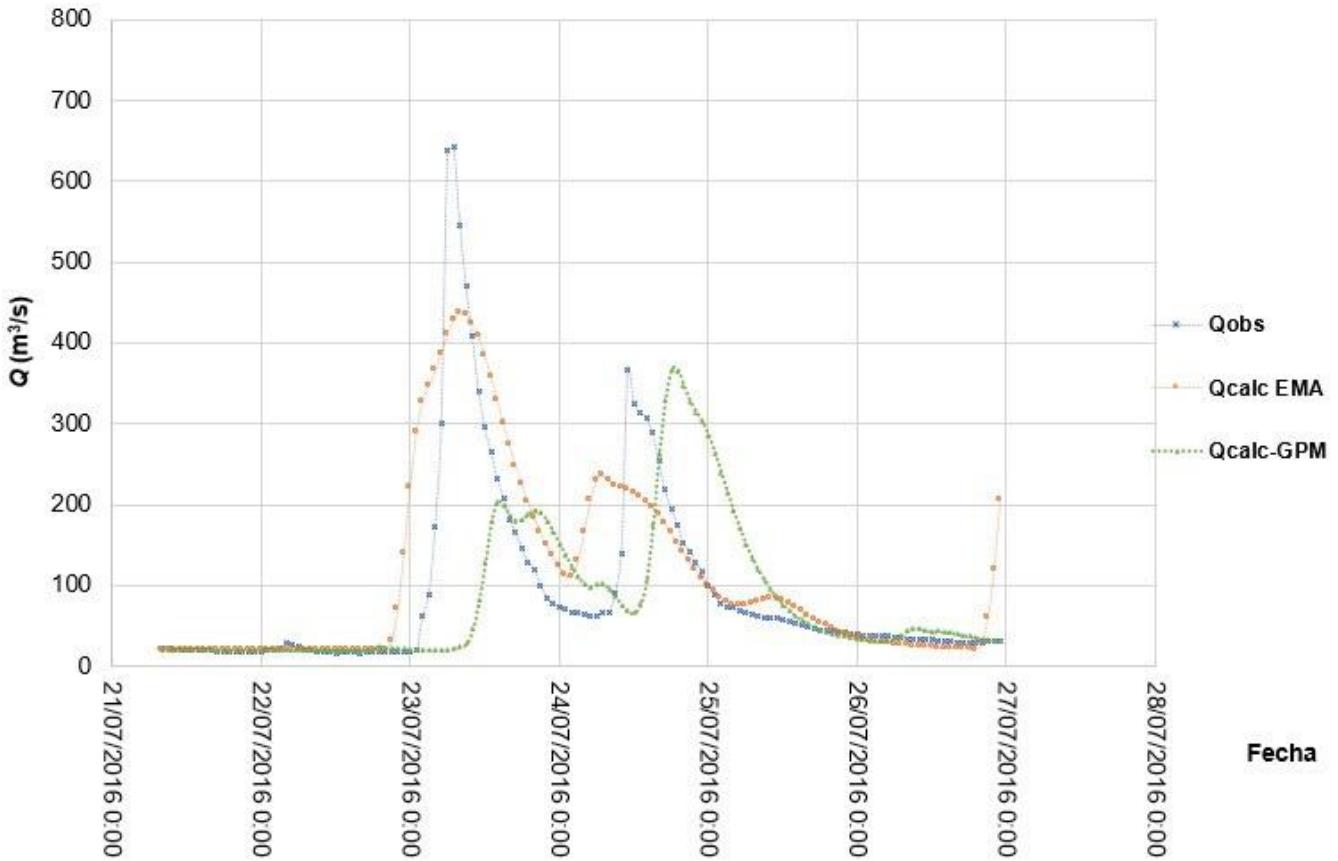
Evento	Imágenes	969.4	1171.0	44.16	35.22	194.3	0.530
máximo	de						
del año	satélite						
2017							

---

La Figura 5 expone los datos procesados de lluvia a partir de las imágenes de satélite para el evento del 21 al 26 de julio de 2016; la Figura 6 muestra las corridas del modelo tanto con datos de EMA como con datos de imágenes de satélite. Se observa, en lo que respecta a caudales máximos, que el modelo alimentado con datos de EMA presenta mejores resultados tanto para predecir valor como la hora en que ocurrió.



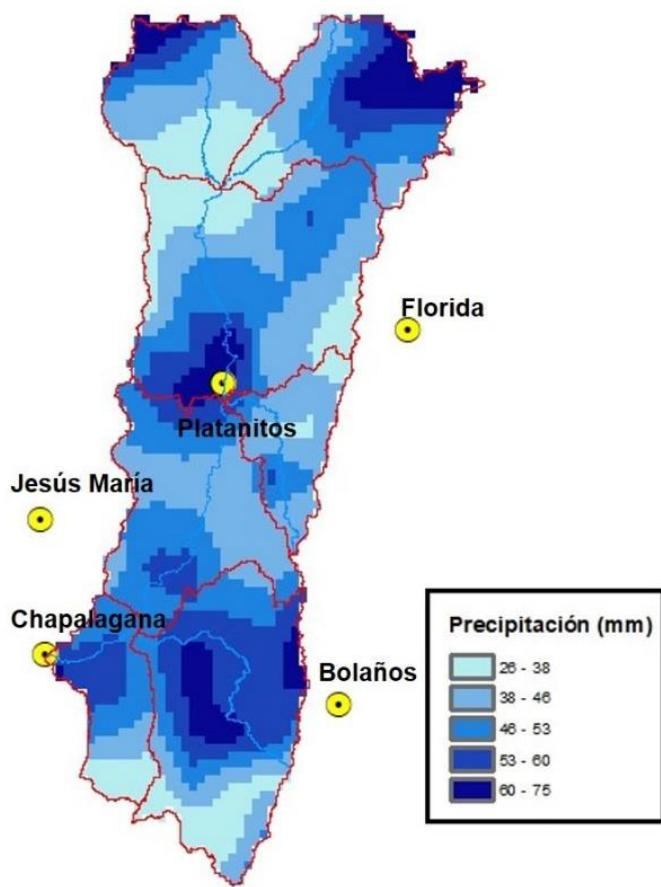
**Figura 5.** Precipitación acumulada con imágenes *GPM-IMERG* para el evento del 21 al 26 de julio 2016.



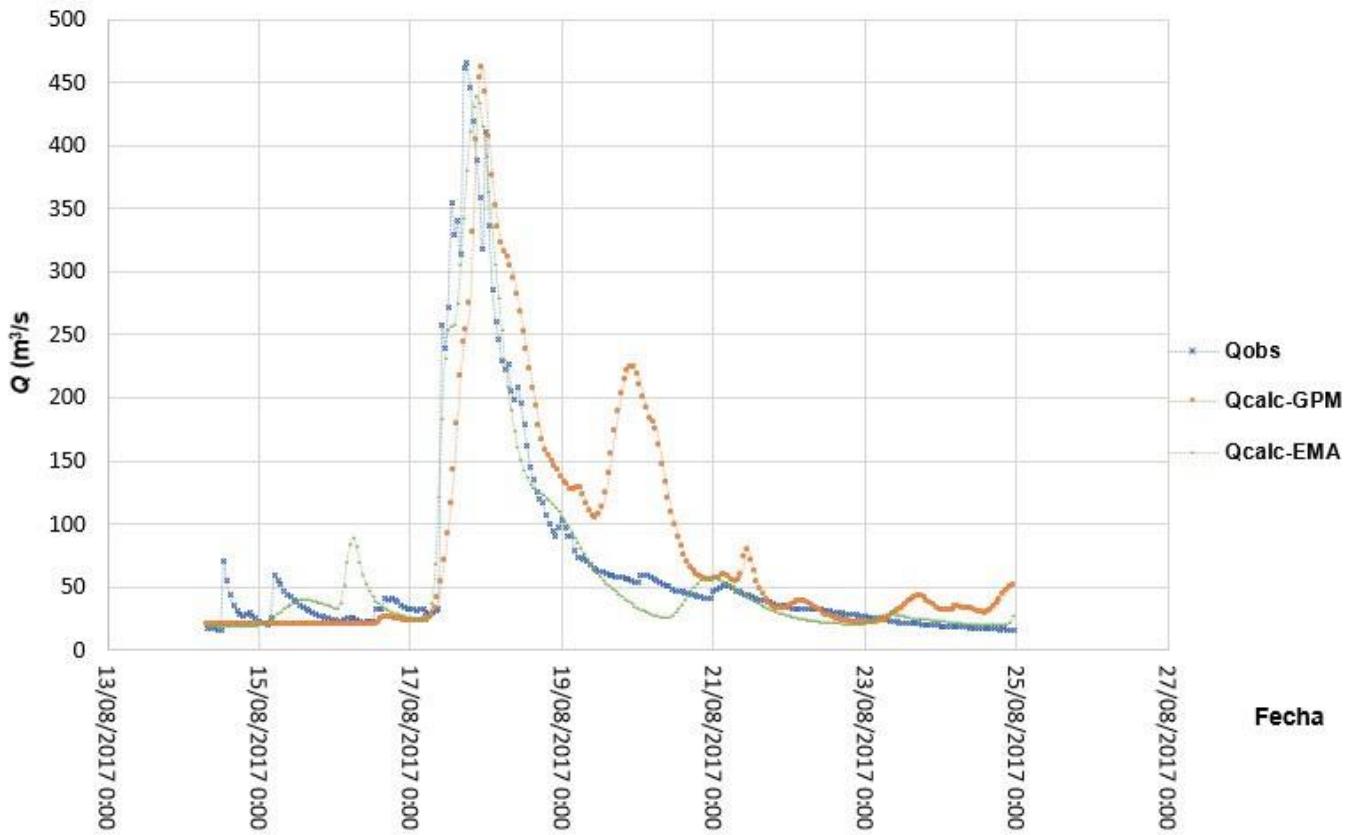
**Figura 6.** Caudales observados y simulados en la estación Chapalagana para los eventos ocurridos del 21 al 26 de julio de 2016.

La Figura 7 muestra los datos procesados de lluvia a partir de las imágenes de satélite para el evento del 14 al 24 de agosto de 2017; la Figura 8 expresa las corridas del modelo tanto con datos de EMA como con imágenes de satélite. Se observa, en lo que respecta a caudales máximos, que el modelo alimentado con datos de EMA presenta los mejores resultados ( $NSE = 0.932$ ); casi se sobreponen las gráficas de

hidrograma estudiado e hidrograma simulados con datos de EMA (Figura 8). El modelo alimentado con datos de imágenes de satélite iba muy bien hasta que en un periodo de dos días disminuyó su ajuste, entre el 19 y 21 de agosto, lo que lo llevó a un NSE de 0.531. El modelo de EMA es casi perfecto en referente a valores de caudales, así como en su predicción y volúmenes.



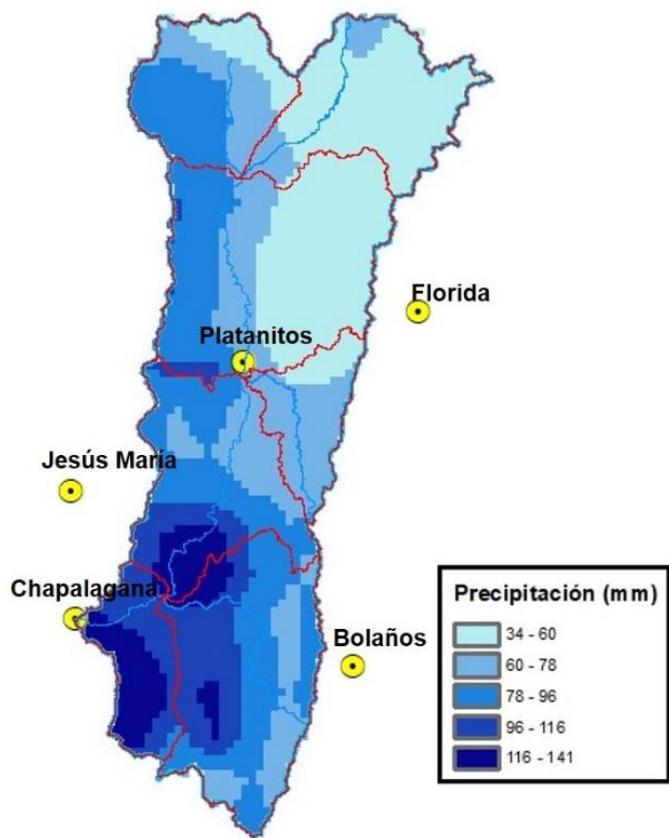
**Figura 7.** Precipitación acumulada con imágenes *GPM-IMERG* para el evento del 14 al 24 de agosto de 2017.



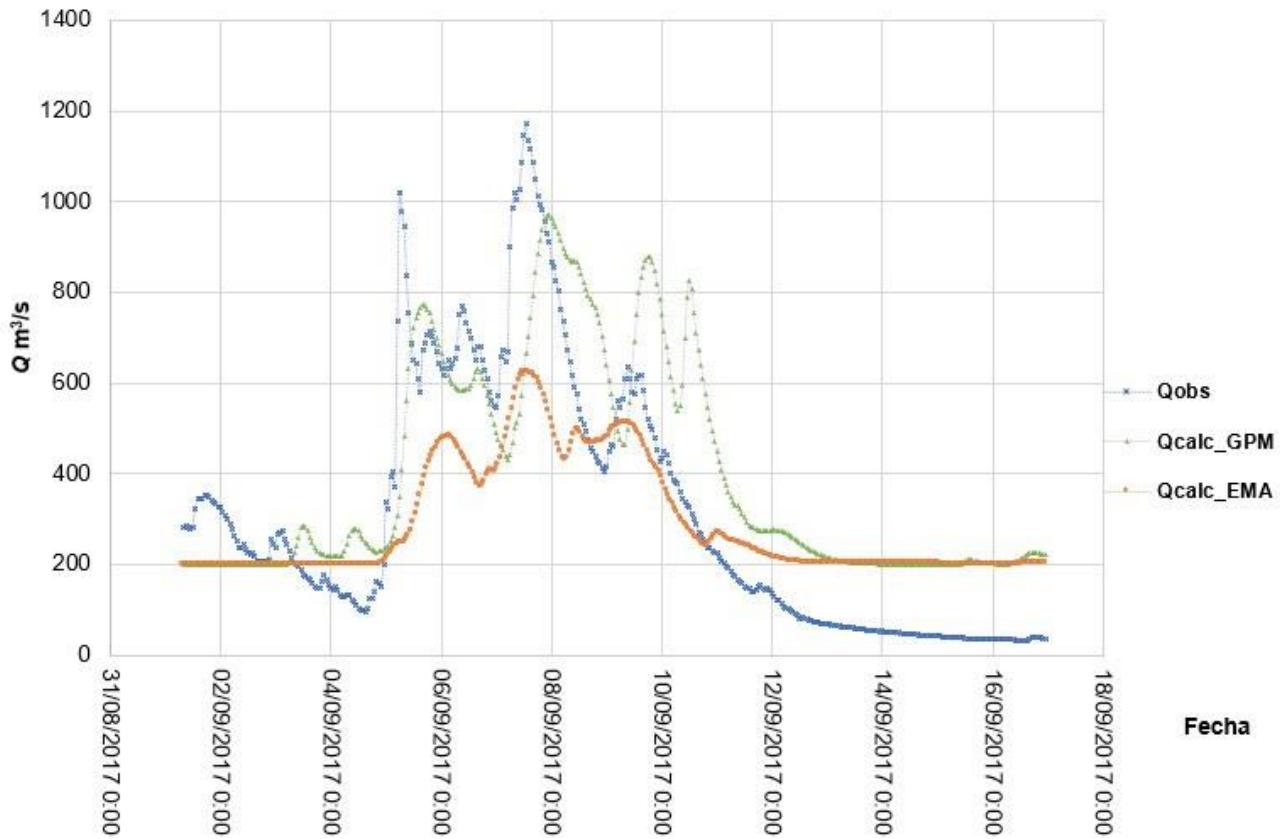
**Figura 8.** Caudales observados y simulados en la estación Chapalagana para el evento ocurrido del 14 al 24 de agosto de 2017.

La Figura 9 expone los datos procesados de lluvia a partir de las imágenes de satélite para el evento del 1º al 16 de septiembre de 2017; la Figura 10 presenta las corridas del modelo tanto con datos de EMA como con datos de imágenes de satélite. Se observa, en lo referente a caudales máximos, que el modelo alimentado con datos de EMA presenta los mejores resultados con NSE = 0.567. El modelo alimentado

con datos de imágenes presenta un NSE de 0.530. Cabe mencionar que aunque el modelo de EMA medido con NSE y RSME es ligeramente superior, se observa que en el modelo alimentado con dato de lluvia de las imágenes, el error en estimar el caudal máximo es de 17%; mientras que el error al estimar dicho caudal con modelo de EMA es de alrededor de 50%. En lo que atañe a volúmenes, también el modelo alimentado con EMA presenta mejores resultados.



**Figura 9.** Precipitación acumulada con imágenes *GPM-IMERG* para el evento del 1º al 16 de septiembre de 2017.



**Figura 10.** Caudales observados y simulados en la estación Chapalagana para el evento del 1º al 16 de septiembre de 2017.

Si este trabajo se compara con otros previos, hechos en México, quizá sería con aquellos que emplean el modelo hidrológico alimentado con datos de lluvia de radar. En ellos, su tamaño de cuenca va de 35 a 3 242  $km^2$  (Magaña-Hernández *et al.*, 2013; Méndez-Antonio *et al.*, 2014); en este trabajo se refirió a una cuenca de alrededor de 12 000

km<sup>2</sup>, lo que dificulta más la instrumentación y representación de la distribución espacial de la lluvia.

Existen dos trabajos relativamente recientes sobre modelos hidrológicos con imágenes de satélite (Zubieta *et al.*, 2017; Zubieta, Laqui, & Lavado, 2018). Ambos usan imágenes de satélite para la lluvia, pero uno es a escala de tiempo diaria y el otro es mensual. En este trabajo, la escala es horaria.

## Discusión

Se observó mayor eficiencia de Nash-Sutcliffe en cada uno de los eventos simulados con modelos agregados usando el hidrograma unitario de Clark, al cual se le suministró la precipitación de cinco estaciones distribuidas en una superficie de 12 075 km<sup>2</sup>, que tiene la cuenca del río Huaynamota, a pesar de que no representa una distribución espacial uniforme de la precipitación.

Lo anterior pudiera explicarse por dos razones: (1) la velocidad del flujo se consideró constante entre cada una de las celdas, afectando los parámetros de tiempo de concentración y el coeficiente de almacenamiento; el tamaño de celda para cada una de las mallas

utilizadas en el desarrollo del trabajo fue de 2 km x 2 km; (2) en definitiva, los datos medidos en tierra son más confiables que los de las imágenes. Sin embargo, las imágenes de satélite *GPM-IMERG* de la NASA son una opción que no tiene información meteorológica de tierra, con la suficiente distribución espacial y temporal (horaria).

## Conclusiones

Los datos de lluvia registrados por las estaciones meteorológicas automáticas (EMA), comparados a los de las imágenes de satélite GPM-IMERG, representaron mejor el proceso lluvia-escurrimiento.

Considerando que la precipitación es el insumo principal en la modelación hidrológica, el uso de esta nueva generación de imágenes es de gran interés en estudios hidrológicos, pero habría que considerar en futuras investigaciones la calibración de las imágenes a partir de información de precipitación de estaciones ubicadas en el territorio nacional.

Se concluye, a partir de los resultados de la modelación hidrológica con datos de lluvia estimados de imágenes y comparados al modelo con datos de lluvia de EMA, que las imágenes son una buena

opción para la modelación hidrológica y aplicable a lugares en donde la información meteorológica medida en tierra es deficiente.

### Agradecimientos

A la Comisión Federal de Electricidad, por permitirnos acceso a su base de datos hidrometeorológica, a través del sitio web administrado por el Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias.

### Referencias

- Bedient, P. B., Huber, W. C., & Vieux, B. E. (2013). *Hydrology and floodplain analysis* (5<sup>th</sup> ed.). New York, USA: Pearson.
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (1988). *Applied hydrology*. New York, USA: McGraw-Hill.
- CFE, Comisión Federal de Electricidad. (2018). *Sistema de Monitoreo de Cuencas de CFE*. Recuperado de <https://h06814.iie.org.mx/cuencas/logon.aspx?ReturnUrl=%2Fcuenas%2Fdefault.aspx>
- Domínguez, M. R., Esquivel, G. G., Méndez, A. B., Mendoza, R. A., Arganis, J. M. L., & Carrioza, E. E. (2008). *Manual del modelo para pronóstico de escorrimiento*. Ciudad de Mexico, México: Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4687.5287>
- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., & Nelkin, E. J. (2017). *Integrated multi-*

*satellite retrievals for GPM (IMERG) Technical documentation.*  
Purdue, USA: National Aeronautics and Space Administration.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017a). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Serie V.* Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017b). *Conjunto de datos vectoriales edafológico. Serie II.* Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017c). *Continuo de elevaciones mexicano 3.0 (CEM 3.0).* Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/index.jsp>

Ioannidou, M. P., Kalogiros, J. A., & Stavrakis, A. K. (2016). Comparison of the TRMM precipitation radar rainfall estimation with ground-based disdrometer and radar measurements in South Greece. *Atmospheric Research*, 181, 172-185. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.06.023>

Kull, D. W., & Feldman, A. D. (1998). Evolution of Clark's unit graph method to spatially distributed runoff. *Journal of Hydrologic Engineering*, 3(1), 9-19. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1998\)3:1\(9\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1998)3:1(9))

Magaña-Hernández, F., Ba, K. M., & Guerra-Cobián, V. H. (2013). Estimación del hidrograma de crecientes con modelacion determinística y precipitación derivada de radar. *Agrociencia*, 47(8), 739-752.

- McCuen, R. H., Wong, S. L., & Rawls, W. J. (1984). Estimating urban time of concentration. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(7), 887-1002. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1984\)110:7\(887\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:7(887))
- Méndez-Antonio, B., Caetano, E., Soto-Cortés, G., Rivera-Trejo, F. G., Carvajal Rodríguez, R. A., & Watts, C. (2013). Weather radar data and distributed hydrological modelling: An application for Mexico Valley. *Open Journal of Modern Hydrology*, 3(2), 79-88. Recuperado de <https://doi.org/10.4236/ojmh.2013.32011>
- Méndez, A. B., Soto-Cortés, G., Rivera-Trejo, F., & Caetano, E. (2014). Modelación hidrológica distribuida apoyada en radares meteorológicos. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(1), 83-101.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. & Veith T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885-900. Recuperado de <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River forecasting through conceptual models. Part 1 - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0022169470902556?via%3Dihub>
- Olivera, F., & Maidment, D. (1999). Geographic information systems (GIS)-based spatially distributed model for runoff routing. *Water*

*Resources Research*, 35(4), 1155-1164. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/228582442\\_Geographic\\_Information\\_Systems\\_GIS-Based\\_Spatially\\_Distributed\\_Model\\_for\\_Runoff\\_Routing](https://www.researchgate.net/publication/228582442_Geographic_Information_Systems_GIS-Based_Spatially_Distributed_Model_for_Runoff_Routing)

Ponce, V. M., & Hawkins, R. H. (1996). Runoff curve number: Has it reached maturity? *Journal of Hydrologic Engineering*, 1(1), 11-19. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1996\)1:1\(11\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1996)1:1(11))

Sithara, J. (2015). GIS based Runoff estimation using NRCS method and time-area method. *Scientific & Engineering Research*, 5(7), 306-312.

USACE, United States Army Corps of Engineers. (1982). *HEC-1 Training document No.15*. California, USA: United States Army Corps of Engineers.

USACE, United States Army Corps of Engineers. (2000). *Hydrologic Modeling System-HEC-HMS: Technical Reference Manual*. Washington, DC, USA: United States Army Corps of Engineers.

USACE, United States Army Corps of Engineers. (2013). *HEC-GeoHMS geospatial hydrologic modelling extension: user's manual version 4.2. User's manual-version 10.1*. Recuperado de <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-geohms/>

USACE, United States Army Corps of Engineers. (2015). *HEC-HMS user's manual version 4.1*. Recuperado de <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/>

USACE, United States Army Corps of Engineers. (2016). *Workshop: Application of HEC-HMS using gridded precipitation in watersheds outside of the United States.* Recuperado de [https://www.hec.usace.army.mil/training/CourseMaterials/Mongolia\\_Workshop/Workshop\\_Mongolia.pdf](https://www.hec.usace.army.mil/training/CourseMaterials/Mongolia_Workshop/Workshop_Mongolia.pdf)

Vargas-Castañeda, G., Ibáñez-Castillo, L. A., & Arteaga-Ramírez, R. (2015). Development, classification and trends in rainfall-runoff modeling. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 7(1), 5-21. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.5154/r.inagbi.2015.03.002>

Vieux, B. (2004). *Distributed hydrologic modeling using GIS. Water Science and Technology Library. Book 48* (2<sup>nd</sup> ed.). New York, USA: Springer.

Zubieta, R., Getirana, A., Espinoza, J. C., Lavado-Casimiro, W., & Aragon, L. (2017). Hydrological modeling of the Peruvian-Ecuadorian Amazon Basin using GPM-IMERG satellite-based precipitation dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(7), 3543-3555. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-21-3543-2017>

Zubieta, R., Laqui, W., & Lavado, W. (2018). Modelación hidrológica de la cuenca del río Ilave a partir de datos de precipitación observada y de satélite, periodo 2011-2015, Puno, Perú. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 85-105. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-05-04>

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-10

Notas

## **Análisis de la interacción de aguas superficiales y subterráneas en una cuenca volcánica andina, Chile**

## **Analysis of the interaction of surface water and groundwater in an Andean volcanic catchment, Chile**

Víctor Parra<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7447-7790>

Enrique Muñoz<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0438-3080>

José Luis Arumí<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8101-3510>

Jerónimo Paredes<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7035-9372>

<sup>1</sup>Universidad de Concepción, Concepción, Chile, vmparra@ing.ucsc.cl

<sup>2</sup>Universidad Católica de la Santísima Concepción, Concepción, Chile,  
emunozo@ucsc.cl

<sup>3</sup>Universidad de Concepción, Concepción, Chile, jarumi@udec.cl

<sup>4</sup>Universidad de Concepción, Concepción, Chile, jparede@udec.cl

Autor para correspondencia: Víctor Parra, vmparra@ing.ucsc.cl

### **Resumen**

En la zona centro-sur de Chile, el río Renegado, durante la época de estiaje presenta un comportamiento irregular, con tramos secos y de alto caudal, intercalados a lo largo del río al mismo tiempo. Este estudio tiene por objetivo identificar interacciones entre aguas superficiales y subterráneas que permitan explicar dicho comportamiento. Mediante una campaña de medición de caudal a lo largo del río, un análisis de las condiciones geológicas de la cuenca y el uso de un modelo numérico de flujo de agua subterránea, se describen y representan las interacciones entre el nivel freático y el río. Como resultado, se identifica que la combinación particular de topografía y geología dada por la naturaleza volcánica de la cuenca lleva al río a ganar y perder aguas superficiales a lo largo de éste. Se recomienda analizar la interacción de agua superficial y subterránea para abordar estudios de diseño hidrológico y la gestión del agua en sistemas volcánicos con características similares.

**Palabras clave:** interacción de aguas superficiales y subterráneas, geología, hidrología de montaña.

## Abstract

In the central-southern zone of Chile, the Renegado River presents an irregular behavior during the dry season, with dry and high flow sections along the river at the same time. The objective of this study was to identify interactions between surface and groundwater that explain this behavior. Through a flow measurement campaign along the river, an analysis of the geological conditions of the basin and the use of a numerical groundwater flow model, the interactions between the water

table and the river were described and represented. As a result, it was identified that the combination of topography and geology given by the volcanic nature of the catchment leads the river to gain or lose surface water along the river. It is recommended to analyze the interaction surface and groundwater to address hydrological design studies and water management in volcanic systems with similar characteristics.

**Keywords:** Surface water and groundwater interaction, geology, mountain hydrology.

Recibido: 01/06/2018

Aceptado: 24/01/2020

## Introducción

Comprender las interacciones entre las aguas superficiales y subterráneas es importante para la gestión eficaz de los recursos hídricos. Estas interacciones a lo largo de los ríos están controladas por las características de la cuenca, como la topografía y geología (Banks *et al.*, 2009). La topografía tiene importancia fundamental en el control de

las interacciones entre el agua subterránea y el agua superficial (Harvey & Bencala, 1993), especialmente en áreas con relieve pronunciado.

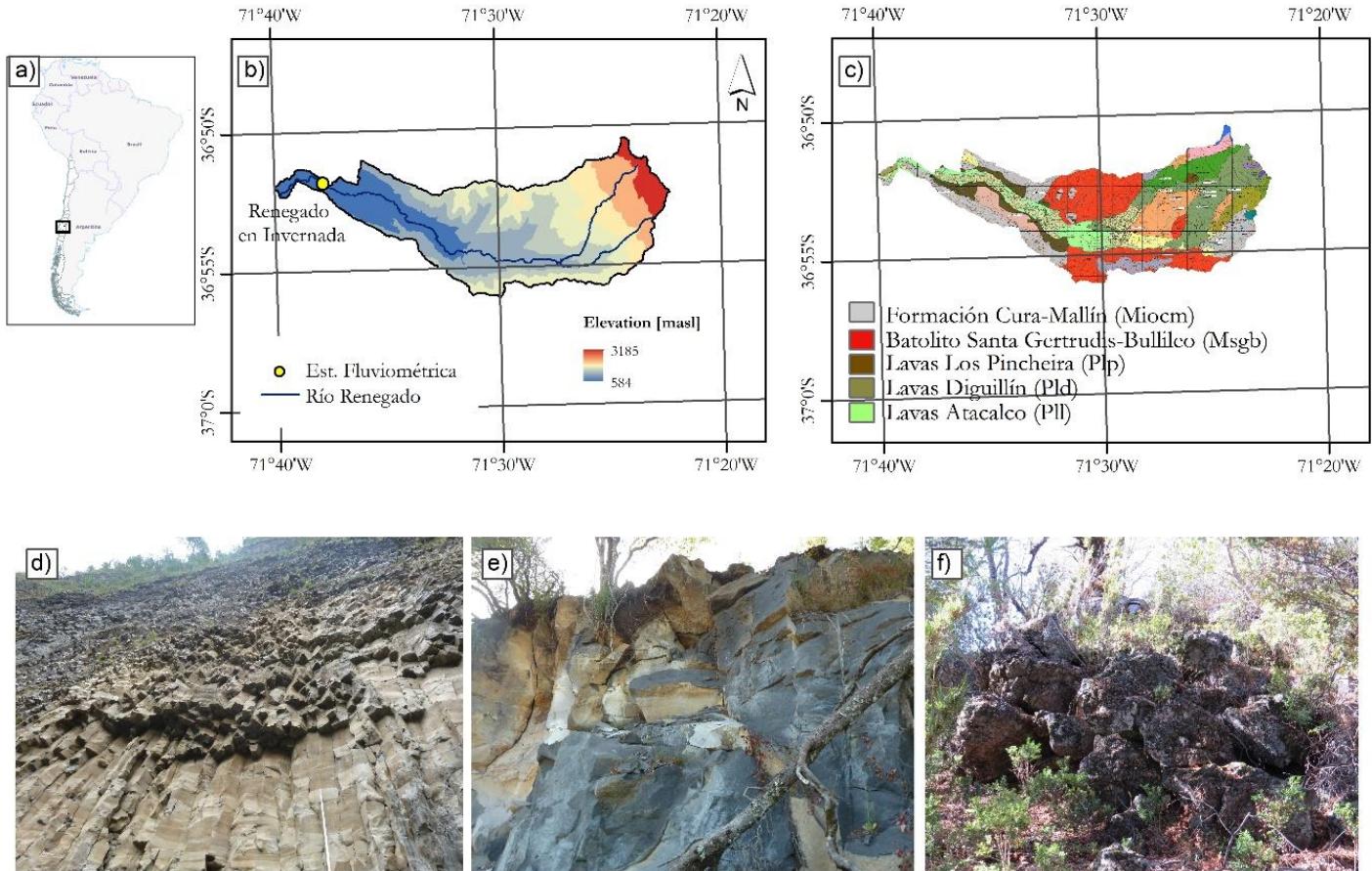
La interacción entre las aguas superficiales y subterráneas, y su relación con la topografía y la geología ha sido estudiada por varios investigadores (p. ej., Harvey & Bencala, 1993; Fan, Toran, & Schlische, 2007; Banks *et al.*, 2009), sin embargo, se han realizado pocos estudios en sistemas de acuíferos en rocas fracturadas (Banks *et al.*, 2009). Por lo general, los sistemas fracturados están influenciados por procesos volcánicos que son más complejos, debido a la heterogeneidad geológica del acuífero de roca fracturada. Algunas áreas montañosas están altamente influenciadas por procesos volcánicos, como la cuenca alta del río Diguillín en Chile (Dixon *et al.*, 1999; Naranjo, Gilbert, & Sparks, 2008), o el área influenciada por el volcán El Chichón en México (Peiffer *et al.*, 2011), entre otros. Los depósitos volcánicos están compuestos por formaciones fracturadas y permeables, que favorecen las interacciones entre aguas superficiales y subterráneas (Arumí, Rivera, Muñoz, & Billib, 2012). Estas interacciones se conocen como "pérdidas de agua" o "ganancias de agua", y pueden invalidar el supuesto de "similitud hidrológica" (Reed *et al.*, 2006; Wagener, Sivapalan, Troch, & Woods, 2007), utilizado por lo común para estimaciones de caudales y diseño hidrológico. El supuesto de "similitud hidrológica" se basa en que cuencas con características similares (p. ej., geomorfología, clima y uso del suelo) se comportan de igual forma en la generación de escorrentía. No obstante, este supuesto puede no cumplirse, producto de ciertas características topográficas y geológicas de la cuenca y puede no ser válido incluso a escala local (de subcuenca).

Estudios previos han mostrado la existencia de interacciones significativas entre las aguas superficiales y subterráneas en el centro sur de Chile. Por ejemplo, Zúñiga, Muñoz y Arumí (2012) estimaron que el 75% del flujo base de estiaje del río Renegado se infiltra y, a la postre, se transfiere en forma subterránea a la cuenca del río Diguillín. Arumí, Oyarzún, Muñoz, Rivera y Aguirre (2014a) identificaron una serie de manantiales en el río Diguillín, que aportan cerca de 4.5 m<sup>3</sup>/s desde un sistema de rocas fracturadas, que se recarga por filtraciones de aguas lluvia en el valle del río Renegado. Recientemente, Muñoz, Arumí, Wagener, Oyarzún y Parra (2016) complementaron los estudios previos. Los autores estudiaron la complejidad de los procesos hidrológicos en las cuencas de montaña volcánicas y mencionaron que se requieren esfuerzos adicionales para comprender los principales procesos en dichos sistemas.

En tal contexto, este trabajo tiene como objetivo profundizar el análisis de la interacción local entre aguas superficiales y subterráneas en el río Renegado, además de proporcionar una comprensión de los procesos de infiltración de agua del río, con el fin de proponer recomendaciones para el análisis y diseño hidrológico en cuencas de montaña con sistemas geológicos de rocas fracturadas. El análisis de las interacciones se llevó a cabo mediante: 1) una campaña de medición de caudales en un tramo del río (en periodo de estiaje), y 2) un modelo de aguas subterráneas desarrollado en Groundwater Vistas (*MODFLOW*).

## Área de estudio

El río Renegado es una cuenca volcánica ubicada en la cordillera de Los Andes en el centro-sur de Chile (Figura 1, a). La cuenca del río Renegado ( $127 \text{ km}^2$ ) está controlada por la estación fluviométrica Renegado en Invernada. Está cubierta por bosque nativo y compuesta por capas de suelo muy permeable (Arumí *et al.*, 2014a). El mapa de elevación (Figura 1, b) expresa que su altitud varía entre 584 y 3 180 msnm. La zona presenta un régimen predominantemente pluvial, con una precipitación media anual alrededor de 2 371 mm (Muñoz *et al.*, 2016); sin embargo, el 5% de los años exhibe una influencia asociada con deshielos (Rubio-Álvarez & McPhee, 2010).



Dixon *et al.* (1999) y Naranjo *et al.* (2008) describieron que la zona fue formada por una serie de procesos volcánicos relacionados con el complejo volcánico Nevados de Chillán. Este sistema se compone de varios tipos de lavas (Figura 1, c), formadas a través de diferentes procesos que se han producido en los últimos 650 mil años. Estas lavas

presentan una alta permeabilidad debido al alto grado de fractura en las rocas, como resultado del enfriamiento rápido al entrar en contacto con el ambiente.

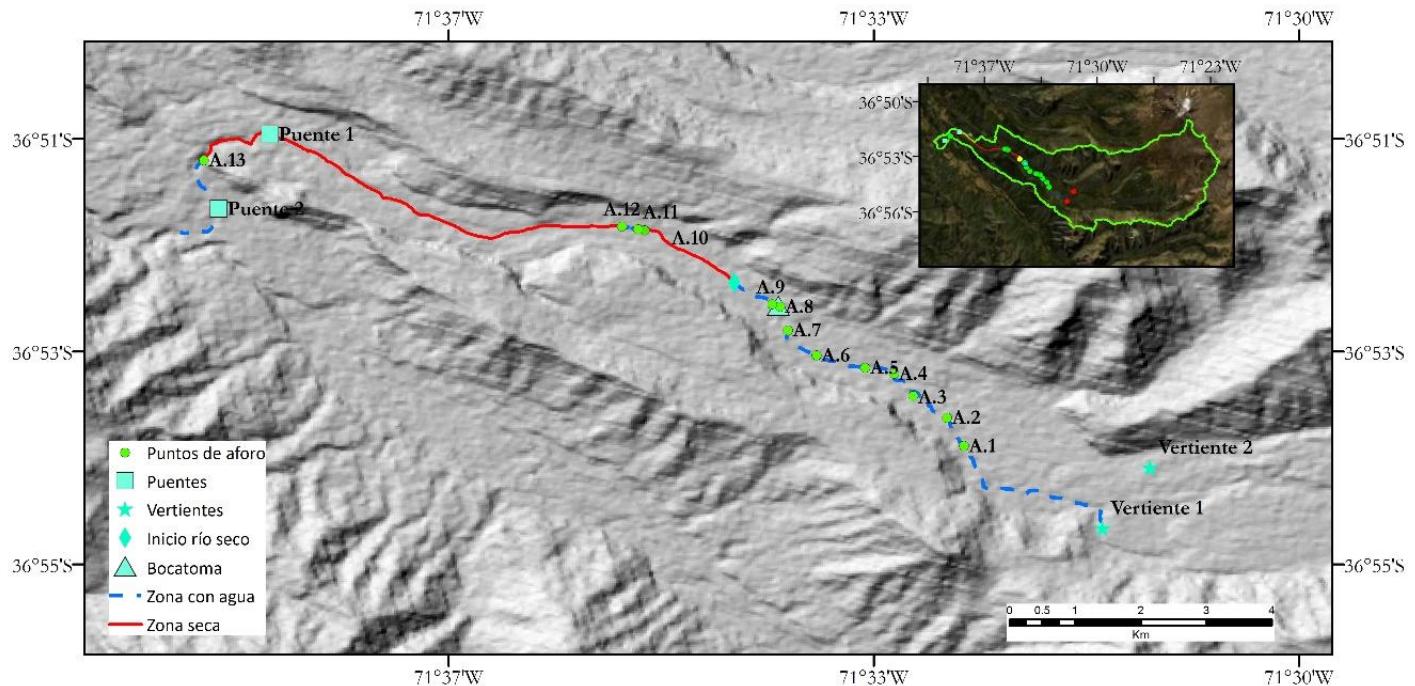
En particular, la cuenca del río Renegado presenta tres formaciones geológicas que predominan (Naranjo *et al.*, 2008): 1) lavas Los Pincheira, que se depositaron en el Pleistoceno medio, llenando por completo el valle durante un periodo glacial. Una de sus características más importantes es un profundo desarrollo de diaclasamiento, debido al contacto con el glaciar, lo que favorece el movimiento rápido del agua subterránea (Figura 1, d); 2) lavas Diguillín, también formadas durante el Pleistoceno medio, que se extienden a lo largo del valle del río Renegado, pues fueron bloqueadas por las lavas Los Pincheira, cambiando su rumbo y formando la conexión con el río Diguillín (Figura 1, e); 3) lavas Atacalco, que se depositaron durante el Pleistoceno medio y que, al igual que las anteriores (Diguillín), rellenaron el valle del río Renegado, cubriendo de forma lateral las lavas Los Pincheira y Diguillín. A lo largo del valle de Renegado es posible ver en su mayoría formaciones Atacalco del tipo mostrado en la Figura 1, f.

## Métodos

Para analizar las interacciones entre aguas superficiales y subterráneas en el río Renegado se usaron dos enfoques. El primero se basó en una campaña de medición de caudales (aforos); el segundo fue el desarrollo de un modelo de aguas subterráneas en *Groundwater Vistas* (MODFLOW), para representar y analizar dichas interacciones, y comprender mejor la relación entre nivel freático, topografía y geología en el área de estudio.

## Campaña de aforos

La campaña de aforos se llevó a cabo en el periodo de estiaje (bajo caudal) y abarcó un tramo de ~ 12.2 km del río Renegado. Teniendo en cuenta que los tramos superior e inferior del río Renegado se encuentran en un área de difícil acceso, la campaña se limitó a la parte media del río (Figura 2). Esta zona corresponde al área donde se han observado interacciones de aguas superficiales y subterráneas en campañas previas.



**Figura 2.** Ubicación de aforos a lo largo de un tramo de 12.2 km del río Renegado. Adicionalmente, se muestra la ubicación de las condiciones de borde (vertientes) utilizadas en el modelo de aguas subterráneas, el tramo seco del río Renegado (línea continua roja) y el tramo de río con aguas superficiales (línea discontinua azul).

Se realizaron 13 aforos en enero de 2015 (ver puntos en la Figura 2). Para las mediciones se utilizó la metodología recomendada por la Dirección General de Aguas (DGA, 1991). El instrumento utilizado fue un correntímetro electromagnético marca Valeport modelo 801.

Durante el trabajo de campo se observaron situaciones particulares en el río: 1) se encontró un desvío de agua artificial (ver ubicación en la Figura 2), que tiene un efecto significativo en el caudal

del río; 2) el río se seca por completo en dos tramos (ver líneas continuas en rojo en la Figura 2); 3) se encontró un importante afloramiento no documentado (ver punto en la Figura 2).

Se llevaron a cabo ocho aforos entre el primer punto de medición hasta la bocatoma. Aguas debajo del punto 8 (~100 m) se efectuó el aforo 9. En el tramo seco del río (~ 500 m aguas abajo del punto 9) se hicieron tres aforos menores asociados con dos pequeñas vertientes (aforo 10 y 11). Por último, se realizó el aforo 13 (ver ubicación en la Figura 2) aguas abajo del puente 1 (primer punto cuadrado en la Figura 2).

Del mismo modo, con el objetivo de analizar el supuesto de similitud hidrológica y el consecuente supuesto de proporcionalidad de caudales con área aportante, se estimó cómo se aumentaría el caudal hacia aguas abajo de cada punto aforado. Para ello se delimitaron las cuencas aportantes a cada punto medido, y se calcularon los caudales sobre éstos, asumiendo una relación lineal y directamente proporcional entre caudal y área de la cuenca aportante. Los resultados obtenidos se compararon después con los caudales medidos a partir de aforos.

## Modelo de aguas subterráneas

Se desarrolló un modelo de aguas subterráneas con el *software* *Groundwater Vistas* (versión 6), desarrollado por la *Environmental Simulations Incorporation* (ESI), y que incluye el código (modelo) MODFLOW de McDonald & Harbaugh (1988). MODFLOW es un modelo que simula sistemas en acuíferos continuos o porosos. La cuenca del río Renegado es una cuenca con influencia volcánica y geología fracturada, por lo que la modelación del acuífero de la cuenca puede salir de las capacidades del modelo, lo cual es una limitante. No obstante, según la geología descrita por Naranjo *et al.* (2008) y las observaciones realizadas en terreno, el relleno de las lavas Atacalco consiste en un material poroso (como se observa en Figura 1, f), continuo a lo largo del valle del río Renegado, por lo que el presente estudio considera que éste se comporta como un acuífero no confinado.

El modelo se desarrolló suponiendo un flujo unidireccional a lo largo del eje del río y considerando el valor de conductividad hidráulica equivalente para el medio poroso conformado por las lavas Atacalco calculado por Arumí *et al.* (2014b) de 30 m/día.

Para el modelo numérico se definieron dos condiciones de borde: 1) cota del nivel freático conocida (1 099 msnm) de dos manantiales ubicados aproximadamente a 2 500 m aguas arriba del aforo 1; y 2) cota (700 msnm) en el afloramiento encontrado en el punto 13. La ubicación de las condiciones de borde se presenta en la Figura 2.

Para la geometría del río se consideró un ancho promedio de ~ 2 000 m, resultado de un promedio de 80 secciones transversales espaciadas cada 150 m, obtenidas de *Google Earth*. La longitud del río

simulada fue de 14 700 m. La topografía del río se consiguió a partir de un modelo de elevación digital (DEM) basado imágenes del *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) de un arco segundo de resolución (30 m). Por último, los autores consideraron una recarga promedio de  $4.7 \cdot 10^{-3}$  m día<sup>-1</sup> estimada por Arumí *et al.* (2014b).

## Resultados y discusión

Los resultados de la campaña de aforos se presentan en la Tabla 1. Asimismo, se muestran los caudales estimados empleando el método de transposición de caudales. Al comparar ambos caudales se obtienen diferencias importantes. Desde el aforo 1 hasta el 8 (antes de la bocatoma) existe una diferencia de hasta -44%, lo que corresponde a un caudal medido 44% menor que el caudal calculado, considerado similitud hidrológica. Por el contrario, en el punto 13 se midió un caudal 37% mayor con respecto al caudal calculado por el método de transposición de caudales.

**Tabla 1.** Caudales medidos y transpuestos por relación lineal y directamente proporcional de caudal *versus* área aportante (m<sup>3</sup>/s).

Punto	Área (km <sup>2</sup> )	Caudal medido	Caudal transpuesto	Diferencia (%)
Aforo 1	88.56	0.744		
Aforo 2	89.5	0.669	0.752	-6.98
Aforo 3	102.5	0.573	0.861	-33.42
Aforo 4	102.8	0.522	0.864	-39.61
Aforo 5	106.6	0.609	0.895	-31.87
Aforo 6	108.1	0.596	0.908	-34.34
Aforo 7	110.6	0.586	0.929	-36.88
Aforo 8 <sup>(1)</sup>	110.8	0.519	0.931	-44.26
Aforo 9 <sup>(2)</sup>	110.9	0.076	0.931	-91.89
Aforo 10	118.5	0.001	0.995	-99.9
Aforo 11	118.5	0.011	0.995	-98.85
Aforo 12	118.5	0.023	0.996	-97.67
Aforo 13 <sup>(3)</sup>	129.7	1.495	1.090	37.13

<sup>(1)</sup>: Aforo aguas arriba de bocatoma.

<sup>(2)</sup>: Aforo aguas debajo de bocatoma.

<sup>(3)</sup>: Aforo en afloramiento.

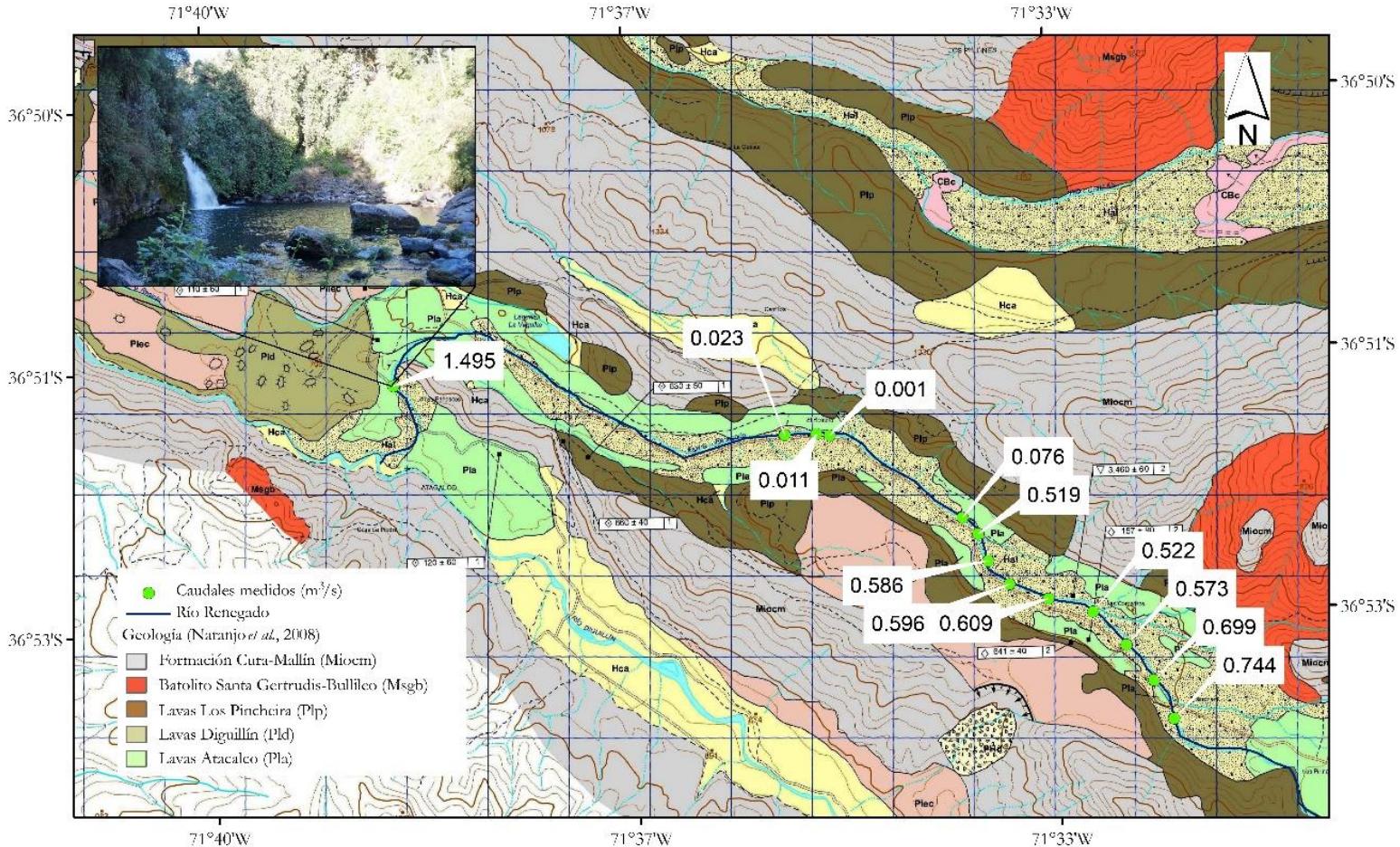
Complementariamente, al analizar la campaña de aforo, no se identificaron (de manera visual) diferencias importantes de caudal entre los aforos 1 y 8 (ver Figura 3(a) y Figura 3(b), respectivamente). Aguas

abajo del desvío (Figura 3(c)), se observó y midió una reducción del caudal de  $0.443 \text{ m}^3/\text{s}$ . La Figura 3(b) y Figura 3(d) exponen una comparación del río aguas arriba y abajo del desvío. Aguas abajo del aforo 9, el río se observó seco por completo por un tramo de alrededor de 1.5 km, lo que se puede apreciar en la Figura 3(e). Después, la Figura 3(f) expresa la primer vertiente pequeña observada hacia aguas abajo, pero éstas contribuyen con un caudal menor, en comparación con el caudal inicial ( $0.023$  versus  $0.774 \text{ m}^3/\text{s}$  en el aforo 1, ver Tabla 1), que mantiene un mínimo flujo base por un tramo de  $\sim 200 \text{ m}$  hasta que el río vuelve a secarse por alrededor de 5 km.



**Figura 3.** Registro fotográfico de las mediciones: (a) aforo 1; (b) aguas arriba del desvío de agua (aforo 8); (c) en la bocatoma, y (d) aguas debajo de la bocatoma (aforo 9); (e) ejemplo de la primera sección seca del río; (f) aforo en la primera vertiente (aforo 10).

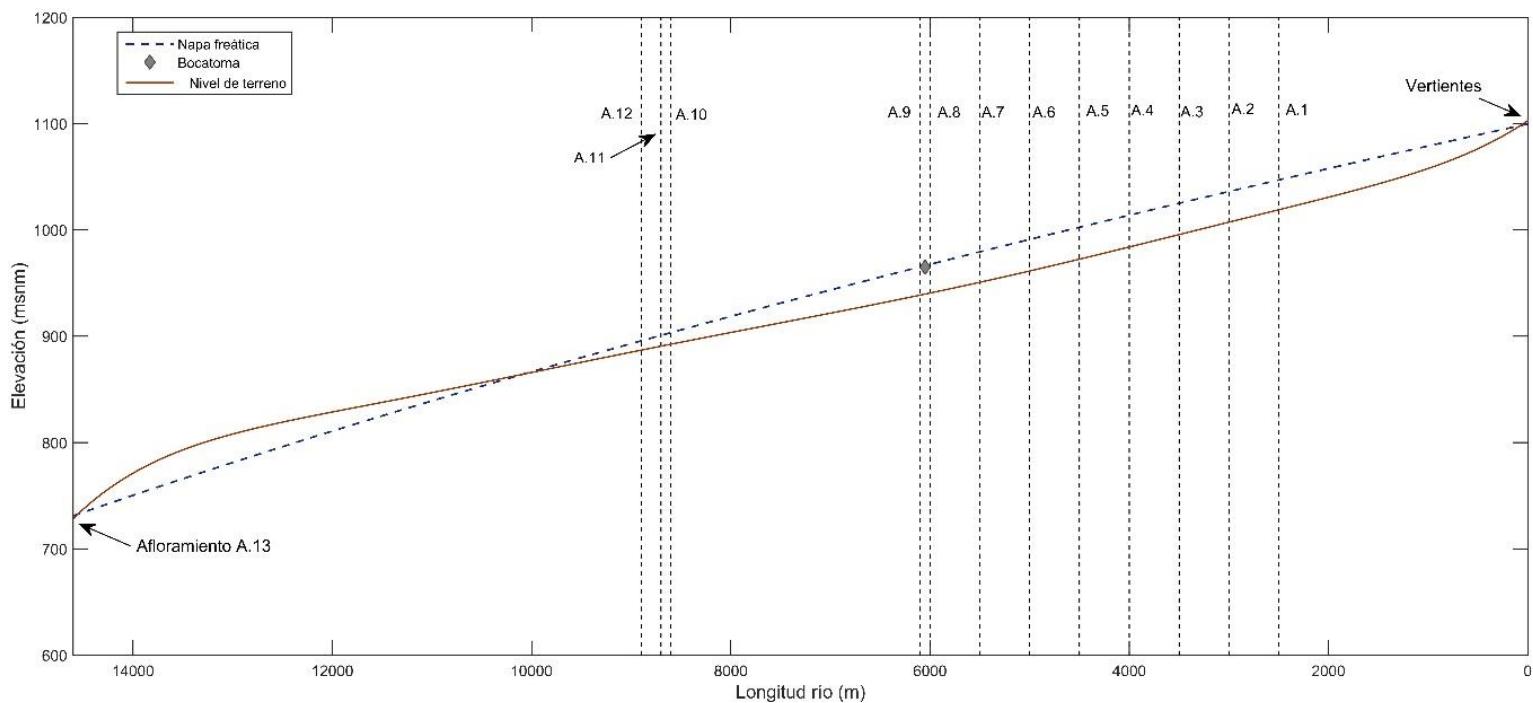
En general, los caudales medidos exhiben una pérdida de caudal en casi todos los puntos de medición. Sólo en el punto cinco se registra un aumento de caudal. Las pérdidas y recuperaciones a lo largo del río son consistentes con la topografía y geología descritas para la zona de estudio; puesto que las lavas presentes en la cuenca tienen edades menores a 600 000 años, se relacionan con alta permeabilidad asociada con el basalto joven (Yoshida & Troch, 2016), favoreciendo el proceso de infiltración. Además, los aforos se llevaron a cabo en una zona vinculada con las lavas Atacalco, situadas sobre las lavas Los Pincheira y debajo de depósitos aluviales (ver Figura 4); en consecuencia, estas pérdidas y ganancias de agua se deben al diaclasamiento que presentan las lavas Los Pincheira y Atacalco documentadas por Dixon *et al.* (1999) y Naranjo *et al.* (2008).



**Figura 4.** Caudales medidos superpuestos en el mapa geológico de Naranjo *et al.* (2008).

De modo complementario, la Figura 5 presenta el resultado del modelo de aguas subterráneas, que muestra la interacción entre el nivel de agua de los 14 700 m de río simulado (desde las vertientes 1 y 2 hasta el punto 13, Figura 2), y la topografía del eje longitudinal del mismo tramo, derivada a partir del DEM. En la figura se observa que el nivel del agua tiende a estar cerca de la superficie, entre los sectores de

las vertientes (primera condición de borde) hasta alrededor del punto 12 (ver Figura 5), y luego experimenta un descenso que se mantiene hasta interceptar el nivel del terreno en el sector del afloramiento más grande (aforo 13). Al comparar los resultados de la campaña de campo y el modelo numérico, se observó que el área donde desciende el nivel del agua (Figura 5) coincide con el inicio de la segunda sección seca del río encontrada en la campaña de terreno (ver segunda línea continua en rojo en Figura 2). Por lo tanto, se puede inferir que esta sección del río está desconectada del acuífero, quizás porque la tasa de infiltración (en ese tramo) es mayor al caudal superficial del río. De igual manera, la Figura 5 muestra que la zona del afloramiento (punto 13) coincide con la representación del nivel freático y la topografía, debido a que el nivel freático intercepta el nivel topográfico (ver esquina inferior izquierda de la figura).



**Figura 5.** Resultado del modelo numérico de aguas subterráneas (línea discontinua azul) y topografía (línea continua café). Las líneas verticales indican la ubicación de cada aforo a lo largo del río.

Con base en las pérdidas de caudal medidas a lo largo del río Renegado, las vertientes observadas a diferentes altitudes, que emergen a través del sistema de rocas fracturadas, en conjunto con los resultados encontrados por Arumí *et al.* (2014b) en el río Diguillín (asociados con las lavas Los Pincheira), sugieren que la interacción de las aguas superficiales y subterráneas dentro de la cuenca del río Renegado se ve favorecida por sus características de relieve geológico y topográfico. Además, el análisis del caudal medido en el aforo 13 (mayor que el estimado, asumiendo similitud hidrológica desde el aforo

1) sugiere que: 1) hay un gran suministro de agua a través de la roca fracturada; 2) las pérdidas de agua desde la superficie quizás se originan aguas arriba del aforo 1, reafirmando que existe un posible intercambio de aguas superficiales y subterráneas a lo largo del río, impulsado por la topografía y atribuido a las formaciones geológicas (volcánicas) y acuíferos rocosos fracturados (Montgomery, Rosko, Castro, Keller, & Bevacqua, 2003). De igual manera, refuerza la hipótesis de que estas fugas, influenciadas por características geológicas, afectan la conducta hidrológica del río Renegado y las cuencas vecinas, y explicaría el comportamiento hidrológico diferente observado por Zúñiga *et al.* (2012) y Muñoz *et al.* (2016). Del mismo modo, explicaría las diferencias entre los caudales medidos y los estimados utilizando el supuesto de similitud hidrológica.

Las características geológicas, junto con las interacciones observadas, se han identificado en zonas similares. Por ejemplo Zanon, Genereux y Oberbauer (2014) estudiaron un área en la selva tropical de Costa Rica, donde identificaron interacciones entre las aguas superficiales y subterráneas. Los autores describen que la geología de la zona estudiada está influenciada por procesos volcánicos, donde existen lavas altamente permeables. Muñoz *et al.* (2016) mencionan que el comportamiento hidrológico disímil de un sistema de cuencas ubicado en el centro-sur de Chile se debe a las características geológicas especiales (asociadas con lavas altamente permeables) y relacionadas con la topografía del complejo volcánico donde se encuentra el sistema que determina las transferencias de agua (resultados consistentes con los fundamentos descritos por Tóth, 1999). Considerando que un factor

común en estas áreas y en el río Renegado son las formaciones geológicas vinculadas con lavas altamente permeables, se puede suponer que la geología favorece la interacción de aguas superficiales y subterráneas a lo largo del río, además de tener un efecto significativo en la respuesta hidrológica de la cuenca (Arumí *et al.*, 2014b).

Con respecto a las diferencias entre los caudales medidos y estimados por similitud hidrológica (ver Tabla 1), junto con el análisis realizado surge la pregunta: ¿Es correcto asumir similitud hidrológica y aplicar el modelo de transposición de caudales dentro de una cuenca o entre cuencas de estas características en periodo de bajo caudal o estiaje? En este contexto, el método de transposición de caudales asume implícitamente el concepto de similitud hidrológica, pues es ampliamente utilizado y aplicado por ingenieros, en especial para predicción de caudales (máximos o mínimos) en cuencas no aforadas (Reed *et al.*, 2006). En periodos de estiaje, el caudal que escurre en el cauce es controlado por el proceso de liberación de aguas desde el acuífero. Como las formaciones geológicas volcánicas presentes en la cuenca favorecen la recarga, el movimiento y la liberación de aguas subterráneas (Parra, Arumí, Muñoz, & Paredes, 2019), existe una importante y compleja interacción de aguas superficiales y subterráneas que es difícil de observar y cuantificar. Por tanto, aplicar el método de similitud hidrológica en periodo de estiaje puede proporcionar resultados inciertos. Por esta razón, es importante tener presente la posibilidad de que existan limitaciones de la extrapolación del caudal en cuencas donde haya un conocimiento limitado sobre qué tan lejos pueden extrapolarse las características hidrológicas río arriba o abajo en una red

fluvial (Poff, Olden, Pepin, & Bledsoe, 2006). Es fundamental tener en cuenta los procesos o factores que predominan en la generación de caudales mínimos en cuencas de montaña, pues al no considerarlos se podría sobreestimar o subestimar un caudal de diseño de disponibilidad de agua. Por lo anterior, es recomendable realizar, al menos, una campaña de aforos, junto con la verificación de las características geológicas y topográficas en el punto que se desea estudiar, con el objetivo de confirmar los supuestos o cálculos que se realicen.

## Conclusiones

La topografía y geología presentes en la cuenca han influenciado en que el río Renegado " pierda" agua por infiltración en algunas áreas y "recupere" agua en otras. Éstas se encuentran asociadas con la unión de las lavas Los Pincheira y Atacalco, altamente permeables. Tal fenómeno favorece un movimiento rápido del agua subterránea que, además, combinado con la topografía, favorece la interacción entre aguas superficiales-subterráneas a lo largo del río. Por lo tanto, la topografía y la geología de la zona es un factor determinante en el comportamiento hidrológico de la cuenca.

Es importante resaltar que en la ingeniería práctica, el supuesto de similitud hidrológica entre y dentro de las cuencas se usa con mucha frecuencia para estimar caudales máximos o mínimos en cuencas no controladas. Sin embargo, como se ha demostrado en este estudio, la geología tiene un papel fundamental en los procesos hidrológicos que predominan en dichas cuencas. Por consiguiente, la aplicación del supuesto de similitud hidrológica en periodos de bajo caudal (estiaje) puede no dar resultados satisfactorios. Así, cuando se trabaja con cuencas con influencia volcánica, esta similitud debe analizarse y verificarse con un complemento de estudios (p. ej., geomorfológicos de uso de suelo y geológicos).

### Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto FONDECYT 11121287 *Hydrological process dynamics in Andean basins. Identifying the driving forces, and implications in model predictability and climate change impact studies*, y al Centro CRHIAM (ANID/FONDAP/15130015), por apoyar esta investigación.

### Referencias

- Arumí, J. L., Rivera, D., Muñoz, E., & Billib, M. (2012). Interacciones entre el agua superficial y subterránea en la región del Bío Bío de Chile. *Obras y Proyectos*, 12, 4-13. DOI: doi.org/10.4067/S0718-28132012000200001

- Arumí, J. L., Oyarzún, R., Muñoz, E., Rivera, D., & Aguirre, E. (2014a). Caracterización de dos grupos de manantiales en el río Diguillín, Chile. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(6), 151-158. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v5n6/v5n6a10.pdf>
- Arumí, J. L., Maureira, H., Souvignet, M., Pérez, C., Rivera, D., & Oyarzún, R. (2014b). Where does the water go? Understanding geohydrological behaviour of Andean Catchments in South-Central Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 61(5), 844-855. DOI: [doi.org/10.1080/02626667.2014.934250](https://doi.org/10.1080/02626667.2014.934250)
- Banks, E. W., Simmons, C. T., Love, A. J., Cranswick, R., Werner, A. D., Bestland, E. A., Wood, M., & Wilson, T. (2009). Fractured bedrock and saprolite hydrogeologic controls on groundwater/surface-water interaction: A conceptual model (Australia). *Hydrogeology Journal*, 17(8), 1969-1989. DOI: [10.1007/s10040-009-0490-7](https://doi.org/10.1007/s10040-009-0490-7)
- DGA, Dirección General de Aguas. (1991). *Manual básico para instrucción de hidromensores*. Santiago, Chile: Dirección General de Aguas. Recuperado de [https://dga.mop.gob.cl/legislacionyreglamentos/normas/Reglamentos/proced\\_hidromensor.pdf](https://dga.mop.gob.cl/legislacionyreglamentos/normas/Reglamentos/proced_hidromensor.pdf)
- Dixon, H., Murphy, J., Sparks, M., Chávez, S., Naranjo, J., Dunkley, J., Young, P., Gilbert, S., & Pringle, J. (1999). The geology of Nevados de Chillán Volcano, Chile. *Revista Geológica de Chile*, 26(2), 227-253. DOI: [doi.org/10.4067/S0716-02081999000200006](https://doi.org/10.4067/S0716-02081999000200006)

Fan, Y., Toran, L., & Schlische, R. W. (2007). Groundwater flow and groundwater-stream interaction in fractured and dipping sedimentary rocks: Insights from numerical models. *Water Resources Research*, 43. DOI: doi.org/10.1029/2006WR004864

Harvey, J., & Bencala, K. (1993). The effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments. *Water Resource Research*, 29(1), 89-98. DOI: doi.org/10.1029/92WR01960

McDonald, M. G., & Harbaugh, A. W. (1988). *A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model*. Virginia, USA: US Geological Survey.

Montgomery, E. L., Rosko, M. J., Castro, S. O., Keller, B. R., & Bevacqua, P. S. (2003). Interbasin underflow between closed altiplano basins in Chile. *Groundwater*, 41(4), 523-531. DOI: doi.org/10.1111/j.1745-6584.2003.tb02386.x

Muñoz, E., Arumí, J. L., Wagener, T., Oyarzún, R., & Parra, V. (2016). Unraveling complex hydrogeological processes in Andean Basins in South-Central Chile: An integrated assessment to understand hydrological dissimilarity. *Hydrological Processes*, 30(26). DOI: doi.org/10.1002/hyp.11032

Naranjo, J., Gilbert, J., & Sparks, R. (2008). *Geología del complejo volcánico Nevados de Chillán, Región del BíoBío*. Carta Geológica de Chile, Serie Geología Básica, Servicio Nacional de Geología y Minería. Recuperado de <https://www.sernageomin.cl/wp-content/uploads/volcanes/01/carta-NevadosdeChillan.pdf>

Parra, V., Arumí, J. L., Muñoz, E., & Paredes, J. (2019). Characterization of the groundwater storage systems of South-Central Chile: An approach based on recession flow analysis. *Water*, 11(11). DOI: doi.org/10.3390/w11112324

Peiffer, Y., Taran, A., Lounejeva, E., Solís-Pichardo, G., Rouwet, D., & Bernard-Romero, R. (2011). Tracing thermal aquifers of El Chichón Volcano-Hydrothermal System (Méjico) with  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ , Ca/Sr and REE. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 205(3-4), 55-66. DOI: doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2011.06.004

Poff, N., Olden, J., Pepin, D., & Bledsoe, B. (2006). Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. *River Research and Applications*, 22(2), 149-166. DOI: doi.org/10.1002/rra.902.

Reed, P. M., Brooks, R. P., Davis, K. J., DeWalle, D. R., Dressler, K. A., Duffy, C. J., Lin, H., Miller, D. A., Najjar, R. G., Salvage, K. M., Wagener, T., & Yarnal, B. (2006). Bridging river basin scales and processes to assess human-climate impacts and the terrestrial hydrologic system. *Water Resources Research*, 42(7). DOI: doi.org/10.1029/2005WR004153

Rubio-Álvarez, E., & McPhee, J. (2010). Patterns of spatial and temporal variability in streamflow records in South Central Chile in the Period 1952–2003. *Water Resources Research*, 46(5). DOI: doi.org/10.1029/2009WR007982

Tóth, J. (1999). Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal*, 7, 1-14.

Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P., & Woods, R. (2007). Catchment classification and hydrologic similarity. *Geography Compass*, 1(4), 901-931. DOI: doi.org/10.1111/j.1749-8198.2007.00039.x

Yoshida, T., & Troch, P. (2016). Coevolution of volcanic catchments in Japan. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20, 1133-1150. DOI: doi.org/10.5194/hess-20-1133-2016

Zanon, C., Genereux, D., & Oberbauer, S. (2014). Use of a watershed hydrologic model to estimate interbasin groundwater flow in a Costa Rican rainforest. *Hydrological Processes*, 28(10), 3670-3680. DOI: doi.org/10.1002/hyp.9917.

Zúñiga, R., Muñoz, E., & Arumí, J. L. (2012). Estudio de los procesos hidrológicos de la cuenca del río Diguillín. *Obras y Proyectos*, 11, 69-78.